

令和3年度化学物質安全対策
(規制化学物質に関する国際的な動向調査)

報告書

令和4年3月

日本エヌ・ユー・エス株式会社

目 次

1	業務の目的.....	1
2	調査内容及び実施方法.....	1
2.1	POPs 条約及び PIC 条約の規制対象物質及び規制候補物質に関する国際的な動向調査 ...	1
2.1.1	POPs 候補物質に関する調査.....	1
2.1.2	今後提案される可能性のある化学物質に関する調査.....	2
2.2	POPs 条約及び PIC 条約の関連会議における対応.....	2
2.2.1	第 10 回 POPs 条約締約国会議（COP10）	2
2.2.2	第 17 回残留性有機汚染物質検討委員会（POPRC17）	3
2.2.3	第 17 回化学物質検討委員会（CRC17）	3
2.2.4	国内検討会議の開催.....	3
2.3	OECD における化学物質規制動向.....	3
2.3.1	OECD/the Chemicals and Biotechnology Committee(OECD 化学バイオ委員会) の公式・ 非公式会合.....	3
3	業務の結果.....	4
3.1	POPs 条約及び PIC 条約の規制対象物質及び規制候補物質に関する国際的な動向調査 ...	4
3.1.1	POPs 候補物質に関する調査.....	4
3.1.2	今後提案される可能性のある化学物質に関する調査.....	37
3.2	POPs 条約及び PIC 条約の関連会議における対応.....	38
3.2.1	第 10 回 POPs 条約締約国会議（COP10）	38
3.2.2	第 17 回残留性有機汚染物質検討委員会（POPRC17）	38
3.2.3	第 17 回化学物質検討委員会（CRC17）	41
3.2.4	国内検討会議の開催.....	43
3.3	OECD における化学物質規制動向.....	45
3.3.1	OECD/the Chemicals and Biotechnology Committee(OECD 化学バイオ委員会) の公式・ 非公式会合.....	45

<資料>

- 資料 1 デクロランプラスの発生源等の概要
- 資料 2 デクロランプラスの残留性等の概要
- 資料 3 デクロランプラスの生物蓄積性等の概要
- 資料 4 UV-328 の発生源等の概要
- 資料 5 UV-328 の残留性等の概要
- 資料 6 UV-328 の生物蓄積性等の概要
- 資料 7 クロルピリホスの残留性、生物蓄積性等に関する情報
- 資料 8 塩素化パラフィン（炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）の残留性、生物蓄積性等に関する情報
- 資料 9 長鎖ペルフルオロカルボン酸(PFCA)、その塩及び関連物質の残留性、生物蓄積性等に関する情報

1 業務の目的

経済産業省では、化学物質管理に関連する国連の多国間条約である、「残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約」（以下、「**POPs 条約**」という。）¹、「国際貿易の対象となる特定の有害な化学物質及び駆除剤についての事前のかつ情報に基づく同意の手続に関するロッテルダム条約」（以下、「**PIC 条約**」という。）²に対応すべく、化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（以下、「**化審法**」という。）等の施行を通じて、化学物質の製造・使用・貿易等に係る規制措置を実施している。各条約に新たな物質が追加された場合には、国内の法制度等に適切に反映する必要があるため、これら条約の動向を迅速かつ適切にフォローすることが重要である。

また、国内における化学物質管理が、国際的な議論・動向との整合性を有するものとなるよう、OECD における化学物質規制動向や、主に経済産業省で担当する化学物質の製造・使用・貿易等に関する規制の国際動向に注目した情報収集をすることが重要である。

本事業では、**POPs 条約**及び **PIC 条約**に関係する国際会議における検討状況を調査するとともに、これらの条約の着実な国内実施のために必要な基礎情報を収集・整理した。また、**POPs** 候補物質に関する国際会議における検討状況の詳細を踏まえつつ、必要に応じて、**POPs** 及び **POPs** と類似の性状を有する高懸念化学物質等に関する国際機関及び諸外国での規制等に関する情報を収集した。さらに、OECD における化学物質管理についての検討状況を調査するとともに、規制化学物質に関する海外情報の収集と整理を行った。

2 調査内容及び実施方法

2.1 POPs 条約及び PIC 条約の規制対象物質及び規制候補物質に関する国際的な動向調査

2.1.1 POPs 候補物質に関する調査

(1) POPs 条約の規制候補物質に関する調査

規制候補物質（**POPs** 候補物質）の検討を行う **POPs 条約**締約国会議 COP10 及び **POPs 条約**検討委員会 POPRC17 に向けて、以下の **POPs** 候補物質の性状や管理方法等について記載された会議文書案を準備した。また、会期間作業において、会議文書案の他にも追加情報を提供した。会議文書案や追加情報、これらで引用されている文献等を調査し、整理、分析を行った。事業期間中は化学物質管理課の指示に従って進捗状況を適宜報告し、その上で更なる具体的な検討を要する項目等を定めて調査した。

¹ 環境中での残留性、生物蓄積性、人や生物への毒性、長距離移動性が懸念される有機化学物質（残留性有機汚染物質）の製造及び使用の廃絶・制限、排出の削減、これらの物質を含む廃棄物等の適正処理等を規定している。我が国は2002年に締結。（<http://chm.pops.int/>）

² 特定の有害な化学物質の輸出入に関する手続を規定し、その決定を締約国に周知することにより、環境の悪化と人の健康に悪影響を及ぼすことを防ぐ。我が国は2004年に締結。（<http://www.pic.int/>）

1) ペルフルオロヘキサンスルホン酸 (PFHxS) とその塩及び関連物質

POPRC17 における会議文書案、COP10 に向けた文書案等において、PFHxS とその塩及び関連物質に関する議題及び文書案の有無を確認し、存在した場合はその内容について確認することとした。

2) デクロランプラス (DP)

デクロランプラス (DP) について POPRC16 に継続して検討されるリスクプロファイルに関して新規情報を整理した。また、将来規制されることが決定した場合の社会経済的影響、及び適用除外の必要性について検討するため、当該物質の国内での使用状況及びその代替可能性等に関する情報を収集し整理した。

3) メトキシクロル

メトキシクロルについて、将来規制されることが決定した場合の社会経済的影響、及び適用除外の必要性について検討するため、当該物質の国内での使用状況及びその代替可能性等に関する情報を収集し整理した。

4) UV-328

UV-328 について作成されるリスクプロファイルに関して発生源情報等に関する情報を調査するとともに、分解性、生物蓄積性等の情報の懸念点や問題点を抽出した。また、将来規制されることが決定した場合の社会経済的影響、及び適用除外の必要性について検討するため、当該物質の国内での使用状況及びその代替可能性等に関する情報を収集し整理した。

5) 新規提案物質

POPRC17 において、新規に POPs 候補物質が提案されたことから、POPRC17 の会議文書を基に、当該物質が条約に定められたスクリーニング基準（残留性、生物蓄積性、長距離移動の可能性、悪影響等）を満たすかどうかについて調査した。また、国内法令での措置状況、有害性評価・リスク評価等の実施状況と結果、製造、使用、貿易量等の国内での状況について、可能な限り調査した。

2.1.2 今後提案される可能性のある化学物質に関する調査

POPRC17 では、新規に POPs 候補物質が提案されたため、2.1.1(1)5)の新規提案物質に特化した調査を行った。

2.2 POPs 条約及び PIC 条約の関連会議における対応

2.2.1 第 10 回 POPs 条約締約国会議 (COP10)

第 10 回締約国会議は、新型コロナウイルス感染拡大に伴い、オンライン会合及び対面会合の 2 段階で行われることとなった。令和 3 年 7 月 26 日～7 月 30 日にオンライン形式で開催された第 10 回 POPs 条約締約国会議 (COP10) では、条約の運営に必要な議題のみを取り上げ、技

術的議題は令和4年6月の対面会合で審議されることとなったため、国内有識者の参加を見送った。

2.2.2 第17回残留性有機汚染物質検討委員会（POPRC17）

令和3年12月1日～2日にWEB会議にて開催されたプレミーティング及び令和4年1月24日～28日にジュネーブ（スイス）での対面及びWEB会議のハイブリッド形式で開催された第17回POPs検討委員会（以下、「POPRC17」という。）に出席するとともに、静岡大学の金原和秀教授を専門家として参加させ、会議における検討状況を整理するほか、参加に係る事務的作業、検討状況等の最新情報の入手、資料作成、派遣専門家の支援等を行った。また、会期間作業における議論についても状況を把握し、情報収集・分析等の必要な支援を行うとともに、必要に応じて関連資料の翻訳、概要作成を行った。

2.2.3 第17回化学物質検討委員会（CRC17）

令和3年9月20日～24日にWEB会議形式にて開催された第17回化学物質検討委員会（以下、「CRC17」という。）に出席した。また、会議における検討状況を整理したほか、参加に係る事務的作業、検討状況等の最新情報の入手、資料作成等の必要な支援を行い、必要に応じて関連資料の翻訳、概要作成を行った。

2.2.4 国内検討会議の開催

大学教授や研究機関などの専門家ら有識者による非公開の検討会議をPOPRC17の前に2回開催し、POPRC17に向けて行われている会期間作業の動向・議論を踏まえ、POPRC17における対応について有識者の意見を聴取し、取りまとめた。

2.3 OECDにおける化学物質規制動向

2.3.1 OECD/the Chemicals and Biotechnology Committee(OECD 化学バイオ委員会)の公式・非公式会合

令和3年6月8日～10日及び令和4年2月8日～10日にいずれもWEB会議形式にて開催されたOECD化学品・バイオ技術委員会（以下、「CBC」という。）に出席した。また、議事録を作成して会議における検討状況を整理したほか、参加に係る事務的作業、検討状況等の最新情報の入手、資料作成等の必要な支援を行い、必要に応じて関連資料の翻訳、概要作成を行った。

3 業務の結果

3.1 POPs 条約及び PIC 条約の規制対象物質及び規制候補物質に関する国際的な動向調査

3.1.1 POPs 候補物質に関する調査

(1) POPs 条約の規制候補物質に関する調査

1) ペルフルオロヘキサンスルホン酸 (PFHxS) とその塩及び関連物質

PFHxS とその塩及び関連物質については、POPRC17 における会議文書案、及び COP10 に向けた文書案等の提供が無いことを確認した。

2) デクロランプラス

デクロランプラスについて POPRC17 に継続して検討されるリスクプロファイルに関して新規情報を整理した。また、将来規制されることが決定した場合の社会経済的影響、及び適用除外の必要性について検討するため、当該物質の国内での使用状況及びその代替可能性等に関する情報を収集し整理した。

ア. リスクプロファイルにおける新規情報の整理

POPRC17 の会議資料として公表されたデクロランプラスのリスクプロファイル案³の確認を行い、POPRC16 でのリスクプロファイル案と比較して、新規に追加された発生源、残留性及び生物蓄積性に関する情報を表 3.1-1 に整理した。

なお、リスクプロファイル案に記載された発生源、残留性及び生物蓄積性等に関する情報については、資料 1～資料 3 に取りまとめた。

表 3.1-1 デクロランプラスのリスクプロファイル案で新規に追加された発生源、残留性及び生物蓄積性に関する主な情報

		主な新規追加情報等
発生源等	製造、流通、ストックパイル	●米国の 1986 年以降の年間生産量の推定：450～4500 トン ⇒450～5,000 トンに修正 ●中国の Anpon Electrochemical Co.の ADAMA による買収により、世界唯一の製造業者になりうる可能性について追記 ●ハンガリー国内の 2 社で年間 2 トン未満使用していたことを追記 ●世界の年間生産量が 750～6,000 トン(平均 1,980 トン)になることを追記 ●韓国で 2018 年に 0.63 トン輸入、0.39 トン使用していたことを追記

³ UNEP/POPS/POPRC.17/3

		主な新規追加情報等
	用途	●電気・電子機器、光学製品、食品包装、建築・建設材料、テープ・接着剤、繊維、アパレル、化粧品、爆発物・花火、プラスチック製品、塗料・グリースとして使用されていることを追記 ●自動車製造において c-decaBDE の代替品として使用しているというインド自動車製造業者協会（SIAM）の発表について追記 ●カナダでは配線・ケーブルの被覆、電子機器、屋根材、硬質プラスチックのコネクターなどに用いられていることを追記 ●EU では、DP を使用する最も重要な部門は自動車部門と航空部門で、それぞれ EU での全使用量の 57～75%、10%を占めており、コンピュータ、電子機器、輸入品などを含むその他の DP の用途は EU での全使用量の 33～15%を占めていることについて追記
	環境への放出	●本物質が工業発生源から主に（地表水や土壌環境を経路して）廃水に排出されることが予想され、商業製品や消費者製品からは大気中に排出される可能性があること、本物質が廃水処理場 (WWTP)における汚泥に吸着することによってその多くが除去される可能性が高いことを追記 ●生産量、使用量、廃棄量のデータに基づき、以下の詳細な地理的分布を伴った2つの世界的な大気排出シナリオが作成されていることについて追記 ・ DP の大気中への総排出量は、生産量と排出係数の不確実性を反映しながら、低排出シナリオでは年間 0.02 トン、高排出シナリオでは年間 3.2 トンと推定 ・ 水域に年間 0.41～21.8 トン、土壌環境に年間 0～0.004 トンが直接排出されると予測 ・ 先進的な化学・輸送モデルである Danish Eulerian Hemispheric Model による推定値と利用可能な査読付きの研究から得られたすべての北極圏の測定による大気濃度の予測値を評価することにより、この排出量予測の妥当性が検証されたこと ・ その結果、高排出シナリオでの予測濃度範囲は実測値とほぼ一致しており、高排出シナリオである可能性が高いことが推測されたこと、低排出シナリオの予測濃度は実測値よりも 100 分の 1 以上低かったこと ・ 報告された推定値は、全世界の年間生産量が 75～6,000 トン（平均 1,980 トンと仮定）で、製造工場が 2 箇所（米国と中国）の場合であること
残留性	光分解	●ECHA (2017b)に基づき、以下の情報を追記 ・ 光は水深の増加や遮光により減衰するため、光分解は自然水で

		主な新規追加情報等
		は重要な環境動態プロセスではないと考えられること ・ラジカル反応はフミン物質によって抑制される可能性があること ・水中での光分解は発生する可能性はあるが、本物質を除去する重要なプロセスではないと結論づけられていること ・土壌中の光分解については、REACH の登録者からデータが報告されておらず、水と同様に、これが重要な除去経路になる可能性は低いこと
	土壌での分解	●カナダや EU のアセスメントに基づき、以下の情報を追記 ・0.1、1 及び 10 µg/g の DP 濃度の土壌では、DP の不安定画分 (labile fraction) がそれぞれ 21.25%から 8.2%、23.8%から 11.7%、25.2%から 16.3%に減少し、DP の生物利用性が経年変化を受けて低下したこと ・0.1、1、10 µg/g の土壌中の DP の半減期は、それぞれ 1,325 日、1,909 日、2,948 日であると外挿されていること ・経年過程において初期には結合残留画分 (bound-residue) の DP がほとんど形成されないと考えたため、結合残留画分への DP の損失は無視し、半減期は単純化して、不安定画分と安定的吸着画分 (stable-adsorbed) の合計濃度が初期値の半分に減少するまでの時間として計算したこと
生物蓄積性	BCF	●英語版の J-Check で提供された情報に基づき、試験濃度は、DP の水溶解度を大幅に超えており、記載値は真の BCF 値を過小評価している可能性があるが、曝露形態が経口と水中の混合であった可能性があるため、これを確定することができないことを追記
	BMF/TMF	●中国の内モンゴルにあるシリングル大草原で、外温動物と内温動物の BMF がそれぞれ 0.146～88.0 と 0.866～17.2 の範囲で計算されたことを追記 ●E-waste リサイクルサイトの池に生息する昆虫-ヒキガエル、昆虫-トカゲ、昆虫-鳥など、昆虫が主役の水生および陸生の食物網で、TMF が水系食物連鎖網で<1、陸系食物連鎖網で>1であることを追記 ●韓国でレッドリストに登録されている絶滅危惧種の鳥類の肝臓に含まれる DP と他の難燃剤のレベルを調査した研究で、居住性のある肉食性の捕食種 3 種の DP 濃度と栄養学的位置 (δ 15N) の間に有意な正の関係 (r²=0.22、p=0.031) を見出し、これらの鳥類における DP の生物蓄積性を示唆したことを追記
	生体内蓄積	●ヒト脂肪組織で検出されていることを追記

イ．国内での使用状況

デクロランプラス（官報公示整理番号 4-296）は、化審法による製造輸入数量の届出対象物質となっていることから、下表に過去 5 年間ににおける届出数量の状況を整理した。

公表年度	年度計 製造・輸入数量(t)
2020	X
2019	X
2018	X
2017	X
2016	1,000 未満

X：届出がなされている物質ではあるが、届出事業者数が 2 社以下の場合

出典：https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_general.html（2022 年 3 月 22 日確認）より

用途については、リスクプロファイル案において、デカブロモジフェニルエーテル (decaBDE) の代替品／代用品や、難燃剤(FR)として使用されるマイレックスの代用品としての使用など、プラスチックポリマーで既に規制されている難燃剤の代替品として販売・使用されていることが記載されている。さらに、NITE「化学物質総合情報提供システム(CHRIP)」にも塩素系難燃剤との情報があることから、国内においても難燃剤として使用されているものと考えられる。

なお、欧州 REACH 規則により、高懸念物質(SVHC)とされていた本物質について、製造や販売の禁止、並びに本物質が 0.1 重量%を超えて含有される製品（混合物、成形品など）の製造や販売の禁止という制限のためのレポート⁴が公表されており、欧州における用途情報に関しては以下のように取りまとめられている。

REACH 登録情報によると、DP は接着剤/シーラントおよびポリマーの難燃剤として使用されている。さらに、我々の調査によると、DP はグリースの極圧添加剤として使用されている。これらの用途では、DP は自動車、航空機、家電を含む電気電子機器に使用されている。また、マイナーな用途として、花火での使用も確認されている。

ウ．代替可能性等に関する情報

デクロランプラスの代替物質に関する情報については、提案文書及びリスクプロファイル案には記載がなかったものの、イ．で述べた欧州 REACH 規則に基づく本物質の制限のためのレポート⁴においては、難燃剤及び強圧添加剤としての用途の代替可能性について、以下のように取りまとめられている。

デクロランプラスの代替

文献情報に基づいて、難燃剤用途の DP の代替品として、水酸化アルミニウム、ポリリン

⁴ https://echa.europa.eu/documents/10162/7b3a4a7b-80e6-bbbc-dc50-cccc3c40ca81

酸アンモニウム、エタン-1,2-ビス（ペンタブロモフェニル）の3つが潜在的に適切であると結論付けた。長鎖塩素化パラフィン（LCCP）とリン酸トリクレジル（TCP）の2つの代替品も、極圧添加剤として使用される DP の代替に適している可能性があることがわかった。

情報提供照会（CfE）又は利害関係者との協議において、代替品の入手可能性に関する情報を提供した限られた数の利害関係者は、現在のところ入手可能な適切な代替品がないことを示唆していた。しかしながら、他の難燃剤又は潤滑油によって満たすことができない特定の技術的基準を提示した利害関係者はいなかった。こうした情報がないことから、すべての用途での適切な代替品の利用可能性に関して、確実な結論を出すことは不可能である。

3) メトキシクロル

メトキシクロルは、農薬取締法上での農薬登録が1960年6月14日に失効していることから、現在は農業用途として使用されていない。従って、本物質が将来 POPs 条約附属書に掲載されることが決定されても、社会経済的影響、及び適用除外の検討の必要性はないものと考えられる。

4) UV-328

UV-328 について、将来規制されることが決定した場合の社会経済的影響、及び適用除外の必要性について検討するため、当該物質の国内での使用状況及びその代替可能性等に関する情報を収集し整理するとともに、作成された UV-328 のリスクプロファイル案⁵に関して発生源情報等に関する情報を調査するとともに、分解性、生物蓄積性等の情報の懸念点や問題点を抽出した。

ア. 国内での使用状況

UV-328（官報公示整理番号 5-3604）は、化審法による製造輸入数量の届出対象物質となっていることから、下表に過去5年間における届出数量の状況を整理した。

公表年度	年度計 製造・輸入数量(t)
2020	1,000 未満
2019	1,000 未満
2018	1,000 未満
2017	1,000 未満
2016	1000

X：届出がなされている物質ではあるが、届出事業者数が2社以下の場合

1,000 未満：1 以上～1,000 未満

1000：1,000 以上～2,000 未満

出典：https://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/volume_general.html（2022年3月22日確認）より

リスクプロファイル案には、UV-328 が、紫外線吸収剤として、塗料、コーティング剤、シ

⁵ UNEP/POPS/POPRC.17/4

ーラント、接着剤、印刷インキ、消費者向けの香料、不活性農薬、繊維、ゴム、プラスチックなど、幅広い産業用途や消費者向け製品に使用されているとの記載がある。また、NITE「化学物質総合情報提供システム(CHRIP)」には、UV-328 の用途としてベンゾトリアゾール系紫外線吸収剤と記載されていることから、国内でも同様に幅広い用途に使用されているものと考えられる。

イ．代替可能性等に関する情報

UV-328 の代替物質に関する情報について、提案文書及びリスクプロファイル案の記載内容のなかには見つからなかった。

UV-328 は 1970 年に製造が開始されているが、文献⁶によると 1950 年代以前からベンゾフェノン系紫外線吸収剤が使用され、1950 年代以降には、ベンゾトリアゾール系紫外線吸収剤が様々なプラスチックの特性に合わせて市場に導入され、1970 年代には新しい作用機構のシアノアクリレート系紫外線吸収剤が開発され、1990 年代には高耐候性のトリアジン系紫外線吸収剤が開発されるなど、市場要求に対応すべく、これまで様々なプラスチック添加剤が開発されてきたことなどを考慮すると、UV-328 が規制された場合でも、代替物質やその技術転換が高価でない限りは、他の紫外線吸収剤への代替可能性は低くないものと推察される。

ウ．リスクプロファイル案における UV-328 の発生源等に関する情報

リスクプロファイル案の記載内容に基づき、発生源等に関する主な情報を整理した（表 3.1-2）。なお、リスクプロファイル案に記載された発生源等に関する情報については、資料 4 に取りまとめた。

表 3.1-2 リスクプロファイル案に記載された発生源等に関する主な情報

	発生源等に関する主な情報
製造、流通	■ UV-328 はフェノール性のベンゾトリアゾールで、紫外線吸収剤として、塗料、コーティング剤、シーラント、接着剤、印刷インキ、消費者向けの香料、不活性農薬、繊維、ゴム、プラスチックなど、幅広い産業用途や消費者向け製品に使用されている。 ■ UV-328 の主な用途は、自動車用の塗料やコーティング剤、プラスチックへの添加剤であり、ポリマー、印刷インキ、食品包装に使用される接着剤などがある。 ■ 自動車分野では、UV-328 は、塗料、コーティング剤、シーリング剤のほか、自動車に搭載される液晶パネルやメーター、自動車の内外装部品の樹脂などに使用されている。
用途、規制	■ UV-328 は世界的に大量に製造されている（年間 1,000 トン以上） ■ どのような用途でどのくらい生産されているのか、公表されたデータはな

⁶ 藤木大輔，新規高耐候紫外線吸収剤の特長と応用展開，MATERIAL STAGE, Vol.19, No.9 (12 月号) 2019, 54-57p.
<https://www.tenkazai.com/img/pdf/tinuvin1600.pdf> (2022 年 3 月 22 日確認)

	発生源等に関する主な情報
	い。 ■ 近年、UV-328 は EU で高懸念物質（SVHC）に指定され、ノルウェーでは優先物質の国家リストに含まれている。UV-328 はバーレーン王国の法律で制限されている。
環境への排出	■ UV-328 は、工場での製造時、製造物の使用時及び UV-328 を含む製造物の廃棄の結果として環境に排出される。 ■ その結果、UV-328 が、世界各地の大気、水、土壌、堆積物、生物相、人体内などの様々な環境コンパートメントで検出されている。

エ. リスクプロファイル案における UV-328 の分解性等に関する情報の懸念点や問題点

リスクプロファイル案の記載内容に基づき、分解性等に関する主な情報を整理した（表 3.1-3）。なお、リスクプロファイル案に記載された分解性等に関する情報については、資料 5 に取りまとめた。

表 3.1-3 リスクプロファイル案における UV-328 の分解性等に関する情報の懸念点等

	分解性等に関する主な情報	懸念点等
半減期	・ 汚泥で改質した農業用土壌から UV-328 が消失することを確認した研究 － 壤中半減期：179～218 日と推測 ・ 中国での試験土壌を用いた野外試験 － 土壌中半減期：99～223 日 ・ 構造的に類似した物質である M1（CAS No.84268-36-0）からのリードアクロスによる底質中半減期の推定 － 嫌気的条件：238 日 － 好気的条件：248 日 ・ 好気性環境（開放系）における物質の最終的な生分解を推定するためのサブモデル Biowin3 による推定 － 水中半減期：74 日	附属書 D の残留性のスクリーニング基準の適合性 ・ 土壌中半減期 6 カ月は適合 ・ 底質中半減期 6 カ月は類似物質による推定のため明確な判断は困難 ・ 水中半減期 2 カ月はモデル推定のため明確な判断は困難 以上より、少なくとも土壌中半減期のスクリーニング基準には適合しており、本物質の残留性が示されていると考えられる。
モニタリングデータ	・ 米国ロードアイランド州ナラガンセット湾（1970～1985 年に近隣の化学製品製造施設で UV-328 が製造）でモニタリング調査 － 堆積物コアでの最高濃度 74 µg/g dw が製造されていた 1976 年に相当する濃度	製造や環境への排出が終了してから数十年後でも、（嫌気的な）堆積物に残留していることを示しており、本物質の残留性が示されていると考えられる。

オ. リスクプロファイル案における UV-328 の生物蓄積性等に関する情報の懸念点や問題点

リスクプロファイル案の記載内容に基づき、生物蓄積性等に関する主な情報を整理した(表 3.1-4)。なお、リスクプロファイル案に記載された生物蓄積性等に関する情報については、資料 6 に取りまとめた。

表 3.1-4 リスクプロファイル案における UV-328 の生物蓄積性等に関する情報の懸念点等

	生物蓄積性等に関する主な情報	懸念点等
BCF/BAF (logK _{ow})	・ コイの生物濃縮試験 (実測濃度 0.07 μg/L で 56 日以上曝露) －BCF : 平均 5,500(5,200～6,600)L/kg ww (脂質含量補正あり) ・ 栄養段階中位の魚類での AQUAWEB モデル (v1.3)による推定 －BAF : 87,000 L/kg ww ・ logK_{ow} : > 6.5 (23 ° C、pH 6.4、実験値)	実測の BCF や推定 BAF が附属書 D のスクリーニング基準 (5000 L/kg ww) に適合するとともに、log K _{ow} が 5 を超えており、本物質の生物蓄積性が示されていると考えられる。
その他の情報	・ 中国の野生の淡水性魚類 －BSAF (実測) : 1.36 $\pm$ 1.96 －食物連鎖増幅係数(TMf) (推定) : 1.2 $\pm$ 0.1	実測 BSAF が 1 を超え、推定 TMF も 1 を超えていることから、本物質の生物蓄積性が示されていると考えられる。
モニタリングデータ	・ 最上位捕食者のスナメリやその餌生物の小型魚類での野外データ －脂質補正のスナメリ中濃度は小型魚類の 4 倍 －脂質非補正のスナメリ中濃度は小型魚類の 30 倍	野外でより上位捕食者で高濃度になる可能性示しており、本物質の生物蓄積性が示されていると考えられる。

5) 新規提案物質

POPRC17 において、新規に POPs 候補物質が以下の 3 物質 (群) について提案されたことから、それぞれの提案文書及び補足文書に記載された情報、国内の既存点検データに基づき、POPs 条約附属書 D に規定されるスクリーニング基準 (表 3.1-5) に基づく項目のうち残留性及び生物蓄積性情報について、基準を満たすかどうかを検討した。また、国内法令での措置状況、有害性評価・リスク評価等の実施状況と結果、製造、使用、貿易量等の国内での状況について、可能な限り調査した。

- クロルピリホス : EU からの提案
- 塩素化パラフィン (炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの) : 英国からの提案
- 長鎖 PFCA、その塩及び関連物質 : カナダからの提案

表 3.1-5 POPs 条約附属書 D に規定されるスクリーニング基準

(a) 物質の特定	(i) 物質名 (ii) 構造 (異性体の特定を含む)
-----------	--------------------------------

(b) 残留性	(i) 水中半減期＞60 日、土壌中半減期＞6 ヶ月、底質中半減期＞6 ヶ月 又は (ii) その他の科学的根拠
(c) 生物蓄積性	(i) 水生生物における BCF ⁷ 又は BAF ⁸ >5,000 (BCF 又は BAF データがない場合、log Kow>5) (ii) 他の生物における高い生物蓄積性や生態毒性を示す根拠、又は (iii) 生物蓄積性の可能性を示す生物相におけるモニタリングデータ
(d) 長距離移動性	(i) 排出源から離れた地点における測定濃度 (ii) 長距離にわたる移動が大気、水、渡り鳥などの回遊性の生物種を経由して起こることを示すモニタリングデータと、環境への移動可能性 (iii) 環境中運命又は大気を経由した長距離にわたる移動可能性を示すモデル計算結果と、排出源から離れた地点における環境への移動可能性。大気を経由して著しく移動する物質の場合、大気中の半減期＞2 日
(e) 有害な影響	(i) 人の健康や環境に対する有害な影響 (ii) 人の健康や環境を損なう可能性を示す毒性データ、又は生態毒性データ

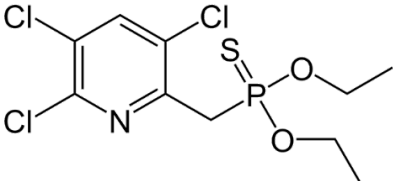
ア. 化学物質の特定

提案文書に基づき、新規に提案された 3 つの物質（群）の特定情報を表 3.1-6～表 3.1-8 に示す。また、塩素化パラフィンの炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のものがどの範囲になるかを表 3.1-9 に整理した。

なお、長鎖 PFCA の関連物質の範囲についての定義は、以下のように提案文書に記載されている。

長鎖 PFCA の関連化合物とは、前駆体であり、長鎖 PFCA に分解又は変化する可能性のある物質であって、パーフルオロアルキル部分に分子式 C_nF_{2n+1} （ここで $8 \leq n \leq 20$ ）を有し、その部分とフッ素、塩素、臭素原子以外とが直接結合しているものと広く定義する。

表 3.1-6 クロルピリホスの特定情報

CAS 番号	2921-88-2
一般名／略称	chlorpyrifos
IUPAC 名	O,O-Diethyl O-3,5,6-trichloro-2-pyridinyl phosphorothioate
分子式	$C_9H_{11}Cl_3NO_3PS$
分子量	350.59 g/mol
構造式	

⁷ BCF ; Bioconcentration factor (水（えら）からの取込みに関する濃縮係数)

⁸ BAF ; Bioaccumulation factor (水（えら）からと餌の両方の取込みに関する濃縮係数)

表 3.1-7 塩素化パラフィン（炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）の特定情報

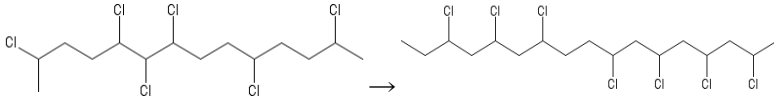
CAS 番号	85535-85-9
一般名／略称	Medium-chain chlorinated paraffins (MCCPs)
IUPAC 名	Alkanes, C14-17, chloro
分子式	$C_xH_{(2x-y+2)}Cl_y$ （ただし $x = 14 \sim 17$ 、 $y = 5 \sim 17$ ）
分子量	およそ 370～826 g/mole
構造式	構造式の例  $C_{14}H_{24}Cl_6 \quad \rightarrow \quad C_{17}H_{29}Cl_7$

表 3.1-8 長鎖 PFCA、その塩及び関連物質の特定情報

C9 PFCA	
CAS 番号	375-95-1
一般名／略称	PFNA Perfluorononanoic acid
IUPAC 名	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,9-heptafluorononanoic acid
分子式	$C_9HF_{17}O_2$
構造式	$ \begin{array}{c} F \\ \\ F-C-(CF_2)_7-CO_2H \\ \\ F \end{array} $
C10 PFCA	
CAS 番号	335-76-2
一般名／略称	PFDA; Perfluorodecanoic acid
IUPAC 名	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-nonadecafluorodecanoic acid
分子式	$C_{10}HF_{19}O_2$
構造式	$ \begin{array}{c} F \\ \\ F-C-(CF_2)_8-CO_2H \\ \\ F \end{array} $
C11 PFCA	
CAS 番号	2058-94-8
一般名／略称	PFAUnDA Perfluoroundecanoic acid

IUPAC 名 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,11-henicosaf fluoroundecanoic acid

分子式 $C_{11}HF_{21}O_2$

構造式
$$\begin{array}{c} \text{F} \\ | \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_9-\text{CO}_2\text{H} \\ | \\ \text{F} \end{array}$$

C12 PFCA

CAS 番号 307-55-1

一般名／略称 PFD_oDA
Perfluorododecanoic acid

IUPAC 名 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-tricosaf fluorododecanoic acid

分子式 $C_{12}HF_{23}O_2$

構造式
$$\begin{array}{c} \text{F} \\ | \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{10}-\text{CO}_2\text{H} \\ | \\ \text{F} \end{array}$$

C13 PFCA

CAS 番号 72629-94-8

一般名／略称 PFTrDA
Perfluorotridecanoic acid

IUPAC 名 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,13-pentacosaf fluorotridecanoic acid

分子式 $C_{13}HF_{25}O_2$

構造式
$$\begin{array}{c} \text{F} \\ | \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{11}-\text{CO}_2\text{H} \\ | \\ \text{F} \end{array}$$

C14 PFCA

CAS 番号 376-06-7

一般名／略称 PFTDA
Perfluorotetradecanoic acid

IUPAC 名 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-heptacosaf fluorotetradecanoic acid

分子式 $C_{14}HF_{27}O_2$

構造式
$$\begin{array}{c} \text{F} \\ | \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{12}-\text{CO}_2\text{H} \\ | \\ \text{F} \end{array}$$

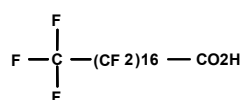
C15 PFCA

CAS 番号 141074-63-7

一般名／略称	PFPeDA Perfluoropentadecanoic acid
IUPAC 名	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,15-nonacosafuoropentadecanoic acid
分子式	C ₁₅ HF ₂₉ O ₂
構造式	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{13}-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$
C16 PFCA	
CAS 番号	67905-19-5
一般名／略称	PFHxDA Perfluorohexadecanoic acid
IUPAC 名	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,16-hentriacontafluorohexadecanoic acid
分子式	C ₁₆ HF ₃₁ O ₂
構造式	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{14}-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$
C17 PFCA	
CAS 番号	57475-95-3
一般名／略称	PFHpDA Perfluoroheptadecanoic acid
IUPAC 名	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,17-tritriacontafluoroheptadecanoic acid
分子式	C ₁₇ HF ₃₃ O ₂
構造式	$\begin{array}{c} \text{F} \\ \\ \text{F}-\text{C}-(\text{CF}_2)_{15}-\text{CO}_2\text{H} \\ \\ \text{F} \end{array}$
C18 PFCA	
CAS 番号	16517-11-6
一般名／略称	PFODA Perfluorooctadecanoic acid
IUPAC 名	2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,18-pentatriacontafluorooctadecanoic acid

分子式 C₁₈HF₃₅O₂

構造式



C19 PFCA

CAS 番号 133921-38-7

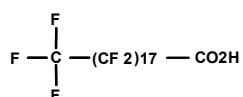
一般名／略称 PFNDA

Perfluorononadecanoic acid

IUPAC 名 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,19,19,19-heptatriacontafuorononadecanoic acid

分子式 C₁₉HF₃₇O₂

構造式



C20 PFCA

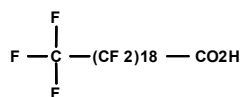
CAS 番号 68310-12-3

一般名／略称 Perfluoroeicosanoic acid

IUPAC 名 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,19,19,20,20,20-nonatriacontafuoroicosanoic acid

分子式 C₂₀HF₃₉O₂

構造式



C21 PFCA

CAS 番号 -

一般名／略称 Perfluoroheneicosanoic acid

IUPAC 名 -

分子式 Heneicosanoic acid,
2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,15,15,16,16,17,17,18,18,19,19,20,20,21,21,21-hentetracontafuoro-

構造式 C₂₁HF₄₁O₂

CAS 番号

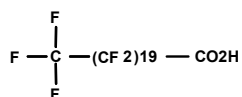


表 3.1-9 炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上に該当する塩素化パラフィンの範囲

炭素数(x)	塩素数(y)												
	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
14	42.2	47.8	52.5	56.5	59.8	62.8	65.3	67.6	69.5	71.3	72.9	74.4	75.7
15	40.5	46.1	50.8	54.7	58.1	61.1	63.7	66	68	69.8	71.5	72.9	74.3
16	38.9	44.5	49.1	53.1	56.5	59.5	62.1	64.4	66.5	68.4	70	71.6	73
17	37.5	43	47.6	51.5	55	58	60.6	63	65.1	67	68.7	70.2	71.7
	21	17	18	19	20	22	23	24	25	26	27	28	29
14	80.8	76.9	78	79	79.9	81.6	82.3	83	83.7	84.3	84.8	85.4	85.9
15	79.6	75.5	76.7	77.7	78.7	80.4	81.2	81.9	82.6	83.2	83.8	84.3	84.9
16	78.4	74.2	75.4	76.5	77.5	79.2	80	80.8	81.5	82.2	82.8	83.4	83.9
17	77.2	73	74.2	75.3	76.3	78.1	79	79.7	80.5	81.1	81.8	82.4	83
	30	31	32	33	34	35	36						
14	86.3	-	-	-	-	-	-						
15	85.4	85.8	86.3	-	-	-	-						
16	84.4	84.9	85.4	85.8	86.2	-	-						
17	83.5	84	84.5	85	85.4	85.8	86.2						

注：分子量は炭素 12、塩素 35.5、水素 1.01 として算出。網掛け部分は提案された塩素化パラフィンの範囲外を示す。

イ．物理化学的性状

提案文書等に基づき、新規に提案された 3 つの物質（群）の物理化学的性状に関する情報を表 3.1-10 に示す。

表 3.1-10 新規提案物質における物理化学的性状

物質名	分子量	沸点/熱分解点 (°C)	融点/流動点 (°C)	水溶解度 (mg/L)	蒸気圧 (Pa)	ヘリ-定数 (atm m ³ /mol)	log K _{OW}
クロルピリ ホス	350.59	沸騰前に熱分解 (170~180° C、実測値)	41~42 (実測値、純 度97~99%) 42 (純度99.9%)	1.05 (20°C、非緩衝溶液) 0.39 (19.5°C、純度98%) 0.73 0.941 (20°C、実測値) 0.588 (20°C、実測値)	3.35 × 10 ⁻³ (25°C、純度99.8%) 1.43 × 10 ⁻³ (20°C、純度99.8%) 1.0 × 10 ⁻³ (25°C、純度98%、実 測値) 2.3 × 10 ⁻³	1.08 × 10 ⁻⁵ 4.72 × 10 ⁻⁶ (推定) 1.1 × 10 ⁻⁵	4.7 (20°C、中性 pH) 5.0 (24.5°C、純度 98%) 4.96~5.11 (20°C) 5.2~5.267 (25°C)
C14-17 クロ ロアルカン	370~826	沸騰前 (約200° C)に 熱分解	-50~25 (塩素化率 に依拠)	0.0061 (20°C、C14、塩素化 率50重量%) 0.005~0.027 (20°C、C15、塩 素化率51重量%) 0.01 (16~20°C、淡水、C16、 塩素化率52重量%) 0.004 (16~20°C、海水、 C16、塩素化率52重量%)	1.3 × 10 ⁻⁴ ~2.7 × 10 ⁻⁴ (20°C、 C14~17、塩素化率52重 量%) 1.07 × 10 ⁻³ (45°C、C14~17、塩 素化率52重量%) 6 × 10 ⁻³ (60°C、C14~17、塩素 化率52重量%) 0.051 (80°C、C14~17、塩素化 率52重量%) 2.27 × 10 ⁻³ (40°C、C14~17、塩 素化率45重量%) 0.16 (80°C、C14~17、塩素化 率45重量%)	—	6.58 ± 0.09 (C14、 塩素化率50重 量%) 5.52~8.21 (C14~17、塩素 化率45重量%) 5.47~8.01 (C14~17、塩素 化率52重量%)
PFNA (C ₉ HF ₁₇ O ₂)	464.08	203.4 (推定値)	77 (実測値) 71 (実測値) 71~72 (実測値) 65 (実測値) 59.3~61.1 (実測値) 69~71 (実測値)	<0.2重量% (60°C、実測値) 1,300 (臨界ミセル濃度、実測値)	1.26 (オレフィン液体の飽和蒸気 圧、25°C、実測値) 1.1~99.97 kPa (99.6~203°C、推 定値)	—	—
PFDA (C ₁₀ HF ₁₉ O ₂)	514.08	218 (実測値) 219.4 (推定値) 203.4 (推定値)	87.4~88.2 (実測値) 83.5~85.5 (実測値) 76.5 (実測値)	5,140 (実測値) 400 (臨界ミセル濃度、実測値) 460 (臨界ミセル濃度、30°C、実 測値)	0.23 (オレフィン液体の飽和蒸気 圧、25°C、実測値) 3.1~99.97 kPa (129.6~218.9°C、推定値)	—	—
PFUnDA (C ₁₁ HF ₂₁ O ₂)	564.1	238.4 (101.325)	112~114 (実測値) 97.9~100.3 (実測値)	0.12 (25°C、pH1、推定値) 0.9 (25°C、pH2、推定値)	0.10 (オレフィン液体の飽和蒸気 圧、25°C、実測値)	—	—

物質名	分子量	沸点/熱分解点 (°C)	融点/流動点 (°C)	水溶解度 (mg/L)	蒸気圧 (Pa)	ヘリ-定数 (atm m ³ /mol)	log K _{OW}
		kPa、推定値)		8.5 (25°C、pH3、推定値) 56 (25°C、pH4、推定値) 140 (25°C、pH5、推定値) 160 (25°C、pH6~10、推定値)	0.6~99.97 kPa (112~237.7°C、 推定値)		
PFD ₀ DA (C ₁₂ HF ₂₃ O ₂)	614.1	—	112.6~114.7 (実測 値) 112~114 (実測値)	4.81×10 ⁻⁶ (25°C、推定値) 0.029 (25°C、pH1、推定値) 0.22 (25°C、pH2、推定値) 2.0 (25°C、pH3、推定値) 14 (25°C、pH4、推定値) 34 (25°C、pH5、推定値) 39 (25°C、pH6、推定値) 40 (25°C、pH7、推定値) 41 (25°C、pH8~10、推定値)	0.9~99.96 kPa (127.6~247.7°C、推定値)	—	—
PFT ₀ DA (C ₁₃ HF ₂₅ O ₂)	664.0989	260.7 ± 35.0 (101.32 kPa、 推定値)	117.5~122 (実測値)	0.0073 (25°C、pH1、推定値) 0.055 (25°C、pH2、推定値) 0.51 (25°C、pH3、推定値) 3.5 (25°C、pH4、推定値) 8.6 (25°C、pH5、推定値) 10 (25°C、pH6~10、推定値)	0.479 (25°C、推定値)	—	—
PFTDA (C ₁₄ HF ₂₇ O ₂)	714.12	—	130.4 (実測値) 130 (実測値)	0.0019 (25°C、pH1、推定値) 0.014 (25°C、pH2、推定値) 0.13 (25°C、pH3、推定値) 0.93 (25°C、pH4、推定値) 2.2 (25°C、pH5、推定値) 2.6 (25°C、pH6~10、推定値)	0.183 (25°C、推定値)	—	—
PFPeDA (C ₁₅ HF ₂₉ O ₂)	764.1129	—	—	—	—	—	—
PFH _x DA (C ₁₆ HF ₃₁ O ₂)	814.132	302.2913 (101.32kPa、 実測) ¹⁾ 304.5 ± 37.0 (101.32kPa、 推定) ¹⁾	154~155 (実測) ¹⁾ 153~156 (実測) ¹⁾ 125~126 (実測) ¹⁾	—	0.0 ± 1.4 mmHg (25°C、推定) ¹⁾	—	—

物質名	分子量	沸点/熱分解点 (°C)	融点/流動点 (°C)	水溶解度 (mg/L)	蒸気圧 (Pa)	ヘリ-定数 (atm m ³ /mol)	log K _{OW}
PFHpDA (C ₁₇ HF ₃₃ O ₂)	—	—	—	—	—	—	—
PFODA (C ₁₈ HF ₃₅ O ₂)	914.148	330.3939 (101.32kPa、 実測) ¹⁾ 331.8 ± 37.0 (101.32kPa、 推定) ¹⁾	162~164 (実測) ¹⁾ 162~172 (実測) ¹⁾	—	0.0 ± 1.5 mmHg (25°C、推定) ¹⁾	—	—
PFNDA (C ₁₉ HF ₃₇ O ₂)	—	—	—	—	—	—	—
Perfluoro- eicosanoic acid (C ₂₀ HF ₃₉ O ₂)	1014.164	358.0 ± 37.0 (101.32kPa、 推定) ¹⁾	—	—	0.0 ± 1.7 mmHg (25°C、推定) ¹⁾	—	—
Perfluoro- heneicosanoic acid (C ₂₁ HF ₄₁ O ₂)	—	—	—	—	—	—	—

出典：UNEP/POPS/POPRC.17/5～7、UNEP/POPS/POPRC.17/INF/4、5 1) ChemSpider

—：情報なし

ウ．国内法令での措置状況

新規に提案された 3 つの物質（群）の化審法及びその他の国内法令による措置状況に関する情報を表 3.1-11 に示す。

表 3.1-11 新規提案物質に対する国内法令での措置状況

物質名	官報公示 整理番号	化審法	その他 適用法令
クロルピリホス	5-3724	既存化学物質 (旧二監、旧三監)	化管法：第1種指定化学物質 安衛法：名称公表化学物質、名称等を表示し、又は通知すべき危険物及び有害物 毒劇法：劇物 水濁法：指定物質 農取法：登録農薬(1971年～)
C14-17クロロアルカン	2-68 ^{a)}	優先評価化学物質	—
PFNA (C ₉ HF ₁₇ O ₂)	2-2659 ^{b)}	既存化学物質	—
PFDA (C ₁₀ HF ₁₉ O ₂)			—
PFUnDA (C ₁₁ HF ₂₁ O ₂)			—
PFDoDA (C ₁₂ HF ₂₃ O ₂)	2-2659 ^{c)}	監視化学物質	—
PFTTrDA (C ₁₃ HF ₂₅ O ₂)	2-2658 ^{d)}		—
PFTDA (C ₁₄ HF ₂₇ O ₂)	2-2658 ^{d)}	監視化学物質	—
PFPeDA (C ₁₅ HF ₂₉ O ₂)			—
PFHxDA (C ₁₆ HF ₃₁ O ₂)			—
PFHpDA (C ₁₇ HF ₃₃ O ₂)	—	—	—
PFODA (C ₁₈ HF ₃₅ O ₂)	—	—	—
PFNDA (C ₁₉ HF ₃₇ O ₂)	—	—	—
Perfluoro-eicosanoic acid (C ₂₀ HF ₃₉ O ₂)	—	—	—
Perfluoro-heneicosanoic acid (C ₂₁ HF ₄₁ O ₂)	—	—	—

a) 「塩化ノルマルパラフィン (C₈～C₂₂)」

b) 「モノ (又はポリ) クロロアルカン (C₁₄～C₁₇、直鎖型)」として

c) 「パーフルオロアルキルカンボン酸 (C₇～C₁₃)」

d) 「フルオロアルキル (C₁₁～C₂₀) カルボン酸」

—：化審法上は既存物質でないことから、国内で製造輸入する場合は新規物質として審査対象となる。また、他の関連する主な国内法令での措置は未適用。

エ. 有害性評価・リスク評価等の実施状況

(a) 化審法既存化学物質安全性（分解性・濃縮性）点検結果

化審法データベース（J-CHECK）に掲載された新規提案物質（群）の化審法既存化学物質安全性（分解性・濃縮性）点検結果を以下に示す。

i) クロルピリホスの分解性の点検結果

化審法既存化学物質安全性点検におけるクロルピリホスの分解度試験結果を表 3.1-12 に示す。難分解性であると判定されているが、詳細な試験条件については確認できなかった。

表 3.1-12 クロルピリホスの分解度試験結果

被験物質名称	チオりん酸 O,O-ジエチル-O-(3,5,6-トリクロロ-2-ピリジル) (別名クロルピリホス)
CAS 番号	2921-88-2
官報公示整理番号	5-3724
判定	難分解性
分解度 (BOD)	0.2%
分解度 (GC)	9.3%
試験法/試験条件	試験法：告示に基づく※ 試験条件：未記載

※告示とは、「微生物等による化学物質の分解度試験」（環保業第 5 号、薬発第 615 号、49 基局第 392 号）をいう。

ii) クロルピリホスの濃縮性点検結果

化審法既存化学物質安全性点検におけるクロルピリホスの濃縮度試験結果を表 3.1-13 に示す。なお、判定は「濃縮性が中程度と判断される物質」である。

表 3.1-13 クロルピリホスの濃縮性試験結果

設定濃度 (μ g/L)	実測濃度 (μ g/L)	分散剤 (CHO 40) (μ g/L)	濃縮倍率					供試物質重量比(%)			
			1 週間後	2 週間後	4 週間後	6 週間後	8 週間後	外皮	頭部	内臓	可食部
10	6.55	50	864 957	1,700 2,210	1,820 1,780	1,650 2,880	1,490 853	6.92	60.4	5.98	26.6
1	0.655	5	177 49	313 493	120 285	94.1 73.6	206 67.1	5.42	65.1	3.09	26.8

※試験魚種：コイ、試験法：流水式、曝露期間：8 週間、脂質補正：不明

※10 μ g/L 区で 25 尾中 5 尾が斃死、残り 20 尾に全て異常あり。背骨湾曲が認められた。⇒2 週間の追加試験の 5 μ g/L 区でも全個体に異常あり。

※BCF が試験濃度依存性の傾向あり。⇒5 μ g/L と 0.2 μ g/L で 2 週間の追加試験を実施して確認。

iii) MCCP の分解性の点検結果

「モノ（又はポリ）クロロアルカン（C = 14～17、直鎖型）」（CAS 番号：85535-85-9、塩素化率不明）に関する化審法既存化学物質安全性点検の分解度試験結果は、掲載され

ていない。

iv) MCCP の濃縮性の点検結果

「モノ（又はポリ）クロロアルカン（C＝14～17、直鎖型）」（CAS 番号：85535-85-9、塩素化率不明）に関する化審法既存化学物質安全性点検の濃縮性試験結果は、掲載されていない。

v) 長鎖 PFCA の分解性の点検結果

化審法既存化学物質安全性点検における炭素鎖長 9～21 の長鎖 PFCA の分解度試験結果を表 3.1-14 に整理した。7 つの長鎖 PFCA で難分解性と判定されている。

表 3.1-14 C9-21 長鎖 PFCA の分解度試験結果

被験物質 略称	CAS 番号 (官報公示整理番号)	判定	分解度 (%)			試験法/試験条件
			BOD	LC-MS	HPLC	
PFNA	375-95-1 (2-2659)	—	—	—	—	—
PFDA	335-76-2 (2-2659)	—	—	—	—	—
PFUnDA	2058-94-8 (2-2659)	難分解性	—	—	—	—
PFDODA	307-55-1 (2-2658、2-2659)	難分解性	0%	—	2%	試験法：OECD 301C 試験温度等：25±1℃（遮光下） 試験物質濃度：100 mg/L 活性汚泥濃度：30 mg/L 試験期間：28 日間
PFTrDA	72629-94-8 (2-2658、2-2659)	難分解性	—	—	—	—
PFTDA	376-06-7 (2-2658)	難分解性	0%	0%	—	試験法：OECD 301C 試験温度等：25±1℃（遮光下） 試験物質濃度：100 mg/L 活性汚泥濃度：30 mg/L 試験期間：28 日間
PFPeDA	141074-63-7 (2-2658)	難分解性	—	—	—	—
PFHxDA	67905-19-5 (2-2658)	難分解性	—	—	—	—
PFHpDA	57475-95-3	—	—	—	—	—
PFODA	16517-11-6	難分解性	—	—	—	—
PFNDA	133921-38-7	—	—	—	—	—
C20 PFCA	68310-12-3	—	—	—	—	—
C21 PFCA	—	—	—	—	—	—

—：未記載又は未掲載

vi) 長鎖 PFCA の濃縮性の点検結果

化審法既存化学物質安全性点検における炭素鎖長 9～21 の長鎖 PFCA の濃縮性試験結果を以下に整理した。

■PFNA (C9)、PFDA (C10)

PFNA (C9) 及び PFDA (C10) に関する化審法既存化学物質安全性点検の濃縮性試験結果は、掲載されていない。

■PFUnDA (C11)

化審法既存化学物質安全性点検における PFUnDA (C11) の濃縮性試験結果を表 3.1-15 に整理した。なお、判定は「高濃縮性であると判断される物質」である。

■PFDoDA (C12)

化審法既存化学物質安全性点検における PFDoDA (C12) の濃縮性試験結果を表 3.1-16 に整理した。なお、判定は「高濃縮性であると判断される物質」である。

■PFTrDA (C13)

化審法既存化学物質安全性点検による PFTrDA (C13) の濃縮性の判定は「高濃縮性であると判断される物質」とされているが、試験結果等の詳細は未掲載である。

■PFTDA (C14)

化審法既存化学物質安全性点検における PFTDA (C14) の濃縮性試験結果を表 3.1-17 に整理した。なお、判定は「高濃縮性であると判断される物質」である。

■PFPeDA (C15)

化審法既存化学物質安全性点検による PFPeDA (C15) の濃縮性の判定は「高濃縮性であると判断される物質」とされているが、試験結果等の詳細は未掲載である。

■PFHxDA (C16)

化審法既存化学物質安全性点検における PFHxDA (C16) の濃縮性試験結果を表 3.1-18 に整理した。なお、判定は「高濃縮性であると判断される物質」である。

■PFODA (C18)

化審法既存化学物質安全性点検における PFODA (C18) の濃縮性試験結果を表 3.1-19

表 3.1-19 に整理した。なお、判定は「高濃縮性ではないと判断される物質」である。

■その他の長鎖 PFCA

PFHpDA (C17)、PFNDA (C19)、C20 PFCA、C21 PFCA については、J-CHECK に情報が掲載されていない。

表 3.1-15 PFUnDA (C11) の濃縮性試験結果

設定濃度 (μ g/L)	定常状態での平均 実測濃度 (μ g/L)	分散 剤 (μ g/L)	濃縮倍率									
			13 日後	27 日後	41 日後	49 日後	60 日後	定常 状態	外皮	頭部	内臓	可食部
1	0.946	不明	2,000	2,200	2,500	2,100	2,300	2,300	2,600 6,100	3,200 4,500	3,900 3,700	860 1,300
0.1	0.0894	不明	2,100	2,500	3,500	4,300	3,300	3,700	3,400 1,700	4,100 2,300	6,000 3,000	1,000 620

※試験魚種：コイ、試験法：OECD 305（流水式）、曝露期間：60 日間

※分散剤：HCO-40、2-メトキシエタノール

表 3.1-16 PFDoDA (C12) の濃縮性試験結果

設定濃度 (μ g/L)	定常状態での平均 実測濃度 (μ g/L)	分散 剤 (μ g/L)	濃縮倍率									
			14 日後	28 日後	42 日後	50 日後	60 日後	定常 状態	外皮	頭部	内臓	可食部
1	0.987	不明	4,500	22,000	17,000	18,000	14,000	16,000	42,000 12,000	44,000 12,000	62,000 16,000	13,000 3,200
0.1	0.0970	不明	6,500	25,000	9,800	7,800	13,000	10,000	13,000 10,000	14,000 12,000	17,000 13,000	4,300 3,700

※試験魚種：コイ、試験法：OECD 305（流水式）、曝露期間：60 日間、脂質補正：1 曝露群のみ

※分散剤：HCO-40、2-メトキシエタノール

※0.1 μ g/L 区の下段は、脂質補正ありの BCF。

表 3.1-17 PFTDA (C14) の濃縮性試験結果

設定濃度 (μ g/L)	定常状態での平均 実測濃度 (μ g/L)	分散 剤 (μ g/L)	濃縮倍率									
			14 日後	28 日後	42 日後	53 日後	60 日後	定常 状態	外皮	頭部	内臓	可食部
1	0.947	不明	8,300	14,000	18,000	17,000	15,000	16,000	18,000 17,000	31,000 31,000	46,000 41,000	4,600 4,700
0.1	0.0931	不明	9,500	16,000	22,000	17,000	17,000	17,000	21,000 42,000	19,000 33,000	27,000 45,000	5,300 9,700

※試験魚種：コイ、試験法：OECD 305（流水式）、曝露期間：60 日間、脂質補正：1 曝露群のみ

※分散剤：HCO-40、2-メトキシエタノール

表 3.1-18 PFHxDA (C16) の濃縮性試験結果

設定濃度 (μ g/L)	定常状態での平均 実測濃度 (μ g/L)	分散 剤 (μ g/L)	濃縮倍率									
			14 日後	28 日後	42 日後	53 日後	60 日後	定常 状態	外皮	頭部	内臓	可食部
1	0.984	不明	2,100	3,700	4,400	4,400	5,600	4,800	5,000 6,100	4,400 4,700	5,200 5,300	1,600 1,800
0.1	0.0985	不明	2,000	3,400	4,300	4,200	5,500	4,700	5,100 4,300	4,500 5,200	12,000 8,400	2,200 2,500

※試験魚種：コイ、試験法：OECD 305（流水式）、曝露期間：60 日間

※分散剤：HCO-40、N,N-ジメチルホルムアミド

表 3.1-19 PFODA (C18) の濃縮性試験結果

設定濃度 (μ g/L)	定常状態での 平均実測濃度 (μ g/L)	分散剤 (μ g/L)	濃縮倍率					
			7 日後	19 日後	33 日後	46 日後	60 日後	定常状態
1	0.973	不明	390	330	460	380	460	430
0.1	0.0985	不明	250	310	300	290	360	320

※試験魚種：コイ、試験法：OECD 305（流水式）、曝露期間：60 日間

※分散剤：HCO-40、N,N-ジメチルホルムアミド

(b) 厚生労働省既存化学物質毒性試験結果

J-CHECK に掲載された新規提案物質（群）のうち、クロルピリホス、MCCP については、厚生労働省既存化学物質毒性試験結果が掲載されていなかった。そこで、長鎖 PFCA のうち、J-Check に厚生労働省既存化学物質毒性試験結果が掲載されたものについて表 3.1-20 に示す。

表 3.1-20 長鎖 PFCA の既存化学物質毒性試験結果

物質名	試験の種類	厚生労働省既存化学物質毒性試験結果の概要
PFUnDA (C11) ^{a)}	反復投与毒性・生殖毒性併合試験	<u>試験方法</u> 0（対照群：コーンオイル）、0.1、0.3 及び 1mg/kg を、Sprague-Dawley 系 SPF ラットの雄には交配前 14 日間及び交配期間を通して剖検前日まで（42 日間）、雌には交配前 14 日間及び交配期間並びに妊娠期間を通して授乳 4 日まで（41-46 日間）投与し、反復投与毒性及び生殖発生毒性を検討した。 <u>試験結果</u> ○反復投与毒性 いずれの群においても死亡動物は認められず、一般状態、詳細な一般状態の観察、機能検査、自発運動量の測定、握力測定、尿検査及び剖検所見においても、被験物質投与による影響は認められなかった。 体重では、投与期間中、1mg/kg 投与群の雌雄で増加抑制、雌で授乳 4 日の摂餌量に低値、回復期間中においても体重減少及び増加抑制が認められた。 血液学検査では、投与期間終了時検査において、1mg/kg 投与群の雌雄でフィブリノーゲン量の低値、雄では活性化部分トロンボプラスチン時間の短縮が認められた。 血液化学検査では、1mg/kg 投与群の雌雄で尿素窒素の高値及び総たん白質の低値、雄で AIP の高値及びアルブミンの低値が認められた。 病理学検査では、投与期間終了時検査において、0.3mg/kg 投与群の雄及び 1mg/kg 投与群の雌雄で肝臓重量の高値が認められ、肉眼的に大型化が 1mg/kg 投与群の雄 2 例にみられた。組織学検査では 0.3mg/kg 以上の投与群の雌雄で小葉中心性肝細胞肥大がみられ、1mg/kg 投与群の雌雄では肝細胞の限局性壊死がみられた。1mg/kg 投与群の雄では肝細胞のび慢性空胞化がみられた。1mg/kg 投与群の雄では腺胃の暗赤色巣が 3 例にみられ、組織学的には腺胃の棄爛であった。また、1mg/kg 投与群の雄では脾臓重量の低値が認められた。 ○生殖発生毒性 性周期、交尾までに要した日数、交尾率、受精率及び受胎率には被験物質投与の影響は認められなかった。更に、出産率、妊娠期間、黄体数、着床痕数、着床率、死産児率、出生児数、出生率及び性比並びに授乳期間中の授乳状態に被験物質投与の影響は認められなかった。 出生児では、1mg/kg 投与群の雌雄で出生時及び生後 4 日の体重に増加抑制がみられた。外表観察、生後 4 日剖検所見及び生存率に被験物質投与による変化は認められなかった。 <u>結論</u> これらの結果から、本物質の反復投与毒性に対する無影響量は雌雄ともに 0.1 mg/kg/day、生殖発生毒性に対しては雌雄親動物に対する無影響量は 1 mg/kg/day、児動物に対する無影響量は 0.3mg/kg/day と判断した。
	復帰突然変異試験	細菌における遺伝子突然変異誘発性を検討する目的で、<i>Salmonella typhimurium</i> TA100、TA1535、TA98、TA1537 および <i>Escherichia coli</i> WP2uvrA を用いる復帰突然変異試験を実施した。試験は代謝活性化系 S9mix の非存在下（直接法）ならびに存在下（代謝活性化法）において、プレインキュベーション法で実施した。

物質名	試験の種類	厚生労働省既存化学物質毒性試験結果の概要
		試験の結果、用量設定試験および本試験ともに、各菌株の直接法および代謝活性化法のいずれの試験系列においても、被験物質処理群の復帰変異コロニー数の平均値は陰性対照群の値の2倍未満であり、用量の増加にともなう復帰変異コロニー数の増加も認められず、当該被験物質の遺伝子突然変異誘発性は陰性であった。
	ほ乳類染色体異常試験	<i>in vitro</i> における染色体異常誘発性の有無を、チャイニーズハムスター肺由来細胞(CHL/IU)を用いて検討した。試験は、短時間処理法の代謝活性化によらない場合および代謝活性化による場合ならびに連続処理法の24-0h処理による場合の3系列で実施した。 その結果、陽性対照群における染色体の構造異常の出現率は各試験系列において明確な陽性値を示し、本試験系が適切な感受性を有していたことが確認された。 以上より、本物質が、本試験条件において、ほ乳類の培養細胞に対し細胞増殖抑制を示す濃度で染色体異常誘発性（構造異常および数的異常）を有すると判断した。
PFDODA (C12) ^{b)}	反復投与毒性・生殖毒性併合試験	<u>試験方法</u> 0（対照、0.5%カルボキシメチルセルロースナトリウム水溶液）、0.1、0.5 および 2.5mg/kg を1群雌雄各12匹のCrI:CD(SD)ラットに、雄に対しては交配前、交配期間および交配後を含む計42日間、雌に対しては交配前、交配および妊娠期間、ならびに分娩後5日までの期間(42-47日間)経口投与し、雌雄動物への反復投与による影響、雌雄動物の生殖および新生児の発生に及ぼす影響について検討した。 <u>試験結果</u> ○反復投与毒性 2.5 mg/kg 群では、雄で軟便または肛門周囲被毛汚染がみられた。雌では、妊娠期間後期に膣口出血、体温低下、呼吸緩徐等が観察され、4例は死亡し、3例は瀕死のため安楽死させた。さらに、生存児を出産しなかった雌が2例、異常出産（死産）が2例にみられた。機能検査では雌雄とも回復2週に前肢の握力に低値がみられ、雌で投与6週の自発運動量の低値がみられた。体重および摂餌量では、雄で投与21日以降剖検日まで体重ならびに投与28日以降の摂餌量に低値がみられた。雌では、交配前の体重増加量、妊娠期間の体重、体重増加量および体重増加率、ならびに妊娠3日以降20日までの摂餌量に低値がみられた。血液学的検査では、投与期間終了時に雌雄でMCVおよび網赤血球数の低値、MCHCの高値、加えて雌の生存例ではヘモグロビン濃度、ヘマトクリット値の低値がみられた。血液化学的検査では、投与期間終了時に雌雄で、総蛋白、アルブミン量、グルコース、クレアチニン、カルシウムの低値あるいは尿素窒素、ALPの高値がみられた。投与期間終了時の剖検では雌雄に肝臓の黄褐色化、胸腺および脾臓の萎縮等が、雄で精巣上体および精嚢の小型等がみられた。雌の死亡／安楽死例では、肝臓の黄褐色化、胸腺および脾臓の萎縮等がみられた。器官重量の測定では雌雄とも肝臓の絶対および相対重量に高値がみられた。病理組織学的検査では、雌雄でびまん性肝細胞肥大、ビリルビン沈着、限局性壊死、肝細胞の単細胞壊死、脾臓のチモーゲン顆粒の減少、雄で胆管周囲の炎症性細胞浸潤、肝臓の脂肪化、大腿骨骨髓造血低下、雌で胆管増殖、肝細胞の単細胞壊死、肝細胞の核分裂像増加、脾臓の間質の水腫、子宮着床部の出血がみられた。雌の死亡／安楽死例では、脾臓のチモーゲン顆粒の減少、間質の水腫、びまん性肝細胞肥大、胆管増殖、肝細胞の単細胞壊死、限局性壊死、小葉中心性肝細胞壊死、子宮着床部の出血、内膜のうっ血、大腿骨骨髓造血低下がみられた。 0.5 mg/kg 群では、雌で哺育0-4日の体重増加量および体重増加率に低値がみられた。血液化学的検査では、投与期間終了時に雄でα₂-グロブ

物質名	試験の種類	厚生労働省既存化学物質毒性試験結果の概要
		リン分画比の低値、ALP の高値、雌で総コレステロールの低値傾向がみられた。器官重量の測定では雌雄とも肝臓の絶対および相対重量に高値がみられ、病理組織学的検査では、雌で肝臓の限局性壊死がみられた。 0.1 mg/kg 群では、雌雄とも被験物質投与に関連した変化は認められなかった。 ○生殖発生毒性 2.5 mg/kg 群において、体重および摂餌量の減少や一般状態の悪化のため妊娠後期の死亡が増加し、出産率、分娩率、出産児数が著しく低下した。新生児の一般状態では、2.5mg/kg 群において死亡児数の増加がみられた。 <u>結論</u> 以上の結果から、本試験条件下において、本物質の反復投与毒性に対する無影響量(NOEL)は 0.1 mg/kg/day、本物質の反復投与による親動物の生殖に対する無影響量(NOEL)および新生児の発生に対する無影響量(NOEL)は 0.5 mg/kg/day と考えられた。
	復帰突然変異試験	細菌における遺伝子突然変異誘発性を検討する目的で、<i>Salmonella typhimurium</i> TA100、TA1535、TA98、TA1537 および <i>Escherichia coli</i> WP2uvrA を用いる復帰突然変異試験を実施した。試験は代謝活性化系 S9mix の非存在下（直接法）ならびに存在下（代謝活性化法）において、プレインキュベーション法で実施した。 試験の結果、用量設定試験および本試験のいずれにおいても、各試験系列のいずれの菌株においても、被験物質処理群の復帰変異コロニー数の平均値は陰性対照群の値の 2 倍未満であり、用量の増加にともなう復帰変異コロニー数の増加もみられなかった。 以上より、本物質は、当該試験条件下において試験菌株に対する遺伝子突然変異誘発性を有しないと判断した。
	ほ乳類染色体異常試験	<i>in vitro</i> における染色体異常誘発性の有無を、チャイニーズハムスター肺由来細胞(CHL/IU)を用いて検討した。試験は、短時間処理法の代謝活性化によらない場合および代謝活性化による場合ならびに連続処理法の 24-0h 処理による場合の 3 系列で実施した。 その結果、陽性対照群における染色体の構造異常の出現率は各試験系列において明確な陽性値を示し、本試験系が適切な感受性を有していたことが確認された。 以上より、本物質が、本試験条件において、ほ乳類の培養細胞に対し代謝活性化系存在下の細胞増殖抑制を示す濃度で染色体異常誘発性（構造異常および数的異常）を有すると判断した。
PFTDA (C14) ^{o)}	反復投与毒性・生殖毒性併合試験	<u>試験方法</u> 0（対照、0.5%カルボキシメチルセルロースナトリウム水溶液）、1、3 および 10 mg/kg を 1 群雌雄各 12 匹の CrI:CD(SD)ラットに、雄に対しては交配前、交配期間および交配後を含む計 42 日間、雌に対しては交配前、交配および妊娠期間、ならびに分娩後 5 日までの期間（42-56 日間）経口投与し、雌雄動物への反復投与による影響、雌雄動物の生殖および新生児の発生に及ぼす影響について検討した。 <u>試験結果</u> ○反復投与毒性 10 mg/kg 群では、機能検査で、投与 6 週に雄の後肢の握力に低値がみられた。雌では、哺育期間の体重、体重増加量および体重増加率ならびに妊娠 5 日、10 日および哺育 4 日の摂餌量に低値がみられた。血液化学的検査では、投与期間終了時に雄で総蛋白およびβ-グロブリン分画比に低値、アルカリホスファターゼおよび尿素窒素に高値、雌でβ-グロブリン分画比に低値、クロールに高値がみられた。投与期間終了時の剖検では雄で肝臓の淡褐色化がみられ、器官重量では雌雄で肝臓の絶対ま

物質名	試験の種類	厚生労働省既存化学物質毒性試験結果の概要
		たは相対重量に高値がみられた。肝臓の病理組織学的検査では、小葉中心性肝細胞肥大が雌雄でみられた。その他に、雄で甲状腺の濾胞細胞の肥大ならびに雌で脾臓に髄外造血の低下および胸腺に皮質の萎縮がみられた。 3 mg/kg 群では、雌の哺育 4 日の体重に低値がみられた。機能検査で投与 6 週に雄の後肢の握力に低値がみられた。器官重量では雄で肝臓の絶対および相対重量に高値がみられた。病理組織学的検査では、雄で肝臓の小葉中心性肝細胞肥大および甲状腺の濾胞細胞の肥大がみられた。 1 mg/kg 群では、被験物質投与に関連すると考えられる変化は認められなかった。 ○生殖発生毒性 新生児の体重では、10mg/kg 群において、生後 1 および 4 日の体重に雌雄とも低値がみられた。 <u>結論</u> 以上の結果から、本試験条件下における本物質の反復投与毒性に対する無影響量(NOEL)は 1 mg/kg/day、本物質の反復投与による親動物の生殖に対する無影響量(NOEL)は 10mg/kg/day、新生児の発生に対する無影響量(NOEL)は 3 mg/kg/day と考えられた。
	復帰突然変異試験	細菌における遺伝子突然変異誘発性を検討する目的で、<i>Salmonella typhimurium</i> TA100、TA1535、TA98、TA1537 および <i>Escherichia coli</i> WP2uvrA を用いる復帰突然変異試験を実施した。試験は代謝活性化系 S9mix の非存在下（直接法）ならびに存在下（代謝活性化法）において、プレインキュベーション法で実施した。 試験の結果、用量設定試験および本試験のいずれにおいても、各試験系列のいずれの菌株においても、被験物質処理群の復帰変異コロニー数の平均値は陰性対照群の値の 2 倍未満であり、用量の増加にともなう復帰変異コロニー数の増加もみられなかった。 以上より、本物質は、当該試験条件下において、試験菌株に対する遺伝子突然変異誘発性を有しないと判断した。
	ほ乳類染色体異常試験	<i>in vitro</i> における染色体異常誘発性の有無を、チャイニーズハムスター肺由来細胞(CHL/IU)を用いて検討した。試験は、短時間処理法の代謝活性化によらない場合および代謝活性化による場合ならびに連続処理法の 24-0h 処理による場合の 3 系列で実施した。 その結果、陽性対照群における染色体の構造異常の出現率は各試験系列において明確な陽性値を示し、本試験系が適切な感受性を有していたことが確認された。 以上より、本物質は、本試験条件において、ほ乳類の培養細胞に対し染色体異常誘発性を有しないと判断した。
PFHxDA (C16) ^{d)}	反復投与毒性・生殖毒性併合試験	<u>試験方法</u> 0（対照、0.5%カルボキシメチルセルロースナトリウム水溶液）、4、20 および 100 mg/kg を 1 群雌雄各 12 匹の CrI:CD(SD)ラットに、雄に対しては交配前、交配期間および交配後を含む計 42 日間、雌に対しては交配前、交配および妊娠期間、ならびに分娩後 5 日までの期間経口投与し、雌雄動物への反復投与による影響、雌雄動物の生殖および新生児の発生に及ぼす影響について検討した。 <u>試験結果</u> ○反復投与毒性 機能検査では、回復 2 週に 100 mg/kg 群の雌雄とも後肢の握力に低値がみられた。 体重については、100 mg/kg 群の雄で、投与 35 および 42 日の体重、投与 1-42 日の体重増加量および体重増加率に低値がみられた。 摂餌量については、100 mg/kg 群の雄で回復 14 日に、雌で妊娠 5、7、

物質名	試験の種類	厚生労働省既存化学物質毒性試験結果の概要
		10、14 日、哺育 4 日に低値がみられた。 ホルモン測定では、投与期間終了時に雌のすべての用量群で T3 に低値がみられた。 血液化学的検査では、投与期間終了時に雌雄の 100 mg/kg 群および雌の 20 mg/kg 群でクロールに高値がみられ、雌の 100 mg/kg 群でナトリウムおよび尿素窒素が高値であった。 器官重量では 100 mg/kg 群で雄の肝臓の絶対および相対重量に高値がみられ、病理組織学的検査では、小葉中心性肝細胞肥大および小葉中心性脂肪化が 20 mg/kg 以上の投与群で認められた。雌では、小葉中心性肝細胞肥大が 100 mg/kg 群でみられた。 ○生殖発生毒性 新生児の生後 4 日の体重に 100 mg/kg 群で低値傾向がみられた。 <u>結論</u> 以上の結果から、本試験条件下における本物質の反復投与毒性に対する無影響量(NOEL)は雄で 4 mg/kg/day、雌で 4 mg/kg/day 未満、本物質の反復投与による親動物の生殖に対する無影響量(NOEL)は 100 mg/kg/day、新生児の発生に対する無影響量(NOEL)は 20 mg/kg/day と考えられた。
	復帰突然変異試験	細菌における遺伝子突然変異誘発性を検討する目的で、<i>Salmonella typhimurium</i> TA100、TA1535、TA98、TA1537 および <i>Escherichia coli</i> WP2uvrA を用いる復帰突然変異試験を実施した。試験は代謝活性化系 S9mix の非存在下（直接法）ならびに存在下（代謝活性化法）において、プレインキュベーション法で実施した。 試験の結果、用量設定試験および本試験のいずれにおいても、各試験系列のいずれの菌株においても、被験物質処理群の復帰変異コロニー数の平均値は陰性対照群の値の 2 倍未満であり、用量の増加にともなう復帰変異コロニー数の増加もみられなかった。 以上より、本物質は、当該試験条件下において試験菌株に対する遺伝子突然変異誘発性を有しないと判断した。
	ほ乳類染色体異常試験	<i>in vitro</i> における染色体異常誘発性の有無を、チャイニーズハムスター肺由来細胞(CHL/IU)を用いて検討した。試験は、短時間処理法の代謝活性化によらない場合および代謝活性化による場合ならびに連続処理法の 24-0h 処理による場合の 3 系列で実施した。 その結果、陽性対照群における染色体の構造異常の出現率は各試験系列において明確な陽性値を示し、本試験系が適切な感受性を有していたことが確認された。 以上より、本物質は、本試験条件において、ほ乳類の培養細胞に対し染色体異常誘発性を有しないと判断した。
PFODA (C18) ^{e)}	反復投与毒性・生殖毒性併合試験	<u>試験方法</u> 0（対照、0.5%CMC-Na）、40、200 および 1000 mg/kg を 1 群雌各 12 匹の Crl:CD(SD)ラットに、雄に対しては交配前、交配期間および交配後を含む計 42 日間、雌に対しては交配前、交配および妊娠期間、ならびに分娩後 5 日までの期間経口投与し、雄雌動物への反復投与による影響、雄雌動物の生殖および新生児の発生に及ぼす影響について検討した。 <u>試験結果</u> ○反復投与毒性 一般状態観察では、1000 mg/kg 群において雌の 1 例で妊娠 18 日に一般状態の悪化がみられ、瀕死のため安楽死させた。その他に異常出産（死産）が 1 例みられた。 機能検査では、1000 mg/kg 群の雌の哺育 4 日に前肢の握力に低値がみられた。 体重および摂餌量では、1000 mg/kg 群の雄で投与 28 日以降の体重、体重増加量および体重増加率ならびに投与 35 および 42 日の摂餌量に低

物質名	試験の種類	厚生労働省既存化学物質毒性試験結果の概要
		値がみられた。雌では、200mg/kg 群で妊娠 5 日および哺育 4 日の摂餌量に低値がみられた。1000mg/kg 群では、投与 14 日以降、妊娠、哺育期間の体重、体重増加量および体重増加率ならびに投与 7 日以降妊娠、哺育期間の摂餌量に低値がみられた。 血液学的検査では、投与期間終了時に、200 および 1000 mg/kg 群の雄で赤血球数、ヘモグロビン濃度およびヘマトクリット値の低下、1000 mg/kg 群では網赤血球数の低下がみられた。雌では、200 および 1000 mg/kg 群でプロトロンビン時間の短縮、1000 mg/kg 群で活性化部分トロンボプラスチン時間の延長がみられた。血液化学的検査では、投与期間終了時に、雄の 200 および 1000 mg/kg 群で A/G 比およびアルブミン分画比率の高値、1000 mg/kg 群で総蛋白およびα_1-グロブリン分画比率の低値、ALT、ALP、総ビリルビン、尿素窒素およびγ-グロブリン分画比率の高値がみられた。雌では、200 および 1000 mg/kg 群でα_1-グロブリン分画比率の低値とクロールの高値、1000 mg/kg 群で ALP、尿素窒素、γ-グロブリン分画比率の高値と総コレステロールの低値がみられた。 剖検では、1000 mg/kg 群において、投与期間終了時に雌雄とも肝臓の肥大がみられた。器官重量では、投与期間終了時に 200 および 1000 mg/kg 群で雌雄とも肝臓の絶対および相対重量に高値がみられた。 病理組織学的検査では、投与期間終了時に肝臓の小葉中心性肝細胞肥大が、雄では 200 および 1000 mg/kg 群で、雌では 1000 mg/kg 群でみられた。さらに、1000 mg/kg 群では、雄で小葉中心性の肝細胞の変性／壊死、雌で限局性壊死、小肉芽腫、塊状壊死、単細胞壊死がみられた。脾臓では、投与期間終了時に 1000mg/kg 群の雌雄でチモール顆粒の減少がみられた。また、投与期間終了時に 1000 mg/kg 群の雌雄の胸腺で皮質の萎縮がみられた。 ○生殖発生毒性 妊娠、分娩、哺育状態の成績では、黄体数、着床数、出産児数、出産時の生存児数、生後 4 日の生存児数に、1000 mg/kg 群において低値がみられた。 新生児の体重では、1000 mg/kg 群において生後 0、1 および 4 日に雌雄とも低値がみられた。 <u>結論</u> 以上の結果から、本試験条件下における本物質の反復投与毒性に対する無影響量(NOEL)は雄雌ともに 40mg/kg/day、本物質の反復投与による親動物の生殖および新生児の発生に対する無影響量(NOEL)は 200 mg/kg/day と考えられた。
	復帰突然変異試験	細菌における遺伝子突然変異誘発性を検討する目的で、<i>Salmonella typhimurium</i> TA100、TA1535、TA98、TA1537 および <i>Escherichia coli</i> WP2uvrA を用いる復帰突然変異試験を実施した。試験は代謝活性化系 S9mix の非存在下（直接法）ならびに存在下（代謝活性化法）において、プレインキュベーション法で実施した。 試験の結果、用量設定試験および本試験のいずれにおいても、各試験系列のいずれの菌株においても、被験物質処理群の復帰変異コロニー数の平均値は陰性対照群の値の 2 倍未満であり、用量の増加にともなう復帰変異コロニー数の増加もみられなかった。 以上より、本物質は、当該試験条件下において試験菌株に対する遺伝子突然変異誘発性を有しないと判断した。
	ほ乳類染色体異常試験	<i>in vitro</i> における染色体異常誘発性の有無を、チャイニーズハムスター肺由来細胞(CHL/IU)を用いて検討した。試験は、短時間処理法の代謝活性化によらない場合および代謝活性化による場合ならびに連続処理法の 24-0h 処理による場合の 3 系列で実施した。

物質名	試験の種類	厚生労働省既存化学物質毒性試験結果の概要
		その結果、陽性対照群における染色体の構造異常の出現率は各試験系列において明確な陽性値を示し、本試験系が適切な感受性を有していたことが確認された。 以上より、本物質は、本試験条件において、ほ乳類の培養細胞に対し軽度ながらも代謝活性化系なしの条件で数値的異常誘発性を有するものと判断した。

出典：a) https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/detail.action?cno=2058-94-8&mno=2-2659&request_locale=ja
b) https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/detail.action?cno=307-55-1&mno=2-2658&request_locale=ja
c) https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/detail.action?cno=376-06-7&mno=2-2658&request_locale=ja
d) https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/detail.action?cno=67905-19-5&mno=2-2658&request_locale=ja
e) https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/detail.action?cno=16517-11-6&mno=X-0000&request_locale=ja

(c) 政府による GHS 分類結果

新規提案物質（群）のうち、クロルピリホス、MCCP（C14～17のみ）、長鎖 PFCA（PFNA（C9）のみ）について政府による GHS 分類結果が公表されていることから、表 3.1-21 にそれぞれの分類結果を整理した。

表 3.1-21 新規提案物質における GHS 分類結果

物質名	危険有害性項目	分類結果
クロルピリホス ^{a)}	急性毒性（経口）	区分 3
	眼に対する重篤な損傷性／眼刺激性	区分 2B
	特定標的臓器毒性（単回暴露）	区分 1（神経系）
	特定標的臓器毒性（反復暴露）	区分 1（神経系、副腎） 区分 2（眼、血液系、肝臓）
	水生環境有害性 短期（急性）	区分 1
	水生環境有害性 長期（慢性）	区分 1
塩化直鎖パラフィン （炭素数が 14 から 17） ^{b)}	生殖毒性	区分 1B 授乳に対するまたは授乳を介した 影響に関する追加区分
	特定標的臓器毒性（反復暴露）	区分 1（腎臓、甲状腺）
	水生環境有害性 短期（急性）	区分 1
	水生環境有害性 長期（慢性）	区分 1
C9 PFCA ^{c)}	生殖毒性	区分 1B 授乳に対するまたは授乳を介した 影響に関する追加区分
	特定標的臓器毒性（反復暴露）	区分 1（生殖器（女性））

出典：a) <https://www.nite.go.jp/chem/ghs/m-nite-2921-88-2.html>
b) <https://www.nite.go.jp/chem/ghs/m-nite-85535-85-9.html>
c) <https://www.nite.go.jp/chem/ghs/m-nite-375-95-1.html>

オ. 製造、使用、貿易量等の国内での状況

新規提案物質（群）における国内の製造、使用、貿易量等について、表 3.1-22 に取りまとめた。

表 3.1-22 新規提案物質における国内の製造、仕様、貿易量等

物質名	国内の用途	国内の製造・輸入数量等 (t)
クロルピリホス	農薬 (殺虫剤)	生産量 ¹⁾ (農薬年度 ^{※1)} 2019 年度(t 又は kL) クロルピリホス乳剤 : 32.2 クロルピリホス粒剤 : 702.1 クロルピリホス水和剤 DF : 16.5 輸入量 ¹⁾ (農薬年度 ^{※1)} クロルピリホス原体(t 又は kL) 2019 年度 : 60.6 2018 年度 : 49.3 2017 年度 : 62.4
C14-17 クロロアルカン	難燃性樹脂原料	(モノ(又はポリ)クロロアルカン(C=14~17、直鎖型)として) ²⁾ 2019年度 : 2,855 2018年度 : 2,907 2017年度 : 306
PFNA (C ₉ HF ₁₇ O ₂)	界面活性剤	—
PFDODA (C ₁₂ HF ₂₃ O ₂)	フッ素系界面活性剤	—
PFTDA (C ₁₃ HF ₂₅ O ₂)		—
PFTDA (C ₁₄ HF ₂₇ O ₂)		—
PFPeDA (C ₁₅ HF ₂₉ O ₂)		—
PFHxDA (C ₁₆ HF ₃₁ O ₂)		—

注：情報の得られなかった新規提案物質については、本表への掲載を割愛した。

—：情報なし。

出典：無印 NITE「化学物質総合情報提供システム(CHRIP)」、1) 一般社団法人日本植物防疫協会「農薬要覧 2020 年」、2) NITE「化審法データベース」

カ．POPs 条約附属書 D に規定されるスクリーニング基準への適合性の検討

提案文書に記載された情報に基づいて、クロルピリホスは資料 7、塩素化パラフィン（炭素数 14~17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）は資料 8、長鎖 PFCA、その塩及び関連物質は資料 9 にそれぞれ残留性、生物蓄積性等に関する情報を取りまとめた。

(a) クロルピリホスのスクリーニング基準への適合性

クロルピリホスの提案文書等に基づく資料 7 の取りまとめ結果から得られた残留性、生物蓄積性に関する情報に基づき、POPs 条約附属書 D に規定されるスクリーニング基準（表 3.1-5）のうち残留性及び生物蓄積性について、基準を満たすかどうか検討を行った。検討結果は表 3.1-23 に示す。

表 3.1-23 クロルピリホスのスクリーニング基準への適合性の検討結果

項目	残留性、生物蓄積性に関する情報	スクリーニング基準への適合性
残留性	(i) 半減期に関する根拠 ・ 水中半減期 : 80 年 (推定値、北緯 60 度、真冬)	残留性の基準を満たす

項目	残留性、生物蓄積性に関する情報	スクリーニング基準への適合性
	75 日（英国の 8 km 以上沖合海水、8℃） ・ 土壌中半減期：297.7 日（12℃で標準化、マレーシアの粘土質赤黄色ポドゾル化土壌） 175 日（推定値、15℃） 350 日（推定値、北極） 63～124 日（含水土） ・ 底質中半減期：223 日（米国の都市部の入江の底質、嫌気性） 144 日（米国の水路、嫌気性） 150～200 日（湖の底質） (ii) その他の根拠 ・ 加水分解での半減期：最大 142 日（pH5-9、水道水と自然水中） - 最大 210 日（pH<5） ・ 光分解での半減期：980 日（推定値、夏季、米国南東部の河川水 10 地点より算出）	
生物蓄積性	(i) BCF/BAF の根拠 ・ BCF の範囲は広いが、多くの調査が十分に妥当とは考えられない ・ log Kow：4.7～5.2 ・ log Koa：8.3～8.9 による空気呼吸生物での生物蓄積性の可能性 (ii) 他の根拠 ・ 高い生物相－底質蓄積係数（BSAF） －貧毛類 6.2～99（非定常状態） ・ 魚類での中程度の生物蓄積性で生態毒性を示す根拠 －ファットヘッドミノーの BCF は 1,673 ± 423 で、全濃度区で毒性影響（2.68 μg/L で死亡、1.21 μg/L で成長低下、0.12 μg/L で繁殖低下） －グルニオンの発生初期と稚魚期の BCF は最大 1000 で、0.63～2.8 μg/L で大きな死亡率や体重減少 ・ 高い生態毒性を示す根拠 －SSD による魚類 HC5-LC50：0.812 μg/L －オオミジンコ EC50：0.1 μg/L (iii) 生物蓄積性を示すモニタリングデータ ・ 極域を含む世界中の様々な生物試料から検出 －地衣類、植物（モミ、マツ）、動物プランクトン、水生哺乳類（ラッコ、カワウソ）、鳥類（アホウドリ、カモメ）など ・ 母乳から検出	生物蓄積性の基準を満たす

(c) 塩素化パラフィン（炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）のスクリーニング基準への適合性

塩素化パラフィン（炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）の提案文書等に基づく資料 8 の取りまとめ結果から得られた残留性、生物蓄積性に関する情報に基づき、POPs 条約附属書 D に規定されるスクリーニング基準（表 3.1-5）のうち残留性及び生物蓄積性について、基準を満たすかどうか検討を行った。検討結果は表 3.1-24 に示す。

表 3.1-24 塩素化パラフィン（炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）のスクリーニング基準への適合性の検討結果

項目	残留性、生物蓄積性に関する情報	スクリーニング基準への適合性
残留性	(i) 半減期に関する根拠 - 底質中半減期： —C14、50 重量%塩素化 n-アルカン：120 日以上（好気性、遮光、12℃） - OECD TG 301D による分解性試験結果 —C14-17、平均 45.6 重量%塩素化 n-アルカンは 28 日間で 51% しか分解されない —C14-17、平均 51.7 重量%塩素化 n-アルカンは 28 日間で 27% しか分解されず、60 日間経過しても 57%しか分解されない —C14-17、平均 63.2 重量%塩素化 n-アルカンは 28 日間で 5%、60 日間で 10%しか分解されない (ii) その他の根拠 ・8 年以上前の堆積物コアのモニタリングで検出	残留性の基準を満たす
生物蓄積性	(i) BCF/BAF の根拠 ・少なくとも C14、塩素化率 45-50%では BCF が 5000 超 —ニジマス、C14、45 重量%塩素化 n-アルカン BCF：～10 600（脂質含量標準化、成長希釈補正） BCFk：～14 600（脂質含量標準化、成長希釈補正） —ニジマス、C14、50 重量%塩素化 n-アルカン BCF：5000 を大幅に超過 ・頼性の低いデータで、C15-17 成分も BCF の基準に合致する可能性を示唆 —C14, 40-55%：BCF>5000（経口曝露試験からの推定） —C14, 55-65%：BCF>5000（経口曝露試験からの推定） —C15, 51%：BCF=2072（実測、脂質含量で未標準化） —C16, >65%：BCF>5000（経口曝露試験からの推定） —C18, 45-50%：BCF>5000（経口曝露試験からの推定） (ii) 他の根拠	生物蓄積性の基準を満たす

項目	残留性、生物蓄積性に関する情報	スクリーニング基準への適合性
	- 食物連鎖増幅係数（TMF）、経口生物濃縮係数（BMF） - 利用可能な（限られた）野外での生物蓄積性研究は疑わしい： - TMF：MCCP で 1 前後 - BMF：ほとんど 1 以下、いくつかの特定の食性関係で 1 超 (iii) 生物蓄積性を示すモニタリングデータ - 排出源近傍域（即ち工業地域や都市部）で生息又は摂餌する広範な生物で検出 - 北極圏を含む遠隔地の試料や最上位捕食者から検出 - ヒトの母乳や血液などから検出	

(d) 長鎖 PFCA、その塩及び関連物質のスクリーニング基準への適合性

長鎖 PFCA、その塩及び関連物質の提案文書等に基づく資料 9 の取りまとめ結果から得られた残留性、生物蓄積性に関する情報に基づき、POPs 条約附属書 D に規定されるスクリーニング基準（表 3.1-5）のうち残留性及び生物蓄積性について、基準を満たすかどうか検討を行った。検討結果は表 3.1-25 に示す。

表 3.1-25 長鎖 PFCA、その塩及び関連物質のスクリーニング基準への適合性の検討結果

項目	残留性、生物蓄積性に関する情報	スクリーニング基準への適合性
残留性	(i) 半減期に関する根拠 - 水中半減期 - PFNA(C9)：2,477 日（推定値） - PFDA(C10)：4,722 日（推定値） - 土壌中半減期 - PFNA(C9)：4,954 日（推定値） - PFDA(C10)：9,444 日（推定値） - 生分解性 - PFNA(C9)：28 日で分解せず（OECD 301F） - PFDODA(C12)：28 日で分解せず（OECD 301C） - PFTDA(C14)：28 日で分解せず（OECD 301C） - 光分解性 - PFDA(C10)を高地で 106 日、太陽照射：30～35%の光分解 (ii) その他の根拠 - 物理化学的特性 - 炭素-フッ素間の結合は非常に安定しており、酸、塩基、酸化剤、還元剤、光分解プロセス、微生物、代謝プロセスによる分解に対して一般的に耐性がある	残留性の基準を満たす

項目	残留性、生物蓄積性に関する情報	スクリーニング基準への適合性
	ーフッ素は元素の中で最も高い電気陰性度を持つため、炭素鎖へのフッ素の結合及びフッ素原子の高い電子密度により、炭素骨格が保護され、熱と化学物質の両方に対して不活性 ー□ 炭素-フッ素間の結合は、イオン化ポテンシャルの高さ、分極性の低さ、分子間及び分子内相互作用の低さ、そして表面張力の小ささに寄与	
生物蓄積性	(i) BCF/BAF の根拠 ・ C9-14 の PFCA、淡水及び海水性の水生生物の BCF、BAF : 5000 超 (ii) その他の根拠 ・ C9-16 の PFCA、魚類、最上位捕食種（鳥類や陸生／海生の哺乳類）の BMF／TMF : 1 超 (iii) 生物蓄積性を示すモニタリングデータ ・ C18 の PFCA が環境中、最上位捕食種から検出 ・ C9-14 の PFCA がヒトの様々な組織や分泌液から検出	生物蓄積性の基準を満たす

3.1.2 今後提案される可能性のある化学物質に関する調査

POPRC17 で新規に POPs 候補物質が提案されたため、今後提案される可能性のある他の化学物質に関する調査は実施しなかった。

3.2 POPs 条約及び PIC 条約の関連会議における対応

3.2.1 第 10 回 POPs 条約締約国会議 (COP10)

第 10 回 POPs 条約締約国会議 (COP10) は、新型コロナウイルス感染症の拡大に伴い、オンライン (令和 3 年 7 月開催) 及び対面セグメント (令和 4 年 6 月開催予定) の 2 段階で行われることとなり、令和 3 年 7 月 26 日～7 月 30 日にオンラインにて開催された同会議の議題には、技術的議題が取り上げられなかったことから、国内有識者の参加を見送った。

3.2.2 第 17 回残留性有機汚染物質検討委員会 (POPRC17)

POPs 条約対象物質への追加を提案された候補物質を検討するために設置された第 17 回残留性有機汚染物質検討委員会(POPRC17)が、令和 4 年 1 月 24～28 日に対面及び WEB のハイブリッド形式で開催された。(なお、POPRC17 がハイブリッド形式での開催となり対面での議論ができない参加者がいることから POPRC17 の開催に先立ち、事前に意見を聴取して POPRC17 の議論を促進させるために令和 3 年 12 月 1～2 日にプレミーティングがオンラインで開催された。) 以下に POPRC17 の結果概要を報告する。

(1) 議事次第

POPRC16 の議事次第及び検討内容を表 3.2-1 に示す。

表 3.2-1 POPRC17 の議事次第及び検討内容

議題		検討内容の概要	会議資料*
1	開会	2022 年 1 月 14 日 (月) 開会。	—
2	組織事項		
	(a) 議題の採択	事務局より提示された議題案が採択された。	1
	(b) 作業の構成	会合の暫定スケジュール等について確認。必要に応じて Contact Group、Drafting Group 及び Friends of the Chair Group を設置し、検討を進めることが確認された。	1/Add.1 INF/1 INF/2/Rev.1
3	メンバー交代	メンバーの交代に関する説明。	INF/3
4	技術的課題		
	(a) メトキシクロルのリスク管理評価書案の検討	会期間作業グループが作成したメトキシクロルのリスク管理評価書案について検討した。	2 INF/7 INF/8
	(b) リスクプロファイル案の検討		
	(i) デクロランプラス	会期間作業グループにおいて作成されたデクロランプラスのリスクプロファイル案について検討された。	3 INF/9 INF/10
	(ii) UV-328	会期間作業グループにおいて作成された UV-328 のリスクプロファイル案について検討された。	4 INF/11 INF/17
	(c) 化学物質の附属書 A、B 及び/または C への掲載勧告の検討		
	(i) クロルピリホス	クロルピリホスの提案文書について検討された。	5

議題		検討内容の概要	会議資料*
			INF/4 INF/6
	(ii) 塩素化パラフィン (炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの)	塩素化パラフィン（炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）の提案文書について検討された。	6 INF/5 INF/6
	(iii) 長鎖ペルフルオロカルボン酸(PFCA)、その塩及び関連物質	長鎖ペルフルオロカルボン酸 (PFCA)、その塩及び関連物質の提案文書について検討された。	7 INF/6
	(d) DecaBDE 及び SCCPs の個別の適用除外に関連する情報の検討	附属書 A に掲載されている DecaBDE 及び SCCPs の個別の適用除外に関する報告書の更新に係る作業計画案について検討された。	8 INF/12
	(e) 附属書 B 第 III 部第 5 項及び第 6 項に準じた PFOS、その塩及び PFOSF の評価プロセス	附属書 B 第 III 部第 5 項及び第 6 項に準じた PFOS、その塩及び PFOSF の評価に係る作業計画等について検討された。	9 INF/13
	(f) ペルフルオロオクタン酸 (PFOA) とその塩及び PFOA 関連物質に該当する物質の例示リスト	ペルフルオロオクタン酸 (PFOA) とその塩及び PFOA 関連物質に該当する物質の例示リストについて検討された。	10 INF/14
	(g) 長距離移動性	長距離移動性に関するガイダンス案及び完成に向けた作業確認について検討された。	11 INF/15 INF/16 INF/19
5	会期間 (POPRC17～POPRC18) の作業計画	POPRC17 と POPRC18 の間に行われる会期間の作業計画案を検討し、採択された。	12
6	POPRC18 の開催日程及び開催場所	POPRC18 の開催日程及び開催場所について検討及び決定した。	-
7	その他の事項	POPRC メンバーによる提案はなかった。	-
8	報告書の採択	POPRC17 の報告書案について検討及び採択された。	-
9	閉会	2022 年 1 月 28 日 (金) に閉会した。	-

* 会議資料は UNEP/POPS/POPRC.17/の後の番号を記載

(2) 主な議題の検討結果の概要

以下に、POPRC17 の主な議題の検討結果を示す。

1) 議題 4(a) メトキシクロルのリスク管理評価書案の検討

会期間作業グループが作成したメトキシクロルのリスク管理評価書案について、その内容を検討し、適用除外なしで附属書 A に掲載することを締約国会議に勧告することの是非が議論さ

れた。リスク管理評価書案の修正に関する発言はあったが、締約国会議への勧告に反対する意見はなかったことから、リスク管理評価書案を修正した上で、適用除外なしで附属書 A に掲載すること締約国会議に勧告することが採択された。

2) 議題 4(b)(i) デクロランプラス

会期間作業グループが作成したデクロランプラスのリスクプロファイル案について、その内容を検討し、長距離にわたる自然の作用による移動の結果として、世界的規模の行動を正当化するような人の健康又は環境に対する重大な悪影響をもたらすかどうか議論された。

POPRC16 で結論が出なかったデクロランプラスの有害性について、前回に引き続きリスクプロファイル案に示されたデータからは悪影響があると判断できないという意見があったことから、有害性及びリスクプロファイル案の結論は合意に至らなかったとして、一時は結論を出すことを延期し、情報収集を行った上で POPRC18 にて再度議論することとなった。しかし、締約国会議における議論が 2 年延期されることに繋がるとの指摘があったことから、新たな有害性に関する情報に基づいてリスクプロファイル案を修正することを前提に附属書 F に進むことを支持する意見が多数を占め、最終的にリスクプロファイル案を修正した上で、附属書 F の段階に進むことが採択された。

3) 議題 4(b)(ii) UV-328

会期間作業グループが作成した UV-328 のリスクプロファイル案について、その内容を検討し、長距離にわたる自然の作用による移動の結果として、世界的規模の行動を正当化するような人の健康又は環境に対する重大な悪影響をもたらすかどうか議論された。

POPRC16 において議論となったプラスチックを介した移動を UV-328 の長距離移動と見なすかどうかは賛否が分かれたが、長距離移動の経路として結論に記載することは合意に至らなかったことから、リスクプロファイル案の本文にあわせて「大気、水、移動性の種」のみを記載することとなった。附属書 E を満たすことについては最後まで反対意見があったが、予防原則に基づいて最終的な判断を行ったこと等をリスクプロファイル案に記載することを条件に、修正版のリスクプロファイル案及び附属書 F の段階に進むこと等を示した決議案が採択された。

4) 議題 4(c)(i) クロルピリホス

EU が提案したクロルピリホスについて、附属書 D のスクリーニング基準（残留性、生物蓄積性、長距離移動性、有害性）を満たすかどうか議論された。附属書 D のスクリーニング基準を満たさないとの意見があったが、残留性については試験温度の条件指定はなく、低い温度では残留性を示すこと、農業等が行われていない地域でも検出されることから長距離移動性の根拠が示されていること等から、スクリーニング基準を満たすとして、附属書 E の段階に進むことが採択された。

5) 議題 4(c)(ii) 塩素化パラフィン（炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）

英国が提案した塩素化パラフィン（炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）について、附属書 D のスクリーニング基準（残留性、生物蓄積性、長距離移動性、有害性）を満たす

かどうか議論された。特に炭素数 15～17 の塩素化パラフィンの生物蓄積性に不確実性があるとの指摘があったことから、炭素数 14 の塩素化パラフィンのみがスクリーニング基準を満たし、それ以外の物質については情報収集を行った上で改めて検討することとして、附属書 E の段階に進むことが採択された。

6) 議題 4(c)(iii) 長鎖ペルフルオロカルボン酸(PFCA)、その塩及び関連物質

カナダが提案した長鎖ペルフルオロカルボン酸(PFCA)、その塩及び関連物質について、附属書 D のスクリーニング基準（残留性、生物蓄積性、長距離移動性、有害性）を満たすかどうか議論された。特に C19～C21 のデータが示されていないことについて多くの参加者から懸念が示されたものの、附属書 E の段階で情報収集を行った上で改めて検討することに賛同が得られたことから、附属書 E の段階に進むことが採択された。

7) 議題 4(f) ペルフルオロオクタン酸（PFOA）とその塩及び PFOA 関連物質に該当する物質の例示リスト

PFOA とその塩及び PFOA 関連物質の例示リストについて、会期間等に提供されたコメントを踏まえて条約事務局が作成した修正リスト案について検討された。リストの修正に関する意見等が示されたことから、例示リストを修正し、今後条約 HP に公開されることが決定した。

8) 議題 4(g) 長距離移動性

会期間作業グループが作成した長距離移動性のガイダンス案について、その内容を検討した。多くの参加者が会期間作業グループの作業に謝意を示すとともに、当該文書の重要性について発言があった。ガイダンス案を一部修正した上で、検討を継続することが採択された。

3.2.3 第 17 回化学物質検討委員会（CRC17）

PIC 条約対象物質への追加を提案された候補物質を検討するために設置された第 17 回化学物質検討委員会(CRC17)が、2021 年 9 月 20 日～24 日にオンライン形式で開催された。（なお、CRC17 の開催に先立ち、pre-meeting が 2021 年 9 月 14 日～15 日にオンラインにて開催された。）以下に CRC17 の概要を報告する。

(1) 議事次第

CRC17 の議事次第及び検討内容を表 3.2-2 に示す。

表 3.2-2 CRC17 の議事次第及び検討内容の概要

議題		検討内容の概要	会議資料*
1	開会	2021 年 9 月 20 日（月）開会。	—
2	組織事項		
	(a) 議題の採択	事務局より提示された議題案を採択。	1 1/Add.1
	(b) 作業の構成	会合のシナリオメモ、暫定スケジュールについて確	INF/1

議題		検討内容の概要	会議資料*
		認。必要に応じて、Contact Group 及び Drafting Group を設置し検討を進めることを確認。	INF/2
3	メンバー交代	メンバーの交代に関する説明。	INF/4
4	技術的課題		
	(a) 最終規制措置通報の事前審査に関する事務局からの報告		2 INF/5 INF/6
	(b) 最終規制措置の評価		
	(i) カルバリル	時間の制約から次回 PICCRC18 で検討することになった。	3 INF/7 INF/8
	(ii) クロロフェンビンホス	時間の制約から次回 PICCRC18 で検討することになった。	4 INF/9 INF/10
	(iii) イプロジオン	モザンビーク及び EU からの通報について検討。	5 INF/11 INF/12
	(iv) メチダチオン	モザンビーク及びウルグアイからの通報について検討。	6 INF/13 INF/14
	(v) メチルパラチオン	時間の制約から次回 PICCRC18 で検討することになった。	7 INF/15 INF/16
	(vi) テルブホス	モザンビーク及びカナダからの通報について検討。	8/Rev.1 INF/18 INF/19/Rev.1
	(vii) チオジカルブ	モザンビーク及び EU からの通報について検討。	9 INF/20 INF/21
5	PICCRC18 の開催日程及び開催場所	PICCRC18 の開催日程及び開催場所について検討。	—
6	その他の議題	委員会作業への効果的な参加を促進するための活動及び新たな通報に関する会期間作業について検討。	INF/32
7	報告書の採択	PICCRC17 の報告書案の確認及び採択。	
8	閉会	9 月 24 日（金）閉会。	

* 会議資料は UNEP/FAO/RC/CRC.17/の後の番号を記載

(2) 主な議題の検討結果の概要

ロッテルダム条約附属書 III 追加候補物質の検討に関して、以下に主な議題の検討結果の概要を示した。

1) 議題 4(b)(iii) イプロジオン

モザンビーク及び EU の通報について検討を行い、いずれも附属書 II のクライテリアを満

たすことが合意された。次回 CRC18 までに決定指針文書案（DGD）を作成することとなり、DGD に関する会期間 DG が設置されることが決定した。会期間 DG の座長はタンザニア、ドラフターはフィンランドが務める。

2) 議題 4(b)(iv) メチダチオン

モザンビーク及びウルグアイの通報について検討を行い、いずれも附属書 II のクライテリアを満たすとの合意に至らなかった。この結果を踏まえて、次回 CRC18 にてモザンビーク及びウルグアイの通報について引き続き検討を行うこととなった。

3) 議題 4(b)(vi) テルブホス

モザンビーク及びカナダの通報について検討を行い、附属書 II のクライテリアを満たすことが合意された。次回 CRC18 までに決定指針文書案（DGD）を作成することとなり、DGD に関する会期間 DG が設置されることが決定した。会期間 DG の座長はアンティグア・バーブーダ、ドラフターはカナダが務める。

4) 議題 4(b)(vii) チオジカルブ

モザンビーク及び EU の通報について検討を行い、EU については附属書 II のクライテリアを満たすことが合意された一方で、モザンビークの通報については附属書 II のクライテリアを満たすとの合意に至らなかった。この結果を踏まえて、次回 CRC18 にてモザンビークの通報について引き続き検討を行うこととなった。

3.2.4 国内検討会議の開催

有識者による非公開の検討会議を令和 3 年 10 月 18 日及び同年 11 月 22 日の 2 回開催し、POPRC17 に向けて行われている会期間作業の動向・議論を踏まえ、POPRC17 における対応について有識者の意見を聴取し、取りまとめた。また、POPRC17 の結果の報告はメール会議形式で行った。

(1) 第 1 回検討会議

令和 3 年 10 月 18 日に開催した第 1 回検討会議においては、新規に提案された 3 つの物質（群）が POPs 条約附属書 D のスクリーニング基準に合致するかどうかの議論が主に行われた。

クロルピリホスの提案文書のうち、残留性、生物蓄積性について説明した。有識者による議論の結果、分解性のデータの温度条件が通常とは異なる点に注意が必要との御意見もあったが、本物質の残留性と生物蓄積性については附属書 D のスクリーニング基準を満たすことが合意された。

塩素化パラフィン（炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）の提案文書のうち、残留性、生物蓄積性について説明した。有識者による議論の結果、本物質の残留性と生物蓄積性については附属書 D のスクリーニング基準を満たすことが合意された。ただし、全ての炭素鎖長について残留性と生物蓄積性のデータが揃っていないことから、附属書 E の段階で作成するリスクプロファイルにおいて、十分な情報を記載するよう要請することとなった。

長鎖 PFCA、その塩及び関連物質の提案文書のうち、残留性、生物蓄積性について説明した。有識者による議論の結果、本物質の残留性と生物蓄積性については附属書 D のスクリーニング基準を満たすことが合意された。ただし、炭素鎖長によっては、残留性、生物蓄積性に関するデータがないものがあることから、附属書 E の段階で作成するリスクプロファイルにおいて、十分な情報を記載するよう要請することとなった。

(2) 第 2 回検討会議

令和 3 年 11 月 22 日に開催した第 2 回検討会議においては、リスクプロファイル案の段階にあるデクロランプラス及び UV-328 が「長距離にわたる自然の作用による移動の結果として、世界的規模の行動を正当化するような人の健康又は環境に対する重大な悪影響をもたらすかどうか」の議論とともに、UV-328 の長距離移動の経路として提案されているプラスチック経由での移動を含めた長距離移動性に関する考察案に関する議論が主に行われた。

デクロランプラスのリスクプロファイル案のうち、発生源等の概要、残留性及び生物蓄積性について説明した。前回の POPRC でのリスクプロファイル案に情報が追加されたものの、「世界的規模の行動を正当化するような人の健康又は環境に対する重大な悪影響をもたらす」ことを示すような有害性の情報が不十分であることから、日本としてデータ収集の継続する方向で提案するとの結論になった。

UV-328 のリスクプロファイル案のうち、発生源等の概要、残留性及び生物蓄積性について説明した。遠隔地での検出事例などから本物質が長距離移動性を有することについては合意が得られた。ただし、出典に unpublished とされている文献が多くあることから、可能な限り入手するよう努めるとともに、プラスチックを介した長距離移動性に関する記載内容について、プラスチックのすべての添加剤に適用可能となる懸念が示されたことから、日本として該当箇所を修正する方向で提案するとの結論になった。

メトキシクロルのリスク管理評価書案のうち、製造、使用、代替に関する内容の概要を説明した。次の段階に進むことに同意して差し支えないとの結論になった。

3.3 OECDにおける化学物質規制動向

3.3.1 OECD/the Chemicals and Biotechnology Committee(OECD 化学バイオ委員会)の公式・非公式会合

OECD における「化学物質管理に関する特別プログラム」等を監督し、ナノ材料、農薬、バイオサイドを含む様々な化学物質管理の改善・調和に向けた課題に取り組むために設置された OECD 化学品・バイオ技術委員会（CBC）の第 1 回委員会が令和 3 年 6 月 8～10 日に、第 2 回委員会が令和 4 年 2 月 8～10 日にオンライン形式で開催された。

資料 1

デクロランプラスの発生源等の概要

デクロランプラス ~~並びにその syn 異性体及び anti 異性体~~ の発生源等の概要

1 製造、流通、ストックパイル

(1) 米国

- デクロランプラス (DP) は、1960 年代から、Hooker Chemicals and Plastics Corporation (現在の Occidental Chemical Company (OxyChem)) によって製造されている (Shen et al. 2011)。
- DP は、米国では高生産量化学物質 (> 500 トン) に分類されており (Sverko et al. 2011)、1986 年以降の年間生産量は 450~~~4500~~5,000 トンと推定されたが、製造に関するデータはビジネス上の機密情報として非公開になっている時期もあった (~~Qiu-Hoh et al. 2007~~2006)。
- 利用可能な情報から Oxychem の施設での生産は 2016 年半ばに停止された (ECHA ~~2020a~~2021a, Annex E info IPEN 2021) が、この事実は米国により正式には確定されていない。

(2) 中国

- 中国淮安の Anpon Electrochemical Co.による中国での製造量は、2003 年以降年間 300 ~1,000 トンと報告されている (Wang et al. 2010a)。Anpon Electrochemical Co.は近年 ADAMA に買収されたことから、世界唯一の製造業者になりうる可能性がある (ADAMA 2019)。

(3) EU

- DP は、年間 ~~100~~~~~1000~~トンの製造及び又は輸入量のトン数帯で、2 件 (製造業者毎に 1 件) の REACH 登録がされている (ECHA 2021a)。
- 2013 年以降の主要な登録者である Occidental Chemical Belgium BVBA は、製造業者 OxyChem US を代表して 2017 年 12 月に REACH に基づく「製造又は輸入の停止」を通知し、現在は EU での DP の製造又は輸入は行っていない (ECHA 2020b)。
- 2016 年以降、オランダの企業 ADAMA Agriculture BV は、唯一の輸入業者/販売業者である Velsicol のために Anpon Electrochemical Co.が指名した登録者である。EU での最大輸入量は 300~400 トン/年であった。~~2019 年、EU への輸入量は 100 トン未満で (オランダからの情報)、~~スウェーデンは、2006 年に 5 トン、2005 年に 11 トンの DP の使用を登録した (Kaj et al. 2010)。ハンガリーは、自国の 2 社が年間 2 トン未満を使用していることを報告した (Annex E 2021)。

(4) その他

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、~~二重取り消し線~~：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

- 世界の年間生産量の報告値は 750～6,000 トン (平均 1,980 トン) であり (Hansen et al. 2020)、推測値は約 5,000 トンである (Ren et al. 2008)。
- カナダでは、2011 年及び 2016 年に CEPA のセクション 71 の下で実施された調査に基づく、1,000～10,000 kg の DP (一部は製品に含まれた DP) が、いくつかの企業によって輸入された (Canada 2019a,b)。
- 韓国では、~~政府の調査 (2010 年、2014 年、2016 年)~~ Chemical Control Act における化学物質の統計調査から収集された情報に基づく、DP は 2010 年以降韓国では製造されていない。2010 年には DP は輸入されなかったが、使用量は約 40 トンであった。2016 年には 11 トンが輸入され、17kg が使用された。DP は、2010 年に 0.9 トンが輸出されて以降は、輸出されていない。DP は、2018 年には 0.63 トンが輸入され、0.39 トン使用された (Annex E information, Republic of Korea)。

2 用途

- (1) DP は、市販のデカブロモジフェニルエーテル (c-decaBDE) の代替品/代用品として、また難燃剤 (FR) として使用されるマイレックスの代用品として販売されている (Hoh et al. 2006)。
- (2) 電気・電子機器、光学製品、食品包装、建築・建設材料、テープ・接着剤、繊維、アパレル、化粧品、爆発物・花火、プラスチック製品、塗料・グリースとして使用されている (ECHA 2021a, see Table 4-6 in UNEP/POPS/POPRC.17/INF/9)。
- (3) 電子配線及びケーブル、自動車、プラスチック屋根材、テレビやコンピューターモニタの硬質プラスチックコネクタ、ワイヤーコーティング及び家具の難燃剤として使用されている (Zhang et al. 2015; Annex E 2019,2020)。
- (4) また、難燃剤としては航空宇宙産業及びその他のアプリケーションでも広く使用されている (AIAC, 2020)。
- (5) DP は、様々な配合の添加剤としてよく使用され、キャビン内部パネル、ダクト、エンジン及びその他の部品など、多くの航空機部品に用いられている。
- (6) 中国の最近の研究では、DP は様々な建築材料で検出された (Hou et al. 2018)。壁紙 (不織布、PVC、紙)、ラテックス塗料、ボード (ラミネートフロア、ファイバーボード、無垢材など)、接着剤、シーラント、PVC ラインパイプ及びフォーム (吸音フォーム及び発泡スチロールパネルなど) のサンプルに不検出～5.1 ng/g の範囲の DP が含まれている (Hou et al. 2018)。
- (7) インド自動車製造業者協会 (SIAM) は、自動車製造において c-decaBDE の代替品としてデクロランプラスを使用していると発表している (SIAM 2020)。カナダでは、DP は自動車製造にお~~ける~~いて難燃剤として使用されて~~いる~~おり、配線・ケーブルの被覆、電子機器、屋根材、硬質プラスチックのコネクターなどに用いられている (Canada 2019b)。オランダからの情報では、自動車における、パワートレイン、冷却装置、シャシー (車の足回り機構) 及び車体整備・修理部品での使用が確認されている (Annex E 2019)。EU におけるデータから、DP を使用する最も重要な部門は自動車部門と航空部門で、それぞれ EU での全使用量の 57～

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

75%、10%を占めており、コンピュータ、電子機器、輸入品などを含むその他の DP の用途は EU での全使用量の 33～15%を占めている (ECHA 2021a, see Table 7-8 in UNEP/POPS/POPRC.17/INF/9)。

(8) DP は、難燃剤として多くの高分子システム (通常、熱可塑性プラスチック又は熱硬化性樹脂のいずれか) で使用されている。

- DP を含む可能性のある熱可塑性プラスチックの例としては、ナイロン (Weil & Levchik 2009; KEMI 2019)、ポリエステル (KEMI 2019)、アクリロニトリルブタジエンスチレン (ABS)、天然ゴム、ポリブチレンテレフタレート (PBT)、ポリプロピレン及びスチレンブタジエンゴム (SBR) ブロック共重合体 (OxyChem 2007) がある。
- DP は、エポキシ及びポリエステル樹脂、ポリウレタンフォーム、ポリエチレン、エチレンプロピレンジエンモノマーゴム、ポリウレタンゴム、シリコーンゴム、ネオプレンなどの熱硬化性樹脂に使用される (OxyChem 2007)。
- これらの材料中の DP の量は、PBT の 8%からシリコーンゴムの最大 40%の範囲である (OxyChem 2007)。

(9) あるメーカーによると、DP は産業顧客のみが使用するために製造されている (OxyChem 2007)。ただし、EU のデータによると、DP は一般的に工業用製品と消費者用製品の両方の製造に使用されている。~~より具体的には、~~REACH 登録データによると、EU/EEA 地域での DP の使用には、産業現場や専門家による配合又は再梱包での使用、成形品に含まれる場合の消費者による使用が含まれる (ECHA ~~2017a, 2019b~~2021a)。

- REACH では、DP はポリマー製剤及び配合物、半導体、接着剤及びシーラントといった製品カテゴリーで産業用途に登録されている。
- 配合及び梱包において登録された最終用途には、1) 接着剤、シーラント、2) ポリマー製剤及び配合物、及び 3) 半導体が含まれる。
- 産業現場及び専門家ユーザーによって登録された最終用途には、1) 調剤の製剤化 (混合) 及び/又は再包装 (合金を除く)、2) 配合及び変換を含むプラスチック製品の製造、3) コンピューター、電子・光学製品、電気機器の製造が含まれる。
- 消費者使用段階での成形品の耐用年数において、次の成形品カテゴリーでの使用が登録文書に記載されている：1) 車両、2) 機械、機械器具、3) 電気/電子製品、4) 織物、繊維、衣服、5) プラスチック製品。
- さらに、航空機部品の接着剤での使用が示されている ~~(ECHA, 2020)~~。
- DP のマイナーな使用として花火の開発があるが ~~(ECHA, 2019)~~、これは EU/EEA で登録された用途ではない。

(10) 2011 年に、220 トンの電子廃棄物のサンプルがスイスのリサイクル施設で処理され、さまざまな出力ストリームが分析された。DP 質量流量が最も多かったのは、細粒プラスチックと、モニターやラップトップ筐体などの消費者製品のプラスチックであった (Taverna et al.

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

2017)。

- (11) DP は、2 台のテレビ及び 1 台のコンピューターのプラスチック筐体から検出されたが、中国のリサイクル施設から収集された同様の機器の回路基板からは検出されなかった (Li et al. 2019c)。さらに、中国広東省のリサイクル ABS から DP が検出された (Cao et al. 2020)。
- (12) PyroVex[®] SG は添加難燃剤で、サプライヤーによると DP を 99%以上含有している (Velsicol Chemicals LLC 2020)。PyroVex[®] SG は通常、プラスチックやその他の材料に混合され、単独で使用することも、性能要件を満たすために補完的な化学物質と配合することもできる。難燃性の電線やケーブル、コンピューターなどの電子機器に使用される電気コネクタの難燃剤として販売されている。PyroVex[®] SG グレード 515、25、35 は平均粒子径が異なるだけで、同じ化学混合物である。
- (13) 2018 年 9 月から 12 月 5 日まで開催された REACH の付属書 XIV に DP を含めるための第 9 次勧告案に関する EU の公開協議の中で、多くの企業が DP を添加難燃剤として使用している用途を特定した。識別された用途は、航空及び自動車産業、ケーブル絶縁用の高分子化合物、及び花火の開発におけるマイナーな使用であった (ECHA ~~2017e~~2021a)。

3 環境への放出

- (1) DP 及びその異性体の非意図的な生成は知られておらず、環境中での DP 及びその異性体の発生は、人間の活動の結果である。
- (2) 生産、使用、リサイクル、廃棄物処理、埋立地浸出液、流出及び廃水処理などの多くの活動は、環境への DP の放出につながる可能性がある (Wang et al. 2016; Wang & Kelly 2017)。
DP は工業発生源から主に（地表水や土壤環境を経路して）廃水に排出されることが予想され、商業製品や消費者製品からは大気中に排出される可能性がある。DP は廃水処理場 (WWTP) における汚泥に吸着することによってその多くが除去される可能性が高い (CECBP 2008 as cited in Canada 2019a)。
- (3) DP は、WWTP からの汚泥 (例 : de la Torre et al. 2011; Barón et al. 2014a; Norwegian Environment Agency 2018b; 2019a; Ji et al. 2018) 及びバイオソリッド (Davis et al. 2012) から検出されている。さらに、DP で汚染された WWTP からの汚泥は、土壤濃縮 (Wu et al. 2017) 又は肥料 (Dai 2011 reviewed in Ji et al. 2018) として使用することができる。さらに、ノルウェーのオスロでは、雨水の粒子画分中に syn-及び anti-DP が検出された (Norwegian Environment Agency 2018b; 2019a)。
- (4) カナダの WWTP からのサンプルで塩素化難燃剤について調査した。DP の検出頻度は、廃水サンプルとバイオソリッドサンプルの両方で 90%以上であったが、除去効率の中央値は全 DP で 51%から 66%の間であった (Shanmuganathan et al. 2018)。
- (5) 上海の従来の WWTP では、廃水から平均濃度 0.46 ng/L (範囲 : 0.05~1.40 ng/L) の DP が検出された。汚泥には 1.1~2.0 ng/g の範囲で DP が含まれていた。anti-DP の割合 (f_{anti}) は、syn-DP の割合 (f_{syn}) の割合よりも一貫して高かった。 f_{syn} の平均値は 0.16 から 0.33 の範囲

無印 : リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線 : リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線 : いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線 : 事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献 : 入手済み文献。無印の文献 : 未入手の文献。

- であり、2 種の市販の DP 混合物の範囲内であった。上海のすべての WWTP からの下水汚泥を介した DP の年間放出量は 164.8 g と推定された (Xiang et al. 2014)。
- (6) DP は電気・電子機器の難燃剤として使用されており、電子廃棄物のリサイクルが環境への DP 放出源であると報告されている (Wang et al. 2016)。
- 中国のリサイクルサイトでは、土壌中で非常に高レベルの DP (3327 ng/g) が検出されており、電子廃棄物のリサイクル活動が中国における DP 排出の重要な発生源となっていることを示唆している (Yu et al. 2010)。
 - スイスの研究では、電子廃棄物中の DP 濃度は全体で 33 ± 11 mg/kg であった。これは、2011 年に生成されたスイスの全ての電子廃棄物において、年間 2.3 ± 0.9 トン/年の年間 DP マスフローに相当する (Taverna et al. 2017)。
- (7) 室内の粉塵は、消費者製品から放出される DP を含む多くの汚染物質の吸収源であり担体 (キャリア) でもある。室内の粉塵も、生活排水のみを受け入れている WWTP の主な汚染源であると考えられている (Katsoyiannis & Samara 2004; Xiang et al. 2013)。DP は、0.08~124 000 ng/g の範囲で室内粉塵中から検出されている (Newton et al. 2015; Wong et al. 2017, Cao et al. 2014, Lee et al. 2020, Corsolini et al. 2021)。
- (8) 生産量、使用量、廃棄量のデータに基づいて、詳細な地理的分布を伴った 2 つの世界的な大気排出シナリオが作成されている (Hansen et al. 2020)。
- DP の大気中への総排出量は、生産量と排出係数の不確実性を反映しながら、低排出シナリオでは年間 0.02 トン、高排出シナリオでは年間 3.2 トンと推定
 - 水域に年間 0.41~21.8 トン、土壌環境に年間 0~0.004 トンが直接排出されると予測
 - 先進的な化学・輸送モデルである Danish Eulerian Hemispheric Model による推定値と利用可能な査読付きの研究から得られたすべての北極圏の測定による大気濃度の予測値を評価することにより、この排出量予測の妥当性が検証された。
 - その結果、高排出シナリオでの予測濃度範囲は実測値とほぼ一致しており、高排出シナリオである可能性が高いことが推測された。一方、低排出シナリオの予測濃度は実測値よりも 100 分の 1 以上低かった。
 - 本研究で報告された推定値は、全世界の年間生産量が 75~6,000 トン (平均 1,980 トンと仮定) で、製造工場が 2 箇所 (米国と中国) の場合としている。

4 情報の統合 (発生源等に関連する部分のみ抜粋)

- DP は、市販されている添加剤塩素化難燃剤で、プラスチックポリマーで既に規制されている難燃剤の代替品として販売・使用されている。既知の用途には、航空産業及び自動車産業、電線及びケーブルのコーティング、プラスチック屋根材、テレビ及びコンピューターモニタのコネクタなどがある。
- DP は、生産拠点から離れた場所及び電子廃棄物のリサイクルサイトの WWTP からの粉塵、汚泥及び廃水からも検出されており、消費者製品からの排出と曝露を示している。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

5 引用文献

ADAMA (2019). ADAMA Reports on Progress Towards Anpon Acquisition. Available at: <https://www.adama.com/en/449/adama-reports-on-progress-towards-anpon-acquisition>.

AIAC, Aerospace Industries Association of Canada (2020). Letter to the Stockholm Convention secretariat on applications of Dechlorane Plus (DP) and its syn- and anti-isomers in the aerospace industry submitted as a comment to the second draft of the Dechlorane Plus risk profile. 30 March 2020.

Annex E (2019). Submissions of Annex E (risk profile) information on Dechlorane Plus. 2 December 2019. Available at: <http://chm.pops.int/tabid/8225/Default.aspx>

Annex E (2020). Comments on the draft risk profiles on Dechlorane Plus. 30 March 2020. Available at: <http://chm.pops.int/tabid/8366/Default.aspx>

Annex E, 2021 文書に記載なし

Barón E, Santín G, Eljarrat E, Barceló D (2014a). Occurrence of classic and emerging halogenated flame retardants in sediment and sludge from Ebro and Llobregat river basins (Spain). J Hazard Mater. 30; 265:288-95.

Canada (2019a). Dept. of the Environment. Dept. of Health. Screening Assessment Certain Organic Flame Retardants Grouping 1,4:7,10-Dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene,1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12-dodecahydro-Dechlorane Plus (DP), Chemical Abstracts Service Registry Number 13560-89- 9. Available at: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/screening-assessment-certain-organic-flame-retardants-substance-grouping-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp-.html>

Canada (2019b). Dept. of the Environment. Dept. of Health. Certain Organic Flame Retardants Grouping Risk Management Approach For 1,4:7,10-Dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene, 1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12-dodecahydro-Dechlorane Plus (DP), Chemical Abstracts Service Registry Number 13560-89- 9. Available at: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/certain-organic-flame-retardants-grouping-risk-management-approach-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp.html>

Cao X, Wang L, Zhang Y, Li Y, Zhu C, Zheng X, Sun Y, Li D, Mo L, Mai B (2020). Occurrence of organic pollutants in plastics on beach: Stranded foams can be sources of pollutants in islands. Sci Total Environ. 14; 707:136119.

Cao Z, Xu F, Covaci A, Wu M, Wang H, Yu G, Wang B, Deng S, Huang J, Wang X (2014). Distribution patterns of brominated, chlorinated, and phosphorus flame retardants with particle size in indoor and outdoor dust and implications for human exposure. Environmental Science and Technology, 48, 8839–8846.

CECBP - California Environmental Contaminant Biomonitoring Program (2008). Brominated and chlorinated organic chemical compounds used as flame retardants. Materials for the December 4-5, 2008 Meeting of the California Environmental Contaminant Biomonitoring Program Scientific Guidance Panel (SGP). 32 pp.

Corso S, Metzendorff A, Baroni D, Roscales JL, Jiménez B, Cerro-Gálvez E, Dachs J, Galbán-Malagón C, Audy O, Kohoutek J, Přibylková P, Poblete-Morales M, Avendaño-Herrera R, Bergami E, Pozo K (2021). Legacy and novel flame retardants from indoor dust in Antarctica: Sources and human exposure. Environ Res. 196:110344. doi: 10.1016/j.envres.2020.110344.

Davis EF, Klosterhaus SL, Stapleton HM (2012). Measurement of flame retardants and triclosan in municipal sewage sludge and biosolids. Environ Int. 40:1-7.

ECHA (2021a). Annex XV Restriction Report. Proposal for a restriction. Substance name: 1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18- Dodecachloropentacyclo[12.2.1.16,9.02,13.05,10]octadeca-7,15-diene ("Dechlorane Plus"™) [covering any of its individual anti- and syn-isomers or any

combination thereof]. Available at: <https://echa.europa.eu/restrictions-under-consideration/-/substance-rev/28201/term>.

~~ECHA (2020a). Call for evidence on the manufacture, import, use and placing on the market of Dechlorane plus, as well as on the possibility for substitution, potential alternatives and on the socio-economic impacts of substitution. Information on recycling, emissions and on the use in articles is also of interest. <https://echa.europa.eu/da/calls-for-comments-and-evidence/-/substance-rev/25422/term>~~

ECHA (2020b). Registration dossier for 1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18 dodecachloropentacyclo[12.2.1.16,9.02,13.05,10]octadeca-7,15-diene. CAS number:13560-89-9 Available at: <https://echa.europa.eu/da/registration-dossier/-/registered-dossier/11906/3/1/4> (accessed 15.04.2020).

ECHA (2019). Comments on ECHA's Draft 9th Recommendation for Dechlorane Plus (EC number: -) and references to responses. Available at: <https://www.google.com/search?q=google+translate&oq=google+tra&aqs=chrome.0.69i59j69i57j69i59j69i64.2494j0j7&sourceid=chrome&ie=UTF-8>. Accessed 26.05.2020

ECHA (2017a). Agreement of the Member State Committee in accordance with Article 59(8): 1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18-Dodecachloropentacyclo- [12.2.1.16,9.02,13.05,10]octadeca-7,15-diene ("Dechlorane Plus"™) [covering any of its individual anti- and syn-isomers or any combination thereof] is identified as a substance of very high concern because it meets the criteria of Article 57 (e) of Regulation (EC) 1907/2006 (REACH) as a substance which is very persistent and very bioaccumulative (vPvB), in accordance with the criteria and provisions set out in Annex XIII of REACH Regulation. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/15b88a69-2162-9385-4089-7c247cba4da6>

ECHA (2017e). Public consultation to identify nine new substances of very high concern. Available at: <https://echa.europa.eu/-/public-consultation-to-identify-nine-new-substances-of-very-high-concern> (accessed 15.04.2020).

Hansen KM, Fauser P, Vorkamp K, Christensen JH (2020). Global emissions of Dechlorane Plus. *Sci Total Environ.* 2020 Nov 10;742:140677. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140677. Epub 2020 Jul 2. PMID: 32721756.

Hoh E, Zhu LY, and Hites RA (2006). Dechlorane plus, a chlorinated flame retardant, in the Great Lakes. *Environ Sci Technol* 40 (4), 1184–1199.

Hou M, Wang Y, Zhao H, Zhang Q, Xie Q, Zhang X, Chen R, Chen J (2018). Halogenated flame retardants in building and decoration materials in China: Implications for human exposure via inhalation and dust ingestion. *Chemosphere.* 203:291-299.

Ji X, Xie X, Ding J, Cheng Y, He H, Huang Y, Qin L, Zhu H, Zhao C, Li A, and Han C (2018). Chlorinated flame retardant Dechlorane Plus: environmental pollution in China. *Environ. Rev.* 26: 273–285.

Kaj L, Norstrom K, Egelrud L, Remberger M, Lilja K, Brorstrom-Lunden E (2010). Results from the Swedish National Screening Programme 2009, Subreport 2: Dechlorane Plus. Report B1950 Swedish Environmental Research Institute IVL, on assignment from the Swedish Environmental Protection Agency.

Katsoyiannis A, Samara C (2004). Persistent organic pollutants (POPs) in the sewage treatment plant of Thessaloniki, northern Greece: occurrence and removal. *Water Res.* 38:2685–98.

KEMI (2019). Swedish Chemicals Agency Commodity Guide [database on Internet]. CAS no 13560-89-9 Dechlorane Plus. [cited June 2013]. Available from: <https://webapps.kemi.se/varuguiden/AmneMaterial.aspx>.

Lee HK, Kang H, Lee S, Kim S, Choi K, Moon HB (2020) Human exposure to legacy and emerging flame retardants in indoor dust: A multiple-exposure assessment of PBDEs, *Sci Total Environ* 719: 137386

Li TY, Ge JL, Pei J, Bao LJ, Wu CC, Zeng EY (2019c). Emissions and Occupational Exposure Risk of Halogenated Flame Retardants from Primitive Recycling of E-Waste. *Environ Sci Technol.*

53(21):12495-12505.

Newton S, Sellström U, de Wit CA (2015). Emerging flame retardants, PBDEs, and HBCDDs in indoor and outdoor media in Stockholm, Sweden. *Environ Sci Technol.* 49(5):2912-20.

Norwegian Environment Agency (2019a). Environmental Contaminants in an Urban fjord. Report L. Nr. 7410-2019/M-1441.

Norwegian Environment Agency (2018b). Environmental Contaminants in an Urban fjord. Report M-1131.

OxyChem® Dechlorane Plus® Manual. 2007. Ver. 07-27-2007. Available from: https://www.oxy.com/OurBusinesses/Chemicals/Products/Documents/dechloraneplus/dechlorane_plus.pdf

~~Qiu XH, Marvin CH and Hites RA (2007). Dechlorane plus and other flame retardants in a sediment core from Lake Ontario. *Environ. Sci. Technol.* 41 (17), 6014–6019.~~

Ren NQ, Sverko E, Li YF, Zhang Z, Harner T, Wang DG, Wan XN and Mccarry BE (2008). Levels and isomer profiles of Dechlorane Plus in Chinese air. *Environ. Sci. Technol.* 42 (17), 6476–6480.

Shanmuganathan M, Zhang Z, Sverko E, Brymer R, Gill B, Smyth SA, Marvin CH (2018). Analysis of halogenated flame retardants in Canadian wastewater treatment plants using gas chromatography–tandem mass spectrometry (GC-MS/MS). *Water Quality Research Journal* 53.4: XX-XX.

Shen L, Reiner EJ, Helm PA, Marvin CH, Hill B, Zhang X, Macpherson KA, Kolic TM, Tomy GT, Brindle ID (2011). Historic trends of dechloranes 602, 603, 604, dechlorane plus and other norbornene derivatives and their bioaccumulation potential in Lake Ontario. *Environ Sci Technol.* 45(8):3333-40.

SIAM, 2020 文書に記載なし

Sverko E, Tomy GT, Reiner EJ, Li YF, McCarry BE, Arnot JA, Law RJ and Hites RA (2011). Dechlorane Plus and related compounds in the environment: a review. *Environ. Sci. Technol.* 45 (12), 5088–5098.

Taverna R, Gloor R, Maier U, Zennegg M, Figi R, Birchler E (2017). Stoffflüsse im Schweizer Elektronikschrott. Metalle, Nichtmetalle, Flammenschutzmittel und polychlorierte Biphenyle in elektrischen und elektronischen Kleingeräten. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1717 (full report in German: <https://www.bafu.admin.ch/uz-1717-d>; summary in English: <https://www.bafu.admin.ch/uz-1717-e>).

Velsicol Chemicals LLC (2020). PyroVex® Flame Retardants. Excellent Fire Retardant Additives from an experienced manufacturer. Available at: <https://www.velsicol.com/images/pdf/Pyrovex/sds/pyrovex-sg-sds.pdf> (accessed 06.02.2020).

Wang Q, Kelly BC (2017). Occurrence, distribution and bioaccumulation behaviour of hydrophobic organic contaminants in a large-scale constructed wetland in Singapore. *Chemosphere.* 183:257-265.

Wang DG, Yang M, Qi H, Sverko E, Ma WL, Li YF, Alaei M, Reiner EJ and Shen L (2010a). An Asia-specific source of Dechlorane Plus: concentration, isomer profiles, and other related compounds. *Environ. Sci. Technol.* 44 (17): 6608–6613.

Wang P, Zhang Q, Zhang H, Wang T, Sun H, Zheng S, Li Y, Liang Y, Jiang G. (2016). Sources and environmental behaviors of Dechlorane Plus and related compounds - A review. *Environ Int.* 88:206-220.

Weil ED, Levchik, SV, (2009). Flame Retardants for Plastics and Textiles: Practical Applications. Cincinnati, Ohio: Hanser Publishers. 297 pp.

Wong F, Suzuki G, Michinaka C, Yuan B, Takigami H, de Wit CA (2017). Dioxin-like activities, halogenated flame retardants, organophosphate esters and chlorinated paraffins in dust from Australia, the United Kingdom, Canada, Sweden and China. *Chemosphere* 168: 1248-1256.

- Wu Q, Li H, Kuo DTF, Chen S, Mai B, Li H, Liu Z, Deng M, Zhang H, Hu X, Geng X, Chen Y (2017). Occurrence of PBDEs and alternative halogenated flame retardants in sewage sludge from the industrial city of Guangzhou, China. *Environ Pollut.* 220(Pt A):63-71.
- Xiang N, Chen L, Meng XZ, Li YL, Liu Z, Wu B, Dai L, Dai X (2014). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and dechlorane plus (DP) in a conventional wastewater treatment plant (WWTP) in Shanghai: seasonal variations and potential sources. *Sci Total Environ.* 15; 487:342-9.
- Xiang N, Zhao X, Meng XZ, Chen L (2013). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a conventional wastewater treatment plant (WWTP) from Shanghai, the Yangtze River Delta: implication for input source and mass loading. *Sci Total Environ.* 461-462:391-6.
- Yu Z, Lu S, Gao S, Wang J, Li H, Zeng X, Sheng G, Fu J (2010). Levels and isomer profiles of Dechlorane Plus in the surface soils from e-waste recycling areas and industrial areas in South China. *Environ Pollut.* 158(9):2920-5.
- Zhang Q, Zhu C, Zhang H, Wang P, Li Y, Ren D, Jiang G (2015). Concentrations and distributions of Dechlorane Plus in environmental samples around a Dechlorane Plus manufacturing plant in East China. *Sci. Bull.* 60(8):792–797.

資料 2

デクロランプラスの残留性等の概要

デクロランプラス ~~並びにその syn 異性体及び anti 異性体~~ の残留性等の概要

1 エグゼクティブ・サマリー（残留性に関連する部分のみ抜粋）

- デクロランプラス (DP) は水、土壌、堆積物に残留し、大気でも大気中の粒子と結合し、限定的な光分解しかしないため、自然条件下では残留性があると考えられる。
- 水溶解度が非常に低く、オクタノール-水分配係数が大きい。
- また、土壌や堆積物中の有機物と結合するため、微生物が容易に利用できない可能性がある。
- DP は加水分解を受けやすい官能基を持たず、加水分解しないことが予想される。
- モデルから、DP の好気性生分解は非常に遅く、ストックホルム条約に既に掲載されている類似化学物質（マイレックス、クロルデン、ヘプタクロル、ディルドリン／エンドリン、アルドリン、エンドスルファン）と同様であると予測される。
- DP は、深層土壌や堆積物のコアから検出され、その残留性を示している。
- モニタリングデータによると、土壌や堆積物の経時的な分解は限定的で、DP は残留性があるという結論を支持している。
- このことは、土壌中の DP の半減期が 180 日以上であることを示す近年の実験室での研究でも確認されている。

2 残留性

- デクロランプラス (DP) は、様々な環境コンパートメントで化学的に安定であり、非生物的分解は最小限又は全くない (reviewed in Wang et al. 2016, ECHA 2017b, Canada 2019a)。
- 水溶解度が非常に低く、log Kow が高いため、DP は土壌及び底質中の有機炭素に結合すると予想されるため (Wang et al. 2016)、微生物が生物学的に利用できる可能性は低く、生分解性も低い。
- 地表水、底質または土壌中での DP の分解に関する測定された半減期データはない (ECHA 2017b)。
- しかし、DP の物理化学的特性は 3 つの異なるモデル (EPI Suite、SPARC 及び Absolv) を用いて予測され、水、土壌及び底質の推定半減期はそれぞれ 180 日、3650 日及び 1621 日と予測された (Zhang et al. 2016)。
- DP は加水分解を受けやすい官能基を含まず、加水分解は関連する分解プロセスであるとは予想されない (Canada 2019a; ECHA 2017b)。
- 空気中での DP の光分解に関するデータ研究 (Sverko et al. 2008; Wang et al. 2011; Li et al. 2013b; Wang et al. 2013b; Tao et al. 2015) 及び水中での DP の光分解に関するデータ

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

研究 (Chou et al. 1979b) 並びに土壤中での DP の光分解に関するデータ (モデルによるデータのみ) は、ECHA (2017b) 及び Canada (2019a) でレビューされている。

- ほとんどの実験データは、溶媒の使用や光強度の違いなどにより自然条件に直接関連付けることができない制御された実験室での研究から得られたものである。

(1) 光分解

- ~~空気中での~~光分解に関する研究から、anti-DP が syn-DP よりも空気中での光分解性が高い可能性が示唆されている。さらに、DP はいくつかの研究では光分解及び低塩素化デクロラン及びその他の分解物の生成が報告されているが、自然条件下の空気中では比較的光安定性があると考えられている。
- ~~第一に、~~自然条件下では、空気中の粒子への DP の収着が予想され、これにより光分解速度が低下し、空気中での半減期が長くなる (Canada, 2019a)。
- ~~第二に、~~さらに、Wang et al. (2013b) の研究は、DP が環境中で光安定性をもち、地表での自然光条件下で限定的な分解しか進行しないことを示唆している。
 - 本研究では、キセノンランプを用いた光照射による n-ノナン中の DP (anti-DP、syn-DP、及び商用 DP) の光分解が調査され、200～750 nm の光照射下で脱塩素による急速な光分解が~~見られた~~観測された。
 - 最初の 5 分間で 50%以上が分解し、30 分後には 99%が分解した。
 - 280～750 nm の光では分解がはるかに遅く、4 時間後にわずか 20%の分解が観察された。
 - 200～280 nm (UV-C) での脱塩素化副生成物の量子収率は、280～320 nm よりも約 2～3 桁高く、320～750 nm の範囲では収率は検出されなかった。
 - したがって、可視光 (> 400 nm) と UV-A 光 (320～400 nm) の両方で、DP は n-ノナン中で無視できるほどの分解を示したが、UV-C (200～280 nm) は DP の光分解に重要な役割を果たしており、DP を除去するための潜在的に効果的なアプローチを提供する可能性がある。
 - 環境中での UV ばく露の大部分は波長 315～400 nm の UV-A 光であるため、これらの調査結果から、DP が環境中では光安定性が高く、地表の自然光条件下では限られた分解しかしないことが示唆された。
 - ~~さらに、~~DP から 1～4 個の塩素が除去され、水素と交換される連続分解プロセスが観察され、主要な全体的反応は光還元であり、DP の光脱塩素化につながることを示唆された。
- 脱塩素化は Li et al. (2013b) によっても観察された。
 - 本研究では、anti-DP、syn-DP 及び市販の DP の溶液を UV 光にばく露することにより、3 つの光分解実験を実施した。
 - anti-DP-CI11 及び syn-DP-CI11 に加えて、UV 光への曝露後のすべてのサンプル及び

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

被験物質で少なくとも 2 つの未知の生成物が同定された。

- ECHA (2017b) によると、光は水深の増加や遮光により減衰するため、光分解は自然水では重要な環境動態プロセスではないと考えられる。また、ラジカル反応はフミン物質によって抑制される可能性がある。利用可能な情報から、DP の水中での光分解は発生する可能性はあるが、DP を除去する重要なプロセスではないと結論づけられている。
 - 水中での光分解に関する唯一の管理された実験室研究は、水銀ランプを用いて >290 nm の波長を 168 時間発光させ、5% アセトニトリルを含む水溶液中での DP の光変換を測定した Chou et al. (1979b) によるものである。
 - Canada (2019a) では、この研究での DP の半減期は >24 年と報告されているが、ECHA (~~2017d~~2017b) では、水中での光変換の速度定数が $<6 \times 10^{-4}/\text{h}$ と計算され、半減期 >48 日に相当すると報告されている (Chou et al., 1979b)。
 - ECHA (~~2017d~~2017b) によると、試験溶液には溶媒が含まれており、DP の初期濃度は 1 ppm (1 mg/L) で、報告されている純水中の DP の溶解度よりも有意に大きいため、この研究結果は自然条件を直接表すものではない。
- 土壌中の光分解については、ECHA (2017b) によると、REACH の登録者からデータが報告されておらず、水と同様に、これが重要な除去経路になる可能性は低いと報告されている。

(2) 生分解

<生分解性試験>

- これらのモデリング結果と一致して、Canada (2019a) で議論された実験室試験は、DP が好気性条件下で生分解する可能性が低いことを示している；活性汚泥生分解試験 (修正 MITI OECD 301C) では 2 週間で生分解度は 0.6% (US EPA, 2011; see also Japan J-CHECK 2020a)、廃水バイオソリッドを用いた 21 日間の試験では生分解度は 0% と報告されている (US EPA 2009)。

<モデル予測>

- 概して、モデル予測は、DP の好気性及び嫌気性生分解が非常に限られており、DP が水、土壌、底質に残留すると予想されるという実験結果を裏付けている (Canada 2019a)。
- BIOWIN v4.10 モデル (US EPA 2012)、Catalogic (2012) 及び TOPKAT (2004) を用いた予測はすべて、DP の生分解が非常に遅いことを示した (Canada 2019a; ECHA ~~2017d~~2017b)。
- ECHA (~~2017d~~2017b) は、BIOWIN v4.10 モデルの推定データと関連する不確実性に基づいて、「DP が生分解する可能性は低い」と結論付けている。
- DP について得られた BIOWIN の結果は、多くのヘキサクロロ-ノルボルネンを含む類似化学物質と同じであり、DP はストックホルム条約の下で既に POPs としてリストされ

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

ているマイレックス、クロルデン、ヘプタクロル、ディルドリン/エンドリン、アルドリ
ン、エンドスルファンなどの類似化学物質と同程度の残留性があることを示している。

- さらに、DP について予測される 2 つの可能性のある微生物分解経路は、POPs 類似体の
場合と同じである。
 - ECHA (~~2017d~~2017b) によると、既にリストされている POPs よりも水溶性が著し
く低い DP の方が、これらの経路の代謝速度がより速くなる可能性は低い。
 - BIOWIN v4.10 モデルの妥当性については、ECHA (~~2017d~~2017b) で詳しく議論され
ている。
 - いくつかの不確実性があるにもかかわらず、BIOWIN v4.10 は一般的に DP の有効な
モデルと見なされている。

<モニタリング研究>

- モニタリング研究では、DP が難分解性であり、底質中での生分解が限定的であることが
追加の証拠によって示されている。
- DP は、半減期が約 17 年で、浮遊底質中に残留することが示された (Sverko et al. 2008)。
- Qiu et al. (2007) の研究では、DP が最初の沈着後 30 年以上も存在する可能性があるこ
とが示唆されている。
 - この研究では、DP はカナダのオンタリオ湖中央部の底質コアで測定され、1980 年
頃に対応する層で検出された。
 - f_{anti} 値が、表層（最近の）堆積物での平均 0.76 から 1980 年頃に対応するより深い層
の >0.90 まで、経時的に増加する線形傾向 ($r^2 = 0.739$) がみられ、anti-DP は底質
中の syn-異性体よりも残留性が高い可能性が示唆された。
 - しかし、この期間における商用バッチの f_{anti} の変動は不明であり、調査結果は、
syn-DP から anti-DP への異性化も反映している可能性がある。
- Qiu et al. (2007) の調査結果と同様に、淡水中 (Wang et al., 2010) 及び海底底質中
(Fang et al., 2014) の DP 及び f_{anti} 値に関する他の研究は、それぞれ淡水底質中の syn-DP
の立体選択的の減少及び anti-DP の濃縮の可能性が報告されている。
 - anti-DP の濃縮は、底質中での syn-異性体の優先的な生分解による可能性が高いと
説明されている。

<土壌での分解>

- 土壌中の DP の分解に関するいくつかのデータも入手可能である。
- **カナダやEUのアセスメント (Canada 2019a; ECHA 2017b) において考慮された条件下
での制御された実験室研究ではないが**、pH 7.1 で、シルト 64.2%、砂 25.6%、粘土 10.2%
及び有機物 3.12%からなる最上層の農業用土壌における DP の分解を、0.1、1、及び 10
mg/kg の初期 DP 濃度になるように、アセトン中に DP を添加して土壌をスパイクする
ことによって、制御された実験室条件下で調査した。25°C で 260 日間培養した後、初期
DP の 4.2~8.2%が分解した (Cheng et al. 2019)。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

- 同時に、0.1、1 及び 10 µg/g の DP 濃度の土壌では、DP の不安定画分 (labile fraction)¹がそれぞれ 21.25%から 8.2%、23.8%から 11.7%、25.2%から 16.3%に減少し、DP の生物利用性が経年変化を受けて低下した。
- 変換を調査するために開発されたモデルシミュレーションは、変換速度が一定ではなく、時間経過とともに統計的に異なることを示した。~~DP の半減期は、1325 日から 2048 日の範囲と推定され、土壌中での環境残留性をさらに示した~~DP 濃度 0.1、1、10 µg/g の土壌中の DP の半減期は、それぞれ 1,325 日、1,909 日、2,948 日であると外挿された。
- 著者らは、経年過程において初期には結合残留画分 (bound-residue) の DP がほとんど形成されないと考えたため、結合残留画分への DP の損失は無視し、半減期は単純化して、不安定画分と安定的吸着画分 (stable-adsorbed) の合計濃度が初期値の半分に減少するまでの時間として計算した。
- また、syn-DP は、中国の製造施設の近くでサンプリングされた土壌で 100 cm までの深さでほとんど変化しないことが報告されており (Wang et al., 2010a)、異性体特異的な分解又は優先的な吸着が土壌中で重要な役割を果たしていないことを示唆している可能性がある。
 - DP 濃度は表層土壌 (0~5cm; 837 µg/kg 乾燥重量 (dw)) で最も高く、深さ 60~70 cm で 9.16 µg/kg dw、深さ 90~100 cm で 3.84 µg/kg dw に減少した。
 - f_{anti} 値は土壌の深さによってほとんど変化しなかったが、表層の 0.75 から最深層 (90~100 cm) の 0.67 までの範囲であった。
 - 研究の著者らは、彼らの発見について相反する意見を述べている。
 - ✧ 一方では、中国の市販製品の測定された f_{anti} 値である 0.60 と比較して、土壌中の syn-異性体の立体選択的な減少を示唆していると述べている。他方、異性体特異的な微生物分解又は優先的な吸着は土壌において重要な役割を果たしていないと述べている。

(3) 分解性のまとめ

- DP は、水、土壌及び底質中で残留すると予想される。
- 空気中の粒子への結合と利用可能な実験室研究及びモデリングデータに基づいて、DP は自然条件下の空気中でも残留すると考えられている。
- 分解能及び微生物の代謝経路のモデリング研究は、DP の生分解が非常に遅い可能性があり、ストックホルム条約に記載されている類似物質よりも DP が速く分解する可能性が低いことを示唆している。
- モニタリングデータは、土壌と底質の経時的な分解が限られていることを示しており、DP が残留性であるという結論を裏付けている。

¹ 著者により土壌中の DP を抽出画分ごとに 3 種に分類したうちの 1 種で、生物利用可能性のある DP として抽出されている画分。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

- 土壌中の DP の残留性は、最近、制御された実験室研究でも確認された (Cheng et al. 2019)。

~~3 情報の統合 (残留性に関連する部分のみ抜粋)~~

基準	基準への適否 =(Yes/No)=	備考
残留性	Yes	● 分解能及び微生物の代謝経路のモデリングは、生分解が非常に遅く、ストックホルム条約に記載されている構造類似体よりも速く分解する可能性が低いことを示唆している (ECHA, 2017b; Zhang et al., 2016) ● 土壌中での DP の長期的な分解は限定的であり、260 日後で 4.2～8.2%しか分解しない (Cheng et al., 2019) ● 土壌中での経時的な分解は限定的 (Wang et al., 2010a)

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）にも記載されていた情報。

赤字、~~二重取り消し線~~：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/3）で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

4 引用文献

- Canada (2019a). Dept. of the Environment. Dept. of Health. Screening Assessment Certain Organic Flame Retardants Grouping 1,4:7,10-Dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene,1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12 adodecahydro-Dechlorane Plus (DP), Chemical Abstracts Service Registry Number 13560-89-9. Available at: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/screening-assessment-certain-organic-flame-retardants-substance-grouping-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp-.html>
- CATALOGIC (Computer Model). 2012. Version 5.11.6. Bourgas (BG): Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry.
- Cheng Y, Ding J, Xie X, Ji X, Zhang Y (2019). Validation and Application of a 3-Step Sequential Extraction Method to Investigate the Fraction Transformation of Organic Pollutants in Aging Soils: A Case Study of Dechlorane Plus. *Environ Sci Technol.* 5:53(3):1325-1333.
- Chou TW, Liu DHW, Mabey WR, Mitoma C, and Smith JH (1979a). As cited in: HPV Challenge- Robust Summaries & Test Plans: Dechlorane Plus. Final revision as identified by the submitter, June 8, 2009. Vapour Pressure and Water Solubility. Metabolism and Environmental Screening Studies on Dechlorane Plus. SRI International. SRI Project No. LSC-8060
- ~~ECHA (2017b). Dechlorane Plus; Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Annex XV report. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/6ba01c40-009a-8388-1556-d8caa50d2b4f>~~
- ECHA (2017~~ab~~). Member State Committee support document for identification of 1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18-Dodecachloropentacyclo-[12.2.1.16,9.02,13.05,10]octadeca-7,15-diene ("Dechlorane Plus"™) [covering any of its individual anti- and syn-isomers or any combination thereof] as a substance of very high concern because it meets the criteria of Article 57 (e). Adopted on 30 November 2017. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/acd1ca10-4d98-5537-3d5c-54cf8f3570c4>
- J-CHECK, Japan Chemicals Collaborative database (2020a): https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/template.action?ano=7755&mno=4-0296&cno=13560-89-9&request_locale=en. (Accessed 26.05.2020)
- Li Y, Yu L, Wang J, Wu J, Mai B, Dai J (2013b). Accumulation pattern of Dechlorane Plus and associated biological effects on rats after 90 d of exposure. *Chemosphere.* 90(7):2149-56.
- Qiu XH, Marvin CH and Hites RA (2007). Dechlorane plus and other flame retardants in a sediment core from Lake Ontario. *Environ. Sci. Technol.* 41 (17), 6014–6019.
- Sverko E, Tomy GT, Marvin CH, Zaruk D, Reiner E, Helm PA, Hill B, McCarry BE (2008). Dechlorane plus levels in sediment of the lower Great Lakes. *Environ Sci Technol.* 42(2):361-6.
- Tao W, Zhou Z, Shen L and Zhao B (2015). Determination of dechlorane flame retardants in soil and fish at Guiyu, an electronic waste recycling site in south China. *Environmental Pollution*, 206, 361-368.
- TOPKAT, Toxicity Prediction by Komputer Assisted Technology, Prediction Module. 2004. Version 6.2. San Diego (CA): Accelrys Software Inc.
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2009). HPV Challenge; Robust Summaries and Test Plans: Dechlorane Plus, cover letter dated on March 3, 2009 (doc. no. 201-16774), IUCLID report dated November 7, 2008.
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2011). Screening-level hazard characterization – Dechlorane plus (CASRN 13560-89-9).
- US EPA, US Environmental Protection Agency (2012). Estimation Programs Interface Suite™ for

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/3）で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

Microsoft® Windows, v4.11. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA. Available online at <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuitedi.htm> as of November 2012.

Wang P, Zhang Q, Zhang H, Wang T, Sun H, Zheng S, Li Y, Liang Y, Jiang G. (2016). Sources and environmental behaviors of Dechlorane Plus and related compounds - A review. *Environ Int.* 88:206-220.

Wang DG, Yang M, Qi H, Sverko E, Ma WL, Li YF, Alaei M, Reiner EJ and Shen L (2010a). An Asia-specific source of Dechlorane Plus: concentration, isomer profiles, and other related compounds. *Environ. Sci. Technol.* 44 (17): 6608–6613.

Wang S, Huang J, Yang Y, Yu G, Deng S, Wang B (2013b). Photodegradation of Dechlorane Plus in n-nonane under the irradiation of xenon lamp. *J Hazard Mater.* 15; 260: 16-23.

Zhang X, Sühling R, Serodio D, Bonnell M, Sundin N, Diamond ML (2016). Novel flame retardants: Estimating the physical-chemical properties and environmental fate of 94 halogenated and organophosphate PBDE replacements. *Chemosphere.* 144:2401-7.

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）にも記載されていた情報。

赤字、~~二重取り消し線~~：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/3）で追記又は削除された情報。

取消線、~~赤字の取消線~~：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、~~赤字の下線~~：事務局による修正又は追加情報。~~破線の下線の文献~~：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

資料 3

デクロンプラスの生物蓄積性等の概要

デクロランプラス並びにそのsyn-異性体及びanti-異性体の生物蓄積性等の概要

1 エグゼクティブ・サマリー（生物蓄積性に関連する部分のみ抜粋）

- 近年、魚類を対象とした研究で、5,000 を超える生物濃縮係数が DP 異性体について報告されている。
- 5,000 L/kg を超える生物濃縮係数に対応する半減期も DP で報告されており、南極を含む様々な食物連鎖や地域で 1 を超える生物濃縮係数や食物連鎖による生物蓄積係数も報告されている。
- DP は欧州連合において、非常に残留性が高く、非常に生物蓄積性の高い物質（vPvB）に指定されている。

2 生物蓄積性及びトキシコキネティクス

- DP の log Kow は 9.3 (計算値) と報告されている (OxyChem 2004b)。
- 高い log Kow と非常に低い水溶解度は、DP が非常に疎水性であり、有機物に分配されることを示している。
- これは、6.65 という比較的高い log Kp（底質-水分配係数）によってさらに指示される。
- これらの特性により、安定した水への曝露レベルを維持することが困難であるため、実験室での水性試験を実施することが困難になる。
- したがって、水への曝露は、生物蓄積性の観点からは重要性が限られていると予測される。
- しかし、多くの野外研究で魚に有意な取り込みが起こることが示されている (Guo et al., 2017; Malak et al. 2018; Kurt-Karakus et al. 2019)。

(1) BCF

- DP のような物理化学的特性を持つ物質では、食事による曝露がより重要であると予想されるが、水経路の曝露による魚類の生体内蓄積試験では、ストックホルム条約で定められた生物濃縮基準 (BCF > 5,000 L/kg) を超える生物濃縮係数 (BCF) 値が報告された (Wang et al. 2019)。
 - 本研究では、コイを水経路で DP (0.14~0.24 ng/L の範囲) に 32 日間連続曝露させた後、32 日間の排泄期間を置いた。投与は、4 つのパッケージを使用して実行された。各パッケージには、フィルタースクリーンに封入した濾紙内に 1g の市販の DP 粉末 (純度 99%以上) が含まれ、水槽の底にある中空の鋼球に入れられた。著者らは、3 日以内に定常状態の水中濃度に到達し、その後平衡が維持されると推定した。
 - Syn-異性体及び anti-異性体の筋肉中の最大濃度は 32 日目に観察され、それぞれ 440

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

±28 ng/g 湿重量 (ww) 及び 830±44 ng/g ww であった。

- 平衡に達し、筋肉中の湿重量濃度と取り込み及び排泄定数の比に基づいて BCF が計算された。

◇ 報告された BCF 値は syn-及び anti-DP でそれぞれ 5,700 及び 9,300 L/kg であり、排泄半減期は syn-及び anti-DP でそれぞれ 6.3 日及び 7.2 日であった。

【参考】文献中で引用されている DP の水溶解度：0.0169、0.654、0.0175 ng/L（平均 0.334 ng/L）

- 英語版の J-Check で提供された情報では、1974 年に 2.7 及び 0.27 µg/L の DP 濃度の水にコイを 8 週間曝露させた生体内蓄積試験では、BCF = 87~121 L/kg を示した (Japan J-Check 2020b)。

- この試験濃度は、DP の水溶解度を大幅に超えており、記載値は真の BCF 値を過小評価している可能性がある。

◇ 実測濃度（日本語版 J-Check）：

- 2 週：2.71、0.41 µg/L
- 3 週：2.54、0.37 µg/L
- 4 週：2.21、0.34 µg/L
- 6 週：2.04、0.35 µg/L
- 8 週：1.87、0.31 µg/L

- しかし、曝露形態が経口と水中の混合であった可能性があるため、これを確定することができない。

- 魚で観察された濃度レベルに関する情報は提供されていない。

(2) 排泄半減期

- 排泄半減期は、生体内蓄積の重要な尺度である。
- 英国環境庁 (UK EA 2012) の分析によると、約 8~10 日の排泄半減期は、脂質が正常化され、成長補正された BCF が 5000 L/kg を超えていることを示している。

- ニジマスの幼魚を用いた餌料投与による生物蓄積性試験では、DP の排泄半減期（全身から肝臓を差し引いたもの）は、anti-異性体で 30~40 日、syn-異性体で 50~70 日と報告されており、非常に生物蓄積性の高い物質であることを示している (Tomy et al. 2008)。

◇ どちらの異性体も、49 日間の曝露後には定常状態に達しなかった。

- ~~南極大陸からの水生食物網研究 (Na et al., 2017) の結果では、Tomy et al. (2008) と同様に、Wang et al. (2016) でレビューされているように、いくつかの水生食物網や生物において、anti-DP 異性体のより高い生物蓄積が観察された。~~

- しかし、コイを用いた実験室での研究では、組織特異的な変動が認められた (Tang

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

et al., 2018)。

- さらに、モデル化された研究 (Larisch and Goss, 2018) と魚類の測定された経口摂取 (Tomy et al. 2008) の比較は良好な一致を示し、食物を介した魚類中の DP のような超疎水性化学物質の生物蓄積を**確実に**予測できることを示している。
 - DP の取り込みは遅いが、物質が魚類で代謝されないため、最終的には実質的な生物濃縮をもたらす (Larisch and Goss, 2018)。
- Wang et al. (2019) で観察されたコイの筋肉での排泄半減期は、Tomy et al. (2008) でマスの全身から肝臓を除いて観察されたものよりも**わずかに**短く、魚種や実験条件の違いが原因である可能性がある。
- 10^{-8} mol DP/L (～6.53 µg/L に等しい) へ 21 日間曝露し、21 日間の排泄期間をおいた海洋緑巨藻 *U. pertusa* の幼生で anri-DP の生物蓄積が観察された (Gong et al. 2018)。
 - 累積 DP レベルは 7 日目及び 21 日目にそれぞれ 127 及び 206 ng/g ww であり、半減期は syn-DP 及び anti-DP でそれぞれ 1.4**658**日及び 14.5**34**日であった。
- ラットに市販の DP25 を異なる用量 (0、1、10、及び 100 mg/kg/d) で 90 日間強制経口投与した試験では、DP は筋肉よりも肝臓に優先的に蓄積した (Li et al. 2013b)。
 - 高用量 (10 及び 100 mg/kg/d) では、syn-DP が組織で優勢な**異性体**であった。
 - syn-DP の排泄半減期は肝臓で約 179 日、筋肉で 44 日、血清で 24 日、anti-DP の場合は筋肉で 54 日、血清で 25 日であった。
 - 肝臓の anti-DP の浄化時間は、浄化後の肝臓の有意でない増加のために計算されなかった。

(3) BMF/TMF

- いくつかのフィールド研究では、様々な食物網における DP の生物蓄積係数 (BMF) 及び食物連鎖による生物蓄積 (TMF) が報告されている。温度、サンプリング時間、繁殖状況、回遊、年齢及び組織と全身の計算などの要因が、TMF の計算に影響を与える可能性がある (Borgå et al. 2012; Franklin 2016)。
- DP は、淡水及び海水の両方から、BMF (Tomy et al. 2007; Wu et al. 2018; Sun et al. 2015, 2017, **Chen et al. 2021**) 及び TMF (Sun et al. 2015; Kurt-Karakus et al. 2019; Na et al. 2017) が 1 より大きいと**複数の研究から**報告されており、南極での**2 つの研究の内の 1 つの研究** (Na et al. 2017) を含めさまざまな食物網で生物濃縮する。
- **中国の内モンゴルにあるシリングル大草原では、外温動物と内温動物の BMF がそれぞれ 0.146～88.0 と 0.866～17.2 の範囲で計算された (Chen et al., 2021)。**
 - **外温動物は syn-DP を選択的に濃縮し、食物連鎖網の上部では立体選択的な濃縮が増加することがわかった。**
 - **DP の BMF が最も高かったのは、昆虫を食べるトカゲ (88.0) であった。**

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、~~二重取り消し線~~：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、~~赤字の取消線~~：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、~~赤字の下線~~：事務局による修正又は追加情報。~~破線の下線の文献~~：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

- この研究ではサンプル数が少なかったため、導出値には不確実性がある。
- しかし、他の研究では、陸生の食物網で DP の生物濃縮が行われていることが示されている。
- E-waste リサイクルサイトの池に生息する昆虫-ヒキガエル、昆虫-トカゲ、昆虫-鳥など、昆虫が主役の水生および陸生の食物網では、DP の TMF は水系食物連鎖網では <1 、陸系食物連鎖網では >1 であった (Liu et al. 2020)。
 - 4 種類の食虫の鳥における DP の BMF は 9.5~23 であった。
- 中国南部の高度に汚染された場所から採取された両生類では、生物蓄積と母体への移行が観察されている (Wu et al. 2018)。
 - 両生類は、水生生物と陸生生物相の間の食物網で重要な階層的位置を占めている。
 - カエルと昆虫の間の既知の捕食者と被食者の関係に基づいて、DP の 1 を超える BMF (1.8~2.7) がこの研究で報告されている。
- 中国南部の電子リサイクル施設の近くにある淡水貯水池における DP の生物濃縮の研究では、DP 異性体の TMF は PBDE 同族体の TMF の 2~3 倍であり、同じ食物網に含まれる PCB 同族体の TMF と同等かそれよりも低いことが分かった (Wu et al. 2010)。
- 中国の水生食物網研究では、TMF は 1.9~3.1 の範囲で報告された (Wang et al. 2015)。
 - この研究では、DPMA、anti-Cl11-DP、及び syn-Cl10-DP についても生物濃縮の可能性 (TMF >1) が報告されている。
 - これも DP の生物蓄積を評価する際に考慮に入れる必要がある。
- 1 を超える BMF を示す 3 つの陸生研究が利用可能である (Yu et al. 2013; She et al. 2013; Wu et al. 2018)。
- 韓国でレッドリストに登録されている絶滅危惧種の鳥類の肝臓に含まれる DP と他の難燃剤のレベルを調査した研究で、Jin et al. (2016) は、居住性のある肉食性の捕食種 3 種 (ユーラシアワシミミズク (*B. bubo*)、チョウゲンボウ (*F. tinnunculus*)、カラードスコップミミズク (*O. lempiji*)) の DP 濃度と栄養学的位置 ($\delta^{15}\text{N}$) の間に有意な正の関係 ($r^2=0.22$ 、 $p=0.031$) を見出し、これらの鳥類における DP の生物蓄積性を示唆した。
- 生物蓄積研究の詳細については、UNEP/POPS/POPRC.17/INF/9 の Table9 (事務局注：本資料最終ページ参照) を参照。

(4) 異性体による生物蓄積性の違い

- 環境サンプル中の DP の異性体組成は、生物相異性体選択的な取り込みまたは排泄、生物蓄積、及び立体特異的な光分解のために、技術製品とは異なる可能性がある (Wang et al. 2015; and reviewed in Wang et al. 2016)。
- 栄養レベル (Peng et al. 2014; Tomy et al. 2007; Wang et al. 2015)、曝露濃度 (Li et al. 2013a, b; Mo et al. 2013; Peng et al., 2015)、ライフサイクリックステージ (Klosterhaus

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

et al. 2012; Sühling et al. 2014)、野生生物と組織のタイプ (Peng et al. 2014; Zhang et al. 2011; Zheng et al. 2014a) 及び立体選択的排泄 (Li et al., 2019) は、生物における DP の立体選択的生物蓄積の主な要因である。

- 鳥類での研究は、DP とその異性体の取り込み、分布、排泄の動態が複雑であることを示している。
- 砂や食物から環境を介して DP に曝露された電子廃棄物リサイクル施設の近くで飼育されたニワトリは、anti-DP 異性体の優先的な蓄積を示した (Zheng et al., 2014a)。
 - 血液灌流の程度と組織機能も重要な要因であったが、組織の脂質含有量が組織分布の主な要因であった。
 - さらに、この研究は、他の組織の f_{anti} (0.54-0.59) と比較して、脳、脂肪、肝臓の f_{anti} レベル (0.65-0.64) が高く、anti-DP の組織特異的蓄積を明らかにした。
 - この研究はまた、土壌及びニワトリにおける anti-CI11-DP と anti-DP の同様の比率に基づいて、anti-CI11-DP が in vivo で DP から代謝されるのではなく、食餌から吸収されたことを示している。
- この情報は、syn-CI11-DP 及び anti-CI11-DP が市販の DP-25 で検出されたという事実によって裏付けられており、したがって、これらの化学物質は市販の製品に由来すると推測できる (Li et al., 2013b)。

(5) 生体内変化

- DP の生体内変化に関するいくつかの研究がある (Tomy et al. 2007; 2008; Ren et al. 2009; Sverko et al. 2010)。
 - DP は、生体内では容易に代謝されないことが示され (Tomy et al. 2008; Xian et al. 2011)、Tomy et al. の結果は、魚類での DP の酵素誘発代謝は、もし起こったとしても低い可能性があることを示唆している。
 - 魚類の肝臓抽出物又はヒト血清では、DP のヒドロキシル化またはスルホン化代謝物は観察されなかった (Tomy et al. 2007; Ren et al., 2009)。
- デカクロロペンタシクロオクタジエン (DP-CI10) やウンデカクロロペンタシクロオクタジエン (DP-CI11) などの DP の分解生成物が鳥の卵 (Guerra et al. 2011; Muñoz-Arnanz et al. 2011, 2012; Zheng et al. 2014a) 及びラット (Li et al. 2013) で検出されているが、一部の研究では、摂取前の生物的又は生物学的プロセスを通じて、あるいは市販製品の不純物によってさえも形成されることが示唆されている (Sverko et al. 2008, 2010; Tomy et al. 2008; Zheng et al. 2010, 2014b; Li et al. 2013)。
- ウズラと被験物質の両方で、2 つの追加の脱塩素類似体も検出された (Li et al. 2013a,b)。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

- 日本ウズラの卵の卵黄嚢に DP を注入した研究では、DP の生体内変化は示されなかった (Briels et al. 2018)。
- これは、18 日目の鶏卵でも観察されたが、新生ニワトリ（残りの卵黄を含む）の syn- および anti-DP は、それぞれ 5.9% および 15% の有意な減少を示し、後期発達段階での何らかの代謝活性を示している (Li et al. 2019)。

(6) 生体内蓄積データ

- DP は、1980 年から 2000 年にサンプリングされたエリー湖のアーカイブされた魚（ウォールアイ）で最初に検出された。これは、DP が魚に取り込まれたことを示唆している (Hoh et al. 2006)。
- 利用可能なモニタリング研究は、DP が環境中に広く分散していることを示している (reviewed in Canada, 2019a; ECHA 2017b)。
- 世界的な証拠は、DP の取り込みが、人間の体内だけでなく、水生及び陸生の食物網や人体などのさまざまな生物相サンプルで発生する可能性があることを明らかにしている (reviewed in Wang et al. 2016)。
- フィールドモニタリングデータは、DP が生物学的に利用可能であり、ベースライン麻酔に関連する重大な身体負荷の考慮事項に基づいて懸念される生物相のレベルを超える可能性があることを示唆している (ECHA 2017b)。
- DP は、カナダの 2 つの都市で収集された母乳サンプル (Siddique et al. 2012)、ヒト血清 (Brasseur et al. 2014; Yan et al. 2012; Ren et al. 2009; Chen et al., 2015)、臍帯血清 (Ben et al., 2014) **及び脂肪組織 (Pan et al. 2020; Yin et al. 2020)**、ならびにヒトの毛髪 (Chen et al., 2015) で検出された。
- さらに、製造施設の労働者からの血中および毛髪中で非常に高い DP 濃度が報告されている (Zhang et al., 2013)。

(7) 生物蓄積性のまとめ

- 要約すると、BCF が 5000 L / kg を超えることを示す長い排泄半減期が、DP について報告されている。
- **魚類の研究では、**DP の log Kow が 5 を超えている。
- **DP の生物蓄積性の観点からは、水中での曝露はあまり重要ではないと考えられるが、魚類の試験で** DP 異性体の BCF が 5,000 L / kg を超えることが報告されている。
- さらに、BMF 及び TMF > 1 は、いくつかの生物及び食物網について報告されている。
- 多くの研究により、野生生物と人間における DP の存在が明らかになっている。
- フィールドモニタリングデータは、DP が生物学的に利用可能であり、高い身体負荷を達

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.16/2) にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/3) で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。**破線の下線の文献**：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

成できることを示唆している（ECHA、2017b）。

- これらの一連の証拠は、DP が生物蓄積性であるという結論を裏付けている。
- さらに、DP は最近、EU で非常に生物蓄積性の高い（vB）物質として特定された（ECHA、2017a）。

~~2 情報の統合（生物蓄積性に関連する部分のみ抜粋）~~

基準	基準への適否 （Yes/No）	備考
生物蓄積性	Yes	Log K_{ow}=0.3（OxyChem、2007）は、生物蓄積の可能性が高いことを示している BCF>5000（Wang et al., 2019）及び BCF>5000 に相当する排泄半減期（Tomy et al., 2008; Tang et al., 2018; Li et al., 2013b） BMF/TMF>1 は、いくつかの種と食物網について報告されている（Tomy et al., 2007; Wu et al., 2018; Sun et al., 2015; Sun et al., 2017; Kurt Karakus et al., 2019; Na et al., 2017）

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）にも記載されていた情報。

赤字、~~二重取り消し線~~：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/3）で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

3 引用文献

- Ben Y-J, Li X-H, Yang Y-L, Li L, Zheng M-Y, Wang W-Y, Xu X-B (2014). Placental Transfer of Dechlorane Plus in Mother-Infant Pairs in an E-Waste Recycling Area (Wenling, China.) Environ. Sci. Technol. 48, 5187-5193.
- Borgå K, Kidd KA, Muir DC, Berglund O, Conder JM, Gobas FA, Kucklick J, Malm O, Powell DE (2012). Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design. Integr Environ Assess Manag. 8(1):64-84.
- Brasseur C, Pirard C, Scholl G, De Pauw E, Viel JF, Shen L, Reiner EJ, Focant JF (2014). Levels of dechloranes and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in human serum from France. Environ. Int. 65, 33-40.
- Briels N, Løseth ME, Ciesielski TM, Malarvannan G, Poma G, Kjærvi SA, Léon A, Cariou R, Covaci A, Jaspers VLB (2018). In ovo transformation of two emerging flame retardants in Japanese quail (*Coturnix japonica*). Ecotoxicol Environ Saf. 149:51-57.
- Canada (2019a). Dept. of the Environment. Dept. of Health. Screening Assessment Certain Organic Flame Retardants Grouping 1,4:7,10-Dimethanodibenzo[a,e]cyclooctene,1,2,3,4,7,8,9,10,13,13,14,14-dodecachloro-1,4,4a,5,6,6a,7,10,10a,11,12,12 adodecahydro-Dechlorane Plus (DP), Chemical Abstracts Service Registry Number 13560-89-9. Available at: <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/evaluating-existing-substances/screening-assessment-certain-organic-flame-retardants-substance-grouping-dimethanodibenzo-cyclooctene-dodecachloro-dodecahydro-dechlorane-plus-dp-.html>
- Chen W, Bao J, Bu T, Jin H, Liu Y, Li T, Wang H, Zhao P, Wang Y, Hu J, Jina J (2021). Dechlorane Plus Biomagnification and Transmission through Prairie Food Webs in Inner Mongolia, China. Environmental Toxicology and Chemistry 40:413-421. DOI: 10.1002/etc.4923.
- Chen K, Zheng J, Yan X, Yu L, Luo X, Peng X, Yu Y, Yang Z, Mai B (2015). Dechlorane Plus in paired hair and serum samples from e-waste workers: correlation and differences. Chemosphere 123, 43-47.
- ECHA (2017a). Agreement of the Member State Committee in accordance with Article 59(8): 1,6,7,8,9,14,15,16,17,17,18,18-Dodecachloropentacyclo-[12.2.1.16,9.02,13.05,10]octadeca-7,15-diene ("Dechlorane Plus"™) [covering any of its individual anti- and syn-isomers or any combination thereof] is identified as a substance of very high concern because it meets the criteria of Article 57 (e) of Regulation (EC) 1907/2006 (REACH) as a substance which is very persistent and very bioaccumulative (vPvB), in accordance with the criteria and provisions set out in Annex XIII of REACH Regulation. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/15b88a69-2162-9385-4089-7c247cba4da6>
- ECHA (2017b). Dechlorane Plus; Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57. Annex XV report. Available at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/6ba01c40-009a-8388-1556-d8caa50d2b4f>
- Franklin J (2016). How reliable are field-derived biomagnification factors and trophic magnification factors as indicators of bioaccumulation potential? Conclusions from a case study on per- and polyfluoroalkyl substances. Integr Environ Assess Manag. 12(1):6-20.
- Gong N, Shao K, Han X, Zhang Y, Sun Y (2018). Enrichment and physiological responses of dechlorane plus on juvenile marine macroalgae (*Ulva pertusa*). Chemosphere 205:594-600.
- Guerra P, Fernie K, Jiménez B, Pacepavicius G, Shen L, Reiner E, Eljarrat E, Barceló D, Alaee M (2011). Dechlorane plus and related compounds in peregrine falcon (*Falco peregrinus*) eggs from Canada and Spain. Environ Sci Technol. 45(4):1284-90.
- Guo J, Venier M, Salamova A, Hites RA (2017). Bioaccumulation of Dechloranes, organophosphate esters, and other flame retardants in Great Lakes fish. Sci Total Environ.

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/3）で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

583:1-9.

Hoh E, Zhu LY, and Hites RA (2006). Dechlorane plus, a chlorinated flame retardant, in the Great Lakes. *Environ Sci Technol* 40 (4), 1184–1199.

J-CHECK Japan Chemicals Collaborative database (2020b): https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/template.action?ano=28771&mno=4-0296&cno=13560-89-9&request_locale=en (Accessed 26.05.2020)

Jin X, Lee S, Jeong Y, Yu JP, Baek WK, Shin KH, Kannan K, Moon HB (2016). Species-specific accumulation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and other emerging flame retardants in several species of birds from Korea. *Environ Pollut.* 219:191-200. doi: 10.1016/j.envpol.2016.10.040.

Klosterhaus SL, Stapleton HM, La Guardia MJ, Greig DJ (2012). Brominated and chlorinated flame retardants in San Francisco Bay sediments and wildlife. *Environ Int.* 15; 47:56-65.

Kurt-Karakus PB, Muir DC, de Jourdan B, Teixeira C, Martindale JE, Embers H, Wang X, Keir M, Backus S (2019). Bioaccumulation of selected halogenated organic flame retardants in Lake Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry—Volume 38, Number 6—pp.* 1198–1210

Larisch W, Goss KU (2018). Modelling oral up-take of hydrophobic and super-hydrophobic chemicals in fish. *Environ Sci Process Impacts.* 20(1):98-104.

Li ZR, Luo XJ, Luo YL, Zeng YH, Mai BX (2019a). Comparative study of dechlorane plus (DP) in adult chickens and developing embryos: Stereo-selective bioaccumulation of DP in chickens. *Environ Pollut.* 247:550-555

Li B, Qi P, Qu Y, Wang B, Chen J, Chang Z (2019b). Effects of dechlorane plus on oxidative stress, inflammatory response, and cell apoptosis in *Cyprinus carpio*. *Drug and Chemical toxicol.* DOI: 10.1080/01480545.2019.1701001

Li TY, Ge JL, Pei J, Bao LJ, Wu CC, Zeng EY (2019c). Emissions and Occupational Exposure Risk of Halogenated Flame Retardants from Primitive Recycling of E-Waste. *Environ Sci Technol.* 53(21):12495-12505.

Li Y, Yu L, Zhu Z, Dai J, Mai B, Wu J, Wang J (2013a). Accumulation and effects of 90-day oral exposure to Dechlorane Plus in quail (*Coturnix coturnix*). *Environ Toxicol Chem.* 32(7):1649-54.

Li Y, Yu L, Wang J, Wu J, Mai B, Dai J (2013b). Accumulation pattern of Dechlorane Plus and associated biological effects on rats after 90 d of exposure. *Chemosphere.* 90(7):2149-56.

Liu Y, Luo X, Zeng Y, Tu W, Deng M, Wu Y, Mai B (2020). Species-specific biomagnification and habitat-dependent trophic transfer of halogenated organic pollutants in insect-dominated food webs from an e-waste recycling site. *Environment International* 138, 105674. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105674>.

Malak IA, Cariou R, Vénisseau A, Dervilly-Pinel G, Jaber F, Babut M, Le Bizec B (2018). Occurrence of Dechlorane Plus and related compounds in catfish (*Silurus spp.*) from rivers in France. *Chemosphere.* 207:413-420.

Mo L, Wu JP, Luo XJ, Sun YX, Zheng XB, Zhang Q, Zou FS, Mai BX (2013). Dechlorane Plus flame retardant in kingfishers (*Alcedo atthis*) from an electronic waste recycling site and a reference site, South China: influence of residue levels on the isomeric composition. *Environ Pollut.* 174:57-62.

Muñoz-Arnanz J, Sáez M, Hiraldo F, Baos R, Pacepavicius G, Alae M, Jiménez B (2011). Dechlorane plus and possible degradation products in white stork eggs from Spain. *Environ Int.* 37(7):1164-8.

Muñoz-Arnanz J, Roscales JL, Vicente A, Aguirre JI, Jiménez B (2012). Dechlorane Plus in eggs of two gull species (*Larus michahellis* and *Larus audouinii*) from the southwestern Mediterranean Sea. *Anal Bioanal Chem.* 404(9):2765-73.

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/3）で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

Na G, Yao Y, Gao H, Li R, Ge L, Titaley IA, Santiago-Delgado L, Massey Simonich SL (2017). Trophic magnification of Dechlorane Plus in the marine food webs of Fildes Peninsula in Antarctica. *Mar Pollut Bull.* 117(1-2):456-461.

NITE CHRIP (NITE-Chemical Risk Information Platform). Access on November 2021. https://www.nite.go.jp/chem/chrip/chrip_search/cmplInfDsp?cid=C004-901-68A&bcPtn=0&shMd=0&txNumSh=MTM1NjAtODktOQ==<NumTp=1<NumMh=0&txNmSh=<NmTp=<NmMh=1&txNmSh1=<NmTp1=&txNmSh2=<NmTp2=&txNmSh3=<NmTp3=&txMISh=<MIMh=0<ScDp=0<PgCtSt=100&rbDp=0&txScSML=&txScSML2=<ScTp=1&txUpScFl=null&hdUpScPh=&hdUpHash=&rbScMh=1&txScNyMh=&txMIWtSt=&txMIWtEd=&err=

OxyChem test-plan for Dechlorane plus (2004b). Available at: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.578.5473&rep=rep1&type=pdf>

Pan H-Y, Li J-F-T, Li X-H, Yang Y-L, Qin Z-F, Li J-B, Li Y-Y (2020). Transfer of dechlorane plus between human breast milk and adipose tissue and comparison with legacy lipophilic compounds. *Environmental Pollution*, 265: 115096. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115096>.

Peng Y, Wu JP, Tao L, Mo L, Zheng XB, Tang B, Luo XJ, Mai BX (2015). Accumulation of Dechlorane Plus flame retardant in terrestrial passerines from a nature reserve in South China: the influences of biological and chemical variables. *Sci Total Environ.* 1, 514:77-82.

Peng H, Wan Y, Zhang K, Sun J, Hu J (2014). Trophic transfer of dechloranes in the marine food web of Liaodong Bay, north China. *Environ Sci Technol.* 20;48(10):5458-66.

Ren GF, Yu ZQ, Ma ST, Li HR, Peng PG, Sheng GY, Fu JM (2009). Determination of Dechlorane Plus in serum from electronics dismantling workers in South China. *Environ Sci Technol* 43 (24), 9453–9457.

Siddique S, Xian QM, Abdelouahab N, Takser L, Phillips SP, Feng YL, Wang B, Zhu JP (2012). Levels of dechlorane plus and polybrominated diphenylethers in human milk in two Canadian cities. *Environ. Int.* 39 (1), 50–55.

Sühring R, Byer J, Freese M, Pohlmann JD, Wolschke H, Moller A, Hodson PV, Alae M, Hanel R, Ebinghaus R (2014). Brominated flame retardants and Dechloranes in European and American eels from glass to silver life stages *Chemosphere* 116, 104–111.

Sun YX, Hu YX, Zhang ZW, Xu XR, Li HX, Zuo LZ, Zhong Y, Sun H, Mai BX (2017). Halogenated organic pollutants in marine biota from the Xuande Atoll, South China Sea: Levels, biomagnification and dietary exposure. *Mar Pollut Bull.* 118(1-2):413-419.

Sun YX, Zhang ZW, Xu XR, Hu YX, Luo XJ, Cai MG, Mai BX (2015). Bioaccumulation and biomagnification of halogenated organic pollutants in mangrove biota from the Pearl River Estuary, South China. *Mar Pollut Bull.* 15;99(1-2):150-6.

Sverko E, Reiner EJ, Tomy GT, McCrindle R, Shen L, Aresenault G, Zaruk D, MacPherson KA, Marvin CH, Helm PL, McCarry BE (2010). Compounds structurally related to Dechlorane Plus in sediments and biota from Lake Ontario (Canada). *Environ. Sci. Technol.* 44, 574–579.

Sverko E, Tomy GT, Marvin CH, Zaruk D, Reiner E, Helm PA, Hill B, McCarry BE (2008). Dechlorane plus levels in sediment of the lower Great Lakes. *Environ Sci Technol.* 42(2):361-6.

Tang B, Luo XJ, Huang CC, Sun RX, Wang T, Zeng YH, Mai BX (2018). Stereoselective bioaccumulation of syn- and anti-Dechlorane plus isomers in different tissues of common carp (*Cyprinus carpio*). *Sci Total Environ.* 616-617:1339-1346.

Tomy GT, Thomas CR, Zidane TM, Murison KE, Pleskach K, Hare J, Aresenault G, Marvin CH, Sverko E (2008). Examination of isomer specific bioaccumulation parameters and potential in vivo hepatic metabolites of syn- and anti-Dechlorane Plus isomers in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Sci Technol.* 42(15):5562-7.

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/3）で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文獻：入手済み文献。無印の文獻：未入手の文獻。

- Tomy GT, Pleskach K, Ismail N, Whittle DM, Helm PA, Sverko E, Zaruk D, Marvin CH (2007). Isomers
- UK** EA (2012). Depuration Rate Constant as an Indicator of Bioaccumulation Potential. Environment Agency, Bristol, UK. Available from https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291525/LIT_7371_44228a.pdf.
- Wang D, Jia H, Hong WJ, Xue X, Sun Y, Li YF, Guo W (2019). Uptake, depuration, bioaccumulation, and selective enrichment of dechlorane plus in common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ Sci Pollut Res Int*. doi:10.1007/s11356-019-07239-8. [Epub ahead of print] PubMed PMID: 31865567.
- Wang P, Zhang Q, Zhang H, Wang T, Sun H, Zheng S, Li Y, Liang Y, Jiang G. (2016). Sources and environmental behaviors of Dechlorane Plus and related compounds - A review. *Environ Int*. 88:206-220.
- Wang DG, Guo MX, Pei W, Byer JD, Wang Z (2015). Trophic magnification of chlorinated flame retardants and their dechlorinated analogs in a fresh water food web. *Chemosphere*. 118:293-300.
- Wu JP, Chen XY, Si-Kang W, Sun Y, Feng WL, Tao L, Luo XJ, Mai BX (2018). Dechlorane Plus flame retardant in a contaminated frog species: Biomagnification and isomer-specific transfer from females to their eggs. *Chemosphere*. 211:218-225.
- Wu JP, Zhang Y, Luo XJ, Wang J, Chen SJ, Guan YT, Mai BX (2010). Isomer-specific bioaccumulation and trophic transfer of Dechlorane Plus in the freshwater food web from a highly contaminated site, South China. *Environ Sci Technol*. 15:44(2):606-11.
- Xian Q, Siddique S, Li T, Feng YL, Takser L, Zhu J (2011). Sources and environmental behavior of dechlorane plus--a review. *Environ Int*. 37(7):1273-84.
- Yan X, Zheng J, Chen KH, Yang J, Luo XJ, Yu LH, Chen SJ, Mai BX, Yang ZY (2012). Dechlorane Plus in serum from e-waste recycling workers: influence of gender and potential isomer-specific metabolism. *Environ. Int*. 49, 31-37.
- Yin JF, Li JFT, Li XH, Yang YL, Qin ZF (2020). Bioaccumulation and transfer characteristics of dechlorane plus in human adipose tissue and blood stream and the underlying mechanisms. *Sci Total Env*. 700: 134391. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134391>.
- Yu L, Luo X, Zheng X, Zeng Y, Chen D, Wu J, Mai B (2013). Occurrence and biomagnification of organohalogen pollutants in two terrestrial predatory food chains. *Chemosphere*. 93(3):506-11.
- Zhang H, Wang P, Li Y, Shang H, Wang Y, Wang T, Zhang Q, Jiang G (2013). Assessment on the Occupational Exposure of Manufacturing Workers to Dechlorane Plus through Blood and Hair Analysis. *Environ. Sci. Technol*. 47, 10567-10573.
- Zhang Y, Wu J-P, Luo X-J, Wang J, Chen S-J and Mai B-X (2011). Tissue distribution of Dechlorane Plus and its dechlorinated analogs in contaminated fish: High affinity to the brain for anti-DP. *Environmental Pollution*, 159. 3647-3652.
- Zheng XB, Luo XJ, Zeng YH, Wu JP, Mai BX (2014a). Sources, gastrointestinal absorption and stereo-selective and tissue-specific accumulation of Dechlorane Plus (DP) in chicken. *Chemosphere*. 114:241-6.
- Zheng J, Wang J, Luo XJ, Tian M, He LY, Yuan JG, Mai BX, Yang ZY (2010). Dechlorane Plus in human hair from an e-waste recycling area in South China: comparison with dust. *Environ Sci Technol*. 15;44(24):9298-303.

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）にも記載されていた情報。

赤字、二重取り消し線：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/3）で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

Table 9. Overview over available bioaccumulation data*

Species (tissue)	Country/Region/Area and Exposure	Tissue	BAF/BCF L/kg	BMF			TMF			Comments and Benchmark BMF/TMF	References
				<i>syn</i>	<i>anti</i>	<i>totDP</i>	<i>syn</i>	<i>anti</i>	<i>totDP</i>		
Aquatic organisms/food webs											
Fish/zoo plankton	Canada/Field	whole		<0.1–0.6	0.8–11						Tomy et al., 2007
Fish/diporeia (shrimp-like)	Canada/Field	whole		0.1–12	0.1–11						Tomy et al., 2007
Fish/zoo plankton	Canada/Field	whole					1.3	1.1		PBDEs	Kurt-Karakus et al., 2019
Fish/invertebrate	South China/Field	various					11.3	6.5	10.2	PBDEs and PCBs	Wu et al., 2010
Fish/invertebrate (seven species)	Huai'an China/Field	whole					3.1	1.9	2.2	DPMA, anti-C111-DP and anti-C110-DP	Wang et al., 2015
Fish (various)/crab	South China/Field	various				1.3–1.8			2.3**		Sun et al., 2015
Food web (fish, octopus, crab)	South China/Field	muscle				2.3–7.1				PBDEs, DDT and PCBs	Sun et al., 2017
Seal/algae (total nine species)	Antarctica	various					2.9	3.3	3.0	PCBs	Na et al., 2017
Skua (bird)/penguins	Antarctica	muscle (pectoralis)					18.9	21.5		HBCD, DDT and chlordanes	Kim et al., 2015
Whole food web	Antarctica	Muscle (whole)					0.54	0.34		PCBs	Kim et al., 2021
Poikilotherms (Antarctic icefish/limpet)	Antarctica	Muscle/whole					0.50	0.42		PCBs	Kim et al., 2021
Homotherms (Skua/penguin chicks)	Antarctica	Muscle					0.92	0.11		PCBs	Kim et al., 2021
Trout diet study	Laboratory	whole-liver		5.2	1.9					Juvenile rainbow trout, exposed for 49 days through spiked food, and depuration for 112 days with unspiked food.	Tomy et al., 2008

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）にも記載されていた情報。

赤字、~~二重取り消し線~~：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/3）で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

Species (tissue)	Country/Region/Area and Exposure	Tissue	BAF/BCF L/kg	BMF			TMF			Comments and Benchmark BMF/TMF	References
				<i>syn</i>	<i>anti</i>	<i>toDP</i>	<i>syn</i>	<i>anti</i>	<i>toDP</i>		
Fish diet study	Laboratory	serum		1.06	1.23					Carp were exposed by spiked food for 28 days and depurated with non-spiked food for 84 days. Steady-state was only reached in serum. Several tissues were measured, and other tissues had longer depuration half-life, but only serum reached equilibrium and had BMF above 1.	Tang et al., 2018
Carp water exposure study (lab-microcosms) BCF	Laboratory BCF	muscle	<i>syn</i> -DP 5700 <i>anti</i> -DP 9300							BCF based on wet weight and ratio of rate constants, 32 days exposure and 32 days depuration. Water concentration was 0.054-0.11 for <i>syn</i> -DP and 0.086-0.14 ng/L for <i>anti</i> -DP. Rate constants (days): <i>syn</i>-DP <i>anti</i>-DP k_3 k_e $t_{1/2}$ 0.63 0.89 0.11 0.093 6.3 7.2	Wang et al., 2019
Terrestrial organisms/food webs											
Frog/insect	South China/Field	muscle/whole		2.7	1.8	2.1				BMFs for PBDEs and anti-C111-DP detected	Wu et al., 2018
Owl/sparrow	China, Beijing	muscle		12	6.8	10				PBDEs, PCBs, HBCD, ppDDE	Yu et al., 2013
Owl/brown rat	China, Beijing	muscle		2.4	1.9	2				PBDEs, PCBs, HBCD, ppDDE	Yu et al., 2013

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）にも記載されていた情報。

赤字、~~二重取り消し線~~：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/3）で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

Species (tissue)	Country/Region/Area and Exposure	Tissue	BAF/BCF L/kg	BMF			TMF			Comments and Benchmark BMF/TMF	References
				<i>syn</i>	<i>anti</i>	<i>totDP</i>	<i>syn</i>	<i>anti</i>	<i>totDP</i>		
Sparrow/common kestrel	China, Beijing	muscle		0.31	0.35	0.32				PBDEs, PCBs, HBCD, ppDDE	Yu et al., 2013
Brown rat/common kestrel	China, Beijing	muscle		0.06	0.10	0.06				PBDEs, PCBs, HBCD, ppDDE	Yu et al., 2013
Apple snail/rice plant	South China/Field			3.1	2.3					PBDEs	She et al., 2013
Mouse/plants	Inner Mongolia	Muscle/above ground		3.65	2.14	2.67				Second trophic level	Chen et al., 2021
Snake/mouse	Inner Mongolia	muscle		13.9	8.59	10.9				Forth trophic level	Chen et al., 2021
Snake/toad	Inner Mongolia	Muscle/whole		78.6	40.8	55.9				Forth trophic level	Chen et al., 2021
Lizard/insect	Inner Mongolia	whole		99.6	81.2	88.0				Third trophic level	Chen et al., 2021
Cuckoo/insect	Inner Mongolia	Muscle/whole		14.0	19.0	17.2				Third trophic level	Chen et al 2021
Toad/insect	China, Guangdong Province, E-waste recycling area	Whole/muscle				2.3				PCBs and PBDEs	Liu et al., 2020
Lizard/insect						2.3					
Eurasian blackbird/insect						23					
Oriental magpie-robin/insect						13					
Long-tailed shrike/insect						9.5					
Waterbird egg/insect		Whole				21					
Terrestrial food web (of terrestrial insects (beetles, grasshoppers, crickets, mole-crickets, butterflies, moths, mantises, and dragonflies) and lizards)		Whole/muscle					0.43	0.19	0.24		
Aquatic food web (dragonfly larva,		Whole/muscle					1.63	1.72	1.67		

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）にも記載されていた情報。

赤字、~~二重取り消し線~~：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/3）で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

Species (tissue)	Country/Region/Area and Exposure	Tissue	BAF/BCF L/kg	BMF			TMF			Comments and Benchmark BMF/TMF	References
				<i>syn</i>	<i>anti</i>	<i>totDP</i>	<i>syn</i>	<i>anti</i>	<i>totDP</i>		
prawn, fish, watersnake, and White-breasted waterhen egg).											

* Definitions:

- Bioconcentration factor (BCF; point) – describes uptake and accumulation of chemical from water only.
- Bioaccumulation factor (BAF; point) – describes uptake and accumulation of chemical from all sources (water, sediment, diet, etc.) relative to amount of chemical (exposure) in water.
- Biota-sediment accumulation factor (BSAF; point) – describes uptake and accumulation of chemical from all sources relative to amount of chemical (exposure) in sediment.
- Biomagnification factor (BMF; slope) – describes rate of change of chemical concentration in organisms separated by a single trophic level step ($\Delta TL=1$) on a food chain.
- Trophic magnification factor (TMF; slope) – describes rate of change of chemical concentration in organisms that occupy successively higher trophic levels ($\Delta TL>1$) in a food web.

** Non-significant.

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.16/2）にも記載されていた情報。

赤字、~~二重取り消し線~~：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/3）で追記又は削除された情報。

取消線、赤字の取消線：いずれかのリスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線、赤字の下線：事務局による修正又は追加情報。~~破線の下線の文献~~：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

資料 4

UV-328 の発生源等の概要

UV-328 の発生源等の概要

1. エグゼクティブ・サマリー（発生源に係る部分の抜粋）

- UV-328 の製造は 1970 年に開始され、2021 年の時点で、UV-328 は OECD 既存化学物質データベースによると高生産量化学物質（年間 1,000 トン以上）に指定されている。
- UV-328 は紫外線吸収剤として使用され、紫外線又は太陽光による変色や劣化から表面を保護する。UV-328 の用途は多岐にわたるが、主な用途は塗料やコーティング剤、食品包装の食品非接触層をはじめとする様々なプラスチックへの添加剤である。自動車業界では、塗料、コーティング、シーリング剤の他、車両に搭載される液晶パネルやメーター、自動車内外装の樹脂などに使用される。また、食品包装分野では、プラスチック、印刷インキ、接着剤などの添加剤として使用されている。
- UV-328 の環境への排出は定量化されていない。モニタリングデータから、UV-328 は物質の製造時、製造物の使用時、UV-328 を含む製造物の廃棄時や使用後の処理時に環境に排出されると予想される。環境中 UV-328 の汚染源としては、その物質を製造または使用している工業施設、廃水処理施設、豪雨等による越流水、埋立地、プラスチックのごみ・破片などが考えられる。

2. 発生源に関する情報

2.1. 製造、流通

- UV-328 の製造は 1970 年に開始された（Lopez-Avila & Hites 1980）。製造開始以降の UV-328 の世界の製造量に関する時間的な傾向は公表されていない。OECD の既存化学物質データベースによると、UV-328 は製造量が年間 1,000 トンを超える高生産量化学物質（HPVC）に指定されている（OECD accessed 2021）。
- EU では、UV-328 は年間 100～1,000 トンで登録されている（ECHA 2020a）。
- ノルウェー、スウェーデン、デンマーク、フィンランドの北欧諸国では、SPIN（Substances in Preparations in Nordic Countries）データベースから、2018 年の UV-328 の総使用量は 10 トン未満であった（SPIN 2021）。
 - ノルウェーでは、UV-328 の製造はなく、その使用量は 2009 年の 1.9 トンから 2019 年の 0.17 トンに減少している（Annex E 2021）。
 - スウェーデンでは、UV-328 の使用量は 2015 年に 244 トンに急増し、その後 2016 年に 1 トンに減少したことを除いて、2005 年の 9 トンから 2019 年の 0.7 トンに減少した（SPIN、2021）。また、2016 年から 2019 年までの UV-328 の輸入量は年間 1.3 トンであった（Annex E 2021）。
 - デンマークとフィンランドでは、UV-328 の使用量は 2019 年にそれぞれ 0.1 トンと 4.5 トンであった（SPIN 2021）。
- ハンガリーでは、21 社が UV-328 を 1 社あたり年間 1 トン未満で製造している（Annex E 2021）。
- ロシアでは、中国から UV-328 を輸入しているが、輸入量や企業情報は報告されていない

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/4）に記載された情報。

取り消し線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線：事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献

(Annex E 2021)。

- カナダでは、2000 年に 100～1,000 トンの UV-328 が輸入され、2010 年と 2013 年には 10～100 トンが輸入されている (ECCC & Health Canada 2016)。UV-328 はカナダでは製造されていない。
- 米国では、国内総製造量は、2011 年に約 1,000 トン、2012 年から 2015 年に年間 450～4,500 トンと報告されている (US EPA 2021)。
- メキシコでは、2015 年と 2017 年の UV-328 の総輸入量はそれぞれ 90 トンと 51 トン、総輸出量はそれぞれ 2 トンと 0.9 トン (Annex E 2021)。
- 日本では、UV-328 の製造量又は使用量は、2012 年から 2014 年に年間 1～1,000 トン、2015 年に 1,000～2,000 トン、2016 年から 2018 年に 1～1,000 トン (NITE 2018)。
- 韓国では、2018 年に 0.25 トンが生産され、58 トンが輸入され、113 トンが使用された (Annex E 2021)。
- オマーンは、2016 年から 2019 年にかけて UV-328 を成分の一つとして含むが、原材料としては含まない化学物質を輸入した。2020 年以降、オマーンは UV-328 を輸入していない (Oman 2021)。
- コスタリカ、モナコ、オーストラリア、コロンビア、エジプト、ペルーにおいて、UV-328 の製造の報告はない (Annex E 2021)。
- バーレーンでは UV-328 は輸入及び使用されていない (Bahrain 2021)。
- POPRC-16 において、UV-328 の大規模な製造会社が、UV-328 の製造について意図的な撤退を開始したと宣言した。

2.2. 用途

- UV-328 は、完全に可逆的かつ非破壊的なプロセスで、紫外線のフルスペクトルを吸収する (ECHA 2014)。そのため、紫外線又は太陽光の下での変色や劣化から表面を保護するための紫外線吸収剤として使用されている。その用途のほとんどは、表面コーティングや塗料（自動車のクリアコート仕上げなど）、プラスチック（透明プラスチック、食品包装など）の添加剤として使用されている。また、印刷用インクや食品接触材料に使用される接着剤にも使用されている (EuPIA 2013)。
- UV-328 は、プラスチックシュリンクフィルム (plastic shrink films)、屋外家具、自動車のクリアコート仕上げの紫外線安定剤として、また、コーティング剤、アクリロニトリル・ブタジエン・スチレン (ABS) 樹脂、エポキシ樹脂、繊維樹脂、ポリプロピレン (PP)、硬質及び軟質ポリ塩化ビニル (PVC)、ポリスチレン (PS) の光安定剤として使用される (Causin 2016; ECHA 2020b)。また、不飽和ポリエステル、ポリアクリレート、ポリカーボネート (PC) の光安定剤としても有用である (ECHA 2020b)。
- 建築材料、充填剤、表面処理、接着剤、塗料/ラッカー/ワニス、シンナー、塗料除去剤、印刷インク、消費者向け香料、布/繊維/皮革製品、殺虫剤（活性成分以外）にも使用されている (Danish EPA 2015; ECHA 2020b)。紫外線吸収剤としての推奨用途は、ポリオレフィン、ポリウレタン、PVC、ポリアクリレート、エポキシ、エラストマーとなっている (ECHA 2020b)。

無印: リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/4) に記載された情報。

取り消し線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線: 事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献: 入手済み文献。無印の文献: 未入手の文献

- オーストラリアでは、UV-328 は補修部品市場の自動車製品の工業用シーリング剤に使用されている（NICNAS 2017）。
- カナダでは、1986 年に UV-328 の 63%がプラスチック分野、37%が塗料・コーティング剤に使用され、現在 UV-328 は、自動車用の塗料やコーティング剤に使用され、自動車の製造ではシーリング剤としてわずかに使用されており、プラスチック製の食品包装では食品非接触層の添加剤として使用されている（ECCC & Health Canada 2016）。
- ノルウェーでは、UV-328 は主に塗料やワニスに使用されているが、ゴムや透明プラスチックにも使用されている（Annex E 2021）。
- スウェーデンでは、UV-328 は主にプラスチック、塗料、シーラントの添加剤として使用されている（Annex E 2021）。
- ロシアでは、UV-328 は、主に腐食防止剤（防錆剤）として、金属表面の研磨剤や、銅、銀、亜鉛などの金属の重量測定に使用されている（Annex E 2021）。
- UV-328 は食品接触用品の食品非接触層の添加剤として使用されている。欧州委員会共同研究センター（JRC）の FACET ツール¹によると、UV-328 は食品接触用品に使用されるものとして当該ツールに含まれている（JRC 2017）。
- UV-328 は、食品接触用品の食品非接触面に使用される印刷インキの添加剤として、欧州印刷インキ協会（EuPIA）の 2013 年インベントリーリストにも含まれている（EuPIA 2013）。
- スイスでは、UV-328 は、食品と接触する材料および物品に関する条例の「包装用インクの製造のための許容物質および関連要件のリスト」に含まれている（Swiss FDHA 2020）。
- 米国では、UV-328 は、米国食品医薬品局（FDA）の「食品接触物質に用いられる間接的な添加物インベントリー」に掲載されている（US FDA 2021）。
- 日本では、UV-328 は、食品接触プラスチック添加物の 2020 年ポジティブリストに入っている（MHLW 2020）。

<参考>合成樹脂区分 3（器具・容器包装の特定の種類の材質に接触する食事量の割合を推定して得た係数が 0.1 未満で、塩化ビニル又は塩化ビニリデンに由来する部分の割合の合計が 50 wt%未満で、耐熱性が低く、吸水率が 0.1%以上のポリマー（例：ポリエステル、ポリアミド等）では 10 重量%まで使用可能で、それ以外の合成樹脂区分では 5 重量%まで使用可能。（「食品、添加物等の規格基準の一部を改正する件（令和 2 年厚生労働省告示第 196 号）」より）

- 中国では、UV-328 は、食品接触プラスチックおよび食品接触接着剤のリストに含まれている（NHFPC 2016）。
- UV-328 は、自動車分野において 3 つの用途が報告されている（JAPIA 2021）。
 - 車両に搭載される液晶パネル（スーパーツイストネマティックタイプ）やメーターの光学用偏光板・偏光フィルム
 - 塗料
 - 内外装部品（ドアハンドルやレバーなど）に使用される樹脂
- コーティング剤では、UV-328 の典型的な推奨濃度は 1～3%（固形分を基準とした重量）である（Hangzhou Sunny Chemical Corp Ltd. 2003）。自動車のクリアコート仕上げやボートの

¹ 香料・添加物・食品接触材料曝露ツール（Food flavorings, Additives, and food Contact materials Exposure Tool）の略称。食品の香料、食品添加物、食品接触材料から食品に移行する可能性のある物質の消費者への曝露を推定するためのソフトウェア。

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/4）に記載された情報。

取り消し線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線：事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献

トップコートグレージングなどの消費者向けの用途では、UV-328 が最大 10%の濃度で米国の製品安全データシートにおいて確認された（ECCC & Health Canada 2016）。

- プラスチック中では、製造時の添加剤としての UV-328 の推奨含有量は、通常 0.1～1 質量%である（Hunan Chemical BV 2016）。
- ポリマー固有の推奨値は、PC では 0.15～0.3%、ポリエチレン（PE）では 0.2～0.4%、PS および PVC では 0.2～0.5%、ポリエステルでは 0.3～0.5%である（Disheng Technology 2017）。しかし、近年製造されたプラスチックや包装材に含まれる UV-328 の濃度が低くなっていることが最近の研究から分かっている（Chang et al. 2013; Rani et al. 2017; Zhang et al. 2016）。
 - Zhang et al. (2016)は、他の紫外線吸収剤と一緒にミルク包装やスナック包装に 25～76 µg/g（質量比で 0.0025～0.0076%）の範囲で UV-328 を検出
 - Chang et al. (2013)は、市販のポリエチレンテレフタレート（PET）飲料包装で 2.01 µg/g、低密度ポリエチレン（LDPE）包装で 13.88 µg/g の UV-328 の濃度を報告
 - Rani et al. (2017)は、新たに生産されたプラスチックでは、0.0027～0.4 µg/g の範囲でさらに低い濃度を報告
- さらに、UV-328 の濃度は報告されていませんが、食品接触材料の後続生産を目的としたリサイクルされた消費者後の PET から UV-328 が検出されている（Dutra et al. 2014）。
- 織物における UV-328 の使用については、UV-328 の典型的な負荷がどの程度あるか知られていない。Avagyan et al. (2015)は、様々な衣類品で UV-328 を測定し、異なる素材から作られた 26 の衣料品から、主に綿で構成された 2 つのサンプルにおいて、UV-328 を 8.05 及び 108 ng/g の濃度で検出した（Avagyan et al. 2015）。

2.3. 環境への排出

- UV-328 は、その物質の工業製造時、製造物の使用時、製造物の廃棄や使用後の処理時に環境に排出されることが予想される。様々な発生源から環境への UV-328 の排出を定量化した経験的なデータはない。
- カナダの評価では、カナダのプラスチック製造部門及び塗料・コーティング部門での UV-328 の工業的使用による地表水への排出についての推定値と、様々な排出シナリオでの地表水、堆積物、バイオソリッド及び土壌での予測環境濃度（PEC）が示されており、下記の表 4 及び表 5 に示す。カナダでの評価における PEC の算出方法の詳細は、INF 文書（UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17）に記載されている。地表水に排出された後、UV-328 は粒子や有機物に吸着し、最終的には堆積物に吸着する可能性が高い（ECCC & Health Canada 2016）。

表 4 プラスチック分野での工業用途による UV-328 の排出結果からの予測環境濃度。1 施設あたり年間 25 トンの使用を想定（ECCC & Health Canada 2016）

	特定の場所	全体
排出源付近の表流水（短期濃度）(mg/L)	2.52×10^{-4}	$1.28 \times 10^{-4} - 8.81 \times 10^{-3}$

無印: リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/4）に記載された情報。

取り消し線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線: 事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献: 入手済み文献。無印の文献: 未入手の文献

受け皿となる水源での表流水（長期濃度）(mg/L)	6.90×10^{-6}	$3.52 \times 10^{-6} - 2.41 \times 10^{-4}$
堆積物 (mg/kg dw)	0.19	6.80
活性汚泥 (mg/kg dw)	18.62	2446.23
土壌 (mg/kg dw)	0.64	84.60

表 5 塗料・コーティング部門での工業用途による UV-328 の排出結果からの予測環境濃度。1 施設あたり年間 12 トンの使用を想定（ECCC & Health Canada 2016）

	特定の場所	全体(溶剤系コーティング)	全体(水性コーティング)
排出源付近の表流水（短期濃度）(mg/L)	4.92×10^{-5}	$2.67 \times 10^{-6} - 7.78 \times 10^{-4}$	
受け皿となる水源での表流水（長期濃度）(mg/L)	1.35×10^{-6}	$7.31 \times 10^{-8} - 2.13 \times 10^{-5}$	
堆積物 (mg/kg dw)	0.038	0.14	0.60
活性汚泥 (mg/kg dw)	92.42	1016.62	84.72
土壌 (mg/kg dw)	3.20	35.16	2.93

- 米国ロードアイランド州のナラガンセット湾で実施されたモニタリング調査の結果から、環境中の UV-328 の発生源として工業の排出が関与していることが明らかになった。堆積物コアでは、近くの製造施設で UV-328 が製造されていた時期（1970～1985 年）に対応する高濃度の UV-328 が検出されている（Cantwell et al. 2015; Hartmann et al. 2005; Jungclaus et al. 1978; Lopez-Avila & Hites 1980）。
- UV-328 を含む製造物を下水に排出することは、海、川、海岸、堆積物、土壌などの異なる環境コンパートメントで UV-328 が検出されることに関連する。これは、UV-328 が物質に化学的に結合していないため、摩耗、浸出、揮発などのプロセスにより、製造物から環境中に UV-328 が排出される可能性があることを意味している。したがって、廃水処理場、埋立地、豪雨等による越流水は、環境中 UV-328 の汚染源と考えられる（Brorström-Lundén et al. 2011; Montesdeoca-Esponda et al. 2021）。
- ノルウェーによると、屋内外の環境へ UV-328 が排出されていることが観察されている。UV-328 は、室内空気や粉塵、廃水、廃水汚泥、河川水、発源地域の生物相、遠隔地の生物相で検出されている（Annex E 2021）。
- UV-328 は、下水汚泥の活用（Lai et al. 2014b）や UV-328 を含む廃棄物の分解の結果、土壌に流入すると予想される。
- UV-328 の主な用途は、プラスチックの添加剤としての使用である。プラスチックは、プラスチックごみの形態で毎年多くの量（18.6～26.1 M トン）が海に排出されている（Borrelle et al. 2020）。その結果、世界の海にはプラスチックごみの巨大な渦があり（Eriksen et al. 2014）、これが UV-328 の発生源となる可能性がある。UV-328 は、海洋プラスチックごみ（最大濃度の範囲 0.2～1.6 $\mu\text{g/g}$ ）（Rani et al. 2015, 2017; Tanaka et al. 2020a）、キタカワセミヤクロシアホウドリなどの海鳥が摂取したプラスチック（Tanaka et al. 2019a）、外洋で餌を食べ、

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/4）に記載された情報。

取り消し線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線：事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献

海洋プラスチックごみの破片を頻繁に摂取することが知られているその他の海鳥（Tanaka et al. 2019b; Yamashita et al. 2021）から検出されている。したがって、UV-328 を含むプラスチックごみは、海洋環境やプラスチックを摂取する生物相にとって、UV-328 の主な供給源となっている可能性がある。

- 繊維製品への UV-328 の使用は、繊維製品が洗濯される際に、環境や廃水処理施設への UV-328 の排出源となる可能性もある。10 回の洗濯サイクルの後、ポリエステルから作られた繊維製品から 80%もの UV-328 が除去されたことが示されている（Luongo et al. 2016）。

3. 情報の統合（発生源に係る部分の抜粋）

- UV-328 はフェノール性のベンゾトリアゾールで、紫外線吸収剤として、塗料、コーティング剤、シーラント、接着剤、印刷インキ、消費者向けの香料、不活性農薬、繊維、ゴム、プラスチックなど、幅広い産業用途や消費者向け製品に使用されている。UV-328 の主な用途は、自動車用の塗料やコーティング剤、プラスチックへの添加剤であり、ポリマー、印刷インキ、食品包装に使用される接着剤などがある。自動車分野では、UV-328 は、塗料、コーティング剤、シーリング剤のほか、自動車に搭載される液晶パネルやメーター、自動車の内外装部品の樹脂などに使用されている。
- UV-328 は世界的に大量に製造されているが（年間 1,000 トン以上）、どのような用途でどのくらい生産されているのか、公表されたデータはない。近年、UV-328 は EU で高懸念物質（SVHC）に指定され、ノルウェーでは優先物質の国家リストに含まれている。UV-328 はバーレーン王国の法律で制限されている。
- UV-328 は、工場での製造時、製造物の使用時及び UV-328 を含む製造物の廃棄の結果として環境に排出される。その結果、世界各地の大気、水、土壌、堆積物、生物相、ヒトなどの様々な環境コンパートメントで検出されている。

無印: リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/4）に記載された情報。

取り消し線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線: 事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献: 入手済み文献。無印の文献: 未入手の文献

4. 引用文献

- Annex E (2021). Annex E information (risk profile) on UV-328. Submission of information from Parties and observers as specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC16/POPRC16Followup/UV328submission/tabid/8761/Default.aspx>
- Avagyan, R., Luongo, G., Thorsén, G., & Östman, C. (2015). Benzothiazole, benzotriazole, and their derivatives in clothing textiles—a potential source of environmental pollutants and human exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8), 5842–5849. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3691-0>
- Bahrain (2021). Comments on the draft risk profile on UV-328, submitted by the Kingdom of Bahrain. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC16/POPRC16Followup/CommentsonUV328,DechloranePlusMethoxychlor/tabid/8873/Default.aspx>
- Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G. H., Hilleary, M. A., Eriksen, M., Possingham, H. P., De Frond, H., Gerber, L. R., Polidoro, B., Tahir, A., Bernard, M., Mallos, N., Barnes, M., & Rochman, C. M. (2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science*, 369(6510), 1515–1518. <https://doi.org/10.1126/science.aba3656>
- Brorström-Lundén, E., Hansson, K., Remberger, M., Kaj, L., Magnér, J., Andersson, H., Haglund, P., Andersson, R., Liljelind, P., & Grabic, R. (2011). Screening of benzothiazoles, benzenediamines, dicyclohexylamine and benzotriazoles. Report B2023.
- Cantwell, M. G., Sullivan, J. C., Katz, D. R., Burgess, R. M., Bradford Hubeny, J., & King, J. (2015). Source determination of benzotriazoles in sediment cores from two urban estuaries on the Atlantic Coast of the United States. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 208–218. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.075>
- Causin, V. (2016). Michael Bolgar, Jack Hubball, Joseph Groeger, and Susan Meronek: Handbook for the chemical analysis of plastic and polymer additives, 2nd ed. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 408(13), 3371–3372. <https://doi.org/10.1007/s00216-016-9405-3>
- Chang, L., Bi, P., Liu, Y., Mu, Y., Nie, F., Luo, S., & Wei, Y. (2013). Simultaneous analysis of trace polymer additives in plastic beverage packaging by solvent sublation followed by high-performance liquid chromatography. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61(29), 7165–7171. <https://doi.org/10.1021/jf401748a>
- Danish EPA (2015). Survey and health assessment of UV filters - Survey of chemical substances in consumer products No. 142, 2015.
- Disheng Technology (2017). UV Absorber 328. http://www.shinyangchem.com/product_detail_en/id/4.html
- Dutra, C., Freire, M. T. D. A., Nerin, C., Bentayeb, K., Rodriguez-Lafuente, A., Aznar, M., & Reyes, F. G. R. (2014). Migration of residual nonvolatile and inorganic compounds from recycled post-consumer PET and HDPE. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 25(4), 686–696. <https://doi.org/10.5935/0103-5053.20140016>
- ECCC and Health Canada (2016). Screening Assessment Report on Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)- (BDTP).
- ECHA (2014). Member State Committee Support Document for Identification of 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-diterpentylphenol (UV-328) as a substance of very high concern because of its PBT/vPvB properties.
- ECHA (2020a). 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol Registration Dossier. REACH registration dossier. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/5280/1/1>

- ECHA (2020b). Estimating the number and types of applications for 11 substances added to the Authorisation List in February 2020. <https://doi.org/10.2823/11134>
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLOS ONE*, 9(12), e111913.
- EuPIA (2013). EuPIA European Printing Ink Association, a sector of CEPE aisbl. INVENTORY LIST – VERSION December 2013 COMPRISING PACKAGING INK RAW MATERIALS APPLIED TO THE NON-FOOD CONTACT SURFACE OF FOOD PACKAGING.
- Hangzhou Sunny Chemical Corp Ltd. (2003). UV ABSORBER: UV-328. <http://www.sunnychemical.com/UV-328.htm>
- Hartmann, P. C., Quinn, J. G., Cairns, R. W., & King, J. W. (2005). Depositional history of organic contaminants in Narragansett Bay, Rhode Island, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 50(4), 388–395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.11.020>
- Hunan Chemical BV (2016). Technical Data Sheet, UV-328.
- JAPIA (2021). Response submitted by Japan Auto Parts Industries Association (JAPIA) to ECHA's public consultation on the draft risk profile of UV-328.
- Jungclaus, G. A., Lopez-Avila, V., & Hites, R. A. (1978). Organic Compounds in an Industrial Wastewater: A Case Study of Their Environmental Impact. *Environmental Science and Technology*, 12(1), 88–96. <https://doi.org/10.1021/es60137a015>
- Lai, H. J., Ying, G. G., Ma, Y. B., Chen, Z. F., Chen, F., & Liu, Y. S. (2014b). Occurrence and dissipation of benzotriazoles and benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolid-amended soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(4), 761–767. <https://doi.org/10.1002/etc.2498>
- Lopez-Avila, V., & Hites, R. A. (1980). Organic Compounds in an Industrial Wastewater. Their Transport into Sediments. *Environmental Science and Technology*, 14(11), 1382–1390. <https://doi.org/10.1021/es60171a007>
- Luongo, G., Avagyan, R., Hongyu, R., & Östman, C. (2016). The washout effect during laundry on benzothiazole, benzotriazole, quinoline, and their derivatives in clothing textiles. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(3), 2537–2548. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5405-7>
- MHLW (2020). Positive list system for food utensils, containers and packaging, schedule 1 table 2 of the reference list (website in Japanese). https://www.mhlw.go.jp/stf/newpage_05148.html
- Montesdeoca-Esponda, S., Torres-Padrón, M. E., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2021). Fate and distribution of benzotriazole UV filters and stabilizers in environmental compartments from Gran Canaria Island (Spain): A comparison study. *Science of The Total Environment*, 756, 144086. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144086>
- NHFPC (2016). National Food Safety Standard: Standard for the Use of Additives in Food Contact Materials and Articles. GB 9685-2016. <http://www.nhfpc.gov.cn/>
- NICNAS (2017). Phenolic benzotriazoles: Environment tier II assessment. https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/Phenolic_benzotriazoles_Environment_tier_II_assessment.pdf
- NITE (2018). 2-(2H-1,2,3-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol. Japan Chemicals Collaborative Knowledge (J-CHECK) Database, National Institute of Technology and Evaluation.
- OECD (2021). OECD Existing Chemicals Database. <https://hvpchemicals.oecd.org/ui/Search.aspx>
- Oman (2021). Comments on the draft risk profile on UV-328, submitted by the Sultanate of Oman. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC16/POPRC16Followup/CommentsonUV328,DechloranePlusMethoxychlor/tabid/8873/Default.aspx>

下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献。

- Rani, M., Shim, W. J., Han, G. M., Jang, M., Al-Odaini, N. A., Song, Y. K., & Hong, S. H. (2015). Qualitative Analysis of Additives in Plastic Marine Debris and Its New Products. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3), 352–366. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0224-x>
- Rani, M., Shim, W. J., Han, G. M., Jang, M., Song, Y. K., & Hong, S. H. (2017). Benzotriazole-type ultraviolet stabilizers and antioxidants in plastic marine debris and their new products. *Science of the Total Environment*, 579, 745–754. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.033>
- SPIN (2021). Substance in Preparations in Nordic Countries, Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)-.
- Swiss Federal Department of Home Affairs (2020). Ordinance of the FDHA on materials and articles intended to come into contact with foodstuffs (SR 817.023.21), Annex 10.
- Tanaka, K., Takada, H., Ikenaka, Y., Nakayama, S. M. M., & Ishizuka, M. (2020a). Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*, 150(September 2019), 110732. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110732>
- Tanaka, K., van Franeker, J. A., Deguchi, T., & Takada, H. (2019a). Piece-by-piece analysis of additives and manufacturing byproducts in plastics ingested by seabirds: Implication for risk of exposure to seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 36–41. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.028>
- Tanaka, K., Yamashita, R., & Takada, H. (2019b). Transfer of Hazardous Chemicals from Ingested Plastics to Higher-Trophic-Level Organisms (H. Takada & H. K. Karapanagioti (eds.); pp. 267–280). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/698_2018_255
- US EPA (2021). Toxic Substances Control Act, Chemical Data Reporting on Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)-. <https://chemview.epa.gov/chemview/>
- US Food and Drug Administration (2021). Inventory of Food Contact Substances Listed in 21 CFR. <https://www.cfsanappsexternal.fda.gov/scripts/fdcc/index.cfm?set=IndirectAdditives>
- Yamashita, R., Hiki, N., Kashiwada, F., Takada, H., Mizukawa, K., Hardesty, B. D., Roman, L., Hyrenbach, D., Ryan, P. G., Dilley, B., Muñoz-Pérez, J. P., Valle, C. A., Pham, C. K., Frias, J., Nishizawa, B., Takahashi, A., Thiebot, J., Will, A., Kokubun, N., Watanabe, Y. Y., Yamamoto, T., Shiomi, K., Shimabukuro, U., & Watanuki, Y. (2021). Plastic additives and legacy persistent organic pollutants (POPs) in preen gland oil from seabirds sampled across the globe. *Environmental Monitoring and Contaminants Research*, in press. Data presented by H. Takada at the premeeting of the sixteenth meeting of the Persistent Organic Pollutants Review Committee.
- Zhang, D., Liu, C., & Yang, Y. (2016). Determination of UV Absorbers and Light Stabilizers in Food Packing Bags by Magnetic Solid Phase Extraction Followed by High Performance Liquid Chromatography. *Chromatographia*, 79(1–2), 45–52. <https://doi.org/10.1007/s10337-015-2988-6>

資料 5

UV-328 の残留性等の概要

UV-328 の残留性等の概要

1. エグゼクティブ・サマリー（残留性に係る部分の抜粋）

- UV-328 は堆積物、土壌、水に残留すると考えられており、これらの媒体における UV-328 の半減期はそれぞれ附属書 D の閾値を超えている。米国ナラガンセット湾の UV-328 製造施設の近くで採取された堆積物コアのモニタリングデータから、UV-328 が堆積物中に残留することを確認している。当該施設が UV-328 の製造を停止した数十年後でさえ、高レベルの UV-328 が検出された。

2. 残留性に関する情報

- UV-328 は、実験やモニタリングデータによって、土壌や堆積物中での分解性が非常に低く、半減期が長いことが実証されている。これらの理由から、UV-328 は EU において、証拠の重み付け手法に基づき、極めて難分解性（vPvB）と難分解性（PBT）に分類されている（Brandt et al., 2016; ECHA, 2014）。
- UV-328 は、その化学構造に加水分解可能な部分を含まず、紫外線を吸収する特性を有しているため、加水分解、酸化、直接の光分解によって著しく劣化することはないと考えられる（ECHA, 2014）。

2.1. 室内実験データ

- UV-328 は容易に生分解されない。OECD 301 B に準拠した生分解性試験では、活性汚泥中で 28 日後に UV-328 の 2～8% が分解された（Ciba-Geigy, 1988）。

2.2. 野外実験データ

- 汚泥で改質した農業用土壌から UV-328 が消失することを確認した研究（Lai et al., 2014a）
 - 2006 年 5 月に北京の廃水処理場から脱水汚泥を回収し、その後、中国山東省にある fluvo-aquic 試験土壌に適用し、2 種類の処理が行われた。
 - ◇ 1 つ目の処理：2007 年 5 月に試験土壌に汚泥の改良剤を 1 回だけ散布
 - ◇ 2 つ目の処理：2007 年から 2010 年まで毎年 10 月 5 日に汚泥を散布
 - 試験土壌に散布された汚泥中の UV-328 初期濃度：108±2.6 ng/g
 - 対照土壌（汚泥の改良剤が適用されていない場所）中の UV-328：未検出
 - 2010 年 10 月から 2011 年 10 月まで、1 カ月ごとに土壌サンプルを採取し分析
 - 2011 年 1 月と 2 月のデータは、山東省の霜が降りる時期にサンプリングが困難だったため分析から除外し、2011 年 3 月から 10 月までのデータに対して動態曲線適合（dynamic curve fitting）を実施
 - UV-328 の土壌中半減期：179～218 日と推測
- 中国山東省で同じ種類の試験土壌を用いて、野外試験が 2006 年 10 月から 2011 年まで行われた（Lai et al., 2014b）。
 - UV-328 の土壌中半減期：99～223 日

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/4）に記載された情報。

取り消し線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

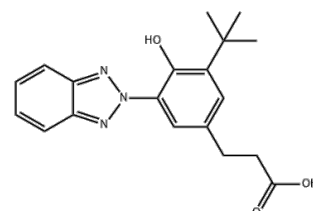
下線：事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献

- これらの値は、UV-328 が土壌中で難分解性であることを示す。
- 上記の野外試験での半減期には、揮発、土壌深層への溶出、表面流出などの分解以外の損失プロセスが含まれるため、実際の土壌中の分解半減期はさらに長くなると予想される。

2.3. 類似物質からのリードアクロスによる推定

- 堆積物及び水中の UV-328 に関するシミュレーション試験がないため、構造的に類似した物質である M1 (CAS No.84268-36-0) からのリードアクロスを実施して、堆積物中の UV-328 の半減期を推定した (ECHA, 2014)。



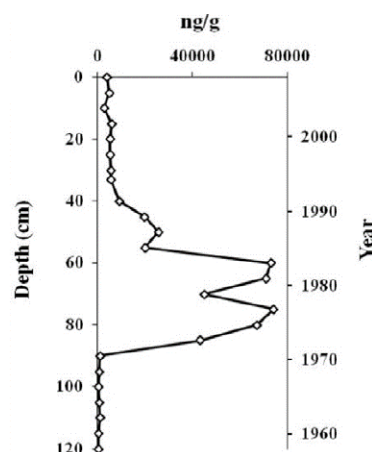
M1 の構造的

- 欧州化学物質庁のリードアクロス評価枠組み (the European Chemical Agency's read-across assessment framework) では、構造的に類似した物質 (共通の官能基によるものなど) を物質のカテゴリーとみなし、物質の同じカテゴリー内の対象物質 (UV-328 など) の情報を補うために、参照物質 (M1 など) についてリードアクロスを行うことができるとしているため、リードアクロスを行ったことの正当性は担保されている (ECHA, 2017)。
- M1 もフェノール性のベンゾトリアゾールであり、UV-328 との違いは、M1 が *n*-プロピオン酸基と *tert*-ブチル基を含むのに対し、UV-328 はフェノール基の 4 位と 6 位に 2 つの *tert*-ペンチル基を含む点のみである。
- プロピオン酸基は *tert*-ペンチル基よりも分解されやすいため、M1 の半減期は UV-328 よりも短いことが予想される (Brandt et al., 2016)。
- M1 に関するシミュレーション試験 (ECHA, 2014)
 - ◇ 池の系の堆積物相 (嫌気的条件) 半減期: 238 日
 - ◇ 池の系の堆積物相 (好気的条件) 半減期: 248 日
- UV-328 の堆積物中の半減期は少なくとも 238 日になると考えられる。

2.4. モニタリングデータ

- モニタリングデータから、UV-328 が堆積物コアに残留することを確認している。
- 米国ロードアイランド州ナラガンセット湾でモニタリング調査が実施された。
- 1970~1985 年にその湾の近隣の化学製品製造施設で UV-328 が製造されていた (Cantwell et al., 2015; Hartmann et al., 2005; Jungclaus et al., 1978; Lopez-Avila & Hites, 1980)。

- Cantwell et al. (2015) は、堆積物コアにおける UV-328 の最高濃度が 74 µg/g dw であり、これは近隣の施設で製造されていた 1976 年に相当する濃度であると報告した。
 - ◇ 近年 (製造終了後) に対応する表面付近の UV-328 の濃度は 3~6 µg/g dw であった。
- 同様の濃度傾向が報告されている (Hartmann et al. 2005)。



無印: リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/4) に記載された情報。

取り消し線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線: 事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献: 入手済み文献。無印の文献: 未入手の文献

- UV-328 は製造や環境への排出が終了してから数十年後でも、(嫌氣的な) 堆積物に残留することが明らかになった。

2.5. モデル推定

- 残留性のスクリーニングツールである EPI Suite の BIOWIN 4.10 モジュールから、UV-328 は Biowin3 において 2.054 のスコアであった。
 - Biowin3 は好気性環境 (開放系) における物質の最終的な生分解を推定するためのサブモデルで、Scheringer et al. (2012)、Rorije et al. (2011)、Boethling et al. (1995) に記載されている以下の式に基づいて、UV-328 の水中での半減期が 74 日、土壌での半減期が 136 日であることを推計。
 - ◇ $\text{Log } t_{1/2 \text{ water}} = -0.80 \times \text{score}_{\text{Biowin3}} + 3.51$
 - ◇ $t_{1/2 \text{ soil}} = 1.85 \times t_{1/2 \text{ water}}$
 - $t_{1/2 \text{ water}}$: 水中の半減期 (日)、 $t_{1/2 \text{ soil}}$: 土壌中の半減期 (日)
 - ◇ 1 つ目の式は、EPI Suite ユーザーガイドに記載されている半減期の値とスコアに基づいている (Scheringer et al., 2012)。
 - ◇ 2 つ目の式は、グラブサンプル研究から得られた生分解データに基づいており、淡水と表層土壌における好気性生分解の相対的な速度に着目している (Boethling et al., 1995)。
 - 水中での推定半減期は 74 日で、附属書 D の水中残留性の閾値である 2 ヶ月を超えている。

2.6. 結論

- UV-328 の分解半減期が、土壌中で 6 ヶ月、堆積物中で 6 ヶ月、水中で 2 ヶ月という附属書 D の閾値を超えているという証拠に基づき、UV-328 は残留性の基準を満たしている。

3. 情報の統合 (残留性に係る部分の抜粋)

- UV-328 は容易には生分解されず、実験及びモニタリングデータにより、UV-328 が土壌や堆積物に残留することが実証されている。
- 野外調査では、UV-328 は土壌中に残留し、その半減期は附属書 D の閾値である 6 ヶ月よりも大きいことが示されている。
- フェノール性のベンゾトリアゾール類の構造と類似した化合物とのリードアクロスにより、UV-328 の堆積物中での分解半減期は附属書 D の閾値である 6 ヶ月を超えることが示された。
- 過去に UV-328 の製造施設の近くで採取された堆積物コアのモニタリングデータによって確認されており、施設が物質の製造を停止してから数十年経っても UV-328 は堆積物コアに残留している。
- モデル推定の結果、UV-328 は水中では残留性があり、半減期は附属書 D の閾値である 2 ヶ月よりも大きいことがわかった。

無印: リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/4) に記載された情報。

取り消し線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線: 事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献: 入手済み文献。無印の文献: 未入手の文献

4. 引用文献

- Boethling, R. S., Howard, P. H., Beauman, J. A., & Larosch, M. E. (1995). Factors for intermedia extrapolation in biodegradability assessment. *Chemosphere*, 30(4), 741–752. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)00439-2](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)00439-2)
- Brandt, M., Becker, E., Jöhncke, U., Sättler, D., & Schulte, C. (2016). A weight-of-evidence approach to assess chemicals: case study on the assessment of persistence of 4,6-substituted phenolic benzotriazoles in the environment. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 1–14. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0072-y>
- Cantwell, M. G., Sullivan, J. C., Katz, D. R., Burgess, R. M., Bradford Hubeny, J., & King, J. (2015). Source determination of benzotriazoles in sediment cores from two urban estuaries on the Atlantic Coast of the United States. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 208–218. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.075>
- Ciba-Geigy (1988). Test for Ready Biodegradability of Tinuvin 328 in the Modified Sturm Test, OECD-Guideline No. 301 B.
- ECHA (2014). Member State Committee Support Document for Identification of 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-diterpentylphenol (UV-328) as a substance of very high concern because of its PBT/vPvB properties.
- ECHA (2017). Read-Across Assessment Framework.
- Hartmann, P. C., Quinn, J. G., Cairns, R. W., & King, J. W. (2005). Depositional history of organic contaminants in Narragansett Bay, Rhode Island, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 50(4), 388–395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.11.020>
- Jungclaus, G. A., Lopez-Avila, V., & Hites, R. A. (1978). Organic Compounds in an Industrial Wastewater: A Case Study of Their Environmental Impact. *Environmental Science and Technology*, 12(1), 88–96. <https://doi.org/10.1021/es60137a015>
- Lai, H. J., Ying, G. G., Ma, Y. B., Chen, Z. F., Chen, F., & Liu, Y. S. (2014a). Field dissipation and plant uptake of benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolid-amended soils. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 16(3), 558–566. <https://doi.org/10.1039/c3em00568b>
- Lai, H. J., Ying, G. G., Ma, Y. B., Chen, Z. F., Chen, F., & Liu, Y. S. (2014b). Occurrence and dissipation of benzotriazoles and benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolid-amended soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(4), 761–767. <https://doi.org/10.1002/etc.2498>
- Lopez-Avila, V., & Hites, R. A. (1980). Organic Compounds in an Industrial Wastewater. Their Transport into Sediments. *Environmental Science and Technology*, 14(11), 1382–1390. <https://doi.org/10.1021/es60171a007>
- Rorije, E., Verbruggen, E. M. J., Hollander, A., Traas, T. P., & Janssen, M. P. M. (2011). Identifying potential POP and PBT substances - Development of a new Persistence/Bioaccumulation-score.
- Scheringer, M., Stempel, S., Hukari, S., Ng, C. A., Blepp, M., & Hungerbühler, K. (2012). How many persistent organic pollutants should we expect? *Atmospheric Pollution Research*, 3(4), 383–391. <https://doi.org/10.5094/APR.2012.044>

資料 6

UV-328 の生物蓄積性等の概要

UV-328 の生物蓄積性等の概要

1. エグゼクティブ・サマリー（生物蓄積性に係る部分の抜粋）

- UV-328 は生物蓄積性と考えられ、魚類で実験的に求められた生物濃縮係数は 5000 を超える。
- このことは、最上位捕食者で高濃度になる野外の証拠により支持される。
- 加えて、人における UV-328 の緩慢な反応速度と低い代謝、並びに血中タンパク質への結合能は、本物質の人への潜在的な生物蓄積性を示す。

2. 生物蓄積性に関する情報

- UV-328 は、log KOW が 5 を超え、生物蓄積性を示す。
- 測定された生物濃縮係数（BCF）及び算出された生物蓄積係数（BAF）は附属書 D の基準である 5000 を超えており、代謝的変換速度は遅いことから、UV-328 が生物蓄積することが確認されている。
- 欧州の REACH 規制では、UV-328 は生物蓄積性と高生物蓄積性に分類されている(ECHA, 2014)。
- UV-328 の生物蓄積は、主に食物を経由して生物への摂取後に起こり、水界生態系においてその証拠がある。

2.1. 試験データ

- 水界生態系での UV-328 の生物蓄積はコイ(*Cyprinus carpio*)に対する 2 つの研究（OECD TG 305 C, 2000, 2007）で試験されている(ECHA, 2014, 2020a)。
- OECD TG 305 C, 2007 での研究（設定濃度 0.1、0.01 µg/L（実測濃度 0.102、0.0095 µg/L）で 60 日曝露）
 - BCF
 - ◇ 0.1 µg/L（40～60 日）：820～1,000 L/kg ww（脂質含量 5%補正：980～1190 L/kg ww）
 - ◇ 0.01 µg/L（40～60 日）：980～1,800 L/kg ww（魚体の平均脂質含量が 4.9%のため 5%補正しても有意に変動せず）
 - 排泄半減期（0.01 µg/L、0.1 µg/L（16 日））：33 日
 - ◇ 体重および成長速度の情報が未報告のため、BCF Estimation Tool (OECD, 2020)を用いた排泄半減期から BCF の逆算は困難
 - コイ魚体全体の濃度に加え、組織別の BCF も測定
 - ◇ 最大 BCF は内臓で、次いで頭部、外皮、可食部
- OECD TG 305 C, 2000 での研究（実測濃度 0.78、0.07 µg/L で 56 日以上曝露）(ECHA, 2014)
 - UV-328 は水溶解度< 1 µg/L の高度に疎水性の物質である(ECHA, 2014, 2020a)ことに留意すべきである。従って、高い曝露濃度 0.78 µg/L は、実際には水溶解度以上の可能性がある。よって、高い試験濃度での水中 UV-328 濃度の過大評価は、BCF 値の過小評価を導く可能性がある。そのため、低い方の曝露濃度の BCF のみを報告する。

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/4）に記載された情報。

取り消し線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線：事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献

- 0.07 µg/L での BCF
 - ✧ 脂質補正なし（6～8 週）：4,400～4,800 L/kg ww
 - ✧ 脂質含量 5%で補正：平均 5,500(5,200～6,600)L/kg ww（曝露終了時脂質含量不明のため曝露開始時脂質含量 4.2%を使用）
- 排泄半減期
 - ✧ 0.78 µg/L：26 日
 - ✧ 0.07 µg/L：24 日
- 上記 2 つのコイの研究で BCF 値の違いが一桁以内であったことは、比較的高い種内差と水溶解度の低い試験物質に関する課題を考慮することによって、部分的に説明することが可能である。
- 実験による BCF データの動態モデルに基づいて、UV-328 の代謝変換速度は低く、184-g の魚で代謝速度定数 0.01/day と計算される(ECCC and Health Canada, 2016)。
- BCF が水からの呼吸器経由曝露のみを考慮し、食餌摂取を考慮していないことに注意することが重要である。
- UV-328 の水溶解度は低く、水からよりも生物の摂食を通じて摂取される可能性が高いことから、本物質の生物蓄積の可能性を評価するための適切なパラメータは、代謝的変換を補正後の BAF とみなされるだろう。

2.2. モデル推定

- AQUAWEB モデル(v1.3)によると、栄養段階中位の魚類における UV-328 の BAF は、87,000 L/kg ww と推定され、本物質の食餌摂取を考慮した場合の水生生物での大きな経口生物濃縮係数(BMF)を示している(Arnot & Gobas, 2004; ECCC and Health Canada, 2016)。
- BCF 及び BAF の EPI Suite による推定でも、海洋食物網における UV-328 の生物蓄積性が予測されている(US EPA, 2012)。

2.3. 野外データ

2.3.1. 高次捕食者

- 1998 年から 2009 年の有明海のスナメリ(*Neophocaena phocaenoides*)で UV-328 のモニタリングを実施(Nakata et al., 2010)。
 - 脂肪組織中の平均濃度(n=5)：29 ng/g ww
 - 脂肪組織中濃度と脂肪組織の重量組成（平均 29%）に基づく全身の濃度：8.4 ng/g ww
 - 脂質含量 5%で補正した場合：1.9 ng/g ww
- これにより 2004 年から 2007 年に有明海で採取された小型魚類中濃度とこのスナメリ中濃度の比較ができるようになった(Nakata et al., 2009)。
- 脂質補正のスナメリ中 UV-328 濃度は小型魚類の 4 倍で、脂質非補正のスナメリ中 UV-328 濃度は小型魚類の 30 倍であった(Nakata et al., 2009, 2010)。

無印：リスクプロファイル案（UNEP/POPS/POPRC.17/4）に記載された情報。

取り消し線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線：事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献

- 数値は表 6 に示す。

表 6 有明海で採取されたスナメリ中及び小型魚類中の UV-328 濃度 (ng/g ww)

	脂肪組織 (脂質含量 80%)	全身	脂質補正 (5%脂質)	文献
スナメリ	29 ± 19	8.4 ± 5.5	1.9 ± 1.3	Nakata et al., 2010
小型魚類	-	0.25 ± 0.03	0.5 ± 0.2	Nakata et al., 2009

- スナメリの摂食行動と餌生物に基づく、スナメリでの UV-328 の生物蓄積のもっともらしい経路は栄養移行である：底生生物による底質からの摂取に始まり、スナメリの餌生物による底生生物の摂食で摂取し、スナメリによる餌生物の摂食で摂取する(ECHA, 2014)。
- 有明海のスナメリは、スズキ(*Lateolabrax japonicus*)、トラギス(*Parapercis sextasciata*)などの小型魚類、頭足類(例：イカ)、甲殻類(例：エビ)を捕食することが知られており(Shirakihara et al. 2008)、同海域ではこれらの生物に UV-328 が蓄積している(Nakata et al., 2009)。
- これらの野外データに基づく、UV-328 では最上位捕食者で高濃度になっていることが報告されている(ECHA, 2014)。
- スナメリ中の UV-328 モニタリングが長期間にわたって実施され、試料数が少ないこと、スナメリやその餌生物が異なる時期に採取されていることに注意すべきである。
- しかしながら、スナメリが 30 歳までは生息できており、生涯にわたって化学物質を蓄積することができることに注意すべきである。

2.3.2. 魚類

- UV-328 や他の紫外線吸収剤の生物蓄積性を評価する目的で、中国の珠江デルタで 9 種の野生の淡水性魚類と水を採取した研究(Peng et al., 2020)
 - UV-328 の低い検出頻度により、BAF は報告できず。
 - 生物相－底質蓄積係数(BSAF) (実測) : 1.36 ± 1.96
 - 食物連鎖増幅係数(TMF) (推定) : 1.2 ± 0.1
- BSAF と TMF が 1 を超えていることは、UV-328 が、汚染された底質への曝露によって生物蓄積する可能性や食物連鎖によって濃縮されている可能性をそれぞれ示している。

2.4. トキシコキネティクス

- 哺乳動物での生物学的利用能に関しては、Advanced Chemistry Development Inc. (ACD 社) のモデル Percepta¹により、UV-328 が小腸でイオン化されず、経口投与後は消化管である程度は吸収される見込みであることが予測されている(ECCC and Health Canada, 2016)。
- UV-328 の疎水性に基づき、肝臓が主な代謝器官と予測され、代謝物はほとんど腎臓を介して排泄される。
- このことは、資料 3－6 の反復投与毒性試験での結果と後述のヒトでのトキシコキネティク

¹ 化学構造から物理化学特性、ADME 特性、毒性エンドポイントを予測するモデル。

無印：リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/4) に記載された情報。

取り消し線：リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線：事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献：入手済み文献。無印の文献：未入手の文献

スにより支持される。

- REACH の規制文書によれば、生物による UV-328 の経皮摂取の可能性は低い(ECHA, 2020a)。
- 人における UV-328 の代謝や体内動態に関する最近の研究で、3 名の成人ボランティアに 0.3 mg/kg bw を経口投与している(Denghel et al. 2021)。
 - 72 時間後、投与量の約 0.1%だけが UV-328 と代謝物として尿から回収された。
 - 特定された代謝物のうち、2 物質が水酸基置換体、2 物質がオキシ基置換体で、1 物質が水酸基とオキシ基の両方の置換体であった。
 - 置換はフェノール部分の *tert*-ペンチル基で起こっていたが、ベンゾトリアゾール部分は変化しないままであった。
 - この研究でみられた緩慢な代謝は、脂肪中に貯蔵されている可能性のある UV-328 の再吸収を示しており、UV-328 やいくつかの代謝物の蓄積は、腎排泄との関連性の低さや遅い反応速度による反復的曝露シナリオで予測される可能性がある。
- 加えて、ヒト血漿中の最も豊富な輸送タンパク質のヒト血清アルブミンと様々なベンゾトリアゾール系紫外線吸収剤との構造活性相関の研究では、UV-328 がヒト血清アルブミンに結合することができ、立体構造変化の原因となることを発見している(Zhuang et al. 2016)。
- 低い代謝クリアランスと緩慢な尿排泄に結び付けられた、血中でのタンパク質との結合能は、物質の生物蓄積の可能性と程度を予測する良い因子とみなされる(Tonnelier et al. 2012)。
- そのため、Denghel et al. (2021)や Zhuang et al. (2016)による報告は、ヒトにおける UV-328 の生物蓄積性を示すものになる可能性もある。

2.5. 結論

- 結論として、コイで実験的に求められた 5000 超の BCF 値や 5000 超と推定された BAF 値は、UV-328 が生物蓄積性の基準を満たしていることを示す。
- このことは、スナメリやその餌生物で示された野外データによる最上位捕食者で UV-328 が高濃度になっているという指摘に加え、実測 BSAF が 1 を超えていることや、推定 TMF が 1 を超えていることにより、指示される。

3. 情報の統合（生物蓄積性に係る部分の抜粋）

- UV-328 は、log K_{OW} が 5 を超え、実験的に測定した BCF や推定される BAF が附属書 D の基準である 5000 L/kg ww を超えており、生物蓄積性がある。
- 実測 BSAF と推定 TMF が 1 を超えているとの報告もある。
- スナメリやその餌生物での野外データによれば、UV-328 は最上位捕食者で高濃度になると報告されている。

無印: リスクプロファイル案 (UNEP/POPS/POPRC.17/4) に記載された情報。

取り消し線: リスクプロファイル案に記載があるが、記載ミスと考えられる情報。

下線: 事務局による修正又は追加情報。

破線の下線の文献: 入手済み文献。無印の文献: 未入手の文献

4. 引用文献

- Arnot, J. A., & Gobas, F. A. P. C. (2004). A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(10), 2343–2355. <https://doi.org/10.1897/03-438>
- Denghel, H., Hiller, J., Leibold, E., & Göen, T. (2021). Human metabolism and kinetics of the UV absorber 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol (UV 328) after oral administration. *Archives of Toxicology*, 95, 2677–2690. <https://doi.org/10.1007/s00204-021-03093-1>
- ECCC and Health Canada (2016). Screening Assessment Report on Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)- (BDTP). https://www.ec.gc.ca/ese-ees/78FEE504-0718-4ECE-8C6E-126F1D4EF58D/FSAR_BDTP_EN.pdf
- ECHA (2014). Member State Committee Support Document for Identification of 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-diterpentylphenol (UV-328) as a substance of very high concern because of its PBT/vPvB properties. <https://echa.europa.eu/documents/10162/31f2c070-ad6f-4de9-b17d-402eedb05eac>
- ECHA (2020a). 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-diterpentylphenol Registration Dossier. REACH registration dossier. <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/5280/1/1>
- Nakata, H., Murata, S., & Filatreau, J. (2009). Occurrence and concentrations of benzotriazole UV stabilizers in marine organisms and sediments from the Ariake Sea, Japan. *Environmental Science and Technology*, 43, 6920–6926. <https://doi.org/10.1021/es900939j>
- Nakata, H., Shinohara, R. I., Murata, S., & Watanabe, M. (2010). Detection of benzotriazole UV stabilizers in the blubber of marine mammals by gas chromatography-high resolution mass spectrometry (GC-HRMS). *Journal of Environmental Monitoring*, 12(11), 2088 - 2092. <https://doi.org/10.1039/c0em00170h>
- OECD (2020). Section 3 Software: Environmental Fate and Behaviour (Softwares for TG 305 and TG 318). <https://www.oecd.org/chemicalsafety/testing/section-3-environmental-fate-behaviour-software-tg-305.htm>
- Peng, X., Zhu, Z., Xiong, S., Fan, Y., Chen, G., & Tang, C. (2020). Tissue Distribution, Growth Dilution, and Species-Specific Bioaccumulation of Organic Ultraviolet Absorbents in Wildlife Freshwater Fish in the Pearl River Catchment, China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39(2), 343–351. <https://doi.org/10.1002/etc.4616>
- Shirakihara, M., Seki, K., Takemura, A., Shirakihara, K., Yoshida, H., & Yamazaki, T. (2008). Food Habits of Finless Porpoises *Neophocaena phocaenoides* in Western Kyushu, Japan. *Journal of Mammalogy*, 89(5), 1248–1256. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-A-264.1>
- Tonneller, A., Coecke, S., & Zaldívar, J.-M. (2012). Screening of chemicals for human bioaccumulative potential with a physiologically based toxicokinetic model. *Archives of Toxicology*, 86(3), 393–403. <https://doi.org/10.1007/s00204-011-0768-0>
- US EPA (2012). Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows.
- Zhuang, S., Wang, H., Ding, K., Wang, J., Pan, L., Lu, Y., Liu, Q., & Zhang, C. (2016). Interactions of benzotriazole UV stabilizers with human serum albumin: Atomic insights revealed by biosensors, spectroscopies and molecular dynamics simulations. *Chemosphere*, 144, 1050–1059. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.085>

資料 7

クロルピリホスの残留性、生物蓄積性等に関する情報

クロルピリホスの残留性、生物蓄積性等に関する情報

本資料の見方

- 条約事務局ホームページに公表された EU からの提案文書（UNEP/POPS/POPRC.17/5）に関する文献情報をまとめ、提案文書に記載された情報は無印とした。
- 上記提案文書に記載されておらず INF 文書（UNEP/POPS/POPRC.17/INF/4）や文献等より補足として追加した情報は、下線を付した。
- 同文書において元文献等で確認して間違いと推察される記載内容を修正した部分について、~~取り消し線~~を付した。
- 本資料の引用文献において、~~破線の下線~~のあるものは、元文献を入手し、元文献より内容を確認済みのものである。

1. 残留性等に関する情報

- クロルピリホスは土壤中で好気的および嫌気的条件下で徐々に分解。水への溶解度が低く、土壌への結合力が高い。土壌や底質中のクロルピリホスはほとんど移動しない（Spain 2017a, 2017b、US EPA 2006）

1.1 水中、土壌中及び底質中での半減期等

1.1.1 水中での半減期等

- 14.6 日（推定値、北緯 20 度、真夏）（Jackson 1994）
- 80 年（推定値、北緯 60 度、真冬）（Jackson 1994）
 - 北緯 60 度の冬における半減期は、季節の変化を考慮しておらず、太陽光の強さが常に真冬の状態と変わらないことを仮定
- スイスのアールガウ州（Gassen 2015）
 - 21 日※、46 日※（池水、22℃、好気性）（OECD TG 309）
 - 12℃に標準化した場合、それぞれ 56.8 日、124.4 日
- イギリス（Swales 2003）
 - 45 日※（ウェールズのケレディジョンの汽水、22℃）
 - 35 日※（ウェールズのケレディジョンの沿岸水、12℃）
 - 75 日※（デボン州プリマスの 8 km 以上沖合海水、8℃）
 - 12℃に標準化した場合、それぞれ 59.8 日、35 日、51.3 日
- フランス北東部オーラン県ビーダータール（Caviezel 2015）
 - 2.78 日※（池水、21.5℃）
 - 2.92 日※（滅菌した池水、21.5℃）
 - 2.98 日※（池水、21.5℃）
 - 12℃に標準化した場合、それぞれ 6.8 日、7.2 日、7.3 日
※揮発による損失を考慮しておらず、半減期が過小評価されている可能性
- EPI Suite の揮発性モジュールにより推定された揮発による半減期
 - 10 日（河川）
 - 112 日（湖沼）

1.1.2 土壌中での半減期等

- 5.96～110.3 日（20℃、FOCUS（Forum of the Coordination of Pesticide Fate Models and their use）分解速度法）（Abu 2015）
 - 米国テキサス州、砂壤土/埴壤土（Clark 2013）
 - ◇ 5.96 日
 - ◇ 12.7 日（12℃に標準化）
 - 英国マンスフィールドカックニー、砂質土（Clark 2013）
 - ◇ 110.3 日
 - ◇ 235.4 日（12℃に標準化）

- 11～141 日 (Bidlack 1979)
 - 米国ミシシッピ州コマース、ローム土
 - ◇ 11 日
 - ◇ 37.7 日 (12°Cに標準化)
 - ドイツ、砂質ローム土
 - ◇ 141 日
 - ◇ 483.4 日 (12°Cに標準化)
- マレーシアサラワク州の粘土質赤黄色ポドゾル化土壌 (Chai 2013)
 - 224 日
 - 297.7 日 (12°Cに標準化)
- 気温が 10°C 下がると半減期が 2 倍になると推測 (Getzin 1981、Racke et al 1994)
 - 42 日 (35°C)、91 日 (25°C)、175 日 (15°C) (Getzin 1981)
 - 350 日 (北極) と予想 (Getzin, 1981)
- 土壌及び好気性/嫌気性によって半減期が異なる (Bidlack 1979)
 - 粘土質 : 107 日 (好気性)、51 日 (嫌気性)、58 日 (好気性/嫌気性)
 - ローム質土壌 : 11 日 (好気性)、39 日 (嫌気性)、15 日 (好気性/嫌気性)
- アルカリ土壌での加水分解、酸性土壌での加水分解及び生分解が進むと予想されるため、土壌中の水含有率が低いもしくは温度が低いと分解が進行しない。
 - 53.3～77 日 (湿潤土)、49.5～120 日 (乾燥土)、63～124 日 (含水土) (Chai et al 2013)
- 環境中におけるクロロピリホスの減少速度は揮発や土壌表面での光分解に影響される。
 - 5～89 日 (Fontaine 1987、Old 2002a, 2002b, 2002c)
- 高濃度でクロロフィリホスを使用される際に分解速度が減少することは、残留性によるものではなく、微生物への毒性影響であることが推測される。

1.1.3 底質中での半減期等

- OECD 308 の適用前に使用していた BBA Part IV Section 5-1 による水-底質での分解試験 (Reeves and Mackie 1993)
 - 試験系全体の半減期
 - ◇ 砂質ローム系 : 22 日
 - ◇ 粘土質ローム系 : 51 日
 - 水層での消失はより速い
 - ◇ 砂質ローム系 : 3 日
 - ◇ 粘土質ローム系 : 6 日
- シルト粘土質ローム : 30.5 日 (水及び底質) (Kennard 1996)
- イギリスの湖の底質 : 30.7 日、58 日 (水及び底質、20°C、暗室下) (Kang 2015, Abu 2015)
- 米国カリフォルニア州南部の都市部、入り江の底質 (2 地点) (Bondarenko and Gan 2004)
 - 好気性 : 20.3 日、23.7 日
 - 嫌気性 223 日、57.6 日

- 米国カリフォルニア州の水路及び人工湿地 (Budd et al 2011)
 - 好気性：58 日 (水路)
 - 嫌気性：144 日 (水路)、44 日 (人工湿地)
- ブラジルの湿地帯での挙動を調査するための 50 日間のマイクロコズム試験 (並行して室内実験を実施) (Laabs et al 2007)
 - 水系マイクロコズム：7.0 日 (マイクロコズム)、1.9 日 (実験室)
 - 水-底質系マイクロコズム 36.9 日 (マイクロコズム)、12.2 日 (実験室)
 - 水-底質系マイクロコズムでの水相：16 日 (マイクロコズム)、3.2 日 (実験室)
- 振とうフラスコスクリーニング試験 (Walker 1984)
 - 18 日、25 日 (滅菌前の底質)
 - 17 日、39 日 (滅菌後の底質)
- 海水-底質の試験 (Schimmel et al 1983)
 - 半減期：24 日
 - ホルマリンで滅菌された底質ではクロルピリホスの分解が確認されず、微生物による分解を示唆
- 湖の底質：150～200 日 (Dow Chemical Company, Racke 1993)
- クロルピリホスは底質や懸濁物質に強く吸着 (Dabrowski et al 2002; Gebremariam et al 2012; Readman et al 1992)
 - 吸着することで分解過程に大きな影響を与える可能性や、微生物における吸着物質の利用可能性が低下
 - クロルピリホスの吸着は、土壌や底質の有機炭素含有量と強い相関関係がある。その吸着係数は土壌中で 2 桁に及ぶ。
 - 有機炭素で標準化したクロルピリホスの分配係数 (K_{oc})
 - ◇ 土壌：8,163 (平均値)、7,227 (中央値)
 - ◇ 底質：13,439 (平均値)、15,500 (中央値)
- 地表水から揮発可能なクロルピリホスの量は、堆積物の吸着により減少 (ATSDR 1997)
 - クロルピリホスは土壌コロイドに強い親和性があり、有機炭素-水分配係数 (K_{oc}) は 973～31,000 (Felsot and Dahm 1979; Kenaga 1980; P. J. McCall et al 1980)
 - 環境の水生態系におけるクロルピリホスは浮遊物や堆積物に強く吸着し、この過程で多量のクロルピリホスが水から粒子状物質に移行される可能性が示唆
 - 地表水に含まれるクロルピリホスの濃度が非常に低いという研究報告もある。

1.2 その他の残留性に関する情報

1.2.1 生分解性

- (事務局注：提案文書に記載なし)

1.2.2 加水分解での半減期

- 1.5～142 日 (pH 5-9、水道水及び自然水中) (Racke 1993)

- 46 日（算術平均値）、29 日（幾何平均値）（Mackay et al. 2014）
 - 16～210 日（pH<5）
 - 0.1～10 日（pH>9）
 - 銅イオンの存在により半減期が増加、懸濁態の存在により半減期が減少
- 16 日（pH 9、25℃）（P.J. McCall 1986）
- 16 日（pH 9、25℃）（guideline EPA Sub. N 161-1; source: Dow、WHO 2009）
- 24 日（pH 9、30℃）（guideline EPA test method CS5000; source: Makhteshim、WHO 2009）
- 23.1 日（pH 8.1、25℃）（Meikle and Youngson 1978）
- 72 日（pH 7、25℃）（guideline EPA Sub. N 161-1; source: Dow、WHO 2009）
- 約 72 日（pH 7 未満）（P.J. McCall 1986）
- 35.3 日（pH 6.9、25℃）（Meikle and Youngson 1978）
- 72 日（pH 5、25℃）（guideline EPA Sub. N 161-1; source: Dow、WHO 2009）
- 62.7 日（pH 4.7、25℃）（Meikle and Youngson 1978）
- 15.75 日（pH 4.7、35℃）（Meikle and Youngson 1978）

1.2.3 光分解での半減期

- 30 時間（光照射下）、28.5 時間（遮光下）（Havens et al. 1992）
- 7.2 日（直接的な光分解）、2.9 日（間接的な光分解）（Adam 2015）
 - 北緯 30～50 度の夏の自然太陽光を想定
 - 水相からの揮発を完全には抑制できなかった
- 水性緩衝液（pH5）中での人工光源による光分解（P.J. McCall 1986）
 - 52 日
- 9.4～15.6 日（実測値、加水分解補正後）、7.8-11.0 日（実測値、加水分解補正なし）（Meikle et al. 1983）
- 純水及び河川水による半減期の違い（Dilling 1984）
 - 純水：31～43 日（推定値、夏季）、345 日（推定値、冬季）
 - 河川水：980 日（推定値、夏季、米国南東部の河川水 10 地点より算出）

1.2.4 農業用途又はシロアリ防除での使用された土壌における半減期

- 1.1～1,576 日（Giesy et al 2014）
- 最大の半減期はシロアリ防除のために 1,000 mg/kg で使用された土壌（Racke 1993）
 - 一般的な農業使用量（10 mg/kg）から都市部でのシロアリ駆除での使用量（1,000 mg/kg）に増加するにつれ、半減期も長くなることが観測
- クロルピリホスの分解速度は土壌中の初期濃度が高いほど遅くなり、対数関数に従う（Murray et al 2001）。
 - 10 mg/kg 使用時平均値：41 日
 - 100 mg/kg 使用時平均値：155 日
 - 1,000 mg/kg 使用時平均値：385 日

- 315～462 日（初期濃度 1,000 mg/kg、遮光下、25℃、最大含水率 60%）
- 実験開始から 2 か月間で速い分解が確認され、その後分解速度が低下し、一次反応速度に従った
- 一部のクロルピリホスの減少は、揮発によるものであると推定
- 揮発によるクロルピリホスの半減期の影響（Baker and Bellamy 2006）
 - 被覆されていない区画：3 か月未満（1 年で 75%以上消失（1,420 µg/kg→315 µg/kg））
 - 被覆された区画：約 365 日（1 年で約 49%消失（1601 µg/kg→813 µg/kg））
- インドの沖積土、28℃、3 区分の散布量（1 kg/ha、10 kg/ha、100 kg/ha）（Sardar and Kole 2005）
 - 20～37 日

1.2.5 その他

- 土壌浸出試験（カラム試験）（Reeves and O'Connor 1994a, 1994b; Pike and Getzin 1981, Racke 1993, Fenoll et al 2011; Rani et al. 2014）
 - クロルピリホスは土壌中で挙動せず、地下水に溶出する可能性は低いことを示唆
- 地下水での検出例
 - トルコ地中海沿岸では、地下水及び地表水の大多数から検出（Tuncel et al 2008）
 - ブラジルのリオグランデ・ド・スル州では、表流水よりも飲用井戸からの検出頻度が高い（Bortoluzzi et al 2007）
 - オーストラリアでは、多くの井戸から検出（Wightwick and Allinson 2007）
- Gebremariam らのモデル予測から、土壌や底質が水にさらされた状態でクロルピリホスが継続的に脱着すれば、固相のクロルピリホスは最終的に水相に分配されることを示唆。クロルピリホスは吸着性が高いために溶出性は低い、汚染された土壌や底質は長期的な二次汚染源となる可能性あり（Gebremariam et al 2012）。
- クロルピリホスが懸濁した底質と強く吸着することは、水環境における潜在的な移動経路を示しており、井戸や海洋堆積物でクロルピリホスが検出された報告を裏付けている。これは吸着したクロルピリホスが土壌や水中よりも底質中により残留するからである（Gebremariam et al 2012; Readman et al 1992; Tuncel et al 2008）。
- 北極圏のモニタリングデータは、クロルピリホスが遠隔地に長距離移動することを示す。クロルピリホスの分解は温度に依存するため、北極圏ではより長期にわたって残留すると考えられる。（長距離移動性の資料参照）
 - 北極圏、多くの媒体からクロルピリホスが頻繁に検出
 - 北極や亜北極の湖の年代物の堆積物コアから検出（Landers 2008）
 - ◇ これらの堆積物中の濃度は低いが、クロルピリホスの局所的な使用に由来するものではなく、数十年前までさかのぼることができる。
 - ◇ これは堆積物中のクロルピリホスの残留性を示す。

1.2.6 結論

- 水中での半減期が2ヶ月以上であり、残留性の基準を満たす。
 - 様々な温度条件下での半減期：242.78～75日
 - 12℃で標準化（温帯地域の環境条件を反映）した場合：6.8～124日
- 土壌中の半減期は報告例のうち約半数において、12℃で標準化された半減期が6ヶ月を超えるため、土壌中での残留性の基準を満たす。
（事務局注：報告例はINF文書に記載あり）
- 使用量が多い（100-1,000 mg/kg）時、クロルピリホスの分解性が低下するのは、残留性によるのではなく、微生物への毒性影響があることによると推測される。
 - 農業用途の使用量（100 mg/kg 以下）における半減期
 - ◇ 様々な温度条件下で6～224日
 - ◇ 12℃に標準化した場合12.7～483日
- 実験室における好気性での底質分解試験で報告された半減期は、ストックホルム条約のスクリーニング基準である180日（6ヶ月）を下回った。
- 嫌気的な条件下での半減期の値は好気性条件より長く、基準を超えた研究報告もあった。
- クロルピリホスは底質に強く吸着し、長期間にわたって残留し、底質と一緒に流出する傾向（Dabrowski et al 2002; Readman et al 1992）。
 - ◇ 底質に強く吸着した部分は微生物に利用されない可能性があるため、井戸や海洋堆積物からクロルピリホスが検出されることが示唆。
 - クロルピリホスが頻繁に検出されるのは、広く使用されていることもあるが、底質に吸着している場所や温度が低い場所では残留性が高いことも起因していると推測
- 環境中での半減期は、散布量、生態系の種類、土壌や堆積物の特性、温度などの他の環境要因により数日から数年（Gebremariam et al 2012）
- 北極圏でのモニタリングデータから、クロルピリホスは長距離で遠隔地に移動することが示唆される。
 - 分解は温度に依存するため、極域では長期にわたって残留することが予想
 - 北極圏ではあらゆる媒体からクロルピリホスが頻繁に検出
 - 北極や亜北極の湖の年代物の堆積物コアからも検出（Landers, 2008）。
- 上記の理由からクロルピリホスは一部の環境でストックホルム条約の残留性の基準を満たすと結論付けられた。

2. 生物蓄積性等に関する情報

- 米国、カナダ、オーストラリア、欧州で行われた規制に基づく評価では、本物質の BCF は 5,000 未満で中程度の生物蓄積性であると判定されている。大多数の魚類試験で BCF が 2,000 未満であるが、これらの試験の低濃度用量で毒性影響が引き起こされている。毒性は他の水生生物、鳥類、哺乳類、ヒトでも見られている。

2.1 室内実験

2.1.1 オクタノール/水分配係数 (Kow)

- log Kow : 4.7~5.2 (POPRC.17/INF/4, table 1)
 - 4.7 (20°C、pH 中性) (EC 2005)
 - 5.0 (24.5°C、純度 98%) (WHO 2009)
 - 4.96~5.11 (20°C) (Gebremariam et al. 2012)
 - 5.2~5.267 (25°C) (Gebremariam et al. 2012)

⇒水生生物での生物蓄積性の可能性を示す。

2.1.2 オクタノール/大気分配係数 (Koa)

- log Koa : 8.3~8.9 (POPRC.17/INF/4, table 1)
 - 8.882 (推定値) (US EPA 2012)
 - 8.34 (Mackay et al. 2014 で引用)

⇒空気呼吸生物での生物蓄積性の可能性を示す。

2.1.3 生物濃縮係数 (BCF)

- クロルピリホスの魚類での生物蓄積性は、多くの種、成長段階、曝露シナリオで調査されている。その BCF の範囲は広いが、多くの調査が十分に妥当とは考えられない。
- 提案文書におけるすべての生物濃縮試験は、POPRC.17/INF/4, table 8 に取りまとめている。
- EU 承認のための評価報告書案で重要な BCF (Spain (2017b)で要約された報告書 No ES-928 (J42))
 - ニジマスに 0.3 µg/L の流水式で 30 日間曝露、定常状態に到達、浄化期間 16 日 (EPA ガイドライン No.72-6、165-4 準拠) (成長希釈補正と脂質含量の標準化は未実施)
 - ◇ BCF : 1,374 ± 321
- 魚類のエレウテロ胚¹で高い生物蓄積の報告あり
 - ゼブラフィッシュに 1、10 µg/L の半止水式で 48 時間曝露、浄化 24 時間、脂質含量の標準化あり (El-Amrani et al. 2012)
 - ◇ 動的生物濃縮係数 (BCF_k)² : 3,548、6,918

¹ 孵化しているが、まだ自由に摂餌できない胚をいう。卵黄嚢仔魚、前期仔魚とほぼ同義。

² 通常の BCF の算出方法 (定常状態での魚体中濃度(C_f)と水中濃度(C_w)を用いて C_f÷C_w で算出した BCF_{ss})ではなく、BCF_k=取込速度定数(k₁)÷排泄速度定数(k₂)で求められる BCF。試験魚中の化学物質濃度が定常

- メダカ(Alharbi et al. 2017)
- ◇ BCF_k : 2,187

2.1.4 生物相－底質蓄積係数 (BSAF)

- 貧毛類(*Lumbriculus variegatus*)に 10 日間 0.06~1.1 µmol/kg 乾重の 4 濃度で曝露 (定常状態に未達のため生物蓄積性を過少評価している可能性あり) (A-Jantunen et al. 2008)
 - フィンランド東部の湖より、特性の異なる 4 種類の底質を使用
 - 4 種類の底質での生物濃縮性パラメータ
 - ◇ BAF : 1.8~57
 - ◇ BAF_k : 3.1~49
 - ◇ 生物相－底質蓄積係数 (biota-sediment accumulation factor ; BSAF) : 6.2~99
 - この BSAF は高い生物蓄積性を示す(ECHA 2017)³

2.1.5 生物蓄積係数 (BAF)

- ミミズ(*Eisenia Andrei*)に OECD 317 の試験計画に従って 5 mg/kg 乾重で曝露、定常状態で測定 (ガンマ線で殺菌した土壌と通常の土壌) (Svobodová et al. 2018)
 - 殺菌土壌の BAF : 6.34 ± 1.30
 - 通常土壌の BAF : 4.51 ± 0.76

2.1.6 中程度の生物蓄積性と毒性の関連性

- ファットヘッドミノー(Jarvinen et al. 1983)
 - BCF : 1,673 ± 423
 - 全濃度区で毒性影響あり : 2.68 µg/L で死亡、1.21 µg/L で成長低下、0.12 µg/L で繁殖低下
- ファットヘッドミノーに 0.12~0.83 µg/L で曝露、脂質含量の標準化あり(J-Eaton et al. 1985)
 - BCF : 1,150
- シルバーサイド (Menidia 属魚類) の 2 種-3 種の発生初期 (胚形成期から約 3 週間又は外因性栄養摂取期まで) に 0.48 から 1.8 µg/L、0.28 から 0.75 µg/L の範囲で曝露 (Goodman et al. 1985b)
 - BCF : 最大 580
 - 1、2 µg/L で大きな死亡率
 - 有害影響のない曝露区での胚と孵化魚の合計生存率の平均 : 51%、69%、81%
- グルニオン(*Leuresthes tenuis*)の発生初期 (2.5 日齢から 9 日間)、稚魚期 (孵化から 26 日間) に曝露 (Goodman et al. 1985a)

状態に達していない場合、あるいは BCF_k について成長希釈補正を行った場合は、BCF_{ss} と乖離が生じる可能性がある。

³ ECHA の PBT/vPvB 評価ガイダンスによると、logK_{ow}=4.5 の物質の場合、脂質及び有機物含量で標準化した BSAF が、2 以上なら BCF が 2000 以上、5 以上なら BCF が 5000 以上と推定。

- BCF : 最大 1,000
- 0.63 ± 0.11 µg/L から 2.8 ± 0.48 µg/L で大きな死亡率や体重減少
- シーブスヘッドミノー(*Cyprinodon variegatus*)の発生初期 (2.5 日齢から 9 日間)、稚魚期 (孵化から 26 日間) に曝露 (Cripe et al. 1986)
 - BCF : 最大 1,000
 - 3.0 µg/L 以上で体重減少や死亡率上昇
- ガルフトードフィッシュ(*Opsanus beta*) (ガマアンコウ科) の発生初期に 49 日間曝露 (Hansen et al. 1986)
 - BCF : 最大 5,100 (曝露濃度の上昇とともに BCF も上昇)
 - $483.7 \sim 150$ µg/L で体重減少、150 µg/L で大きな死亡率生存率の有意な低下
- 上記の試験で示されたように、1.21 µg/L という低濃度曝露区で魚類への毒性がみられる。このことは、ニジマスに Dursban (クロルピリホスの商品名) を曝露した試験で 96 時間 LC50 が 8 µg a.s./L となった EU の更新評価報告書(Spain 2017)により支持される。
- 加えて、クロルピリホスの SSD を用いた魚類の HC₅-LC50 は 0.812 µg a.s./L と算出されている(Giesy et al. 2014)。
- 魚に加えて、他の水生種でもクロルピリホスへの感受性が高い。
 - オオミジンコ(*Daphnia magna*)の EC50 : 0.1 µg/L (Spain 2017)
 - アフリカツメガエル(*Xenopus laevis*)の 96 時間 LC50 : 564 µg/L (Richards & Kendall 2002)
- 陸上種への毒性も示されている。
 - ミツバチへの Drusban の接触毒性(Bell 1994)
 - ◇ LD50 : 0.068 µg a.s./個体
 - コリンウズラ(Spain 2017)
 - ◇ LD50 : 39.24 mg a.s./kg bw
 - 急性経口 LD50 (European Commission 2005)
 - ◇ マウス : 64~71 mg a.s./kg bw
 - ◇ ラット : 66~192 mg a.s./kg bw

2.2 生物蓄積性に関連するモニタリングデータ

- クロルピリホスは、極域を含む世界中の様々な生物試料から検出されている。

2.2.1 地衣類、植物

- 西部大気汚染物質評価プロジェクト(WACAP)⁴において、米国西部の国立公園及び準国立公園でクロルピリホスの濃度が測定された(Landers 2008)。

⁴ 合衆国西部国立公園における大気汚染物質の野生生物への影響を評価するプロジェクト。

- 地衣類：1.57～19.83 ng/g lw
- セコイア国立公園のエメラルド湖集水域のコントロールマツ(*Pinus contorta*)とコロラドモミ(*Abies concolor*)の1年目と2年目の針葉
 - ◇ クロルピリホス濃度の時間に依存した増加を示す
 - ◇ 1年目のモミの針葉：未検出
 - ◇ 古いモミの針葉：平均 19.7 ng/g lw
 - ◇ 1年目のマツの針葉：平均 11.6 ng/g lw
 - ◇ 2年目のマツの針葉：平均 20.5 ng/g lw

2.2.2 動物プランクトン

- 2003年と2004年にオンタリオ州の3つの遠隔地にある内陸湖の動物プランクトン（250 μm ネットで採集）からクロルピリホスが検出された(Kurt-Karakus et al. 2011)。
 - BAF（脂質）：3,300
 - 各湖のBAF中央値（脂質）：270～16,200
 - 最大BAF（脂質）：117,000
 - プランクトンに基づく生物蓄積性の不確実性は、高い表面積－容量比を根拠にしている。吸着が起こっている可能性があり、それにより生物蓄積性の値が歪められている。

2.2.3 水生哺乳類

- 1997年と1998年に米国のカリフォルニア州とアラスカ州で捕獲されたラッコ亜種の複数未同定種(*Enhydra lutris* ssp.) (n=40) をキャピラリーガスクロマトグラフィー法で分析（回収率>90%、検出下限値 4 ng/g lw）(Jessup et al. 2010)
 - 血漿中の脂質：0.6～1%
 - アラスカ州：未検出
 - カリフォルニア州：<4～342.6 ng/g lw
 - 3箇所の捕獲場所による有意差あり
- 2005年に米国ニュージャージー州で捕獲したカワウソ(*Lontra canadensis*)を質量分析法により分析(Stansley et al. 2010)
 - 検出頻度：20 検体／32 検体
 - 平均（95%信頼区間）：0.78（0.62 – 1.50）ng/g ww
 - 最大：6.91 ng/g

2.2.4 鳥類

- 2011年の冬季にアルゼンチンのパタゴニア大陸棚のマユグロアホウドリ(*Thalassarche melanophris*) (n=23)、マダラフルマカモメ(*Daption capense*) (n=19) の羽を GC 法で分析（回収率>90%、検出下限値 0.08～0.33 ng/mL）(Adrogué et al. 2019)
 - クロルピリホスがすべての物質のなかで最高の濃度
 - 雄アホウドリ：58.64 ± 27.31 ng/g

- 雄カモメ : 84.88 ± 50.57 ng/g

2.2.5 食物連鎖

- カナダのヌナブト準州のバサースト地域における植生－カリブーオオカミの食物連鎖での報告（全濃度がブランク補正し、脂質含量等量で標準化し、幾何平均±標準偏差(ng/g lw)で表示）(Morris et al. 2014)
 - ◇ 生物相の回収率 : $52 \pm 17\%$
 - ◇ 最小検出下限値(MDL) : 植物 0.18 ng/g lw、カリブー 0.13 ng/g lw、オオカミ 0.054 ng/g lw
 - ◇ MDL 超の検出率 : 地衣類や緑色植物 50%、キノコ類 80%
- 地衣類 : 0.25 ± 0.21 ng/g lw
- 緑色植物（柳、コケ、イネ科植物） : 0.24 ± 0.088 ng/g lw
- キノコ類 : 0.85 ± 0.52 ng/g lw
- カリブー(n=5) : 0.40 ± 0.16 ng/g lw（特に筋肉に検出され、肝臓では未検出）
- オオカミ(n=1) : < MDL
- 2007 年、2008 年、2010 年にカナダ北極圏のヌナブト準州の 3 海域（バロー海峡、レイ海峡、カンバーランドサウンド）でホッキョクグマとワモンアザラシの食物連鎖を調査（濃度は、ブランク補正し、脂質含量で標準化し、幾何平均（95%信頼区間）ng/g lw で表示）(Morris et al. 2016)
 - ◇ 生物相の回収率 $52 \pm 17\%$ 、MDL 未報告
 - 全海域のプランクトンで検出
 - ◇ 全海域の MDL 超の検出率 : 25~100%
 - ◇ バロー海峡 : 0.41 (0.33–0.51) ng/g lw
 - ◇ レイ海峡 : 0.33 (0.11–0.95) ng/g lw
 - ◇ カンバーランドサウンド : 1.1 (0.010–131) ng/g lw
 - カンバーランドサウンドのホッキョクイワナ(*Salvelinus alpinus*)とカラフトシシャモ(*Mallotus villosus*)
 - ◇ MDL 超の検出率 : 80%、40%
 - ◇ 0.11 (0.013–0.93) ng/g lw、0.31 (0.017–5.5) ng/g lw
 - バロー海峡のワモンアザラシ(n=2) : 0.022、0.038 ng/g lw
 - 3 海域のホッキョクグマ
 - ◇ 脂質から最も恒常的に検出され、MDL 超の検出率は > 75%
 - ◇ バロー海峡 : 0.022 (0.013–0.035) ng/g lw
 - ◇ レイ海峡 : 0.032 (0.013–0.076) ng/g lw
 - ◇ カンバーランドサウンド : 0.016 (0.0078–0.033) ng/g lw

2.2.6 血液

- インドのジャウンブルのゴムティ川付近で魚類、鶏、ヤギ、ヒトの血液(n=5)を採取し、ガ

ス液体クロマトグラフィーで分析(Singh et al. 2008)

- ◇ 回収率 93.02~95.5%、検出下限 0.1 ppb
- 魚類：150 ppb（リンデンと類似の濃度レベル）
- 鶏：80 ppb（同じ試料のアルドリン濃度と同等レベル）
- ヤギ：70 ppb（同じ試料のアルドリン濃度と同等レベル）
- ヒト：40 ppb（同じ試料のアルドリン濃度と同等レベル）

2.2.7 母乳

- 2002~2007 年に米国カリフォルニア州の農業地域（サリーナス 13 人）及び都市部（サンフランシスコ 21 人）の女性の母乳を採取(Weldon et al. 2011)
 - 都市部の全試料から検出
 - 都市部の平均（最小~最大）濃度：40.5 (12.9~223) pg/g milk
 - 農業地域の平均（最小~最大）濃度：139 (12.8~1,070) pg/g milk
- パキスタンの女性の母乳（回収率 85~100%、検出下限値は不明）(Sheikh et al. 2014)
 - 綿の摘み取り作業員(n=20)：検出率 55%、0.001~0.04 ppm
 - 唐辛子栽培者(n=20)：検出率 40%、0.0002~0.15 ppm
 - オクラの摘み取り作業員(n=20)：検出率 45%、0 to 0.048 ppm
 - エジプトクローバーや小麦の収穫作業員(n=20)：検出率 30%、0.001~0.005 ppm
- 2011 年 9 月~12 月にインドのパンジャブ州の農業地域の女性の母乳(n=53)を採取して分析(Bedi et al. 2013)
 - 検出率：5.7%
 - 平均濃度：1,664.2 ng/g lw
 - 同地域での最初のヒト母乳の検出であり、現在の本農薬のインドにおける大量使用への転換によって説明可能である。
 - 3 人の母乳で、EFSA (2014)で設定した乳幼児の ADI (0.001 mg/kg bw) を超過
- インドのボーパール⁵の女性の母乳(n=12)を分析（検出下限 0.01 mg/kg）(Sanghi et al. 2003)
 - 全試料で検出
 - 平均± SE (範囲)：0.230 ± 0.024 (0.085~0.355) mg/kg
 - 1 日あたり母乳 500 mL の消費⁵で、乳幼児の ADI を 41 倍超過

2.2.8 有害性

- 妊娠時のクロルピリホスの曝露は、子どもの神経発達に対する重篤な有害影響につながる。
- 有害性の項で議論しているように、動物試験と疫学研究によりクロルピリホスの発達神経毒性が確認されている。
- 従って、妊娠女性や新生児への母乳経由での曝露は、深刻な懸念を引き起こす。

⁵ 日本人の食事摂取基準（2020 年版）によると、乳児の食事摂取基準で使われている哺乳量は、生後 0 日目~5 か月で 0.78 L/日、6~8 か月で 0.60 L/日、9~11 か月で 0.45 L/日である。

2.3 結論

- クロルピリホスの log Kow は、潜在的な生物蓄積性を示している。
- log Kow > 2 と log Koa > 5 の組み合わせは、空気呼吸生物における潜在的な生物蓄積性を示している。
- クロルピリホスは、次世代を懸念するレベルで、遠隔地のさまざまな栄養段階の生物相、世界中の最上位捕食者およびヒト母乳で検出されている。
- 入手可能な現在のデータに基づくと、BCF が 5000 超であるとは結論付けられない。魚類における非常に多くの BCF は中程度の生物濃縮性を示している。しかし、高い毒性と相まって、中程度の生物蓄積性でさえ、有害な影響を引き起こすような体内濃度になる可能性があり、それは深刻な懸念である。
- 魚類や、無脊椎動物、両生類、鳥類、哺乳類などの他の種での高い毒性に加えて、中程度の BCF と土壤生物に対する 6 を超える BSAF に基づいて、クロルピリホスは附属書 D の生物蓄積性の 2 番目の基準 (ii)「他の生物における高い生物蓄積性や生態毒性を示す根拠」を満たしている。
- 上記の理由に基づき、クロルピリホスは全体としては生物蓄積性の基準を満たしていると結論付ける。

引用文献

【残留性】

- Abu, A. (2015). Aerobic soil degradation kinetic assessment of chlorpyrifos and its metabolites TCP and TMP: DAS Report No. 150806. Cambridge Environmental Assessments
- Adam, D. (2015). [14C]Chlorpyrifos – Aqueous Photolysis in Buffer Solution at pH6 and in Natural Water. DOW.
- ATSDR. (1997). Toxicological Profile for Chlorpyrifos. Atlanta, Georgia: Agency for Toxic Substances and Disease Registry Retrieved from <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp84.pdf>
- Baker, P. B., & Bellamy, D. E. (2006). Field and Laboratory Evaluation of Persistence and Bioavailability of Soil Termiticides to Desert Subterranean Termite *Heterotermes aureus* (Isoptera: Rhinotermitidae). *Journal of Economic Entomology*, 99(4), 1345–1353. doi:10.1093/jee/99.4.1345
- Bidlack, H. D. (1979). Degradation of chlorpyrifos in soil under aerobic, aerobic/anaerobic and anaerobic conditions. Dow Chemical, Midland, MI. Unpublished Report.
- Bondarenko, S., & Gan, J. (2004). Degradation and sorption of selected organophosphate and carbamate insecticides in urban stream sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(8), 1809–1814. doi:10.1897/03-344
- Bortoluzzi, E. C., Rheinheimer, D. S., Gonçalves, C. S., Pellegrini, J. B., Maroneze, A. M., Kurz, M. H., . . . Zanella, R. (2007). Investigation of the occurrence of pesticide residues in rural wells and surface water following application to tobacco. *Química Nova*, 30(8), 1872-1876.
- Budd, R., O'geen, A., Goh, K. S., Bondarenko, S., & Gan, J. (2011). Removal mechanisms and fate of insecticides in constructed wetlands. *Chemosphere*, 83(11), 1581–1587. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.01.012
- Caviezel, A. (2015). [14C]Chlorpyrifos – Aerobic Mineralisation in Surface Water – Simulation Biodegradation Test. Innovative Environmental Services (IES) Ltd, Switzerland.
- Chai, L.-K., Wong, M.-H., & Bruun Hansen, H. C. (2013). Degradation of chlorpyrifos in humid tropical soils. *Journal of environmental management*, 125, 28–32. doi:10.1016/j.jenvman.2013.04.005
- Clark, B. (2013). The environmental fate of the 3,5,6-trichloro-2-pyridinol (TCP) metabolite as generated in the aerobic degradation of chlorpyrifos in four soils: ab Study No. 68425; DAS Study No. 120571. ABC Laboratories Inc.
- Dabrowski, J. M., Peall, S. K. C., Reinecke, A. J., Liess, M., & Schulz, R. (2002). Runoff-Related Pesticide Input into the Lourens River, South Africa: Basic Data for Exposure Assessment and Risk Mitigation at the Catchment Scale. *Water, Air, & Soil Pollution*, 135(1), 265–283. doi:10.1023/a:1014705931212
- Dilling, W. L. (1984). Quantum yields for o,o-diethyl o-(3,5,6-trichloro-2-pyridinyl) phosphorothioate (chlorpyrifos) and 3,5,6-trichloro-2-pyridinol in dilute aqueous solutions and their aquatic environment phototransformation rates. DOW.
- Felsot, A., & Dahm, P. A. (1979). Sorption of organophosphorus and carbamate insecticides by soil. *Journal of agricultural and food chemistry*, 27(3), 557–563.
- Fenoll, J., Ruiz, E., Flores, P., Hellín, P., & Navarro, S. (2011). Reduction of the movement and persistence of pesticides in soil through common agronomic practices. *Chemosphere*, 85(8), 1375-1382.
- Fontaine, D. D. (1987). Field dissipation and leaching of chlorpyrifos. D.O.W Chemical.
- Gassen, M. (2015). Aerobic mineralisation of [14C]chlorpyrifos in surface water – simulation biodegradation test. Harlan Laboratories Ltd.
- Gebremariam, S. Y., Beutel, M. W., Yonge, D. R., Flury, M., & Harsh, J. B. (2012). Adsorption and desorption of chlorpyrifos to soils and sediments. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 215, 123–175. doi:10.1007/978-1-4614-1463-6_3
- Getzin, L. W. (1981). Degradation of Chlorpyrifos in Soil: Influence of Autoclaving, Soil Moisture, and

- Temperature. *Journal of Economic Entomology*, 74(2), 158–162. doi:10.1093/jee/74.2.158
- Giesy, J. P., Solomon, K. R., Mackay, D., & Anderson, J. (2014). Evaluation of evidence that the organophosphorus insecticide chlorpyrifos is a potential persistent organic pollutant (POP) or persistent, bioaccumulative, and toxic (PBT). *Environmental Sciences Europe*, 26(1), 359. doi:10.1186/s12302-014-0029-y
- Havens, P. L., Kieatiwong, S., & Shepler, K. (1992). The photochemical degradation of chlorpyrifos on soil by natural sunlight. DOW. PTRL-West, California.
- Jackson, R. (1994). Calculation of the photochemical quantum yield for chlorpyrifos. DOW.
- Kang, S. (2015). Aerobic aquatic metabolism of [14C]chlorpyrifos. Smithers Viscient.
- Kenaga, E. E. (1980). Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 4(1), 26–38. doi:10.1016/0147-6513(80)90005-6
- Kennard, L. M. (1996). The aerobic degradation of [14C]-chlorpyrifos in natural waters and associated sediments, Aerobic aquatic degradation of chlorpyrifos in a flow-through system.
- Laabs, V., Wehrhan, A., Pinto, A., Dore, E., & Amelung, W. (2007). Pesticide fate in tropical wetlands of Brazil: an aquatic microcosm study under semi-field conditions. *Chemosphere*, 67(5), 975–989. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.10.067
- Landers, D. (2008). Western Airborne Contaminants Assessment Project (WACAP) Final Report, Volume I, The Fate, Transport, and Ecological Impacts of Airborne Contaminants in Western National Parks (USA). Retrieved from National Park Service, Oregon State University, U.S. Geological Survey, US Forest Service - Department of Agriculture, University of Washington, US Environmental Protection Agency: http://www.nature.nps.gov/air/Studies/air_toxics/wacap.cfm
- Mackay, D., Giesy, J. P., & Solomon, K. R. (2014). Fate in the Environment and Long-Range Atmospheric Transport of the Organophosphorus Insecticide, Chlorpyrifos and Its Oxon. In Solomon, Giesy, & Keith (Eds.), *Ecological Risk Assessment for Chlorpyrifos in Terrestrial and Aquatic Systems in North America* (pp. 35–76). s.l.: Springer.
- McCall, P. J. (1986). Hydrolysis of chlorpyrifos in dilute aqueous buffer. Dow Chemical USA.
- McCall, P. J., Swann, R. L., Laskowski, D. A., Unger, S. M., Vrona, S. A., & Dishburger, H. J. (1980). Estimation of chemical mobility in soil from liquid chromatographic retention times. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 24(2), 190–195. doi:10.1007/bf01608096
- Meikle, R., & Youngson, C. (1978). The hydrolysis rate of chlorpyrifos, OO-diethylO-(3, 5, 6-trichloro-2-pyridyl) phosphorothioate, and its dimethyl analog, chlorpyrifos-methyl, in dilute aqueous solution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 7(1), 13-22.
- Meikle, R., Kurihara, N., & DeVries, D. (1983). Chlorpyrifos: the photodecomposition rates in dilute aqueous solution and on a surface, and the volatilization rate from a surface. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 12(2), 189-193.
- Murray, R. T., Stein, C. v., Kennedy, I. R., & Sanchez-Bayo, F. (2001). Stability of chlorpyrifos for termiticidal control in six Australian soils. *Journal of agricultural and food chemistry*, 49(6), 2844–2847. doi:10.1021/jf010031t
- Old, J. (2002a). The dissipation of chlorpyrifos and its major metabolite (3,5,6-trichloro-2-pyridinol) in soil following a single application of Dursban 4 (EF-1042). Spain, Inveresk Research.
- Old, J. (2002b). The dissipation of chlorpyrifos and its major metabolite (3,5,6-trichloro-2-pyridinol) in soil following a single autumn application of Dursban 4 (EF-1042). Greece, Inveresk Research.
- Old, J. (2002c). The dissipation of chlorpyrifos and its major metabolite (3,5,6-trichloro-2-pyridinol) in soil following a single spring application of Dursban 4 (EF-1042). UK, Inveresk Research.
- Pike, K., & Getzin, L. (1981). Persistence and movement of chlorpyrifos in sprinkler-irrigated soil. *Journal of Economic Entomology*, 74(4), 385-388.
- Racke, K. D. (1993). Environmental fate of chlorpyrifos. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 131, 1–150. doi:10.1007/978-1-4612-4362-5_1
- Racke, K. D., Concha, M., & Shepler, K. (1994). Photodegradation of 3,5,6-trichloro-2-pyridinol on soil

by natural sunlight. DOW Chemical.

- Rani, M., Saini, S., & Kumari, B. (2014). Leaching behaviour of chlorpyrifos and cypermethrin in sandy loam soil. *Environmental monitoring and assessment*, 186(1), 175-182.
- Readman, J. W., Liong Wee Kwong, L., Mee, L. D., Bartocci, J., Nilve, G., Rodriguez-Solano, J. A., & Gonzalez-Farias, F. (1992). Persistent organophosphorus pesticides in tropical marine environments. *Marine Pollution Bulletin*, 24(8), 398-402. doi:10.1016/0025-326x(92)90500-6
- Reeves, G. L., & Mackie, J. A. (1993). The aerobic degradation of [14C]-chlorpyrifos in natural waters and associated sediments.
- Reeves, G. L., & O'Connor, J. F. (1994a). Determination of the seepage behaviour of chlorpyrifos by soil column studies. DOW.
- Reeves, G. L., & O'Connor, J. F. (1994b). The leaching characteristics of aged [14C]-chlorpyrifos soil residues. DOW.
- Sardar, D., & Kole, R. K. (2005). Metabolism of chlorpyrifos in relation to its effect on the availability of some plant nutrients in soil. *Chemosphere*, 61(9), 1273-1280. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.03.078
- Schimmel, S. C., Garnas, R. L., Patrick Jr, J. M., & Moore, J. C. (1983). Acute toxicity, bioconcentration, and persistence of AC 222,705, benthocarb, chlorpyrifos, fenvalerate, methyl parathion, and permethrin in the estuarine environment. *Journal of agricultural and food chemistry*, 31(1), 104-113.
- Spain. (2017a). Renewal Assessment Report (RAR) on the active substance chlorpyrifos-methyl prepared by the rapporteur Member State Spain in the framework of Commission Implementing Regulation (EU) No 844/2012. Retrieved from www.efsa.europa.eu
- Spain. (2017b). Renewal Assessment Report (RAR) on the active substance chlorpyrifos prepared by the rapporteur Member State Spain in the framework of Commission Implementing Regulation (EU) No 844/2012. Retrieved from www.efsa.europa.eu
- Swales, S. (2003). 14C-Chlorpyrifos: Degradation in Marine Waters. Covance Laboratories Ltd.
- Tuncel, S. G., Öztas, N. B., & Erduran, M. S. (2008). Air and groundwater pollution in an agricultural region of the Turkish Mediterranean coast. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 58(9), 1240-1249.
- US-EPA. (2006). Reregistration Eligibility Decision (RED) for Chlorpyrifos. (EPA 738-R-01-007). United States Environmental Protection Agency Retrieved from https://www3.epa.gov/pesticides/chem_search/reg_actions/reregistration/red_PC-059101_1-Jul-06.pdf
- Walker, W. W. (1984). Development of a fate/toxicity screening test: NTIS.
- WHO. (2009). Specification and Evaluations for Public Health Pesticides, Chlorpyrifos, O,O-diethyl O-3,5,6-trichloro-2-pyridyl phosphorothioate.
- Wightwick, A., & Allinson, G. (2007). Pesticide residues in Victorian waterways: a review. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, 13(3), 91.

【生物蓄積性】

- Adrogué, Q. A., Miglioranza, K. S. B., Copello, S., Favero, M., & Seco Pon, J. P. (2019). Pelagic seabirds as biomonitors of persistent organic pollutants in the Southwestern Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 149, 110516. doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110516
- Alharbi, H. A., Alcorn, J., Al-Mousa, A., Giesy, J. P., & Wiseman, S. B. (2017). Toxicokinetics and toxicodynamics of chlorpyrifos is altered in embryos of Japanese medaka exposed to oil sands process-affected water: evidence for inhibition of P-glycoprotein. *Journal of applied toxicology : JAT*, 37(5), 591-601. doi:10.1002/jat.3397
- Bedi, J. S., Gill, J. P. S., Aulakh, R. S., Kaur, P., Sharma, A., & Pooni, P. A. (2013). Pesticide residues in human breast milk: risk assessment for infants from Punjab, India. *The Science of the total environment*, 463-464, 720-726. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.06.066

- Bell, G. (1994). DURSABAN F. Acute toxicity to honey bees. Dow AgroSciences. Huntingdon Research Centre Ltd, Huntingdon, UK.
- Cripe, G. M., Hansen, D. J., Macauley, S. F., & Forester, J. (1986). Effects of Diet Quantity on Sheepshead Minnows. In T. M. Poston & R. Purdy (Eds.), Aquatic toxicology and environmental fate, ninth volume (pp. 450-450-411). Philadelphia, Pa.: ASTM.
- Eaton, J., Arthur, J., Hermanutz, R., Kiefer, R., Mueller, L., Anderson, R., . . . Pritchard, H. (1985). Biological Effects of Continuous and Intermittent Dosing of Outdoor Experimental Streams with Chlorpyrifos. In R. C. Bahner (Ed.), Aquatic toxicology and hazard assessment (pp. 85-85-34). Philadelphia, Pa.: American Soc. for Testing and Materials.
- ECHA. (2017). Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment, Chapter R.11: PBT/vPvB assessment. (978-92-9495-839-6). European Chemicals Agency Retrieved from https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r11_en.pdf
- EFSA. (2014). Conclusion on the peer review of the pesticide human health risk assessment of the active substance chlorpyrifos. EFSA Journal, 12(4). doi:10.2903/j.efsa.2014.3640
- El-Amrani, S., Pena-Abaurrea, M., Sanz-Landaluze, J., Ramos, L., Guinea, J., & Cámara, C. (2012). Bioconcentration of pesticides in zebrafish eleutheroembryos (Danio rerio). The Science of the total environment, 425, 184–190. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.02.065
- European Commission. (2005). European Review Report for the active substance chlorpyrifos Finalised in the Standing Committee on the Food Chain and Animal Health at its meeting on 3 June 2005 in view of the inclusion of chlorpyrifos in Annex I of Directive 91/414/EEC (2005) SANCO/3059/99 - rev. 1.5.
- Gebremariam, S. Y., Beutel, M. W., Yonge, D. R., Flury, M., & Harsh, J. B. (2012). Adsorption and desorption of chlorpyrifos to soils and sediments. Reviews of environmental contamination and toxicology, 215, 123–175. doi:10.1007/978-1-4614-1463-6_3
- Giesy, J. P., Solomon, K. R., Mackay, D., & Anderson, J. (2014). Evaluation of evidence that the organophosphorus insecticide chlorpyrifos is a potential persistent organic pollutant (POP) or persistent, bioaccumulative, and toxic (PBT). Environmental Sciences Europe, 26(1), 359. doi:10.1186/s12302-014-0029-y
- Goodman, L. R., Hansen, D. J., Cripe, G. M., Middaugh, D. P., & Moore, J. C. (1985a). A new early life-stage toxicity test using the California grunion (leuresthes tenuis) and results with chlorpyrifos. Ecotoxicology and Environmental Safety, 10(1), 12–21. doi:10.1016/0147-6513(85)90003-x
- Goodman, L. R., Hansen, D. J., Middaugh, D. P., Cripe, G. M., & Moore, J. C. (1985b). Method for Early Life-Stage Toxicity Tests Using Three Atherinid Fishes and Results with Chlorpyrifos. In R. D. Cardwell (Ed.), Aquatic toxicology and hazard assessment (pp. 145-145-110). Philadelphia, Pa.: ASTM.
- Hansen, D. J., Goodman, L. R., Cripe, G. M., & Macauley, S. F. (1986). Early life-stage toxicity test methods for gulf toadfish (Opsanus beta) and results using chlorpyrifos. Ecotoxicology and Environmental Safety, 11(1), 15–22. doi:10.1016/0147-6513(86)90025-4
- Jantunen, A., Tuikka, A., Akkanen, J., & Kukkonen, J. (2008). Bioaccumulation of atrazine and chlorpyrifos to Lumbriculus variegatus from lake sediments. Ecotoxicology and Environmental Safety, 71(3), 860-868.
- Jarvinen, A. W., Nordling, B. R., & Henry, M. E. (1983). Chronic toxicity of Dursban (Chlorpyrifos) to the fathead minnow (Pimephales promelas) and the resultant acetylcholinesterase inhibition. Ecotoxicology and Environmental Safety, 7(4), 423–434. doi:10.1016/0147-6513(83)90008-8
- Jessup, D. A., Johnson, C. K., Estes, J., Carlson-Bremer, D., Jarman, W. M., Reese, S., . . . Ziccardi, M. H. (2010). Persistent organic pollutants in the blood of free-ranging sea otters (Enhydra lutris ssp.) in Alaska and California. Journal of wildlife diseases, 46(4), 1214–1233. doi:10.7589/0090-3558-46.4.1214
- Kurt-Karakus, P. B., Teixeira, C., Small, J., Muir, D., & Bidleman, T. F. (2011). Current-use pesticides in inland lake waters, precipitation, and air from Ontario, Canada. Environmental Toxicology and Chemistry, 30(7), 1539–1548. doi:10.1002/etc.545
- Landers, D. (2008). Western Airborne Contaminants Assessment Project (WACAP) Final Report,

- Volume I, The Fate, Transport, and Ecological Impacts of Airborne Contaminants in Western National Parks (USA). Retrieved from National Park Service, Oregon State University, U.S. Geological Survey, US Forest Service - Department of Agriculture, University of Washington, US Environmental Protection Agency: http://www.nature.nps.gov/air/Studies/air_toxics/wacap.cfm
- Morris, A. D., Muir, D. C. G., Solomon, K. R., Teixeira, C., Duric, M., & Wang, X. (2014). Trophodynamics of current use pesticides and ecological relationships in the Bathurst region vegetation-caribou-wolf food chain of the Canadian Arctic. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(9), 1956–1966. doi:10.1002/etc.2634
- Morris, A. D., Muir, D. C. G., Solomon, K. R., Letcher, R. J., McKinney, M. A., Fisk, A. T., . . . Duric, M. (2016). Current-use pesticides in seawater and their bioaccumulation in polar bear-ringed seal food chains of the Canadian Arctic. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7), 1695–1707. doi:10.1002/etc.3427
- Richards, S. M., & Kendall, R. J. (2002). Biochemical effects of chlorpyrifos on two developmental stages of *Xenopus laevis*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 21(9), 1826-1835.
- Richards, S. M., & Kendall, R. J. (2002). Biochemical effects of chlorpyrifos on two developmental stages of *Xenopus laevis*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 21(9), 1826-1835.
- Sheikh, S. A., Mirani, B. N., Panhwar, A. A., Nizamani, S., & Mastoi, S. (2014). Pesticide residues composition of milk samples of female farm workers. *International Journal of Research*, 1(10), 1627-1637.
- Singh, P. B., Singh, V., & Nayak, P. K. (2008). Pesticide residues and reproductive dysfunction in different vertebrates from north India. *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*, 46(7), 2533–2539. doi:10.1016/j.fct.2008.04.009
- Spain. (2017a). Renewal Assessment Report (RAR) on the active substance chlorpyrifos-methyl prepared by the rapporteur Member State Spain in the framework of Commission Implementing Regulation (EU) No 844/2012. Retrieved from www.efsa.europa.eu
- Spain. (2017b). Renewal Assessment Report (RAR) on the active substance chlorpyrifos prepared by the rapporteur Member State Spain in the framework of Commission Implementing Regulation (EU) No 844/2012. Retrieved from www.efsa.europa.eu
- Stansley, W., Velinsky, D., & Thomas, R. (2010). Mercury and halogenated organic contaminants in river otters (*Lontra canadensis*) in New Jersey, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29(10), 2235–2242. doi:10.1002/etc.267
- Svobodová, M., Šmídová, K., Hvězdová, M., & Hofman, J. (2018). Uptake kinetics of pesticides chlorpyrifos and tebuconazole in the earthworm *Eisenia andrei* in two different soils. *Environmental Pollution*, 236, 257-264. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.082>
- US-EPA. (2012). Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows (Version v 4.11). Washington, DC, USA: United States Environmental Protection Agency.
- Weldon, R. H., Barr, D. B., Trujillo, C., Bradman, A., Holland, N., & Eskenazi, B. (2011). A pilot study of pesticides and PCBs in the breast milk of women residing in urban and agricultural communities of California. *Journal of environmental monitoring : JEM*, 13(11), 3136–3144. doi:10.1039/c1em10469a
- WHO. (2009). Specification and Evaluations for Public Health Pesticides, Chlorpyrifos, O,O-diethyl O-3,5,6-trichloro-2-pyridyl phosphorothioate.

(参考)

POPs 条約附属書 D スクリーニング基準 (抜粋)

(b) 残留性	i) 水中における半減期>2 カ月、又は土壌中における半減期>6 カ月、又は底質中における半減期>6 カ月、又は、 ii) その他の科学的根拠
(c) 生物蓄積性	i) 水生生物における BCF [※] 又は BAF [※] >5,000 (BCF 又は BAF データがない場合、log Kow>5) ii) 他の生物における高い生物蓄積性や生態毒性を示す根拠、又は iii) 生物蓄積性の可能性を示す、生物相におけるモニタリングデータ

※ BCF ; Bioconcentration factor 水からの取込みに関する濃縮係数

BAF ; Bioaccumulation factor 水及び餌を含む全ての経路からの取込みに関する濃縮係数

REACH 規則における PBT 及び vPvB 基準

基準	PBT 物質	vPvB 物質
P : 難分解性	海水中半減期>60 日 淡水・河口中半減期>40 日 海水底質中半減期>180 日 淡水・河口水底質中半減期>120 日 土壌中半減期>120 日	海水中半減期>60 日 淡水・河口中半減期>60 日 海水底質中半減期>180 日 淡水・河口水底質中半減期>180 日 土壌中半減期>180 日
B : 生物蓄積性	BCF>2000	BCF>5000
T : 毒性	海水・淡水生物における長期 NOEC 又は EC10<0.01 mg/L 発がん性カテゴリー1A 又は 1B 生殖細胞変異原性カテゴリー1A 又は 1B 生殖毒性カテゴリー1A、1B 又は 2 特定標的臓器毒性(反復)カテゴリー1 又は 2	—

ECHA における P/vP スクリーニング基準（抜粋）... (ECHA, 2017)...

スクリーニング情報	結果	残留性
Biowin 2 (non-linear model prediction) and Biowin 3 (ultimate biodegradation time) または Biowin 6 (MITI non-linear model prediction) and Biowin 3 (ultimate biodegradation time) または その他のモデル*	急速な生分解が起こらない（確率<0.5）*かつ最終的な生分解の達成に要すると予想される期間が数ヶ月以上（値<2.25（～2.75）**） または 急速な生分解が起こらない（確率<0.5）*かつ最終的な生分解の達成に要すると予想される期間が数ヶ月以上（値<2.25（～2.75）**） または モデル固有の値	P または vP の可能性

* 急速に生分解する確率は低い。その他のモデルについては ECHA (2017) に記載されている。

** この基準を満たす物質は BIOWIN 3 で 2.25～2.75 の値を示すため、一般にさらなる分解関連情報が必要となる。

資料 8

塩素化パラフィン（炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）の残留性、生物蓄積性等に関する情報

塩素化パラフィン（炭素数 14～17 で塩素化率 45 重量%以上のもの）の残留性、生物蓄積性等に関する情報

本資料の見方

- 条約事務局ホームページに公表された英国からの提案文書（UNEP/POPS/POPRC.17/6）に関する文献情報をまとめ、提案文書に記載された情報は無印とした。
- 上記提案文書に記載されておらず INF 文書（UNEP/POPS/POPRC.17/INF/5）や文献等より補足として追加した情報は、下線を付した。
- 同文書において元文献等で確認して間違いと推察される記載内容を修正した部分について、~~取り消し線~~を付した。
- 本資料の引用文献において、~~破線の下線~~のあるものは、元文献を入手し、元文献より内容を確認済みのものである。

1. 残留性等に関する情報

1.1 水中、土壌中及び底質中での半減期等

1.1.1 水中での半減期等

- (事務局注：提案文書に記載なし)
- 光化学的な脱塩素化により C17-24、35 重量%塩素化 *n*-アルカンで 9.6 時間、C12-18、52 重量%塩素化 *n*-アルカンで 12.8 時間 (Koh & Thiemann 2001)

参考) SCCP の水中半減期

12.8 時間 (塩素化率 52%、純水、紫外線照射下)

1.1.2 土壌中での半減期等

- (事務局注：提案文書に記載なし)

1.1.3 底質中での半減期等

- 好気性かつ遮光 12°C条件下で C14、50 重量%塩素化 *n*-アルカン (OECD 308) (Unpublished 2019c, 2019d)
 - 120 日間で分解されず、12°C条件下での底質中の半減期は 120 日間以上と推定
 - 120 日間での分解が確認されなかったため、以降の 120 日から 180 日の間に著しい分解が起こる可能性は極めて低いと推測

参考) SCCP の底質中半減期

12 日 (C12、塩素化率 56%、12°C、嫌気性)

30 日 (C12、塩素化率 69%、12°C、嫌気性)

450 日 (C10-13、海水底質、好気性) (OECD TG308)

1,630 日 (C10-13、淡水底質、好気性) (OECD TG308)

- 8 年以上前の堆積物コアのモニタリングデータ (Iozza et al. 2008、Chen et al. 2011、Muir et al. 2002、Yuan et al. 2017、Zeng et al. 2017a、Zhang et al. 2019)
 - スイスのトゥーン湖の堆積物コア (1.1 m) : 最大 26 µg/kg dw で検出。1965 年頃から MCCP の濃度が上昇しつつ検出 (Iozza et al. 2008)
 - 中国南部の東江の堆積物コア (68 cm) : 上層 (0-32 cm) で 1,400-3,800 µg/kg dw で検出し、下層 (36-68 cm) で 1,100-1,400 µg/kg dw で検出。C16-17 の MCCP は上層 (0-44 cm) でより多く検出され、C14 の MCCP はより深い層で検出される傾向 (Chen et al. 2011)
 - カナダのオンタリオ州サン・フランシス湖の堆積物コア : 750-1,200 µg/kg で検出され、この結果からカナダ環境省は堆積物中の MCCP の半減期を 1 年以上であると推定 (Muir et al. 2002)
 - スウェーデンの下水処理場の下流の堆積物コア : < 6.5-93 µg/kg dw で検出 (Yuan et al. 2017)
 - 香港の沿岸の堆積物コア : 最大 7.3 µg/kg dw で検出 (Zeng et al. 2017a)

- 東京湾の堆積物コア：最大 180 µg/kg dw で検出 (Zeng et al. 2017a)
- 中国 9 つの湖の堆積物コア：<5.0-3,390 µg/kg dw で検出 (Zhang et al. 2019)
 - ◇ 8 年以上前に堆積した地層と同じコアの表層部で MCCP の濃度が同程度で検出された堆積物コアのデータにより残留性が裏付けられた
- C15-17 の 50 重量%以上塩素化 *n*-アルカンについて、決定的な試験情報はないが、C14、50 重量%塩素化 *n*-アルカンのように底質中の半減期が 180 日を超えて残留する可能性が高い

1.2 その他の残留性に関する情報

1.2.1 生分解性

- C14、55 重量%及び 60 重量%塩素化 *n*-アルカンについて、C14、50 重量%塩素化 *n*-アルカンよりも分解性が低い (Environment Agency 2019)
 - C14、50 重量%塩素化 *n*-アルカンと同等またはそれ以上の塩素が結合した C15-17 の MCCP について、堆積物に対する吸着性も同等またはそれ以上である
 - 微生物での生物利用能は低い
(事務局注：Environment Agency 2019 にこれらの記載が確認できず)
- C14、平均 45 重量%以下の塩素化 *n*-アルカンは容易に生分解されるが、C14-17、平均 45.56 重量%以上の塩素化 *n*-アルカンは易生分解性が示されなかった。
- これらの特定の C14 での試験結果が OECD の「易生分解性」の定義を満たすと仮定すると、C14-17 の 45 重量%未満の塩素化 *n*-アルカンは本提案から除外される。
- INF 文書及び ECHA 2021 には下記の炭素数及び塩素化率の塩素化 *n*-アルカンの OECD TG 301D による分解性試験結果に関する記述が確認された (ECHA 2021)。
 - C14、平均 41.3 重量%及び平均 45.5 重量%塩素化 *n*-アルカンが 28 日間で速やかに生分解 (Unpublished 2010e)
 - ◇ C14、平均 45.5 重量%塩素化 *n*-アルカンの 28 日間での分解率：49%、73%
 - C14、平均 50 重量%塩素化 *n*-アルカンは 28 日間で 60%未満の分解であり、56 日間では 60%以上分解 (Unpublished 2010e)
 - C14、平均 55 重量%及び平均 60 重量%塩素化 *n*-アルカンが 60 日間経過後の分解率は 60%未満 (Unpublished 2010e)
 - C15、平均 51 重量%塩素化 *n*-アルカンは 60 日間経過後の分解率が 60%未満 (Unpublished 2014b)
 - C14-17、平均 45.545.6 重量%塩素化 *n*-アルカンは 28 日間で 51%しか分解されず、易生分解性の基準を満たさず (Unpublished 2010b)
 - C14-17、平均 51.7 重量%塩素化 *n*-アルカンは 28 日間で 27%しか分解されず、60 日間経過しても 57%しか分解されず (Unpublished 2010d)
 - C14-17、平均 63.2 重量%塩素化 *n*-アルカンは 28 日間で 405%、60 日間で 10%しか分解されず (Unpublished 2010c)

参考) SCCP (C11、塩素含有率 63.7%) の化審法における分解度試験

被験物質名称	塩素化パラフィン C11,(塩素含有率 63.7%)
CAS 番号	18993-26-5
官報公示整理番号	2-68
判定	難分解性
分解度 (BOD)	1%
分解度 (LC-MS)	0%
試験法/試験条件	試験法： 標準法 (OECD 301C) 試験期間：4 週間 試験装置：標準 試験物質濃度：100 mg/L 活性汚泥濃度：30 mg/L

1.2.2 加水分解

- (事務局注：提案文書に記載なし)

1.2.3 光分解

- (事務局注：提案文書に記載なし)

1.3 結論

- C14-17、45 重量%以上の塩素化 *n*-アルカンについて、底質中の半減期が 180 日を超えると評価されていることから、残留性に関する附属書 D の基準 1b(i)を満たしている。

2. 生物蓄積性等に関する情報

2.1 室内実験

2.1.1 オクタノール/水分配係数 (Kow)

- C14~17
 - log Kow : 5 超 (Unpublished 2019b、Fisk et al. 1998a、Renberg et al. 1980)

参考) SCCP の log Kow

4.8-7.6 (計算値)

5.0-7.1 (C12 塩素化率 55.9 重量%)

5.0-7.4 (C12 塩素化率 68.5 重量%)

2.1.2 生物濃縮係数 (BCF)、経口生物濃縮係数 (BMF)

- 2つの信頼性のある魚類の生物蓄積性試験 (OECD TG 305 準拠、GLP)
 - ニジマス(*Oncorhynchus mykiss*)に 0.5µg/L (溶剤: 0.004 mL/L ジメチルホルムアミド) の C14、45 重量%塩素化 *n*-アルカン (¹⁴C ラベル) を 35 日間曝露、排泄期間 42 日 (Unpublished 2010a)
 - ◇ BCF : 5000 を大幅に超過
 - BCF : ~ 10 600 (脂質含量 5%で標準化、成長希釈補正)
 - BCF_k : ~ 14 600 (脂質含量 5%で標準化、成長希釈補正)
 - ◇ 追加の分析により、測定された放射能の約 79%が親物質の可能性ありと結論付けられた(Unpublished 2010b)。
 - ◇ OECD TG 305 にある 15 のモデルの BCF 計算ツール(Environment Agency 2019)
 - すべての BCF (計算) : 5000 を大幅に超過 (事務局註 : 引用文献中に根拠データの記載なし)
 - ニジマス(*Oncorhynchus mykiss*)に流水下で C14、50 重量%塩素化 *n*-アルカンを 15 µg/g で 14 日間経口曝露、排泄期間 56 日(Unpublished 2019e, 2019f)
 - ◇ 半減期 : 108.9 日 (成長希釈補正)
 - ◇ 動的 BMF (BMF_k) : 0.448 (脂質含量で標準化、成長希釈補正)
 - ◇ 計算した BCF : 5000 を大幅に超過
 - ◇ TG 305 のための OECD ガイダンス(OECD 2017b) :
 - 『BCF (例 : 2000 又は 5000) に基づく規制値は、特に指数関数的な成長期にある非常に小さな魚類において、経口曝露試験による BMF が 1 以上であることと一致している必要はない』
 - ◇ 例えば、コイ(*Cyprinus carpio*)の幼魚で 9 つの生物蓄積性のある物質について室内で測定した BMF と BCF を比較した回帰分析(Inoue et al. 2012)
 - BCF 5000 が BMF_k (脂質含量で標準化、成長希釈補正) の約 0.3 に相当

2.1.3 その他の信頼性の低い魚類への蓄積性データ

- 支持する証拠では、炭素数 14 以上の塩素化パラフィンで、魚類への高い生物蓄積性の可能性を示す。しかしながら、以下の試験はすべて信頼性が低いか矛盾しており、評価上での重要性は低い。
 - C15、51 重量%塩素化 *n*-アルカンを水経由で曝露した試験(Thompson et al. 2000)と、C14、16、18 で様々な塩素化率のものを摂餌曝露した一連の試験(Fisk et al. 1996, 1998b, 2000)
 - ◇ 実測、推定 BCF : 約 2000 から 5000 超
 - C14, 40-55% : BCF>5000 (経口曝露試験からの推定) (Fisk et al. 1998b)※
 - C14, 55-65% : BCF>5000 (経口曝露試験からの推定) (Fisk et al. 2000)
 - C15, 51% : BCF=2072 (実測、脂質含量で未標準化) (Thompson et al. 2000)
 - C16, >65% : BCF>5000 (経口曝露試験からの推定) (Fisk et al. 1996)
 - C18, 45-50% : BCF>5000 (経口曝露試験からの推定) (Fisk et al. 2000)
 - ◇ 全ての物質で排泄半減期が長い (BCF が 5 000 超であることと整合する)
 - C15, 51% : 8~10 日(Thompson et al. 2000)
 - C14, 16, 18 : 29~91 日(Fisk et al. 1996, 1998b, 2000)

参考) SCCP の BCF

ニジマス : ~7816 (湿重ベースの測定値、C10-12 塩素化率 58%)

イガイ(Mytilus edulis) : 5,785-138,000 (湿重ベースの測定値)

コイ : 1,900-11,000 (C11, CI 7~10)

コイ : 1,530~2,830 (C13, CI 4~9)

参考) SCCP の BAF (一部抜粋)

魚類の野外の BAF : 16,440~398,107

モデルによる BAF : 5,000 超

オンタリオ湖の水/レイクトラウトの BAF :

C10 : $4.0 \times 10^4 \sim 1.0 \times 10^7$

C11 : $1.3 \times 10^5 \sim 3.2 \times 10^6$

C12 : $1.0 \times 10^5 \sim 2.5 \times 10^5$

C13 : 2.5×10^5

2.1.4 無脊椎動物のデータ

- 無脊椎動物のデータでも、C14-17 の塩素化パラフィンが他の分類学的グループでかなり生物蓄積する可能性を示唆(Castro et al. 2019、Renberg et al. 1986、Madeley & Thompson 1983、Fisk et al. 1998a).
 - ◇ ミジンコ、C13-18, 45%塩素化 *n*-アルカン : BCF>5000 (高い不確実性あり) (Castro et al. 2019)
 - ◇ ムラサキイガイ、C14-17, 52%塩素化 *n*-アルカン : BAF=2000 (水溶解度を超える設定濃度で算出しており信頼性は低い) (Renberg et al. 1986)
 - ◇ 貧毛類、C16, 69%塩素化 *n*-アルカン : BASF=0.6 (Fisk et al. 1998a)

参考) SCCP の BSAF

オヨギミズ(貧毛類) : 有機炭素量で補正した BSAF=1.9 (C12, CI10) ~6.8 (C12, CI6)

無印: 提案文書(POPRC.17/6)からの情報。下線: 追加情報、取消し線: 誤りと考えられる情報、破線の下線: 入手済み文献

INF 文書: UNEP/POPS/POPRC.17/INF/5

中国の渤海の3種の二枚貝：脂質補正したBSAF=0.14~4.03、0.09~2.27、0.09~1.90

2.2 野外調査

2.2.1 食物連鎖増幅係数（TMF）、経口生物濃縮係数（BMF）

- モニタリング調査は、炭素数 14~17 の塩素化パラフィンによる全ての栄養段階の野生生物（捕食種を含む）における広範囲の汚染を示す。
- 利用可能な（限られた）野外での生物蓄積性研究は疑わしい：
 - TMF：MCCP で 1 前後
 - BMF：ほとんど 1 以下、いくつかの特定の食性関係で 1 を超える
 - より最近の研究データは、限られるものの、食物連鎖の上流での生物蓄積の可能性を否定していない。
 - 利用可能な全ての野外での濃縮研究は、方法論的に限界があることに留意が必要。
- 上記データは、次の文献より引用：
Swedish Environmental Protection Agency 1998、Jansson et al. 1993、Muir et al. 2002、Houde et al. 2008、Du et al. 2018, 2019, 2020、Liu et al. 2020、Wang et al. 2021、Zeng et al. 2017b、Yuan & de Wit 2018、Yuan et al. 2019、Casa et al. 2019、Bennie et al. 2000、Reth et al. 2006、Heimstad et al. 2018、Ruus et al. 2018、Green et al. 2018

参考）SCCP の TMF、BMF

北極の生物も含めたいくつかの食物網：BMF と TMF は 1 超

オンタリオ湖とミシガン湖の 17 種の SCCP の最大 TMF：C10Cl8、C11Cl8 で 1.5

2.2.2 モニタリングデータ

- INF 文書で説明している分析上の問題による利用可能な水中及び陸上のモニタリングデータにおける一般的な不確実性に反して、炭素鎖長 14~17 の塩素化パラフィンは、排出源近傍域（即ち工業地域や都市部）で生息又は摂餌する広範な生物に検出されている。
- データは INF 文書 Appendix 5 に取りまとめている。
- 数は限られているものの、「MCCP」は北極圏を含む遠隔地の試料や最上位捕食者からも検出されている(Iozza et al. 2009a, 2009b、Glüge et al. 2018、Vorkamp et al. 2019、Reth et al. 2006、NILU 2013)。
- ほとんどの環境試料で検出された「MCCP」の実際の炭素鎖長分布と塩素含有量に関する情報は限られているが、分析法の進歩によって、いくつかのより新しい調査ではこれが把握可能になっている。
 - より詳細な情報が入手できる場合には、高い頻度で C14 が「MCCP」の主要な組成成分となっている。
 - この C14 は、製品中の主要成分である。

2.2.3 ヒト体内への残留、体内半減期

- 「MCCP」は、ヒトの母乳や血液などの他の組織で検出され(Greenpeace 1995、Thomas &

Jones 2002、Thomas et al., 2006、Hilger et al., 2011、Darnierud et al., 2012、Xia et al., 2017a, 2017b、Zhou et al. 2020、EFSA 2020、Li et al. 2017、Wang et al. 2018)、長い体内半減期が推定されている(Dong et al. 2020)。

- PBPK (生理学に基づく薬理動態) モデルに基づくヒト体内半減期 : 1.2 年(Dong et al. 2020)
- 母乳
 - ◇ 魚食者 : 平均 50.4 µg/kg lw、非魚食者 : 平均 40.5 µg/kg lw (Greenpeace 1995)
 - ◇ 英国 : 61 µg/kg lipid (Thomas & Jones 2002)
 - ◇ 英国 : 中央値 21 (6.2~320) µg/kg lw (Thomas et al. 2006)
 - ◇ 独ババリア州 : 検出頻度 58%、9.6~903 µg/kg lw (Hilger et al. 2011)
 - ◇ スウェーデン ウプサラ郡 : 平均 14.4 ng/g lw (Thomas et al. 2006)
 - ◇ 中国 (地方) : 中央値 35.7 (9.05~139) µg/kg lw (2007 年)、中央値 45.4 (9.51~146) µg/kg lw (2011) (Xia et al. 2017a)
 - ◇ 中国 (都市部) : 中央値 60.4 (18.7~350) µg/kg lw (2007)、中央値 137 (22.3~1,501) µg/kg lw (2011) (Xia et al. 2017b)
 - ◇ 中国 揚子江デルタ : 中央値 78.8 (<LOD~1,260) µg/kg lw (Zhou et al. 2020)
 - ◇ スウェーデン、ノルウェー : 中央値 29.6 (<LOD~311) µg/kg lw (Zhou et al. 2020)
 - ◇ 欧州の 11 か国 : 5.5~112 µg/kg lw (EFSA 2020)
- 血液
 - ◇ 中国深圳 : 130~3 200 µg/kg lw (Li et al. 2017)
 - ◇ 中国 : 80.8~954 µg/kg lw (Wang et al. 2018)

2.3 結論

- 全体として、少なくとも炭素数 14 で塩素化率 45-50%の成分では BCF が 5000 超で、附属書 D 基準の生物蓄積性 1c(i)に合致すると判断される。
- 信頼性の低いデータからは、C15-17 成分もクライテリアに合致する可能性が示唆されている。
- これらは、「MCCP」が広範囲で生物相に取り込まれているモニタリングデータにより支持される。

(参考)

REACH 規則により SVHC に指定された MCCP (C14-17、Cl1-17) に対する PBT 及び/又は vPvB の判定 (ECHA 2021)

	塩素数(y)																
炭素数(x)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
14	—	—	vPvB	vPvB PBT	vPvB PBT	vPvB PBT	vPvB PBT	vPvB	vPvB	vPvB	vPvB	—	—	—			
15	—	—	vPvB	vPvB	vPvB PBT	PBT	PBT	PBT	—	—	—	—	—	—	—		
16	—	—	vPvB	vPvB	vPvB PBT	PBT	PBT	PBT	—	—	—	—	—	—	—	—	
17	—	—	—	—	—	PBT	PBT	PBT	PBT	—	—	—	—	—	—	—	—

— : PBT 及び/又は vPvB を結論付けるための利用可能な情報が十分でない

灰色の塗りつぶし : PBT 又は vPvB の評価において検討されていない同族体

引用文献

【残留性】

- Chen MY, Luo XJ, Zhang XL, He MJ, Chen SJ, Mai BX. 2011. Chlorinated paraffins in sediments from the Pearl River Delta, South China: Spatial and temporal distributions and implication for processes. *Environmental Science & Technology*, 45, 9936 - 9943.
- ECHA 2021. Support document for identification of medium-chain chlorinated paraffins (MCCP) as substances of very high concern because of their PBT (ARTICLE 57D), vPvB (ARTICLE 57E) properties. Dated: 15 June 2021. Accessed (October 2021) at <https://echa.europa.eu/documents/10162/cfbf3980-263c-7f53-f384-1bd1cf45c3c9>
- Environment Agency. 2019. Substance evaluation conclusion and evaluation report for Medium-chain chlorinated paraffins / alkanes, C14-17, chloro. Environment Agency, UK. Dated: 09 December 2019. Accessed (April 2021) at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/b707a807-583e-62f2-c899-85ea2bbda9c2>.
- Iozza S, Müller C E, Schmid P, Bogdal C, Oehme M. 2008. Historical profiles of chlorinated paraffins and polychlorinated biphenyls in a dated sediment core from Lake Thun (Switzerland). *Environmental Science & Technology*, 42, 1045 - 1050.
- Koh I-O and Thiemann W. 2001. Study of photochemical oxidation of standard chlorinated paraffins and identification of degradation products. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 139, 2-3, 205 - 215.
- Muir D, Braekevelt E, Tomy G, Whittle M. 2002. Analysis of Medium Chain Chlorinated Paraffins in Great Lake Food Webs and in a Dated Sediment Core for Lake St. Francis in the St. Lawrence River System. Preliminary Report August 2002. National Water Research Institute, Burlington, ON.
- Unpublished 2010b. Biodegradability of C14-17 chlorinated paraffin (45.6% CI) in the closed bottle test
- Unpublished 2010c. Biodegradability of a C14-17 medium chain chlorinated paraffin (63.2% CI w/w) in the closed bottle test
- Unpublished 2010d. Biodegradability of Medium-Chain Chlorinated Paraffin (51.7% CI w/w) in the Closed Bottle Test
- Unpublished 2010e. Biodegradability of Chlorinated Tetradecanes in Closed Bottle Tests Inoculated with Activated Sludge and River Water.
- Unpublished 2014b. Biodegradability of C15 Chlorinated n-Alkane, 51% CI (wt.) in the Closed Bottle Test (OECD TG 301).
- Unpublished. 2019c. C14 Chlorinated Paraffin: Aerobic Transformation in Aquatic Sediment Systems (simulation study). Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019) cited above. Registrant robust study summary available at: [https://echa.europa.eu/ registration-dossier/-/registered-dossier/15252/5/3/2](https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15252/5/3/2).
- Unpublished. 2019d. Determination of C14 polychlorinated n-alkane with 50% CI by weight in sediments from OECD 308 biodegradation tests (specific analysis). Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019) cited above.
- Yuan B, Brüchert V, Sobek A and de Wit CA. 2017. Temporal trends of C8–C36 chlorinated paraffins in Swedish coastal sediment cores over the past 80 years. *Environmental Science & Technology*, 51, 14199 - 14208.
- Zeng L, Lam JCW, Horii Y, Li X, Chen W, Qiu JW, Leung KMY, Yamazaki E, Yamashita N, Lam PKS. 2017a. Spatial and temporal trends of short- and medium-chain chlorinated paraffins in sediments off the urbanized coastal zones in China and Japan: A comparison study. *Environmental Pollution*, 224, 357 - 367.
- Zhang C, Chang H, Wang H, Zhu Y, Zhao X, He Y, Sun F, and Wu F. 2019. Spatial and temporal distributions of short-, medium-, and long-chain chlorinated paraffins in sediment cores from nine lakes in China. *Environmental Science & Technology*, 53, 9462 – 9471.

【生物蓄積性】

- Bennie DT, Sullivan CA, Maguire RJ. 2000. Occurrence of chlorinated paraffins in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence River and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and carp (*Cyprinus carpio*) from Lake Ontario. *Water Quality Research Journal of Canada*, 35, 263 - 281.
- Casa MV, van Mourik LM, Weijs L, Mueller J, Nash SB. 2019. First detection of short-chain chlorinated paraffins (SCCPs) in humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) foraging in Antarctic waters. *Environmental Pollution*, 250, 953-959.
- Castro M, Sobek A, Yuan B, Breitholtz M (2019). Bioaccumulation potential of CPs in aquatic organisms: Uptake and depuration in *Daphnia magna*. *Environmental Science and Technology*, 53, 9533-9541.
- Darnerud PO, Aune M, Glynn A, Borgen AR. 2012. Chlorinated paraffins in Swedish breast milk; KEMI: Sundbyberg, Sweden.
- Dong Z, Li T, Wan Y, Sun Y, and Hu J. 2020. Physiologically based pharmacokinetic modeling for chlorinated paraffins in rats and humans: Importance of biliary excretion. *Environmental Science & Technology*, 54, 938-946, DOI: 10.1021/acs.est.9b03991.
- Du X, Yuan B, Zhou Y, Benskin JP, Qiu Y, Yin G, Zhao J. 2018. Short-, medium-, and long-chain chlorinated paraffins in wildlife from paddy fields in the Yangtze River delta. *Environmental Science & Technology*, 52, 1072-1080.
- Du, X., Bo Yuan, Yihui Zhou, Ziye Zheng, Yan Wu, Yanling Qiu, Jianfu Zhao, and Ge Yin. 2019. Tissue-Specific Accumulation, Sexual Difference, and Maternal Transfer of Chlorinated Paraffins in Black-Spotted Frogs. *Environmental Science & Technology*, 53 (9), 4739-4746. DOI: 10.1021/acs.est.8b06350
- Du, X., Bo Yuan, Yihui Zhou, Cynthia A. de Wit, Ziye Zheng, and Ge Yin. Chlorinated Paraffins in Two Snake Species from the Yangtze River Delta: Tissue Distribution and Biomagnification. 2020. *Environmental Science & Technology*, 54 (5), 2753-2762. DOI: 10.1021/acs.est.9b06467
- EFSA [European Food Safety Authority]. 2020. EFSA CONTAM Panel (EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain), Schrenk D, Bignami M, Bodin L, Chipman JK, del Mazo J, Grasl-Kraupp B, Hogstrand C, Hoogenboom LR, Leblanc J-C, Nebbia CS, Ntzani E, Petersen A, Sand S, Schwerdtle T, Vleminckx C, Wallace H, Bruschweiler B, Leonards P, Rose M, Binaglia M, Horvath Z, Bordajandi LR and Nielsen E, 2020. Scientific Opinion – Risk assessment of chlorinated paraffins in feed and food. *EFSA Journal*, 18, 5991, 220 pp. Accessed (April 2021) at: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2020.5991>.
- Environment Agency. 2019. Substance evaluation conclusion and evaluation report for Medium-chain chlorinated paraffins / alkanes, C14-17, chloro. Environment Agency, UK. Dated: 09 December 2019. Accessed (April 2021) at: <https://echa.europa.eu/documents/10162/b707a807-583e-62f2-c899-85ea2bbda9c2>.
- Fisk AT, Cymbalisky CD, Bergman A, Muir DCG. 1996. Dietary accumulation of C12- and C16-chlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15, 1775 - 1782.
- Fisk AT, Wiens SC, Webster GRB, Bergman A, Muir DCG. 1998a. Accumulation and depuration of sediment-sorbed C12- and C16- polychlorinated alkanes by oligochaetes (*Lumbriculus variegatus*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17, 2019 - 2026.
- Fisk AT, Cymbalisky CD, Tomy GT, Muir DCG. 1998b. Dietary accumulation and depuration of individual C10-, C11- and C14- polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 43, 209 - 221.
- Fisk AT, Tomy GT, Cymbalisky CD, Muir DCG. 2000. Dietary accumulation and quantitative structure-activity relationships for depuration and biotransformation of short (C10), medium (C14) and long (C18) carbon-chain polychlorinated alkanes by juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 1508 - 1516.
- Glüge J, Schinkel L, Hungerbuehler K, Cariou R and Bogdal C. 2018. Environmental risks of medium-chain chlorinated paraffins (MCCPs) - A review. *Environmental Science & Technology*, 52, 6743 -

- Green NW, Schøyen M, Hjermann DØ, Øxnevad S, Ruus A, Lusher A, Beylich B, Lund E, Tveiten L, Håvardstun J, Jenssen MTS, Ribeiro AL, Bæk K. 2018 Contaminants in Coastal Waters of Norway 2017. The Norwegian Environment Agency. ISBN 978-82-577-7037-2.
- Greenpeace. 1995. Greenpeace Zur Sache: Chloroparaffine, May 1995.
- Heimstad ES, Nygård T, Herzke D, Bohlin-Nizzetto P. 2018. Environmental Pollutants in the Terrestrial and Urban environment. NILU - Norwegian Institute for Air Research. NILU OR 20/2018. NILU project no. O-117065.
- Hilger B, Coelhan M, Völkel W. 2011. Determination of chlorinated paraffins in human breast milk by HRGC-ECNI-LRMS. *Organohalogen Compounds*, 73, 1611 - 1613.
- Houde M, Muir DCG, Tomy GT, Whittle DM, Teixeira C, Moore S. 2008. Bioaccumulation and trophic magnification of short- and medium- chain chlorinated paraffins in food webs from Lake Ontario and Lake Michigan. *Environmental Science & Technology*, 42, 3893 - 3899.
- Inoue Y., Hashizume N., Yoshida T., Murakami H., Suzuki Y., Koga Y., Takeshige R., Kikushima E., Yakata N. and Otsuka M. 2012. Comparison of bioconcentration and biomagnification factors for poorly water-soluble chemicals using common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Arch. Environ. Con. Tox.* 63: 241-248.
- Iozza S, Schmid P, Oehme M. 2009a. Development of a comprehensive analytical method for the determination of chlorinated paraffins in spruce needles applied in passive air sampling. *Environmental Pollution*, 157, 3218 - 3224.
- Iozza S, Schmid P, Oehme M, Bassan R, Belis C, Jakobi G, Kirchner M, Schramm K-W, Kräuchi N, Moche W, Offenthaler I, Weiss P, Simončič P, Knoth W. 2009b. Altitude profiles of total chlorinated paraffins in humus and spruce needles from the Alps (MONARPOP). *Environmental Pollution*, 157, 3225 - 3231.
- Jansson B, Andersson R, Asplund L, Litzén N, Nylund K, Sellström U, Uvemo U B, Wahlberg C, Wideqvist U, Odsjö T, Olsson M. 1993. Chlorinated and brominated persistent organic compounds in biological samples from the environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, 1163 - 1174.
- Li T, Wan Y, Gao S, Wang B, Hu J. 2017. High-throughput determination and characterization of short-, medium , and long-chain chlorinated paraffins in human blood. *Environmental Science and Technology*, 51, 3346 - 3354.
- Liu Y, Luo X, Zeng Y, Wang Q, Tu W, Yang C, Mai B. 2020. Trophic Magnification of Short- And Medium-Chain Chlorinated Paraffins in Terrestrial Food Webs and Their Bioamplification in Insects and Amphibians during Metamorphosis. *Environ Sci Technol.*, 54, 11282 - 11291.
- Madeley JR and Thompson RS. 1983. Toxicity of chlorinated paraffin to mussels (*Mytilus edulis*) - 52% chlorination of intermediate chain length n-paraffin. ICI Confidential Report BL/B/2289
- Muir D, Braekevelt E, Tomy G, Whittle M. 2002. Analysis of Medium Chain Chlorinated Paraffins in Great Lake Food Webs and in a Dated Sediment Core for Lake St. Francis in the St. Lawrence River System. Preliminary Report August 2002. National Water Research Institute, Burlington, ON.
- NILU [Norwegian Institute for Air Research]. 2013. Perfluorinated alkylated substances, brominated flame retardants and chlorinated paraffins in the Norwegian Environment - Screening 2013. Report no. M 40 – 2013. NILU, Tromsø, Norway.
- OECD [Organisation for Economic Co-operation and Development]. 2017b. Guidance Document on Aspects of OECD TG 305 on Fish Bioaccumulation. Series on Testing & Assessment. No. 264. OECD, Paris.
- Renberg L, Sundström G, Sundh-Nygård K. 1980. Partition coefficients of organic chemicals derived from reverse phase thin layer chromatography. Evaluation of methods and application on phosphate esters, polychlorinated paraffins and some PCB-substitutes. *Chemosphere*, 9, 683 - 691.
- Renberg L, Tarkpea M, Sundstrom G. 1986. The use of the bivalve *Mytilus Edulis* as a test organism for bioconcentration studies. II. The bioconcentration of two ¹⁴C-labeled chlorinated paraffins.

- Ecotoxicology and Environmental Safety, 11, 361 - 372.
- Reth M, Ciric A, Christensen G N, Heimstad E S, Oehme M. 2006. Short- and medium- chain chlorinated paraffins in biota from the European Arctic – differences in homologue group patterns. *Science of the Total Environment*, 367, 252 - 260.
- Ruus A, Bæk K, Petersen K, Allan I, Beylich B, Schlabach M, Warner N, Borgå K, Helberg M. 2018. Environmental Contaminants in an Urban Fjord, 2017. The Norwegian Environment Agency. NIVA Report no. 7368-2019. ISBN: 978-82-577-7103-4.
- Swedish Environmental Protection Agency. 1998. Persistent Organic Pollutants. A Swedish View of an International Problem. Monitor No. 16.
- Thomas GO and Jones KC. 2002. Chlorinated Paraffins in Human and Bovine Milk-fat. A Report on a Research Project Funded by the Eurochlor Chlorinated Paraffin Sector Group. Department of Environmental Sciences, Lancaster University, UK. Unpublished report. Summary and discussion of test available in EC (2005) cited above.
- Thomas GO, Farrar DG, Braekvelt E, Stern GA, Kalantzi OI, Martin FL, Jones KC. 2006 Short and medium chain length chlorinated paraffins in UK human milk fat. *Environment International*, 32, 34 - 40.
- Thompson RS, Caunter JE and Gillings E. 2000. Medium-chain chlorinated paraffin (51% chlorinated n-pentadecane-8-14C): Bioconcentration and elimination by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). AstraZeneca Confidential Report BL6869/B.
- Unpublished. 2010a. [14C]-Chlorinated n-Tetradecane: Determination of the Bioconcentration in Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019) cited above. Registrant robust study summary available at: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15252/5/3/2>.
- Unpublished. 2010b. Analysis of 14C-labeled Polychlorinated C14 Exposed Fish. Report R-10/06-1, IVM Institute for Environmental Studies. Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019) cited above.
- Unpublished. 2019b. 1-Octanol/Water Partition Coefficient Determination of C14 Polychlorinated n-Alkane with 50% Cl by Weight. Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019) cited above. Registrant robust study summary available at: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15252/5/3/2>.
- Unpublished. 2019e. C14 Chlorinated Paraffin: A Dietary Exposure Bioaccumulation Test with the Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019) cited above. Registrant robust study summary available at: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15252/5/3/2>.
- Unpublished. 2019f. Determination of C14 Polychlorinated n-alkane with 50% Cl by weight in fish tissue and fish diet from OECD 305 bioaccumulation tests. Summary and discussion of test available in Environment Agency (2019) cited above.
- Vorkamp K, Balmer J, Hung H, Letcher RJ, Rig FF. 2019. A review of chlorinated paraffin contamination in Arctic ecosystems. *Emerging Contaminants*, 5, 219 - 231.
- Wang H, Chang H, Zhang C, Feng C, and Wu F. 2021. Occurrence of chlorinated paraffins in a wetland ecosystem: Removal and distribution in plants and sediments. *Environmental Science & Technology*, 55, 994 - 1003. DOI: 10.1021/acs.est.0c05694.
- Wang Y, Gao W, Wang Y, Jiang G. 2018. Distribution and pattern profiles of chlorinated paraffins in human placenta of Henan Province, China. *Environmental Science & Technology Letters*, 5, 9 - 13.
- Xia D, Gao L-R, Zheng M-H, Li J-R, Zhang L, Wu Y-N, Qiao L, Tian Q-C, Huang H-T, Liu W-B, Su G-J, Liu G-R. 2017a. Health risks posed to infants in rural China by exposure to short- and medium-chain chlorinated paraffins in breast milk. *Environment International*, 103, 1 - 7.
- Xia D, Gao L, Zheng M, Li J, Zhang L, Wu Y, Tian Q, Huang H, Qiao L. 2017b. Human exposure to short- and medium- chain chlorinated paraffins via mothers' milk in Chinese urban population. *Environmental Science & Technology*, 51, 608 - 615.

- Yuan B and de Wit CA. 2018. Screening Chlorinated Paraffins in Swedish Terrestrial Birds and Mammals (2012-2017). Report: Dnr 2219-17-011, ärendenr NV-04762-17.
- Yuan B, Vorkamp K, Roos AM, Faxneld S, Sonne C, Garbus SE, Lind Y, Eulaers I, Hellström P, Dietz R, Persson S, Bossi R, de Wit CA. 2019. Accumulation of short-, medium-, and long-chain chlorinated paraffins in marine and terrestrial animals from Scandinavia. *Environmental Science and Technology*, 53, 3526 - 3537.
- Zeng L, Lam JCW, Chen H, Du B, Leung KMY, Lam PKS. 2017b. Tracking dietary sources of short- and medium-chain chlorinated paraffins in marine mammals through a subtropical marine food web. *Environmental Science and Technology*, 51, 9543 – 9552.
- Zhou Y, Yuan B, Nyberg E, Yin GE, Bignert A, Glynn A, Odland JØ, Qiu Y, Sun Y, Wu Y, Xiao Q, Yin D, Zhu Z, Zhao J, and Bergman Å. 2020. Chlorinated paraffins in human milk from urban sites in China, Sweden, and Norway. *Environmental Science and Technology*. 2020, 54, 4356 – 4366.

(参考)

POPs 条約附属書 D スクリーニング基準 (抜粋)

(b) 残留性	i) 水中における半減期>2 カ月、又は土壌中における半減期>6 カ月、又は底質中における半減期>6 カ月、又は、 ii) その他の科学的根拠
(c) 生物蓄積性	i) 水生生物における BCF [※] 又は BAF [※] >5,000 (BCF 又は BAF データがない場合、log Kow>5) ii) 他の生物における高い生物蓄積性や生態毒性を示す根拠、又は iii) 生物蓄積性の可能性を示す、生物相におけるモニタリングデータ

※ BCF ; Bioconcentration factor 水からの取込みに関する濃縮係数

BAF ; Bioaccumulation factor 水及び餌を含む全ての経路からの取込みに関する濃縮係数

REACH 規則における PBT 及び vPvB 基準

基準	PBT 物質	vPvB 物質
P : 難分解性	海水中半減期>60 日 淡水・河口水半減期>40 日 海水底質中半減期>180 日 淡水・河口水底質中半減期>120 日 土壌中半減期>120 日	海水中半減期>60 日 淡水・河口水半減期>60 日 海水底質中半減期>180 日 淡水・河口水底質中半減期>180 日 土壌中半減期>180 日
B : 生物蓄積性	BCF>2000	BCF>5000
T : 毒性	海水・淡水生物における長期 NOEC 又は EC10<0.01 mg/L 発がん性カテゴリー1A 又は 1B 生殖細胞変異原性カテゴリー1A 又は 1B 生殖毒性カテゴリー1A、1B 又は 2 特定標的臓器毒性(反復)カテゴリー1 又は 2	—

ECHA における P/vP スクリーニング基準（抜粋）... (ECHA, 2017)...

スクリーニング情報	結果	残留性
Biowin 2 (non-linear model prediction) and Biowin 3 (ultimate biodegradation time) または Biowin 6 (MITI non-linear model prediction) and Biowin 3 (ultimate biodegradation time) または その他のモデル*	急速な生分解が起こらない（確率<0.5）*かつ最終的な生分解の達成に要すると予想される期間が数ヶ月以上（値<2.25（～2.75）**） または 急速な生分解が起こらない（確率<0.5）*かつ最終的な生分解の達成に要すると予想される期間が数ヶ月以上（値<2.25（～2.75）**） または モデル固有の値	P または vP の可能性

* 急速に生分解する確率は低い。その他のモデルについては ECHA (2017) に記載されている。

** この基準を満たす物質は BIOWIN 3 で 2.25～2.75 の値を示すため、一般にさらなる分解関連情報が必要となる。

資料 9

長鎖ペルフルオロカルボン酸(PFCA)、その塩及び関連物質の残留性、生物蓄積性等に関する情報

長鎖 PFCA、その塩及び関連物質の 残留性、生物蓄積性等に関する情報

本資料の見方

- 条約事務局ホームページに公表されたカナダからの提案文書（UNEP/POPS/POPRC.17/7）に関する文献情報をまとめ、提案文書に記載された情報は無印とした。
- 上記提案文書に記載されておらず文献等より補足として追加した情報は、下線を付した。
- 同文書において元文献等で確認して間違いと推察される記載内容を修正した部分について、~~取り消し線~~を付した。
- 本資料の引用文献において、~~破線の下線~~のあるものは、元文献を入手し、元文献より内容を確認済みのものである。

1. 残留性等に関する情報

1.1 水中、土壌中及び底質中での半減期等

- (事務局注：提案文書中に水中、土壌中及び底質中での半減期等の記載情報なし)
- ECHA による判定「Persistent、P」：PFNA、PFDA
- ECHA による判定「very Persistent、vP」：PFUnDA、PFDoDA、PFTrDA、PFTDA
- Environment Canada による判定「persistence」：C9-20、PFCA (Environment Canada 2012)

参考) ECHA の SVHC となっている C9-14 長鎖 PFCA で PBT 又は vPvB と判定 (下表)。

表 C9-14 長鎖 PFCA に対する残留性(P 又は vP)判定の根拠等

物質	判定	残留性に関する根拠	文献
PFNA 375-95-1	PBT	水中：半減期 2,477 日 (推定値) 土壌中：半減期 4,954 日 (推定値) 生分解性：28 日で分解せず (OECD 301F) ※PFOA のリードアクロスより生分解性が低いと推測	Lambert et al. 2011 Lambert et al. 2011 Stasinakis et al. 2008 ECHA 2015
PFDA 335-76-2	PBT	水中：半減期 4,722 日 (推定値) 土壌中：半減期 9,444 日 (推定値) ※PFOA と PFNA のリードアクロスより生分解性が低いと推測	Lambert et al. 2011 Lambert et al. 2011 ECHA 2016
PFUnDA 2058-94-8	vPvB	※C8,9,12,14 の PFCA のリードアクロスより生分解性が低いと推測	ECHA 2012a
PFDoDA 307-55-1	vPvB	生分解性：28 日で分解せず (OECD 301C) ※PFOA のリードアクロスより生分解性が低いと推測	NITE 2007a ECHA 2012d
PFTrDA 72629-94-8	vPvB	※C8,9,12,14、PFCA のリードアクロスより生分解性が低いと推測	ECHA 2012c
PFTDA 376-06-7	vPvB	生分解性：28 日で分解せず (OECD 301C) ※C8,12、PFCA のリードアクロスより生分解性が低いと推測	NITE 2007b ECHA 2012b

1.2 生分解性

- C9、PFCA は OECD 301F 法で生分解しなかった (Stasinakis et al. 2008)。

参考) 化審法による C9-21 長鎖 PFCA の分解度情報を下表に整理した。7 つの長鎖 PFCA で難分解性と判定されている (J-CHECK)。

表 化審法による分解度の判定 (J-CHECK より)

被験物質 略称	CAS 番号 (官報公示整理番号)	判定	分解度 (%)			試験法/試験条件
			BOD	LC-MS	HPLC	
PFNA	375-95-1 (2-2659)	二	二	二	二	二
PFDA	335-76-2 (2-2659)	二	二	二	二	二
PFUnDA	2058-94-8 (2-2659)	難分解性	二	二	二	二
PFDoDA	307-55-1 (2-2658、2-2659)	難分解性	0%	二	2%	試験法：OECD 301C 試験温度等：25±1℃（遮光下） 試験物質濃度：100 mg/L 活性汚泥濃度：30 mg/L 試験期間：28 日間
PFTTrDA	72629-94-8 (2-2658、2-2659)	難分解性	二	二	二	二
PFTDA	376-06-7 (2-2658)	難分解性	0%	0%	二	試験法：OECD 301C 試験温度等：25±1℃（遮光下） 試験物質濃度：100 mg/L 活性汚泥濃度：30 mg/L 試験期間：28 日間
PFPeDA	141074-63-7 (2-2658)	難分解性	二	二	二	二
PFHxDA	67905-19-5 (2-2658)	難分解性	二	二	二	二
PFHpDA	57475-95-3	二	二	二	二	二
PFODA	16517-11-6	難分解性	二	二	二	二
PFNDA	133921-38-7	二	二	二	二	二
C20 PFCA	68310-12-3	二	二	二	二	二
C21 PFCA	二	二	二	二	二	二

二：未記載又は未掲載

1.3 加水分解性

- （事務局注：提案文書に記載なし）

1.4 光分解性

- C10、PFCA (PFDA) を高地（2,500 m 及び 4,200 m）で 106 日で太陽照射した場合に 30～35%の光分解（Taniyasu et al. 2013）
 - PFNA は上記条件下で 19～26%の光分解

1.5 その他の分解性に関する情報

- €9C7-18 (C7,8,10,12,13,14,16,18)、PFCA（河川水）について、電気酸化処理により 38%の脱フッ素化（Barisci & Suri 2020）
- 炭素-フッ素間の共有結合は、最も強い結合の一つ（約 108-120 kcal/mole）（Dixon 2001、Parsons et al. 2008）
 - 炭素-フッ素間の結合は非常に安定しており、酸、塩基、酸化剤、還元剤、光分解プロセス、微生物、代謝プロセスによる分解に対して一般的に耐性がある。
 - フッ素は元素の中で最も高い電気陰性度を持つため、炭素鎖へのフッ素の結合及びフ

無印：提案文書（POPRC.17/7）からの情報。下線：追加情報、取消し線：誤りと考えられる情報、破線の下線：入手済み文献

ッ素原子の高い電子密度により、炭素骨格が保護され、熱と化学物質の両方に対して不活性（Hakli et al. 2008、Colomban et al. 2014、Parsons et al. 2008）

- 炭素-フッ素間の結合は、イオン化ポテンシャルの高さ、分極性の低さ、分子間及び分子内相互作用の低さ、そして表面張力の小ささに寄与
- これらの理由により、長鎖 PFCA は環境中で安定していると推測

1.6 結論

- 利用可能な実験データと物理化学的特性に基づき、長鎖 PFCA は難分解性に関する附属書 D の基準を満たしていると結論づけられる。

2. 生物蓄積性等に関する情報

2.1 生物蓄積性に関連する物理化学的特性

- 長鎖 PFCA の独自の特性や物理化学的性質は、生物蓄積可能性に関連している。長鎖 PFCA は、その分子の異なる部分にイオン化、疎油性、疎水性、親水性を持つ不揮発性の物質である。ペルフルオロ鎖に結合したカルボン酸官能基も分子に両極性を与えている。
- これらの特性により、長鎖 PFCA と基質との間の疎水性と親油性の相互作用は、ほとんどの有機化合物と違い、生物蓄積性を左右する主要メカニズムにはならない(Hekster et al. 2002)。疎油傾向が組織への分配プロセスに反するため、疎水性はその分配の主要な駆動力にはなりえず、代わりに静電相互作用がより重要になる可能性がある(Hekster et al. 2002)。
- 加えて、野生生物での長鎖 PFCA 関連物質の存在や代謝による変換により、野生生物における長鎖 PFCA 自体の体内負荷量を増大させることができる(Nabb et al. 2007、Letcher et al. 2014)。

2.1 室内実験

2.1.1 オクタノール/水分配係数 (Kow)

- 長鎖 PFCA については、モデル推定した log Kow は入手可能だが、実験による log Kow は入手できない。しかしながら、長鎖 PFCA のような界面活性やイオン化している物質においては、意味のある log Kow を信頼性のある測定やモデル推定することはできない。
- C9-14 の PFCA の中性型でモデル推定(Wang et al. 2011)
 - log Kow : 5.9~8.9
 - 高い生物蓄積性である可能性を意味する。
 - ただし、著者らは、これらの値が、中性でアニオン型の選択された構造に大きく左右されるモデル推定による大きく非定量的な不確実性であることを警告。
- 最近の研究では、PFCA の pKa (酸解離定数) が 0~1 であることに着目し、長鎖 PFCA が環境中の pH 下でほとんど完全にイオン化しており、中性型が環境中に存在する可能性はないと考えられることを示唆している(Wang et al. 2011、Ng & Hungerbuhler 2014)。
- むしろ、長鎖 PFCA は、2 相間で分配されるより、有機相 (脂質) と水相の界面に移動する傾向にある(Houde et al. 2006b、OECD 2002)。
- ペルフルオロ分子の一部がリン脂質に作用することが可能だが(Armitage et al. 2012、Dassuncao et al. 2019、Droge et al. 2019)、ほとんどの研究において、生物中濃度レベルで、脂質よりもむしろ高タンパク組織 (すなわち卵黄、肝臓、血液) が長鎖 PFCA の主要な蓄積するところであることを示している。
- 細胞内でこれらの物質が輸送され、脂肪酸結合したタンパク質やリポタンパク質又はアルブミンに結合し、高タンパク組織に隔離される(Jones et al. 2003、Bischel et al. 2010、Woodcroft et al. 2010、Bischel et al. 2011、Ng & Hungerbuhler 2013、Cheng & Ng 2018、Zhong et al. 2019)。

- 上記に基づき、log Kow を生物蓄積性の記述子として使用したり、長鎖 PFCA の予測目的（例えば、生物蓄積性モデルなど）に使用したりすることは不適切である(OECD 2002、Conder et al. 2008)。その代わり、モデル推定データより、実験による生物蓄積性データの方が適切である。

2.1.2 生物濃縮係数 (BCF)、生物蓄積係数 (BAF)

- 生物濃縮と生物蓄積の両方の実験によるデータは、いくつかの長鎖 PFCA で利用可能である。
- ゼブラフィッシュ(*Danio rerio*)、コイ(*Cyprinus carpio* L.)、ニジマス(*Oncorhynchus mykiss*) の3種の淡水魚と1種のイガイ(ミドリイガイ(*Perna viridis*)) での実験による BCF と BAF が炭素鎖 18 までの PFCA で報告されている。
 - ゼブラフィッシュ胚に受精後 144 時間 1 mg/L の C9 の PFCA を曝露(Menger et al. 2020)
 - ◇ BCF : 582~638
 - 定常状態のゼブラフィッシュ成魚(Chen et al. 2016)
 - ◇ 全体 BCF : 1,202 (C9)~257,039 (C14)
 - ◇ 肝臓 BCF : 1,514 (C9)~363,078 (C14)
 - コイの全体 BCF (Inoue et al. 2012)
 - ◇ C11 : 2,300~3,700
 - ◇ C12 : 10,000~16,000
 - ◇ C13 : 16,000~17,000
 - ◇ C16 : 4,700~4,800
 - ◇ C18 : 320~430
 - ニジマス稚魚 12 日間曝露、排泄期間 33 日(Martin et al. 2003b)
 - ◇ 定常状態の全体 BCF : 450 (C10)~23,000 (C14)
 - ◇ 定常状態の肝臓 BCF : 1,100 (C10)~30,000 (C14)
 - ニジマス幼魚 34 日間曝露、排泄期間 41 日(Martin et al. 2003a)
 - ◇ 定常状態の死亡個体 BAF : 0.04~1.0 (C10-C13)
 - 市販サイズのニジマス 28 日間曝露、排泄期間 28 日(Goeritz et al. 2013)
 - ◇ BAF : < 0.4 (C9)
 - ミドリイガイに 1、10 µg/L の C9-10 PFCA を 56 日間曝露(Liu et al. 2011a)
 - ◇ BAF (C9) : 109~144
 - ◇ BAF (C10) : 464~838
- 要約すると、実験による BCF/BAF は、供試生物の種と齢に応じて変動する。
 - BCF と BAF は、ほとんどの場合、C9 (<0.4~1,514)から C14 (17,000~363,078)まで増加し、C16 (4,700~4,800)から C18 (20~4800)にかけて減少する。

2.2 野外調査

2.2.1 生物濃縮係数 (BCF)、生物蓄積係数 (BAF)

- 淡水生物や海生生物での野外調査による BCF や BAF は、炭素数 15 までの PFCA で報告されている。
 - カナダ五大湖のレイクトラウト(*Salvelinus namaycush*) (4 才魚) (Furdui et al. 2007)
 - ◇ 全体 BCF (C9) : 1,259~6,309
 - ◇ 全体 BCF (C10) : 5,011~19,952
 - フランスのオルジュ川のコイ科魚類ヨーロピアン・チャブ(*Leuciscus cephalus*) (Labadie & Chevreuil 2011)
 - ◇ 肝臓 BAF : 79 (C9)~501,187 (C12)
 - ◇ 血漿 BAF : 631 (C9)~5,011,872 (C12)
 - 東京の下水処理場排出口近くの排水路のコイ(Murakami et al. 2011)
 - ◇ 肝臓 BAF : 69 (C9)~> 26,000 (C13)
 - ◇ 腎臓 BAF : 2,600 (C9)~> 40,000 (C13)
 - 中国の珠江デルタのコイ、ティラピア(*Tilapia aurea*)、カルムチー(雷魚)(*Ophicephalus argus*)、ヒレナマズ(*Clarias fuscus*) (Pan et al. 2014)
 - ◇ 肝臓 BAF (C9-11) : 501~100,000
 - スウェーデンのハルムシェン湖のヨーロピアンパーチ(*Perca fluviatilis*) (Ahrens et al. 2015)
 - ◇ 全体 BCF : 42~54 (C9)
 - ◇ 全体 BCF : 140~220 (C10)
 - 中国の巢湖の最上位捕食者であるチャイニーズアイスフィッシュ(シラウオ科)の亜種(*Neosalanx tangkahkeii taihuensis*) (Pan et al. 2019)
 - ◇ 全体 BAF : 93 (C13)~2,041 (C9)
 - 中国の白洋淀のソウギョ(*Ctenopharyngodon idellus*)、キンギョ(*Carassius auratus*)、コイ、ハクレン(*Hypophthalmichthys molitrix*)、カルムチー(*Channa argus*) (Liu et al. 2019a)
 - ◇ 全種の BAF
 - C9 : 3.9~922
 - C10 : 45~5,318
 - C11 : 26~18,902
 - C12 : 91~6,635
 - 韓国の魚市場の雌のカニ類(種不明) (Choi et al. 2020)
 - ◇ 胸脚 BCF : 440
 - ◇ 卵 BCF : 660
 - ◇ 筋肉 BCF : 879
 - ◇ 内臓 BCF : 1,040
 - オランダの 21 の河川、湖沼、運河のヨーロッパウナギ(*Anguilla Anguilla*) (Kwadijk et

- al. 2010)
 - ◇ BAF (C9) : 105~1,380
 - ◇ BAF (C10) : 331~5,623
- 中国の白洋淀の魚類、カニ類、巻貝(Zhou et al. 2012)
 - ◇ 全種の BAF
 - C9 : 59~60
 - C10 : 1,230~69,183
 - C11 : 589~7,762
- フランスのアキテーヌの大潮潮位差の大きい汽水域のカイアシ類、アミ類、エビ類(Munoz et al. 2019)
 - ◇ 全種の BAF (C9-11) : 631~12,589
- 韓国の西岸の魚類、カニ類、腹足類、二枚貝(Naile et al. 2013)
 - ◇ 全種の全体 BCF (C9-11) : 7~269
- 中国の太湖のプランクトン(Fang et al. 2014)
 - ◇ BAF : 462 (C10)~17,788 (C12)
- バルト海のニシン属魚類、ニシン科スプラタス属魚類(Gebbink et al. 2016)
 - ◇ ニシン属魚類 BAF : > 224 (C15)~218,776 (C11)
 - ◇ スプラタス属魚類 BAF : > 59 (C15)~158,489 (C11)
- 中国の巢湖のエビ類、巻貝、魚類(Liu et al. 2019b)
 - ◇ BAF : 118 (C9)~12,370 (C11)
- 要約すると、野外調査による BCF や BAF は種によって 3.9(C9)から 5,011,872(C12)まで変動する。
- 野外調査による BCF や BAF でも、おおまかに C9 から C14 にかけて上昇し、C15(> 59~224)まで低下する。

2.2.2 鳥類や陸生／海生哺乳類の生物蓄積性の評価に適切な係数

- 魚類や水生無脊椎動物から鳥類や陸生／海生哺乳類への BCF／BAF データの外挿では、長鎖 PFCA の生物蓄積の可能性を過小評価することがあり得る。
 - 一般的には、生物蓄積は、水呼吸生物（魚類や水生無脊椎動物など）と空気呼吸生物（陸生／海生哺乳類、鳥類など）において非極性で非揮発性の中性の有機化学物質（PCB など）では同じメカニズムで発生する。中性の化学物質は水中でも大気中でも排出速度が遅いため、水呼吸生物や空気呼吸生物にとって同様の生物蓄積の可能性をもたらす(Kelly et al. 2004、Mackay & Fraser 2000)。
 - しかしながら、イオン化し、極性を持ち、非揮発性である長鎖 PFCA は、中性の化学物質に比べて高い水溶解度がある。水呼吸生物にとって、このことは、長鎖 PFCA の水相へのより速い排出とそれに続く生物蓄積の可能性の低下をもたらす。長鎖 PFCA の中程度の水溶解度は、鰓から水中への移動傾向が比較的高くなる一方で、その低い蒸気圧と負の電荷により、肺の肺胞膜を通して大気へ移動する傾向は、比較的低くなる。

- 空気呼吸生物における生物蓄積性は主として極性よりも揮発性により推進される左右されることから、非揮発性で中性の長鎖 PFCA は大気への比較的低い排出速度を助長し、空気呼吸生物で高い生物蓄積性となる(Kelly et al. 2004)。
- つまりは、魚類の鰓は、陸生／海生哺乳類が有していない長鎖 PFCA の追加的な排出機構となる(Martin et al. 2003a)。
- 加えて、魚類から鳥類や陸生／海生哺乳類への BCF／BAF データの外挿は、栄養段階での生物学的差異（例えば、摂餌速度、同化効率、排泄速度など）により行うべきではない(Martin et al. 2003a)。
- 従って、長鎖 PFCA の全体としての生物蓄積の可能性を決定するには、野外での生物増幅係数 (BMF) や食物連鎖増幅係数 (TMF) がより適切である。

2.2.3 生物増幅係数 (BMF)、食物連鎖増幅係数 (TMF)

- 複数の魚種及び／又は最上位捕食種（鳥類、陸生／海生哺乳類）における長鎖 PFCA (C16 まで) の野外での BMF 及び TMF は、高い生物増幅の可能性を示している。1 を超える BMF と TMF が生物蓄積性とみなされる。
 - 中国の遼東湾の海洋食物網での最上位捕食種であるウミネコ (*Larus crassirostris*) (Zhang et al. 2015)
 - ◇ TMF (C9-14) : 1.78~4.88
 - 中国の太湖の富栄養な淡水食物網での最上位捕食種であるシラサギと肉食性魚類(Xu et al. 2014)
 - ◇ TMF (C9-12) : 2.1~3.7
 - フランスのオルジュ川食物網での様々な摂食行動（例えば、底生性、底生—遊泳性、雑食性、肉食性など）をもつ最上位捕食種の 8 種の淡水魚(Simmonet-Laprade et al. 2019a)
 - ◇ BMF : 0.3~25.2
 - ◇ TMF : 1.5~3.0
 - フランスの 5 つの河川食物網での最上位捕食種であるチャブ（ウグイ亜科）(*Squalius cephalus*)とバーベル（コイ亜科）(*Barbus barbus*) (Simmonet-Laprade et al. 2019b)
 - ◇ TMF (C9-14) : 0.9~14.9
 - カナダ北極圏西部の海洋食物網での最上位捕食種であるワモンアザラシ(*Phoca hispida*)とシロイルカ(*Delphinapterus leucas*) (Tomy et al. 2009b)
 - ◇ TMF (C9-11) : 3.8~19.8
 - 他の食物網（カナダのオンタリオ湖、中国の太湖、カナダのハドソン湾（カナダ北極圏）、香港の米埔湿地自然保護区）(Martin et al. 2004、Kelly et al. 2009、Loi et al. 2011、Fang et al. 2014)
 - ◇ TMF (C9-13) : 1.00~8.29
 - グリーンランド東部でのワモンアザラシ(*Pusa hispida*)を捕食するホッキョクグマ (*Ursus maritimus*) (Boisvert et al. 2019)
 - ◇ 平均 BMF (C9-16) : 1~10（ワモンアザラシ脂肪／ホッキョクグマ肝臓）

無印:提案文書(POPRC.17/7)からの情報。下線:追加情報、~~取消し線~~:誤りと考えられる情報、破線の下線:入手済み文献

- ◇ 平均 BMF (C9-13) : 100~10,000 (ワモンアザラシ肝臓／ホッキョクグマ肝臓)
- カナダ北極圏でのワモンアザラシ肝臓とホッキョクグマ肝臓(Butt et al. 2008)
 - ◇ 幾何平均 BMF (C9-15) : 2.2 (C13)~56(C9)
- カナダ北極圏西部の食物網での最上位捕食種であるアザラシ(Powley et al. 2008)
 - ◇ BMF (C10-12) : 0.8~3.1
- カナダのユーコン、ノースウェスト、ヌナブトでのバロングラウンドカリブー(*Rangifer tarandus groenlandicus*) (トナカイの亜種) と最上位捕食種であるタイリクオオカミ(*Canis lupus*) (Müller et al. 2011)
 - ◇ 全体 BMF (C9-13) : 0.8~5.4 (カリブー／オオカミ)
 - ◇ TMF : 1.9~2.9
- 米国サウスカロライナ州チャールストンとフロリダ州のサラソータ湾のハンドウイルカ(*Tursiops truncatus*)の食物網(Houde et al. 2006a)
 - ◇ チャールストンでの BMF と TMF (C9-11) : 0.1~8.8
 - ◇ サラソータ湾での BMF (C12) : 0.1~2.0
- スバルバル諸島バレンツ海の氷縁の食物網での捕食者 (ハジロウミバト(*Cepphus grylle*), シロカモメ(*Larus hyperboreus*)など) (Haukås et al. 2007)
 - ◇ BMF (C9) : 8.76~11.6
- カナダのオンタリオ湖での最上位捕食種であるレイクトラウト(*Salvelinus namaycush*) (Martin et al. 2004b)
 - ◇ 全体 BMF (C9-14) : 1.6~3.4 (3 種の餌となる魚のそれぞれの豊富さで重み付けした値)
- フランスのジロンド川河口の温帯の大潮潮位差の大きい汽水域の食物網での最上位捕食種であるスズキ科魚類 (例: ヨーロピアンシーバス(*Dicentrarchus labrax*), ユーラシアタイリクスズキ(*Dicentrarchus punctatus*)) やコルビナ(*Argyrosomus regius*) (Munoz et al. 2017b)
 - ◇ TMF (C9-14) : 0.88~1.3
- 要約すると、最上位捕食種 (例: ハジロウミバト、シラサギ、肉食性魚種、ワモンアザラシ、シロイルカ、ホッキョクグマ、タイリクオオカミなど) の TMF は 0.3~19.8、BMF は 0.1~25.2 の範囲にあり、確実に 1 を超える。

2.2.4 C17 以上の PFCA の生物蓄積性

- C16 超の長鎖 PFCA の生物増幅又は食物連鎖増幅のデータがない。しかしながら、C17-21 の PFCA でも鳥類や陸生／海生哺乳類において生物増幅が可能である。
- C17-21 の PFCA は雪や土壌で測定されており(Plassman & Berger 2013)、C15-18 の PFCA はカナダの五大湖のハヤブサ(*Falco peregrinus*)やセグロカモメ(*Larus argentatus*) (Sun et al. 2020)並びにグリーンランド東部のホッキョクグマ(Greaves et al. 2013、Boisvert et al. 2019)などの最上位捕食種で測定されている。
- C-C 立体配座は炭素鎖の増加とともに変化し、鎖が長くなるほどねじれていき、断面直径の小さい分子ほど生物への蓄積能が大きくなることを示している(Wang & Ober 1999)。

- 直鎖ペルフルオロアルキル鎖(C8-18 で $D_{\text{eff}} = 0.61 - 0.96 \text{ nm}$)の長鎖 PFCA の堅固な分子構造は、生物学的な膜をより容易に通過することができ(Anliker et al. 1988)、それによってより大きな生物蓄積性をもたらす(Dimitrov et al. 2003)。
- これらの物理化学的特性により、分子量に基づく分子サイズ（例： D_{max}^1 など）の立体的なバルクの影響が過小評価され、分子量が比較的大きい場合であっても長鎖 PFCA の生物蓄積の可能性が過小評価されることになる(Inoue et al. 2012)。

2.3 生体内の動態

2.3.1 ヒト体内への残留

- ヒトでは、長鎖 PFCA について次の証拠がある。
 - i) 多くの組織（例：脳、肝臓、腎臓）及び分泌液に分配される。
 - ii) 胎盤を通過して胎児に入る。
 - iii) 母乳を介して移行する。
 - 長鎖 PFCA (C9-14) は、グリーンランドやカナダ北部のような遠隔地の試料も含めて、世界的にヒトの血液、尿、臍帯、母乳、毛髪、爪から検出される(例：Guruge et al. 2005、Tao et al. 2008、Olsen et al. 2011、Fujii et al. 2012、Metas-Guzman et al. 2016、Wu et al. 2017、Cao et al. 2018、Lee et al. 2018、ECHA 2018a、Wang et al. 2018、Caron-Beaudoin et al. 2020、Li et al. 2020b、Li et al. 2020a、Liu et al. 2020)。
 - カナダ健康測定調査(CHMS)のサイクル 2（2009–2011 年）とサイクル 5（2016–2017 年）(Health Canada 2019)
 - ◇ 血漿中幾何平均濃度の範囲(C9-11)：0.12~0.82 $\mu\text{g/L}$
 - ◇ 注目すべきは、イヌイット妊娠女性（C9-11）と北米先住民族の若者（C9）の血清中の長鎖 PFCA は、CHMS よりも高濃度であることである(Caron-Beaudoin et al. 2019、Caron-Beaudoin et al. 2020)。
 - 2013-2014 年のアメリカ国民健康栄養調査(NHANES)での 12 歳以上の血清(Graber et al. 2019)
 - ◇ 幾何平均（C9）：0.91 $\mu\text{g/L}$
 - 欧州での 29 の生体モニタリング調査の結果(ECHA 2018a)
 - ◇ 殆どの血清中濃度（C9-14）の範囲：高い pg/ml~低い ng/ml

2.3.2 代謝

- PFCA は代謝的に不活性であると考えられている(Kudo 2015)。
- 雌雄のラットに 5 mg/kg の C10 を単回腹腔内投与(Vanden Heuvel et al. 1991)
 - 28 日後、C10 の脱フッ素化又は抱合で難分解性のハイブリッド構造の脂質を形成するという根拠はなく、C10 のイオン化した代謝物が雌雄のラットの尿や胆汁から検出されることもなかった。

¹ 分子を球に入れた時の球の直系。

2.3.3 半減期、排泄速度

- 長鎖 PFCA は、その強いタンパク質結合親和性により、ヒト体内から非常にゆっくりと排泄される。
 - ヒト体内半減期の推定(Zhang et al. 2013)
 - ◇ C9 : 2.5~4.3 年
 - ◇ C10-11 : 4.5~12 年
 - 炭素鎖長が長い PFCA ほどタンパク質へ強く結合する(Chen et al. 2020)
- いくつかの動物での研究では、炭素鎖長が長い PFASPFCA ほどゆっくりと排泄されて、より生物蓄積性が高くなることが示されている(Ohmori et al. 2003、Kudo et al. 2006、Yeung et al. 2009)。
- 上記より、C12 超の炭素鎖長をもつ PFCA においても、C9-11 より長い半減期になると予想することは合理的である。

2.4 各国における生物蓄積性の評価

- 長鎖 PFCA は、いくつかの法的権限区域における生物蓄積性の規制基準を満たしている。
 - 欧州での REACH 規則で定められた基準に則った評価 (C9-14) (ECHA 2012a,b,c,d, 2015, 2016)
 - ◇ 生物蓄積性あり : C9-10
 - ◇ 非常に高い生物蓄積性あり : C11-14
 - カナダでの長鎖 PFCA、その塩及びその前駆体の生態リスク評価における BMF/TMF データに基づく証拠の重み付けアプローチによる結論(Environment Canada 2012)
 - ◇ 長鎖 PFCA とその塩は : 鳥類及び陸生／海生哺乳類において生物蓄積及び生物増幅する
 - カナダの「難分解性及び生物蓄積性規則」(Canada 2000)は、淡水性生物種（魚類）の生物蓄積性データ（BCF 又は BAF、log Kow）に基づいており、脂質に選択的に分配される物質の対応には最適である。しかしながら、長鎖 PFCA は、鳥類や陸生／海生哺乳類の肝臓、血液、腎臓においてタンパク質に分配されることから、同規則は長鎖 PFCA の生物蓄積の可能性を完全には反映していない。

2.3 結論

- C9-14 の長鎖 PFCA について、淡水及び海水性の水生生物で 5000 超の BCF と BAF が報告されている。
- C9-16 の PFCA では、鳥類や陸生／海生の哺乳類で BMF 又は TMF が 1 超となる食物連鎖による生物濃縮が報告されている。
- さらには、C18 の PFCA が環境中並びに、ホッキョクグマ、セグロカモメ、ハヤブサといった数種の最上位捕食種で測定されている。
- ヒトでは、C9-14 の PFCA が様々な組織や分泌液から検出されている。
- C9-11 の PFCA の排泄は非常に緩やかであることから、長い半減期が推定される。

無印:提案文書(POPRC.17/7)からの情報。下線:追加情報、取消し線:誤りと考えられる情報、破線の下線:入手済み文献

- 生物蓄積性データと環境モニタリングデータに基づき、長鎖 PFCA は附属書 D の生物蓄積性のクライテリアに合致する。

引用文献

【残留性】

- Barisci S and Suri R. 2020. Electrooxidation of short and long chain perfluorocarboxylic acids using boron doped diamond electrodes. Chemosphere. 243:125349.
- Colomban C, Kudrik EV, Afanasiev P, Sorokin AB. 2014. Catalytic defluorination of perfluorinated aromatics under oxidative conditions using N-bridged diiron phthalocyanine. J Am Chem Soc. 136: 11321–11330
- Dixon DA. 2001. Fluorochemical decomposition process. Pacific Northwest National Laboratory, Richland WA
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012a. Support Document for Identification of Henicosafuoroundecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/01986fb8-ede8-4458-b54e-12ff8a534b98> <https://echa.europa.eu/documents/10162/9bcff514-6625-baa9-edd9-80ee9e82c86a> [Accessed: 31 August 2021]
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012b. Support Document for Identification of Heptacosafuorotetradecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/997efe1b-0564-4ea1-a042-bab93e518f25> <https://echa.europa.eu/documents/10162/08046ee8-0933-a564-0df2-da48cda2bc6b> [Accessed: 31 August 2021]
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012c. Support Document for Identification of Pentacosafuorotridecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/3fd11ee9-6925-475f-b328-d224d45219a4> <https://echa.europa.eu/documents/10162/4894dac8-608d-c1ab-2473-f67e2e314d39> [Accessed: 31 August 2021]
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012d. Support Document for Identification of Tricosafuorododecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/0d5abffa-6bbf-40e7-b6b1-1ea3736cf570> <https://echa.europa.eu/documents/10162/44fd0731-2211-0216-b984-e3cd0f32d5ca> [Accessed: 31 August 2021]
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2015. Support Document for Identification of Perfluorononan-1-oic Acid and its Sodium and Ammonium Salts as Substances of Very High Concern Because of their Toxic for Reproduction and PBT Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/48ae5fe3-9436-4a10-a533-ed642b92ce47> [Accessed: 31 August 2021]
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2016. Support Document for Identification of Nonadecafluorodecanoic Acid (PFDA) and its Sodium and Ammonium Salts as a Substance of Very High Concern Because of its Toxic for Reproduction (Article 57 c) and Persistent, Bioaccumulative, and Toxic (PBT) (Article 75 D) Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/d580f392-aadd-459c-5bfa-7a2e4dd86032> <https://echa.europa.eu/documents/10162/1d930a26-b33c-4e74-8a06-1b71ebbbd71c> [Accessed: 31 August 2021]
- Environment Canada. 2012. Ecological Screening Assessment Report Long-Chain (C9–C20) Perfluorocarboxylic Acids, their Salts and their Precursors. Available from: <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&n=CA29B043-1> [Accessed: 23 October 2020]
- Hakli O, Ertekin K, Ozer MS, Aycan S. 2008. Determination of pKa values of clinically important perfluorochemicals in non aqueous media. Journal of Analytical Chemistry. 63(11):1051–1056
- Lambert N, Rostock C, Bergfald B, Bjorvik LM. 2011. Identifying POP candidates for the Stockholm Convention. TA-2871/2011.
- National Institute of Technology and Evaluation. 2007a. Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law. Information on the chemical published in the Official Bulletin of Economy, Trade and Industry. Available from:

https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/tempfile_list.action?tpk=19578&ppk=2324&kinou=100&type=j
a [Accessed: 31 August 2021]

National Institute of Technology and Evaluation. 2007b. Biodegradation and Bioconcentration of Existing Chemical Substances under the Chemical Substances Control Law. Information on the chemical published in the Official Bulletin of Economy, Trade and Industry. Available from: https://www.nite.go.jp/chem/jcheck/tempfile_list.action?tpk=19580&ppk=2341&kinou=100&type=j
a [Accessed: 31 August 2021]

Parsons JR, Saez M, Dolfing J, de Voigt P. 2008. Biodegradation of perfluorinated compounds. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Vol 196. D.M. Whitacre (ed.), Springer-Science + Business Media LLC

Stasinakis AS, Petalas AV, Mamais D, Thomaidis NS. 2008. Application of the OECD 301F respirometric test for the biodegradability assessment of various potential endocrine disrupting chemicals. *Bioresource Technology*. 99:3458–3467.

Taniyasu S, Yamashita N, Yamazaki E, Petrick G, Kannan K. 2013. The environmental photolysis of perfluorooctanesulfonate, perfluorooctanoate and related chemicals. *Chemosphere*. 90:1686–1692.

【生物蓄積性】

Ahrens L, Norstorm K, Viktor T, Cousins AP, Josefsson S. 2015. Stockholm Arlanda Airport as a source of per- and polyfluoroalkyl substances to water, sediment and fish. *Chemosphere*. 129: 33–38.

Anliker R, Moser P, Doppinger D. 1988. Bioaccumulation of dyestuffs and organic pigments in fish. Relationships to hydrophobicity and steric factors. *Chemosphere*. 17:1631–1644.

Armitage JM, Arnot JA, Wania F. 2012. Potential role of phospholipids in determining the internal tissue distribution of perfluoroalkyl acids in biota. *Environ Sci Technol*. 46:12285–12286.

Bischel HN, MacManus-Spencer LA, Luthy RG. 2010. Noncovalent interactions of long-chain perfluoroalkyl acids with serum albumin. *Environ Sci Technol*. 44:5263–5269.

Bischel HN, MacManus-Spencer LA, Zhang C, Luthy RG. 2011. Strong associations of short-chain perfluoroalkyl acids with serum albumin and investigation of binding mechanism. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 30(11):2423–30

Boisvert G, Sonne C, Riget FF, Dietz R, Letcher RJ. 2019. Bioaccumulation and biomagnification of perfluoroalkyl acids and precursors in East Greenland polar bears and their ringed seal prey. *Environmental Pollution*. 252:1335–1343.

Butt CM, Mabury SA, Kwan M, Wang X, Muir DCG. 2008. Spatial trends of perfluoroalkyl compounds in ringed seals (*Phoca hispida*) from the Canadian Arctic. *Environ Toxicol Chem*. 27(3):542–553.

Canada. 2000. Canadian Environmental Protection Act, 1999: Persistence and Bioaccumulation Regulations. P.C. 2000-348, 23 March, 2000, SOR/2000-107.

Cao W, Liu X, Liu X, Zhou Y, Zhang X, Tian H. 2018. Perfluoroalkyl substances in umbilical cord serum and gestational and postnatal growth in a Chinese birth cohort. *Environ Int*. 116:197–205.

Caron-Beaudoin E, Ayotte P, Laouan Sidi EA; Community of Lac Simon; Community of Winneway – Long Point First Nation; CSSS Tshukuminu Kanani of Nutashkuan; Community of Unamen Shipu, Gros-Louis McHugh N, Lemire M. 2019. Exposure to perfluoroalkyl substances (PFAS) and associations with thyroid parameters in First Nation children and youth from Quebec. *Environ Int*. 2019 Jul;128:13-23.

Caron-Beaudoin E, Ayotte P, Blanchette C, Muckle G, Avard E, Ricard S, Lemire M. 2020. Perfluoroalkyl acids in pregnant women from Nunavik (Quebec, Canada): Trends in exposure and associations with country foods consumption. *Environ Int*. 2020 Dec;145:106169.

Chen F, Gong Z, Kelly BC. 2016. Bioavailability and bioconcentration potential of perfluoroalkyl-phosphonic and -phosphonic acids in zebrafish (*Danio rerio*): comparison to perfluorocarboxylates and perfluorosulfonates. *Science of the Total Environment*. 568:33–41.

Chen H, Wang Q, Cai Y, Yuan R, Wang F, Zhou B. 2020. Investigation of the interaction mechanism of perfluoroalkyl carboxylic acids with human serum albumin by spectroscopic methods. *Int J Environ*

- Res Public Health. 17(4):1319–1330.
- Cheng W, Ng CA. 2018. Predicting relative protein affinity of novel per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) by an efficient molecular dynamics approach. *Environ Sci and Technol*. 52:7972–7980.
- Choi S, Kim J-J, Kim M-H, Joo Y-S, Chung M-S, Kho Y, Lee K-W. 2020. Origin and organ-specific bioaccumulation pattern of perfluorinated alkyl substances in crabs. *Environmental Pollution*. 261: 114185.
- Conder JM, Hoke RA, de Wolf W, Russell MH, Buck RC. 2008. Are PFCAs bioaccumulative? A critical review and comparison with regulatory criteria and persistent lipophilic compounds. *Environ Sci Technol*. 42(4):995–1003
- Dassuncao C, Pickard H, Pfohl M, Tokranov AK, Li M, Mikkelsen B, Slitt A, Sunderland EM. 2019. Phospholipid levels predict the tissue distribution of poly- and perfluoroalkyl substances in a marine mammal. *Environ Sci and Technol Letters*. 6:119–125.
- Dimitrov SD, Dimitrova NC, Walker JD, Veith GD, Mekenyan OG. 2003. Bioconcentration potential predictions based on molecular attributes—an early warning approach for chemicals found in humans, birds, fish and wildlife. *QSAR Comb Sci*. 22:58–68.
- Droge STJ. 2019. Membrane-water partition coefficients to aid risk assessment of perfluoroalkyl anions and alkyl sulfates. *Environ Sci Technol*. 53:760–770.
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012a. Support Document for Identification of Henicosafuoroundecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/01986fb8-ede8-4458-b54e-12ff8a534b98> [Accessed: 23 October 2020]
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012b. Support Document for Identification of Heptacosafuorotetradecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/997efe1b-0564-4ca1-a012-bab93e518f25> [Accessed: 23 October 2020]
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012c. Support Document for Identification of Pentacosafuorotridecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/3fd11ee9-6925-475f-b328-d224d45219a4> [Accessed: 23 October 2020]
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2012d. Support Document for Identification of Tricosafuorododecanoic Acid as a Substance of Very High Concern Because of its vPvB Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/0d5abffa-6bbf-40c7-b6b1-1ca3736cf570> [Accessed: 23 October 2020]
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2015. Support Document for Identification of Perfluorononan-1-oic Acid and its Sodium and Ammonium Salts as Substances of Very High Concern Because of their Toxic for Reproduction and PBT Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/48ae5fe3-9436-4a10-a533-ed642b92ce47> [Accessed 23: October 2020]
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2016. Support Document for Identification of Nonadecafluorodecanoic Acid (PFDA) and its Sodium and Ammonium Salts as a Substance of Very High Concern Because of its Toxic for Reproduction (Article 57 c) and Persistent, Bioaccumulative, and Toxic (PBT) (Article 75 D) Properties. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/d580f392-aadd-459c-5bfa-7a2e4dd86032> [Accessed: 23 October 2020]
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2018a. Committee for Risk Assessment (RAC). Committee for Socio-economic Analysis (SEAC). Background document to the Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on C9-C14 PFCAs including their salts and precursors. 29 November 2018. Available from: <https://echa.europa.eu/documents/10162/02d5672d-9123-8a8c-5898-ac68f81e5a72> [Accessed: 23 October 2020]
- Environment Canada. 2012. Ecological Screening Assessment Report Long-Chain (C9–C20) Perfluorocarboxylic Acids, their Salts and their Precursors. Available from: <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=En&n=CA29B043-1> [Accessed: 23 October 2020]
- Fang S, Chen X, Zhao S, Zhang Y, Jiang W, Yang L, Zhu L. 2014. Trophic magnification and isomer

- fractionation of perfluoroalkyl substances in the food web of Taihu Lake, China. *Environ Sci Technol.* 48:2173–2182.
- Fujii Y, Yan J, Harada KH, Hitomi T, Yang H, Wang P. 2012. Levels and profiles of long-chain perfluorinated carboxylic acids in human breast milk and infant formulas in East Asia. *Chemosphere.* 86(3):315–321.
- Furdui VI, Stock NL, Ellis DA, Butt CM, Whittle DM, Crozier PW, Reiner EJ, Muir DCG, Mabury SA. 2007. Spatial distribution of perfluoroalkyl contaminants in lake trout from the Great Lakes. *Environ Sci Technol.* 41:1554–1559.
- Gebbink WA, Bignert A, Berger U. 2016. Perfluoroalkyl acids (PFAAs) and selected precursors in the Baltic Sea environment: do precursors play a role in food web accumulation of PFAAs? *Environ Sci Technol.* 50:6354–6362.
- Goeritz I, Falk S, Stahl T, Schafers C, Schlechtriem C. 2013. Biomagnification and tissue distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in market-size rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry.* 32 (9):2078–2088.
- Graber JM, Alexander C, Laumbach RJ, Black K, Strickland PO, Georgopoulos P. 2019. Per and polyfluoroalkyl substances (PFAS) blood levels after contamination of a community water supply and comparison with 2013-2014 NHANES. *J Expo Sci Environ Epidemiol.* 29(2):172–182.
- Greaves AK, Letcher RJ, Sonne C, Dietz R. 2013. Brain region distribution and patterns of bioaccumulative perfluoroalkyl carboxylates and sulfonates in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). *Environmental Toxicology and Chemistry.* 32(3):713–722.
- Guruge KS, Taniyasu S, Yamashita N, Wijeratna S, Mohotti KM, Seneviratne HR, Kannan K, Yamanaka N, Miyazaki S. 2005. Perfluorinated organic compounds in human blood serum and seminal plasma: a study of urban and rural tea worker populations in Sri Lanka. *J Environ Monit.* 7(4):371–377.
- Guzman MM, Clementini C, Perez-Carceles MD, Jimenez Rejon S, Cascone A, Martellini T. 2016. Perfluorinated carboxylic acids in human breast milk from Spain and estimation of infant's daily intake. *Sci Total Environ.* 544:595–600.
- Haukås M, Berger U, Hop H, Gulliksen B, Gabrielsen GW. 2007. Bioaccumulation of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in selected species from the Barents Sea food web. *Environ Pollut.* 148:360–371.
- Health Canada. 2019. Fifth Report on Human Biomonitoring of Environmental Chemicals in Canada. Minister of Health, Ottawa, ON. Available from: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/environmental-contaminants/fifth-report-human-biomonitoring.html> [Accessed: 23 October 2020]
- Hekster FM, de Voogt P, Pijnenburg AMCM, Laane RWPM. 2002. Perfluoroalkylated substances — aquatic environmental assessment. Report RIKZ/2002.043. Prepared at the University of Amsterdam and RIKZ (The State Institute for Coast and Sea), July 1, 2002. 99 pp.
- Houde M, Bujas TAD, Small J, Wells RS, Fair PA, Bossart GD, Solomon KR, Muir DCG. 2006a. Biomagnification of perfluoroalkyl compounds in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) food web. *Environ Sci Technol.* 40:4138–4144.
- Houde M, Martin JW, Letcher RJ, Solomon KR, Muir DG. 2006b. Biological monitoring of polyfluoroalkyl substances: a review. *Environ Sci Technol.* 40:3463–3473.
- Inoue Y, Hashizume N, Yakata N, Murakami H, Suzuki Y, Kikushima E, Otsuka M. 2012. Unique physicochemical properties of perfluorinated compounds and their bioconcentration in common carp *Cyprinus carpio* L. *Arch Environ Contam Toxicol.* 62:672–680.
- Jones PD, Hu W, De Coen W, Newsted JL, Giesy JP. 2003. Binding of perfluorinated fatty acids to serum proteins. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 22 (11):2639–2649.
- Kelly BC, Gobas FAPC, McLachlan MS. 2004. Intestinal absorption and biomagnification of organic contaminants in fish, wildlife and humans. *Environ Toxicol Chem.* 23(10):2324–2336.
- Kelly BC, Ikonomou MG, Blair JD, Surridge B, Hoover D, Grace R, Gobas FAPC. 2019. Perfluoroalkyl contaminants in an Arctic marine food web: trophic magnification and wildlife exposure. *Environ Sci Technol.* 43:4037–4043.

- Kudo N, Suzuki-Nakajima E, Mitsumoto A, Kawashima Y. 2006. Responses of the liver to perfluorinated fatty acids with different carbon chain length in male and female mice in relation to induction of hepatomegaly, peroxisomal beta-oxidation and microsomal 1-acylglycerophosphocholine acyltransferase. Biol Pharm Bull. 29(9):1952–1957.
- Kudo N. 2015. Metabolism and pharmacokinetics. In: Dewitt J, editor. Toxicological effects of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. Switzerland: Springer International Publishing. p. 151-175.
- Kwadijk CJAF, Korytar P, Koelmans AA. 2010. Distribution of perfluorinated compounds in aquatic systems in the Netherlands. *Environ Sci Technol*. 44:3746–3751.
- Labadie P, Chevreuil M. 2011. Partitioning behaviour of perfluorinated alkyl contaminants between water, sediment and fish in the Orge River (nearby Paris, France). *Environ Pollut*. 159(2):391–397.
- Lee S, Kim S, Park J, Kim HJ, Choi G, Choi S. 2018. Perfluoroalkyl substances (PFASs) in breast milk from Korea: Time-course trends, influencing factors, and infant exposure. *Sci Total Environ*. 612: 286–292.
- Letcher RJ, Chu SG, McKinney MA, Tomy GT, Dietz R, Sonne C. 2014. Comparative hepatic in vitro depletion and metabolite formation of major perfluorooctane sulfonate precursors in polar bear, ringed seal and beluga whale. *Chemosphere*. 112:225–231.
- Li J, Cai D, Chu C, Li Q, Zhou Y, Hu L. 2020a. Transplacental transfer of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs): differences between preterm and full-term deliveries and associations with placental transporter mRNA expression. *Environ Sci Technol*. 54(8):5062–5070.
- Li Y, Yu N, Du L, Shi W, Yu H, Song M. 2020b. Transplacental transfer of per- and polyfluoroalkyl substances identified in paired maternal and cord sera using suspect and non-target screening. *Environ Sci Technol*. 54(6):3407–3416.
- Liu C, Gin KYH, Chang VWC, Goh BPL, Reinhard M. 2011a. Novel perspectives on the bioaccumulation of PFCs – the concentration dependency. *Environ Sci and Technol*. 45:9758–9764.
- Liu J, Zhao X, Liu Y, Qiao X, Wang X, Ma M, Jin X, Liu C, Zheng B, Shen J, Guo R. 2019a. High contamination, bioaccumulation and risk assessment of perfluoroalkyl substances in multiple environmental media at the Baiyangdian Lake. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 182:109454.
- Liu W, He W, Wu J, Qin N, He Q, Xu F. 2019b. Residues, bioaccumulations and biomagnification of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in aquatic animals from Lake Chaohu, China. *Environmental Pollution*. 240:607–614.
- Liu G, Zhang B, Hu Y, Rood J, Liang L, Qi L. 2020. Associations of perfluoroalkyl substances with blood lipids and apolipoproteins in lipoprotein subspecies: the POUNDS-lost study. *Environ Health*. 19(1):5.
- Loi EIH, Yeung LWY, Taniyasu S, Lam PKS, Kannan K, Yamashita N. 2011. Trophic magnification of poly- and perfluorinated compounds in a subtropical food web. *Environ Sci Technol*. 45:5506–5513.
- Mackay D, Fraser A. 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanism and models. *Environmental Pollution*. 110:375–391.
- Martin JW, Mabury SA, Solomon KR, Muir DCG. 2003a. Dietary accumulation of perfluorinated acids in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Toxicol Chem*. 22:189–195.
- Martin JW, Mabury SA, Solomon KR, Muir DCG. 2003b. Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Toxicol Chem*. 22:196–204.
- Martin JW, Whittle M, Muir DCG, Mabury SA. 2004b. Perfluoroalkyl contaminants in a food web from Lake Ontario. *Environ Sci Technol*. 38:5379–5385.
- Menger F, Pohl J, Ahrens L, Carlsson G, Örn S. 2020. Behavioural effects and bioconcentration of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Chemosphere*. 245:125573.
- Müller CE, De Silva AO, Small J, Williamson M, Wang X, Morris A, Katz S, Gamberg M, Muir DCG. 2011. Biomagnification of Perfluorinated Compounds in a Remote Terrestrial Food Chain: Lichen –

- Caribou – Wolf. *Environ Sci Technol.* 45:8665–8673.
- Munoz G, Budzinski H, Babut M, Drouineau H, Lauzent M, Le Menach K, Lobry J, Selleslagh J, Simonnet-Laprade, Labadie P. 2017b. Evidence for the trophic transfer of perfluoroalkylated substances in a temperate macrotidal estuary. *Environ Sci Technol.* 51:8450–8459.
- Munoz G, Budzinski H, Babut M, Lobry J, Selleslagh J, Tapie N, Labadie P. 2019. Temporal variations of perfluoroalkyl substances partitioning between surface water, suspended sediment, and biota in a macrotidal estuary. *Chemosphere.* 233:319–326.
- Murakami M, Adachi N, Saha M, Morita C, Takada H. 2011. Levels, temporal trends, and tissue distribution of perfluorinated surfactants in freshwater fish from Asian countries. *Arch Environ Contam Toxicol.* 61:631–641.
- Nabb DL, Szostek B, Himmelstein MW, Mawn MP, Gargas ML, Sweeney LM, Stadler JC, Buck RC, Fasano WJ. 2007. In vitro metabolism of 8-2 fluorotelomer alcohol: interspecies comparisons and metabolic pathway refinement. *Toxicological Sciences.* 100(2):333–344.
- Naile JE, Khim JS, Hong S, Park J, Kwon B-O, Ryu JS, Hwang JH, Jones PD, Giesy JP. 2013. Distributions and bioconcentration characteristics of perfluorinated compounds in environmental samples collected from the west coast of Korea. *Chemosphere.* 90:387–394.
- Ng CA, Hungerbuhler K. 2013. Bioconcentration of perfluorinated alkyl acids: how important is specific binding? *Environmental Science and Technology.* 47:7214–7223.
- Ng CA, Hungerbuhler K. 2014. Bioaccumulation of perfluorinated alkyl acids: observations and models. *Environ Sci Technol.* 48:4637–4648.
- [OECD] Organization of Economic Cooperation and Development. 2002. Co-operation on existing chemicals. Hazard assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its salts. Environment Directorate. Joint meeting of the Chemicals Committee and the Working Party on Chemicals, Pesticides and Biotechnology. ENV/JM/RD(2002)17/FINAL (Unclassified).
- Ohmori K, Kudo N, Katayama K, Kawashima Y. 2003. Comparison of the toxicokinetics between perfluorocarboxylic acids with different carbon chain length. *Toxicology.* 184(2-3):135–140.
- Olsen GW, Ellefson ME, Mair DC, Church TR, Goldberg CL, Herron RM. 2011. Analysis of a homologous series of perfluorocarboxylates from American Red Cross adult blood donors, 2000-2001 and 2006. *Environ Sci Technol.* 45(19):8022–8029.
- Pan C-G, Zhao J-L, Liu Y-S, Zhang Q-Q, Chen Z-F, Lai H-J, Peng F-J, Liu S-S, Ying G-G. 2014. Bioaccumulation and risk assessment of per- and polyfluoroalkyl substances in wild freshwater fish from rivers in the Pearl River Delta region, South China. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 107:192–199.
- Pan X, Ye J, Zhang H, Tang J, Pan D. 2019. Occurrence, removal, and bioaccumulation of perfluoroalkyl substances in Lake Chaohu, China. *Int J Environ Res Public Health.* 16:1692.
- Plassman and Berger. 2013. Perfluoroalkyl carboxylic acids with up to 22 carbon atoms in snow and soil samples from a ski area. *Chemosphere.* 91:832–837.
- Powley GR, George SW, Russell MH, Hoke RA, Buck RC. 2008. Polyfluorinated chemicals in a spatially and temporally integrated food web in the Western Arctic. *Chemosphere.* 70:664–672.
- Simonnet-Laprade C, Budzinski H, Maciejewski K, Le Menach K, Santos R, Alliot F, Goutte A, Labadie P. 2019a. Biomagnification of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the food web of an urban river: assessment of the trophic transfer of targeted and unknown precursors and implications. *Environ Sci Processes Impacts.* 21:1864–1874.
- Simonnet-Laprade C, Budzinski H, Babut M, Le Menach K, Munoz G, Lauzent M, Ferrari BJD, Labadie P. 2019b. Investigation of the spatial variability of poly- and perfluoroalkyl substance trophic magnification in selected riverine ecosystems. *Science of the Total Environment.* 686:393–401.
- Sun J, Letcher RJ, Eens M, Covaci A, Fernie KJ. 2020. Perfluoroalkyl acids and sulfonamides and dietary, biological and ecological associations in peregrine falcons from the Laurentian Great Lakes Basin, Canada. *Environmental Research.* 191:110151–110160.
- Tao L, Kannan K, Aldous KM, Mauer MP, Eadon GA. 2008. Biomonitoring of perfluorochemicals in plasma of New York State personnel responding to the World Trade Center disaster. *Environ Sci*

- Technol. 42(9):3472–3478.
- Tomy GT, Pleskach K, Ferguson SH, Hare J, Stern G, MacInnis G, Marvin CH, Loseto L. 2009b. Trophodynamics of some PFCs and BFRs in a western Canadian Arctic marine food web. *Environ Sci Technol.* 43:4076–4081.
- Vanden Heuvel JP, Kuslikis BI, Van Rafelghem MJ, Peterson RE. 1991. Disposition of perfluorodecanoic acid in male and female rats. *Toxicology and Applied Pharmacology.* 107:450–459.
- Wang J, Ober CK. 1999. Solid state crystalline and liquid crystalline structure of semifluorinated 1-bromoalkane compounds. *Liq Cryst.* 26:637.
- Wang Z, MacLeod M, Cousins IT, Scheringer M, Hungerbühler K. 2011. Using COSMOtherm to predict physicochemical properties of poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs). *Environ Chem.* 8(4):389–98.
- Wang Y, Zhong Y, Li J, Zhang J, Lyu B, Zhao Y. 2018. Occurrence of perfluoroalkyl substances in matched human serum, urine, hair and nail. *J Environ Sci (China).* 67:191–197.
- Woodcroft MW, Ellis DA, Rafferty SP, Burns DC, March RE, Stock NL, Trumpour JY, Munro K. 2010. Experimental characterization of the mechanism of perfluorocarboxylic acids liver protein bioaccumulation: the key role of the neutral species. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 29(8): 1669–1677.
- Wu M, Sun R, Wang M, Liang H, Ma S, Han T. 2017. Analysis of perfluorinated compounds in human serum from the general population in Shanghai by liquid chromatography-tandem mass spectrometry (LC-MS/MS). *Chemosphere.* 168:100–105.
- Xu J, Guo C-S, Zhang Y, Meng W. 2014. Bioaccumulation and trophic transfer of perfluorinated compounds in an eutrophic freshwater food web. *Environmental Pollution.* 184: 254–261.
- Yeung LW, Loi EI, Wong VY, Guruge KS, Yamanaka N, Tanimura N. 2009. Biochemical responses and accumulation properties of long-chain perfluorinated compounds (PFOS/PFDA/PFOA) in juvenile chickens (*Gallus gallus*). *Arch Environ Contam Toxicol.* 57(2):377–386.
- Zhang Y, Beesoon, Zhu L, Martin JW. 2013. Biomonitoring of perfluoroalkyl acids in human urine and estimates of biological half-life. *Environ Sci Technol.* 47(18):10619–27.
- Zhang Z, Peng H, Wan Y, Hu J. 2015. Isoner-specific trophic transfer of perfluorocarboxylic acids in the marine food web of Liaodong Bay, North China. *Environ Sci Technol.* 49:1453–1461.
- Zhang X, Lohmann R, Sunderland EM. 2019. Poly- and perfluoroalkyl substances in seawater and plankton from the Northwestern Atlantic Margin. *Environ Sci Technol.* 53(21):12348–12356.
- Zhou Z, Shi Y, Li W, Xu L, Cai Y. 2012. Perfluorinated compounds in surface water and organisms from Baiyangdian Lake in North China: sources, profiles, bioaccumulation, and potential risk. *Bull Environ Contam Toxicol.* 89:519–524.

(参考) 条約及び海外規制における基準

POPs 条約附属書 D スクリーニング基準 (抜粋)

(b) 残留性	i) 水中における半減期>2 カ月、又は土壌中における半減期>6 カ月、又は底質中における半減期>6 カ月、又は、 ii) その他の科学的根拠
(c) 生物蓄積性	i) 水生生物における BCF [※] 又は BAF [※] >5,000 (BCF 又は BAF データがない場合、log Kow>5) ii) 他の生物における高い生物蓄積性や生態毒性を示す根拠、又は iii) 生物蓄積性の可能性を示す、生物相におけるモニタリングデータ

※ BCF ; Bioconcentration factor 水からの取込みに関する濃縮係数

BAF ; Bioaccumulation factor 水及び餌を含む全ての経路からの取込みに関する濃縮係数

REACH 規則における PBT 及び vPvB 基準

基準	PBT 物質	vPvB 物質
P : 難分解性	海水中半減期>60 日 淡水・河口水半減期>40 日 海水底質中半減期>180 日 淡水・河口水底質中半減期>120 日 土壌中半減期>120 日	海水中半減期>60 日 淡水・河口水半減期>60 日 海水底質中半減期>180 日 淡水・河口水底質中半減期>180 日 土壌中半減期>180 日
B : 生物蓄積性	BCF>2000	BCF>5000
T : 毒性	海水・淡水生物における長期 NOEC 又は EC10<0.01 mg/L 発がん性カテゴリー1A 又は 1B 生殖細胞変異原性カテゴリー1A 又は 1B 生殖毒性カテゴリー1A、1B 又は 2 特定標的臓器毒性(反復)カテゴリー1 又は 2	—

ECHA における P/vP スクリーニング基準（抜粋）(ECHA, 2017).....

スクリーニング情報	結果	残留性
Biowin 2 (non-linear model prediction) and Biowin 3 (ultimate biodegradation time) または Biowin 6 (MITI non-linear model prediction) and Biowin 3 (ultimate biodegradation time) または その他のモデル*	急速な生分解が起こらない(確率<0.5)*かつ最終的な生分解の達成に要すると予想される期間が数ヶ月以上(値<2.25(～2.75)**) または 急速な生分解が起こらない(確率<0.5)*かつ最終的な生分解の達成に要すると予想される期間が数ヶ月以上(値<2.25(～2.75)**) または モデル固有の値	P または vP の可能性

* 急速に生分解する確率は低い。その他のモデルについては ECHA (2017).....に記載されている。

** この基準を満たす物質は BIOWIN 3 で 2.25～2.75 の値を示すため、一般にさらなる分解関連情報が必要となる。