

評価書

有機フッ素化合物（PFAS）

令和 6 年（2024 年）6 月

食品安全委員会

疫学研究では、PFOA と腎臓がん、精巣がん及び乳がんとの関連があるとする報告がある。腎臓がんについては、関連を示した研究においては、それぞれ、血中濃度が居住情報等からの推計であること、がん・膵がん・精巣がん・肝臓がん以外のがん患者を対照群として選定しているため対照群の選択の適切性に懸念があることが不確実性として挙げられる。また、職業性ばく露との関連を検討したコホート研究では腎臓がんとの関連を認めないとする報告もあり、結果に一貫性がみられない。精巣がんについては、腎臓がん記載した不確実性のほか、自己申告で遡って罹患歴を把握しているため把握に漏れがある可能性がある。乳がんについては、2 編の研究論文で正の関連がみられたが、他の研究結果との一貫性がみられなかった。

以上から、PFOA については、腎臓がん、精巣がん及び乳がんは複数の研究で関連が認められるものの、結果に一貫性がないため関連の有無を判断するための証拠は限定的である。

c. PFHxS

動物試験では、肝臓がん、膵臓がん及び精巣がんに関して取り上げるべき知見は得られていない。

疫学研究では、腎臓がん及び乳がんとの関連について関連の有無を判断するための証拠は不十分であると考ええる。

以上のことから、PFOA と腎臓がん、精巣がん及び乳がんは複数の疫学研究で関連が認められるものの、結果に一貫性がないため、関連の有無を判断するための証拠は限定的である。また、PFOS と肝臓がん及び乳がん、PFHxS と腎臓がん及び乳がんとの関連については、関連の有無を判断するための証拠は不十分である。

V. ばく露に関する知見の概要

ヒトは、PFAS を使用した家庭用品、食品、飲料水、環境中等の多様な経路から PFAS にばく露される可能性がある。ヒトにおける職業性ばく露以外の環境からの様々な PFAS ばく露経路の概要を図 V-1 に示す(参照 230)。

国内及び海外では、ばく露源やばく露量の把握のため、食品や飲料水の汚染実態の調査、経口摂取によるばく露量の推定及び血中濃度等の生物学的指標によるばく露実態調査等が行われている。

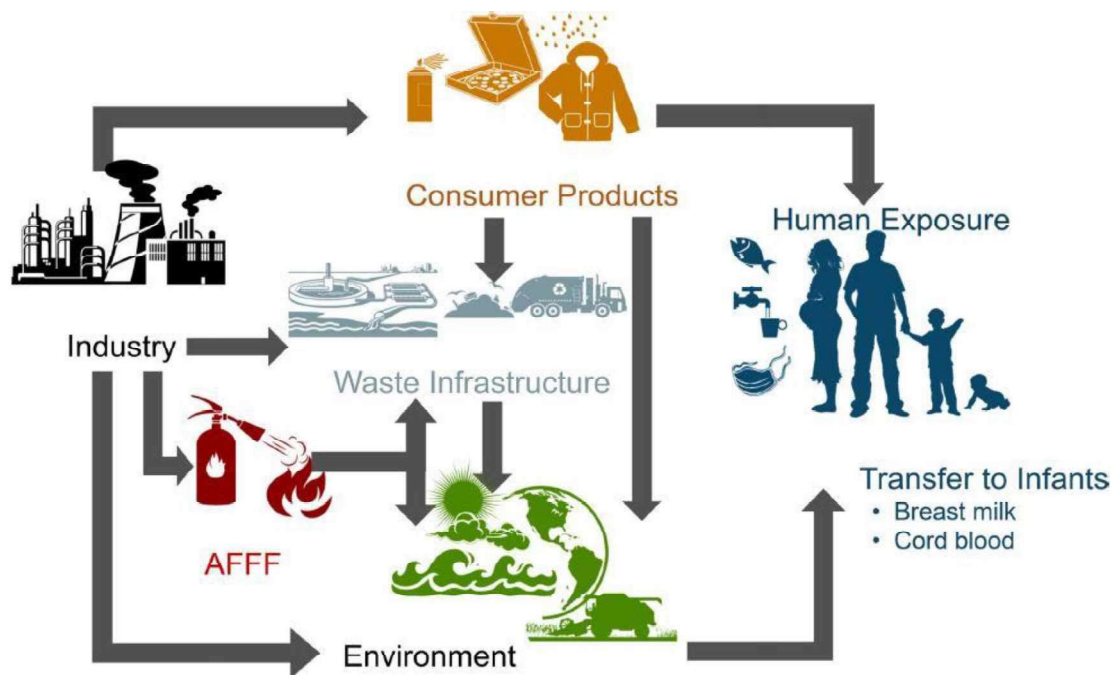


図 V-1 ヒトにおける職業性ばく露以外の環境からの
様々な PFAS ばく露経路の概要(参照 230)

1. ばく露源ごとの寄与率推定

一般的に PFAS ばく露の最大の原因は吸入や経皮接触よりも食事による摂取である一方、ばく露源の相対的な寄与度は、地域ごとの人口構成や集団により大幅に異なるとされている（表 V-1）（参照 230）。

表 V-1 文献による成人の PFAS ばく露源の推定寄与率(%)
((参照 230)より PFOS 及び PFOA のデータを抜粋して掲載)

PFAS	食事	粉塵	水道水	食品包装	吸入ばく露	経皮ばく露	その他	出典文献
PFOS	66	10	7		2			Gebbink et al., 2015
	81	15					4 ^{※1}	Trudel et al., 2008
	72	6	22		<1	<1		Egeghy and Lorber, 2011
	96	1	1		2			Haug et al., 2011
	93		4				3 ^{※1}	Tian et al., 2016
	100		<1					Shan et al., 2016
PFOA	47	8	12		6		27 ^{※1}	Gebbink et al., 2015
	16	11		56	14		2 ^{※2}	Trudel et al., 2008
	85	6	1	3 ^{※3}			4 ^{※4}	Vestergren and Cousins, 2009
	77	8	11		4			Haug et al., 2011
	66	9	24		<1	<1		Lorber and Egeghy, 2011
	41		37				22 ^{※1}	Tian et al., 2016
	99		<1					Shan et al., 2016

※1 間接ばく露

※2 カーペット

※3 消費財 (Consumer goods)

※4 前駆体 (Precursors)

ATSDR、EFSA 及び Health Canada の評価書では、食事及び飲料以外の経口ばく露源として、食品用器具・容器包装からの移行や粉塵の経口摂取、表面を化学処理加工されたカーペットや衣類等の家庭用品からの手を介した口への移行等があるとしている。また、経口ばく露以外のばく露経路として、屋内外の大気からの吸入ばく露等が挙げられている(参照 1, 16, 34, 35)。

2. 食事・飲料水からの経口ばく露

(1) 食品・飲料水中の PFAS 濃度

① 国内

農林水産省は、平成 24～26 (2012～2014) 年度に、マーケットバスケット方式によるトータルダイエットスタディを実施するため、東京、大阪、名古屋及び福岡の 4 地域において、食品群ごとの PFOS 及び PFOA の濃度を測定した。東京での調査は、国民健康・栄養調査の 17 食品群（穀類、いも類、砂糖・甘味料類、豆類、種実類、野菜類、果実類、きのこ類、藻類、魚介類、肉類、卵類、乳類、油脂類、菓子類、嗜好飲料類及び調味料・香辛料類）を代表する食品及び容器入り飲料水（合計 18 食品群）を購入し、必要に応じて調理・加工後、消費量に比例した量を混合・均質化して分析した。その結果、5 食品群（いも類、砂糖類、きのこ類、嗜好飲料類及び飲料水）は濃度が低く、摂取寄与率が小さいと推定されたため、大阪、名古屋及び福岡での調査は、地域ごとに、これら 5 食品群を除く 13 食品群の食品を購入し、同様に分析した。分析結果を表 V-2 及び表 V-3 に示す。魚介類と藻類、肉類以外の食品群は PFOS 及び PFOA が LOQ 未満の濃度であった(参照 231)。

表 V-2 食品群に含まれる PFOS の分析結果（単位：ng/kg）(参照 231)

食品群名	調査対象地域数	平均値 ^{※1}		LOD	LOQ
		LB	UB		
穀類	4	0	8	3～20	9～40
いも類	1	0 ^{※2}	20 ^{※2}	20	40
砂糖・甘味料類	1	0 ^{※2}	20 ^{※2}	20	30
豆類	4	0	8	4～20	9～40
種実類	4	0	9	5～20	9～40
野菜類	4	0	8	4～20	9～40
果実類	4	0	10	4～20	9～40
きのこ類	1	0 ^{※2}	20 ^{※2}	20	40
藻類	4	5	15	3～20	9～40
魚介類	4	440	440	3～20	9～40
肉類	4	10	17	4～20	9～40
卵類	4	0	14	5～20	9～40
乳類	4	0	8	3～20	9～40

油脂類	4	0	6	3～10	9～30
菓子類	4	0	9	4～20	9～40
嗜好飲料類	1	0 ^{※2}	20 ^{※2}	20	30
調味料・香辛料類	4	0	10	4～20	9～40
飲料水 ^{※3}	1	0 ^{※2}	3 ^{※2}	3	8

※1 LBはLOQ未満の分析値を0として算出し、UBはLOD未満の分析値をLODと同値として、LOD以上LOQ未満の分析値をLOQと同値として算出

※2 1地域での分析結果を記載

※3 容器入り飲料水及び水道水

表V-3 食品群に含まれるPFOAの分析結果（単位：ng/kg）（参照231）

食品群名	調査対象 地域数	平均値 ^{※1}		LOD	LOQ
		LB	UB		
穀類	4	0	14	6～30	15～70
いも類	1	0 ^{※2}	30 ^{※2}	30	70
砂糖・甘味料類	1	0 ^{※2}	20 ^{※2}	20	50
豆類	4	0	14	6～30	15～70
種実類	4	0	14	6～30	15～70
野菜類	4	0	14	6～30	15～70
果実類	4	0	19	6～30	15～70
きのこ類	1	0 ^{※2}	30 ^{※2}	30	70
藻類	4	36	44	6～30	15～70
魚介類	4	45	69	6～40	15～90
肉類	4	0	18	6～40	15～90
卵類	4	0	16	6～40	15～90
乳類	4	0	16	8～40	15～90
油脂類	4	0	16	6～40	15～110
菓子類	4	0	17	9～40	16～90
嗜好飲料類	1	0 ^{※2}	20 ^{※2}	20	50
調味料・香辛料類	4	0	16	6～40	15～90
飲料水 ^{※3}	1	0 ^{※2}	2 ^{※2}	2	5

※1 LBはLOQ未満の分析値を0として算出し、UBはLOD未満の分析値をLODと同値として、LOD以上LOQ未満の分析値をLOQと同値として算出

※2 1地域での分析結果を記載

※3 容器入り飲料水及び水道水

また、農林水産省は、令和3～4（2021～2022）年度に、国内周辺水域で生産・水揚げされた水産物（マアジ、ブリ、カレイ、ウナギ、マダイ、カキ）中に含まれるPFOS及びPFOAの調査を行った。合計80点の試料について分析を行った結果を表V-4に示す(参照232)。

表V-4 水産物のPFOS及びPFOA含有量調査結果（単位：ng/kg^{※1}）（参照232）

物質名	LOD 未満点 数	LOQ 未満点 数	最大値	平均値 (LB ^{※2})	平均値 (UB ^{※3})	中央値	LOD	LOQ
PFOS	2	4	2,700	468	469	345	10	20

PFOA	53	76	110	5	43	—	20	40
------	----	----	-----	---	----	---	----	----

※1 μg/kg で報告されているが、1,000 を乗じて ng/kg として記載。

※2 LB は LOQ 未満と報告された分析値を 0 として算出。

※3 UB は LOQ 未満と報告された分析値を LOQ と同値として算出。

堤らは 6 種類の PFAS (PFOS、PFOA、PFHxS、PFHxA、PFBA 及び PFUdA) についてトータルダイエツトスタディの試料の分析を行った。令和 3 (2021) 年度に調製した東京及び大阪のトータルダイエツトスタディ用の食品試料を食品群別 (1 群: 米・米加工品、2 群: 米以外の穀類・種実類・いも類、3 群: 砂糖類・菓子類、4 群: 油脂類、5 群: 豆類・豆加工品、6 群: 果実・果汁、7 群: 緑黄色野菜、8 群: 他の野菜類・キノコ類・海藻類、9 群: 酒類・嗜好飲料、10 群: 魚介類、11 群: 肉類・卵類、12 群: 乳・乳製品、13 群: 調味料及び 14 群: 飲料水) に LC-MS/MS にて分析した²⁶。分析結果²⁷を表 V-5 に示す。LOQ を 100 ng/kg として分析した結果、主に PFBA、PFHxA 及び PFUdA が検出され、PFOA は痕跡程度 (LOQ 未満) で検出された。PFOS 及び PFHxS は LOD (報告書に数値の記載なし) 未満であった(参照 233)。

表 V-5 トータルダイエツトスタディの試料 (東京・大阪) の
PFAS 含有量調査結果 (暫定値) (単位: ng/kg) (参照 233)

		1 群	2 群	3 群	4 群	5 群	6 群	7 群	8 群	9 群	10 群	11 群	12 群	13 群	14 群
東京	PFBA	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK
	PFHxA	ND	<LOQ	ND	ND	ND	<LOQ	150	ND	ND	ND	110	ND	<LOQ	ND
	PFOA	ND	ND	ND	ND	ND	<LOQ	ND	ND	ND	<LOQ	<LOQ	ND	ND	ND
	PFUdA	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1,040	ND	ND	ND	ND
大阪	PFBA	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK	UK
	PFHxA	ND	ND	ND	ND	ND	<LOQ	<LOQ	ND	ND	ND	<LOQ	ND	ND	ND
	PFOA	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<LOQ	ND	ND	ND	<LOQ
	PFUdA	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1,850	ND	ND	ND	ND

注 1) ND: 未検出 (LOD 未満)、UK: 検出されているが数値不明

注 2) 表に記載した以外の 2 分析種についてはすべての食品群において ND であった。

堤らは同じく令和 3 (2021) 年度に調製した関西地区の試料 (上述の堤ら (2022) と同じ食品群から飲料水を除いた 1~13 群) を用いて、PFAS 及び PFAS 代替化合物計 15 種類 (PFHxA、PFHpA、PFOA、P3MHpA、PFNA、ipPFNA、PFHxS、PFHpS、PFOS、PFNS、ipPFNS、GenX、ADONA、F-53B 及び 8Cl-PFOS) について LC-MS/MS で分析した²⁸。分析結果²⁹を表 V-6 に示す。6 群 (果実・果

²⁶ 本分析法のトータルダイエツトスタディの試料における PFAS 分析の妥当性は未確認であるため、分析結果は暫定値である。

²⁷ 報告書中の単位は ng/g となっているが、1,000 を乗じて ng/kg として掲載した。

²⁸ 本分析法のトータルダイエツトスタディの試料における PFAS 分析の妥当性は未確認であるため、分析結果は暫定値である。

²⁹ 報告書中の単位は ng/g となっているが、1,000 を乗じて ng/kg として掲載した。

汁)からは PFHxA が、10 群(魚介類)からは PFOS が LOQ(いずれも 50 ng/kg)以上の濃度で検出された。LOQ 未満であるが、痕跡程度(25～50 ng/kg 程度)で検出される PFAS もあった(参照 234)。

表 V-6 トータルダイエツスタディの試料(関西地区)の
PFAS 含有量調査結果(暫定値)(単位: ng/kg)(参照 234)

	1 群	2 群	3 群	4 群	5 群	6 群	7 群	8 群	9 群	10 群	11 群	12 群	13 群	LOD	LOQ
PFHxA	ND	<LOQ	ND	ND	ND	58	<LOQ	<LOQ	ND	ND	ND	ND	<LOQ	25	50
PFOA	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<LOQ	ND	ND	ND	25	50
PFNA	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	<LOQ	ND	ND	ND	50	75
PFOS	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	780	ND	ND	ND	25	50

注 1) ND: 未検出 (LOD 未満)

注 2) 表に記載した以外の 11 分析種についてはすべての食品群において ND (LOD: 25～75 ng/kg) であった。

全国的な状況として、令和 3 (2021) 年度の水道統計による水道の浄水(給水栓水等)の PFOS 及び PFOA の検出状況(表 V-7)から、各測定地点をその最高値でみると、全 1,655 測定地点中 2 地点で暫定目標値(PFOS 及び PFOA の合計として 50 ng/L)を超えていた³⁰(参照 235)。これ以前の調査で PFOS 及び PFOA 濃度の合計値が 50 ng/L を超えていた場合や、飲用に使われている地下水で未調査の箇所がある可能性がある。

表 V-7 浄水(給水栓水等)での PFOS 及び PFOA の検査状況(最高値)(参照 235)

水源種別	測定 地点数	区分※ (ng/L) ごとの地点数										
		～5	～10	～15	～20	～25	～30	～35	～40	～45	～50	51～
全体	1,655	1,413	146	46	17	13	7	4	4	1	2	2
表流水	492	441	34	12	1	3	0	0	0	0	1	0
ダム湖沼	110	88	17	2	1	0	0	0	1	0	0	1
地下水	762	637	63	23	13	9	7	4	3	1	1	1
その他	291	247	32	9	2	1	0	0	0	0	0	0

※ 水道統計上の区分の単位は mg/L となっているが、1,000,000 を乗じて ng/L とした。

② 海外

米国食品医薬品庁(FDA)は、2019 年からトータルダイエツスタディの一環として収集された食品に含まれる PFAS の検査を行っている。これらは地域サンプルによる検査及び全食品サンプルによる検査に分かれている。2021 年の全国流通食品サンプルによる検査は、2018 年に収集された 167 点を対象に実施さ

³⁰ 暫定目標値を超えていた地点においては、水源の切替えが行われている。

れ、16 種類の PFAS³¹を分析した³²結果、164 点からはいずれの PFAS も検出されなかった (Method Detection Limit (MDL) : 17~344 ng/kg)。PFAS が検出された食品は、オーブン調理した冷凍フィッシュスティック又はパティ (PFOS : 33 ng/kg、PFNA : 50 ng/kg)、水を切ったマグロの水煮缶詰 (PFOS : 76 ng/kg、PFDA : 72 ng/kg) 及びプロテインパウダー (PFOS : 140 ng/kg) であった(参照 236)。

また、FDA は、米国で消費量が多い魚介類 (アサリ、カニ、マグロ、エビ、ティラピア、タラ、サーモン及びスケトウダラ) を対象に、2021 年 5 月~2022 年 3 月にワシントン D.C.で市販されていたこれらの魚介類 (加工品を含む) を試料として、PFOS (直鎖型及び分岐鎖型の合計)、PFOA (直鎖型及び分岐鎖型の合計) 及び PFHxS (直鎖型のみ) を含む 20 種類の PFAS の濃度を 81 サンプルについて調査した。調査結果を表 V-8 及び図 V-2 に示す。なお、これらの試料について包装から魚介類への PFAS 移行の可能性を確認したところ、56 の包装のうちいずれも PFAS を含んでいなかったことから、包装から魚介類への PFAS の移行はなかったとしている(参照 237)。

表 V-8 FDA の調査による 2021-2022 年魚介類サンプル中の
PFAS 濃度(参照 237)

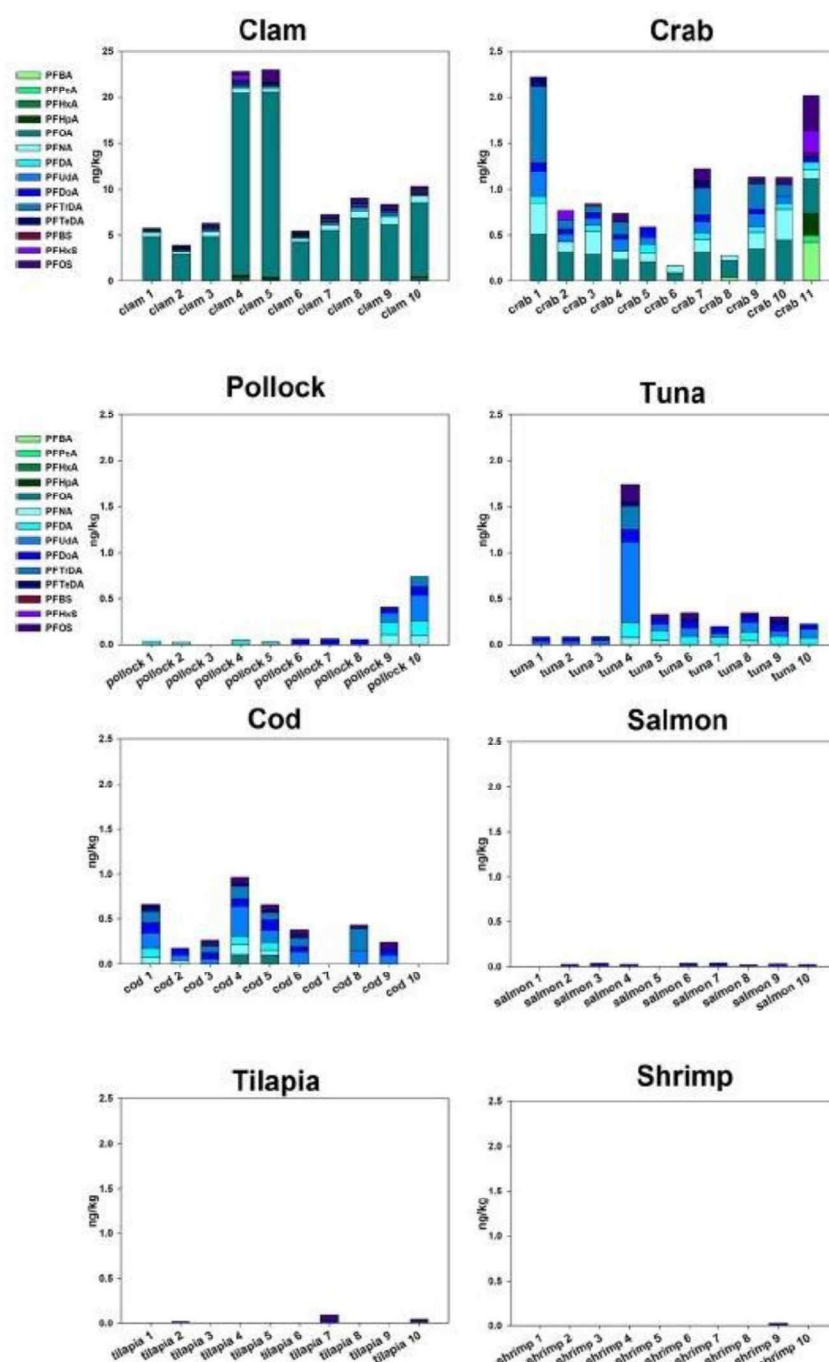
品目	点数	検出率	総 PFAS 濃度 (ng/kg) ^{※1} (最小値~最大値)	原産国 (点数)
アサリ (缶)	10	100%	4,000 ~ 23,000	中国(10)
カニ	11	100%	160 ~ 2,200	インドネシア(9)、メキシコ(2)
マグロ (缶)	10	100%	83 ~ 1,750	タイ(5)、エクアドル(1)、記載なし(4)
エビ	10	10%	ND ^{※2} ~ 27	インドネシア(6)、インド(3)、記載なし(1)
ティラピア	10	30%	ND ^{※2} ~ 90	中国(6)、ホンジュラス(1)、記載なし(3)
タラ	10	80%	ND ^{※2} ~ 960	中国(4)、アイスランド(2)、ノルウェー(2)、米国(2) ^{※3} 、記載なし (1)
サーモン	10	80%	ND ^{※2} ~ 45	チリ(4)、ノルウェー(4)、カナダ(2)
スケトウダラ	10	90%	ND ^{※2} ~ 730	米国(6) ^{※4} 、中国(1)、ドイツ(1)、記載なし(2)

※1 文献中では µg/kg で報告されているが、1,000 を乗じて ng/kg で記載した。

³¹ PFOA、PFOS、PFBA、PFHpS、PFPeA、PFHxA、PFHxS、PFHpA、PFBS、PFPeS、NaDONA、HFPO-DA、PFDA、PFNA、11Cl-PF3OUdS、9Cl-PF3ONs

³² FDA は「確定的な結論を出すにはサンプルサイズが限られている」としている。

- ※2 ND：全ての PFAS 濃度が MDL 未満
- ※3 中国で加工されているものの、原産国は米国
- ※4 うち 1 点は中国で加工されているものの、原産国は米国



注) グラフの縦軸の単位は ng/kg と表記されているが、論文本文では $\mu\text{g/kg}$ と記載されている。

図 V-2 FDA の調査による 2021~2022 年魚介類サンプル中の PFAS 濃度 (グラフ) (参照 237)

EFSA は 2020 年の評価において、2010 年 12 月から 2018 年 5 月までに 16 か国 (オーストリア、ベルギー、キプロス、チェコ、デンマーク、フィンランド、

フランス、ドイツ、ギリシャ、アイルランド、イタリア、マルタ、ノルウェー、スロヴェニア、スペイン及び英国) から提出された 11,528 点の食品及び飲料の PFAS 濃度のデータ (97,448 試料) を解析し、食品群別の平均 PFAS 濃度を算出した。食品群ごとの PFOS、PFOA、PFNA 及び PFHxS の分析結果 (魚類を除く) を表 V-9 に示す。また、特に PFAS 濃度の高かった魚類について、魚種ごとの結果を表 V-10 に示す(参照 1)。

表 V-9 食品群ごとの平均 PFAS 濃度 (魚類を除く) (単位 : ng/kg^{※1}) (参照 1)

	PFOS				PFOA				PFNA				PFHxS			
	点数	LC(%) ^{※2}	平均値 ^{※3}		点数	LC(%) ^{※2}	平均値 ^{※3}		点数	LC(%) ^{※2}	平均値 ^{※3}		点数	LC(%) ^{※2}	平均値 ^{※3}	
			LB	UB			LB	UB			LB	UB			LB	UB
野菜及び野菜加工品 ^{※4}	477	95	3	150	489	86	6	160	275	96	1	120	274	98	0	100
果物及び果物加工品	143	77	27	250	144	63	9	260	98	73	11	170	94	84	22	160
家畜肉	461	93	28	170	459	96	28	170	348	99	0	140	222	100	0	90
食用鳥肉	169	99	9	130	185	98	2	150	170	100	0	140	130	100	0	110
狩猟用哺乳類 (肉)	574	71	940	1,590	572	91	380	1,230	33	100	0	670	28	96	15	680
乳製品	13	85	1	120	13	85	1	130	13	92	0	100	13	92	0	80
液体乳	235	96	1	140	236	100	0	150	111	100	0	110	126	100	0	100
卵及び卵製品	174	92	270	350	177	92	106	210	124	100	0	98	107	97	0	60
動植物油脂	38	90	4	110	38	90	2	110	36	100	0	120	53	97	0	102
アルコール飲料	6	100	0	2	6	84	10	14	6	100	0	5	6	84	6	7
飲料水 ^{※5}	451	88	0.1	3	452	78	1	3	449	99	0	2	449	85	2	4
乳幼児向け食品	11	100	0	24	11	100	0	150	10	90	126	240	10	100	0	240
飼育動物の食用内臓	495	80	870	1,180	452	94	92	360	285	84	87	320	170	99	140	520
狩猟動物の食用内臓	903	4	214,000	215,000	898	58	5,480	8,180	105	10	9,770	9,870	105	99	10	2,520

※1 評価書中の平均値は $\mu\text{g/kg}$ で報告されているが、1,000 を乗じて ng/kg として記載した。

※2 Left-censored (LC : 左側打ち切り、LOD 未満又は LOQ 未満) である分析値の割合

※3 LB は LOD 未満又は LOQ 未満と報告された分析値を 0 として算出し、UB は LOD 未満と報告された分析値を LOD と同値、LOQ 未満と報告された分析値を LOQ と同値として算出。

※4 きこの類を含む。

※5 二酸化炭素以外の添加物を含まず、消費用の水氷を含む。

注) 8:2 FTOH、8:2 DiPAP、EtFOSA、EtFOSE、FC-807、FOSA、8:2 MonoPAP、PFBA、PFBS、PFDA、PFDoDA、PFDS、PFHpA、PFHpS、PFHxA、PFHxDA、PFODA、PFOSi、PFPeA、PFPeDA、PFTeDA、PFTrDA、PFUnDA についてもデータあり。

表 V-10 魚類及び魚の内臓の平均 PFAS 濃度 (単位 : ng/kg^{※1}) (参照 1)

	PFOS				PFOA				PFNA				PFHxS			
	点数	LC(%) ^{※2}	平均値 ^{※3}		点数	LC(%) ^{※2}	平均値 ^{※3}		点数	LC(%) ^{※2}	平均値 ^{※3}		点数	LC(%) ^{※2}	平均値 ^{※3}	
			LB	UB			LB	UB			LB	UB			LB	UB
ニシン	288	74	320	620	290	96	16	380	243	90	23	380	237	99	0	380
イワシ及びマイワシ	14	0	4,730	4,730	28	64	101	370	14	57	84	530	14	64	14	450
アンチョビ	5	0	580	980	13	62	44	120	-	-	-	-	-	-	-	-
サケ及びマス	574	88	310	830	521	95	130	630	522	100	3	700	365	100	0	630
サバ	125	79	360	930	136	81	310	880	129	96	4	740	122	99	1	740
マグロ	21	39	160	260	34	100	0	120	17	100	0	130	17	100	0	110
タラ及び白身魚	174	67	470	1,050	145	93	12	740	130	92	16	780	27	100	0	530
オヒョウ ^{※4}	487	71	260	810	106	99	3	300	487	100	0	770	487	100	2	690
コイ	145	14	14,120	14,210	149	32	4,100	4,330	125	65	840	1,470	126	97	66	1,010
ウナギ	164	35	9,230	9,440	177	96	71	680	54	91	980	1,660	58	98	7	730
魚の内臓	208	83	3,380	4,990	208	100	10	3,510	204	99	11	2,410	202	100	31	1,650

※1 評価書中の平均値は $\mu\text{g/kg}$ で報告されているが、1,000 を乗じて ng/kg として記載した。

※2 LC である分析値の割合

※3 LB は LOD 未満又は LOQ 未満と報告された分析値を 0 として算出し、UB は LOD 未満と報告された分析値を LOD と同値、LOQ 未満と報告された分析値を LOQ と同値として算出。

※4 ヒラメ目ヒラメ科オヒョウ属の海水魚。

注) 8:2 FTOH、8:2 DiPAP、EtFOSA、EtFOSE、FC-807、FOSA、8:2 MonoPAP、PFBA、PFBS、PFDA、PFDoDA、PFDS、PFHpA、PFHpS、PFHxA、PFHxDA、PFODA、PFOSi、PFPeA、PFPeDA、PFTeDA、PFTrDA、PFUnDA についてもデータあり。

RIVM は 2012～2016 年のオランダ全国食料消費調査（Dutch National Food Consumption Survey : DNFCS）で報告されたオランダ国民全体の消費パターンに基づいて 2021 年 11～12 月に購入した食品及び 2022 年にサンプリングした飲料水の PFAS 濃度を調査した。食品では 17 種³³、飲料水で 20 種³⁴の PFAS を測定している。分析結果を表 V-11 に示す(参照 238)。

表 V-11 食品及び飲料水中の平均 PFAS 濃度（単位：ng PEQ/kg^{*1}）(参照 238)

食品			検体数	平均総 PFAS 濃度 ^{*2}	
メイングループ	サブグループ	品目		LB	UB
野菜	根菜類及び塊茎野菜	ビーツ	5	5.2	47
		ニンジン	5	2.6	46
		ジャガイモ	15	0.91	18
	葉物野菜	クリスプレタス	5	3.8	28
		チコリー	5	23	46
		クリスプレタス以外のレタス	5	50	71
		ホウレンソウ	10	30	53
		ベルギーエンダイブ	10	5.7	50
	アブラナ属野菜	ブロッコリー	5	21	82
		カリフラワー	5	0.005	42
	鱗茎菜類	タマネギ	12	8.2	47
	豆類	サヤインゲン	10	12	57
		エンドウ	4	0.79	22
	果菜類	キュウリ	9	0.00089	42
		ピーマン	11	2.9	46
		トマト及びプチトマト	10	0.43	45
	茎菜類	ネギ	11	3.4	46
	きのこ類	マッシュルーム	10	38	82
加工野菜	—	瓶詰又は缶詰の豆類	4	0.010	20
		フレンチフライ	3	0.35	19
		瓶詰又は缶詰のエンドウ	2	7.2	30
		スイートコーン缶	9	0	45
果物	ベリー類及び小型果実	ブドウ	10	1.3	35
		イチゴ	10	4.0	45
	仁果類	リンゴ	5	2.4	44
		ナシ	5	1.5	36
	その他の皮が食べられない果物	バナナ	10	2.7	47
	柑橘類	マンダリン	5	0.48	42
		オレンジ	5	11	42
穀類及び穀類加工品	—	パン	11	0.38	59
		米穀	10	4.3	83
		小麦粉	11	6.2	86
植物油脂	—	ブレンドマーガリン	6	0	102

³³ PFOA、PFOS、PFHxS、PFBS、PFHpS、PFDS、PFBA、PFPeA、PFHxA、PFHpA、PFNA、PFDA、PFUnDA、PFDoDA、PFTrDA、PFTeDA、GenX

³⁴ 食品で分析対象とした PFAS17 分子種及び ADONA、PFPeS、TFA

		マーガリン	5	0	99
		オリーブオイル	11	0	98
		ピーナッツバター及びピーナッツソース	9	16	124
		ヒマワリ油	10	3.1	91
魚及び魚加工品	—	タラ	10	1843	2737
		白身魚フライ	10	613	1251
		パンガシウス及びティラピア	8	21	743
		サーモン	4	17	745
		缶詰サーモン	4	870	1578
		スモークサーモン	3	21	746
		マグロ	9	586	1309
肉及び肉加工品	—	牛肉	2	40	189
		鶏肉	13	4.4	155
		ひき肉	12	20	173
		パテ	5	60	238
		豚肉	8	30	179
		豚肝臓ソーセージ	5	64	221
		コーヒー	12	17	48
飲料	—	飲料水(地下水由来)	—	1.5	50
		飲料水(表流水由来)	—	9.2	27
		ミネラルウォーター	7	0.42	3.4
		茶	13	16	44
乳製品	—	牛乳	8	19	72
卵	—	卵	9	78	241
砂糖	—	砂糖	10	0	29

※1 報告書中では pg PEQ/g (PEQ : PFOA equivalents) で報告されているが、ng PEQ/kg として記載している。

※2 食品中 PFAS 濃度について、LB は LOQ 未満の分析値を 0、LOQ 以上 limit of confirmation (LOC) 未満の分析値を LOQ として算出し、UB は LOD 未満の分析値を LOD と同値、LOD 以上 LOQ 未満の分析値を LOQ と同値、LOQ 以上 LOC 未満の分析値を LOC と同値として算出。

FSANZ は 2021 年、PFAS へのばく露に寄与している、又は寄与する可能性がある食品及び飲料（オーストラリアで消費されている代表的なものを含む）について 30 種類³⁵の PFAS 濃度を測定したところ、PFOS 以外の PFAS はすべての食品（112 品目）で検出されなかった。食品中の PFOS 濃度を表 V-12 に示す(参照 239)。

表 V-12 食品中の平均 PFOS 濃度(参照 239)

食品	検体数	検出率	平均濃度 (ng/kg (水は ng/L)) ※1,2		
			LB	MB	UB
鶏卵	16	6%	6.9	30	54
海水魚の切り身	16	6%	11	35	58

³⁵ 10:2 FTS、4:2 FTS、6:2 FTS、8:2 FTS、EtFOSA、EtFOSAA、EtFOSE、FOSA、MeFOSA、MeFOSAA、MEFOSE、PFBA、PFBS、PFDA、PFDoDA、PFDoS、PFDS、PFHpA、PFHpS、PFHxA、PFHxS、PFNA、PFNS、PFOA、PFOS、PFPeA、PFPeS、PFTeDA、PFTrDA、PFUnDA

家禽以外の動物の肝臓又はその他の内臓	16	81%	630	640	640
調理済みエビ	16	19%	18	38	59
マグロの水煮缶詰	8	50%	70	83	95
その他の食品（水を除く）	1240	0%	0	25	50
水道水及び市販水	24	0%	0	0.5	1

※1 報告書では $\mu\text{g/kg}$ （水は $\mu\text{g/L}$ ）で報告されているが、1,000 を乗じて ng/kg （水は ng/L ）として掲載した。

※2 LB は報告下限（LOR）未満の分析値を 0 として、MB は LOR 未満の分析値を LOR の 1/2 の値として、UB は LOR 未満の分析値を LOR と同値として算出。

FDA が 2016 年にワシントン D.C. で市販されていた容器入り飲料水 22 点及び容器入り炭酸水 8 点について、PFOS 及び PFOA の濃度を測定した結果、すべての試料において PFOS 及び PFOA のいずれも検出されなかった（ $<4 \text{ ng/L}$ ）（参照 240）。

米国地質研究所（United States Geological Survey）が 2016～2021 年に採取した米国内 269 地点の私設井戸及び 447 地点の公共用水の水道水について 78 種の PFAS 濃度を測定した結果、約 30% の水道水から少なくとも 1 種類の PFAS が検出され、検出された水道水における総 PFAS 濃度は $0.348 \sim 346 \text{ ng/L}$ であった。また、測定結果をもとに米国の飲料水における PFAS 検出率をモデルにより推定したところ、約 45% の飲料水から 1 種類以上の PFAS が検出される可能性があるとして推定された（参照 241）。

（２）食事からのばく露量推定

① 国内

環境省は、平成 23（2011）年度に実施した「ダイオキシン類をはじめとする化学物質の人への曝露量モニタリング調査」において、陰膳方式により食事経由のフッ素化合物摂取量を測定した。2011 年 10 月に対象者（中国四国・漁村地域、中国四国・農村地域及び九州沖縄・漁村地域から各 5 名）の 3 日間の全ての食事の PFOS 及び PFOA 量を測定し、一日当たりの摂取量を推計した（表 V-13）（参照 242）。

表 V-13 食事経由のフッ素化合物摂取量の統計値（単位： ng/kg 体重/日）

（参照 242）

		中国四国・漁村地域 (n=5)	中国四国・農村地域 (n=5)	九州沖縄・漁村地域 (n=5)	全対象者 (n=15)
PFOS	平均値	0.77	0.30	0.64	0.57
	標準偏差	0.62	0.41	0.47	0.51
	中央値	0.77	ND	0.53	0.53

	範囲	ND～1.7	ND～0.80	ND～1.2	ND～1.7
PFOA	平均値	0.93	0.73	0.40	0.69
	標準偏差	1.1	0.43	0.27	0.70
	中央値	0.62	0.89	0.51	0.62
	範囲	ND～2.9	ND～1.1	ND～0.69	ND～2.9

注 1) ND：食事試料中の PFOS 又は PFOA 濃度が検出下限値（PFOS：7.4 pg/g（=ng/kg）、PFOA：9.3 pg/g（=ng/kg））未満であったもの

注 2) 平均値及び標準偏差は ND を 0 として計算した。

農林水産省は、平成 24～26（2012～2014）年度に東京、大阪、名古屋及び福岡の 4 地域において、マーケットバスケット方式によるトータルダイエツトスタディを実施した。各食品群の PFOS 及び PFOA の濃度（上述の農林水産省（2016）のデータ）については LOQ 未満の分析値を 0 としたものを LB、LOD 未満の分析値を LOD と同値、LOD 以上 LOQ 未満の分析値を LOQ と同値としたものを UB とし³⁶、食品消費量については平成 23（2011）年度国民健康・栄養調査のデータを用いて、各食品群からの一日当たりの平均摂取量を推定した。その結果、PFOS（LB～UB）は 0.60～1.1 ng/kg 体重/日、PFOA（LB～UB）は 0.066～0.75 ng/kg 体重/日であった。また、食品群別のばく露への寄与率を算出したところ、LB と UB のどちらを適用するかで結果に差があったものの、UB を用いた場合には多様な食品群が寄与していることが示された。魚介類の寄与率は、PFOS（LB～UB）では 97.3～52.4%、PFOA（LB～UB）では 89.7～12.1%であった（表 V-14、V-15）（参照 243）。

表 V-14 推定平均摂取量（平成 24～26（2012～2014）年度調査結果）（参照 243）

推定平均摂取量（ng/kg 体重/（日））		
	全年齢	
	PFOS	PFOA
LB	0.60	0.066
UB	1.1	0.75

表 V-15 各食品群の寄与率（平成 24～26（2012～2014）年度調査結果）
（参照 243）

食品群	PFOS		PFOA	
	LB	UB	LB	UB
穀類	0%	5.7%	0%	14.7%

³⁶ 本調査実施当時の分析技術では、PFOS 及び PFOA の食品中濃度と比較して LOD 及び LOQ が高く、LOD 未満又は LOQ 未満の分析値が多いことから、LB による摂取量推定では過小評価、UB による摂取量推定では過大評価となる可能性があり、実際の摂取量及び寄与率を必ずしも反映していないことに留意が必要である。

いも類	0%	1.8%	0%	3.9%
砂糖・甘味料類	0%	0.2%	0%	0.3%
豆類	0%	0.7%	0%	1.8%
種実類	0%	0%	0%	0.1%
野菜類	0%	3.5%	0%	9.0%
果実類	0%	1.7%	0%	4.9%
きのこ類	0%	0.5%	0%	1.1%
藻類	0.2%	0.3%	10.3%	1.1%
魚介類	97.3%	52.4%	89.7%	12.1%
肉類	2.5%	2.3%	0%	3.6%
卵類	0%	0.8%	0%	1.3%
乳類	0%	1.6%	0%	4.8%
油脂類	0%	0.1%	0%	0.4%
菓子類	0%	0.4%	0%	1.0%
嗜好飲料類	0%	20.7%	0%	30.6%
調味料・香辛料類	0%	1.4%	0%	3.4%
飲料水	0%	5.9%	0%	5.8%

※1 全年齢の平均体重を 54.9 kg として摂取量を推定

※2 LB は LOQ 未満の分析値を 0 として算出し、UB は LOD 未満の分析値を LOD と同値として、LOQ 未満の分析値を LOQ と同値として算出

※3 LOD : 飲料水 PFOS 3 ng/kg PFOA 2 ng/kg
飲料水以外 PFOS 3-20 ng/kg PFOA 6-40 ng/kg
LOQ : 飲料水 PFOS 8 ng/kg PFOA 5 ng/kg
飲料水以外 PFOS 9-40 ng/kg PFOA 15-110 ng/kg

② 海外

海外で報告されている食事からの PFAS の摂取量推定の結果を表 V-16 に示す。

表 V-16 海外における食事からの PFAS 摂取量推定結果

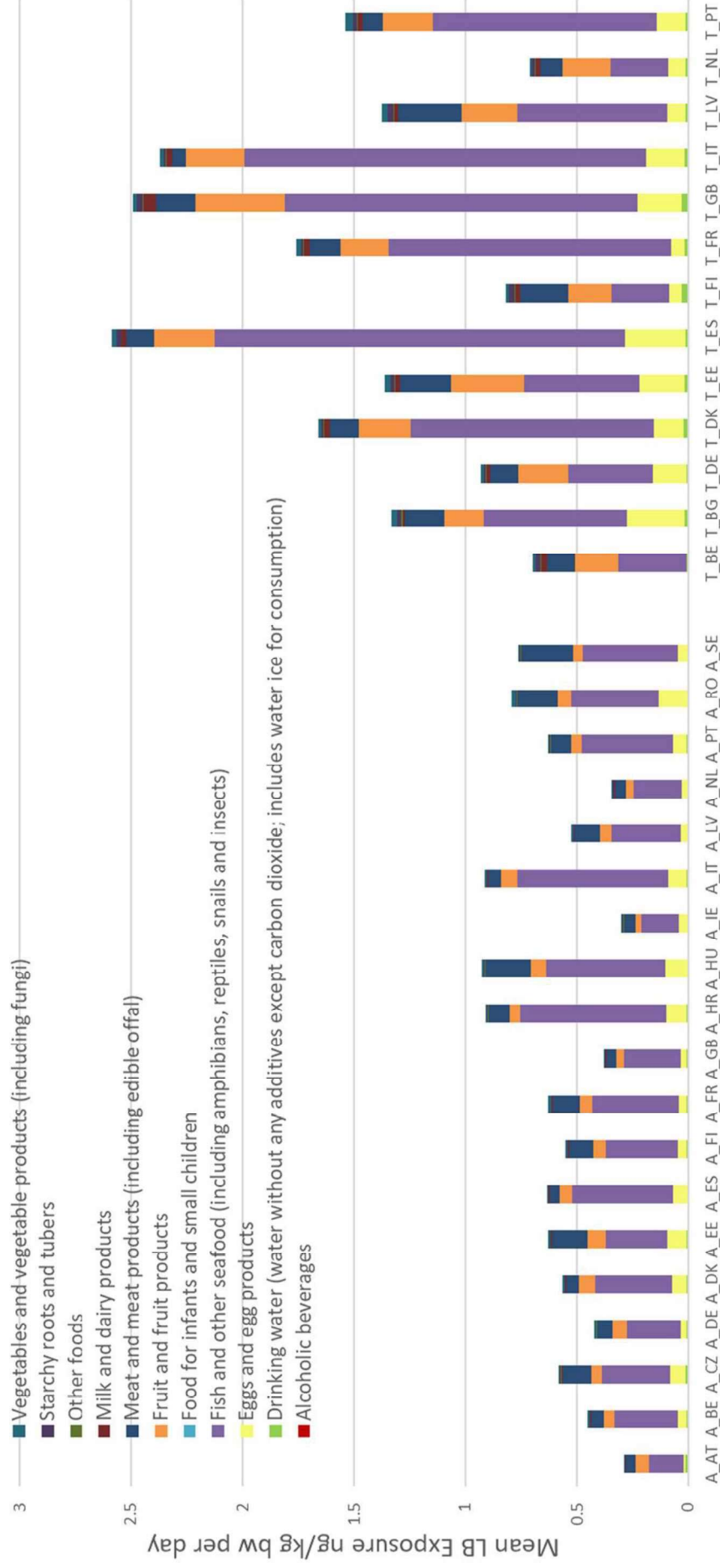
国又は地域	対象集団	分子種	摂取量	引用文献
カナダ	12 歳以上	PFHpA, PFOA, PFNA, PFOS, PFDA, PFUA, PFDoDA, PFTeDA	(総 PFAS ng/日) 全体 : 250 男性 (12-19 歳) : 290 男性 (20-39 歳) : 480 男性 (40-64 歳) : 340 男性 (>65 歳) : 200 女性 (12-19 歳) : 170 女性 (20-39 歳) : 200 女性 (40-64 歳) : 240 女性 (>65 歳) : 120	(参照 244)
EU	23 か国	PFOA, PFNA, PFHxS, PFOS	年齢別※1 摂取量 LB (最小値・中央値・最大値) ※2 UB (最小値・中央値・最大値) ※2	(参照 1)

			(総 PFAS ng/kg 体重/日) ・平均摂取量群 乳児 : 2.39 - 4.87 - 12.19 42.77 - 71.44 - 114.62 幼児 : 1.47 - 2.94 - 6.51 61.20 - 74.17 - 112.09 子ども : 0.84 - 1.54 - 3.07 38.50 - 53.23 - 81.78 青年 : 0.42 - 0.84 - 1.52 20.59 - 26.48 - 41.45 大人 : 0.55 - 0.92 - 1.34 13.54 - 15.94 - 21.97 高齢者 : 0.71 - 0.89 - 2.08 11.51 - 15.07 - 18.77 超高齢者 : 0.42 - 0.86 - 3.10 12.56 - 15.41 - 19.85 ・高摂取量群 (95 パーセンタイル) 乳児 : 4.50 - 13.65 - 27.88 92.77 - 122.25 - 224.84 幼児 : 3.35 - 7.55 - 13.69 100.65 - 134.01 - 229.04 子ども : 2.66 - 4.21 - 9.69 78.97 - 109.03 - 165.31 青年 : 1.27 - 2.13 - 5.22 44.17 - 57.04 - 89.40 大人 : 1.30 - 2.29 - 5.04 26.29 - 32.78 - 62.70 高齢者 : 1.76 - 2.37 - 5.58 22.96 - 28.77 - 46.73 超高齢者 : 1.32 - 2.23 - 9.93 21.90 - 28.32 - 42.03	
ドイツ	・VELS ^{※3} >0.5 - 5 歳 ・NVS II ^{※4} 14-80 歳	PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA	平均値-50-95 パーセンタイル (総 PFAS ng/kg 体重/週) ・VELS >0.5 - <1 歳 : 20.4 - 19.3 - 45.2 1-2 歳 : 20.4 - 15.3 - 49.5 3-5 歳 : 18.3 - 13.1 - 44.5 ・NVS II 14-17 歳 : 6.2 - 4.3 - 17.3 18-64 歳 : 8.0 - 4.4 - 19.8 65-74 歳 : 8.5 - 4.4 - 21.3 75-80 歳 : 8.6 - 4.4 - 16.6	(参照 245)
オランダ	1-79 歳	PFBS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTTrDA, PFTeDA, GenX	LB-UB (ng PEQ/kg 体重/週) ^{※5,6} ・食品+地下水由来飲料水 平均値 : 4.6-26 中央値 : 3.3-23 95 パーセンタイル : 12-51 ・食品+表流水由来飲料水 平均値 : 5.9-22 中央値 : 4.6-19 95 パーセンタイル : 14-45	(参照 238)
オーストラリア	2 歳以上	PFOS ^{※7}	LB-MB-UB (ng/kg 体重/日) ^{※8} 平均値 : 0.011-0.83-1.7 90 パーセンタイル : 0.032-1.3-2.6	(参照 239)
韓国		PFOS, PFOA	(ng/kg 体重/日) ・PFOS 1-2 歳 : 1.552 3-6 歳 : 1.527 7-12 歳 : 1.120	(参照 246)

			13-18 歳 : 0.747 19 歳以上 : 0.915 ・ PFOA 1-2 歳 : 1.499 3-6 歳 : 1.534 7-12 歳 : 1.310 13-18 歳 : 0.992 19 歳以上 : 0.817	
--	--	--	--	--

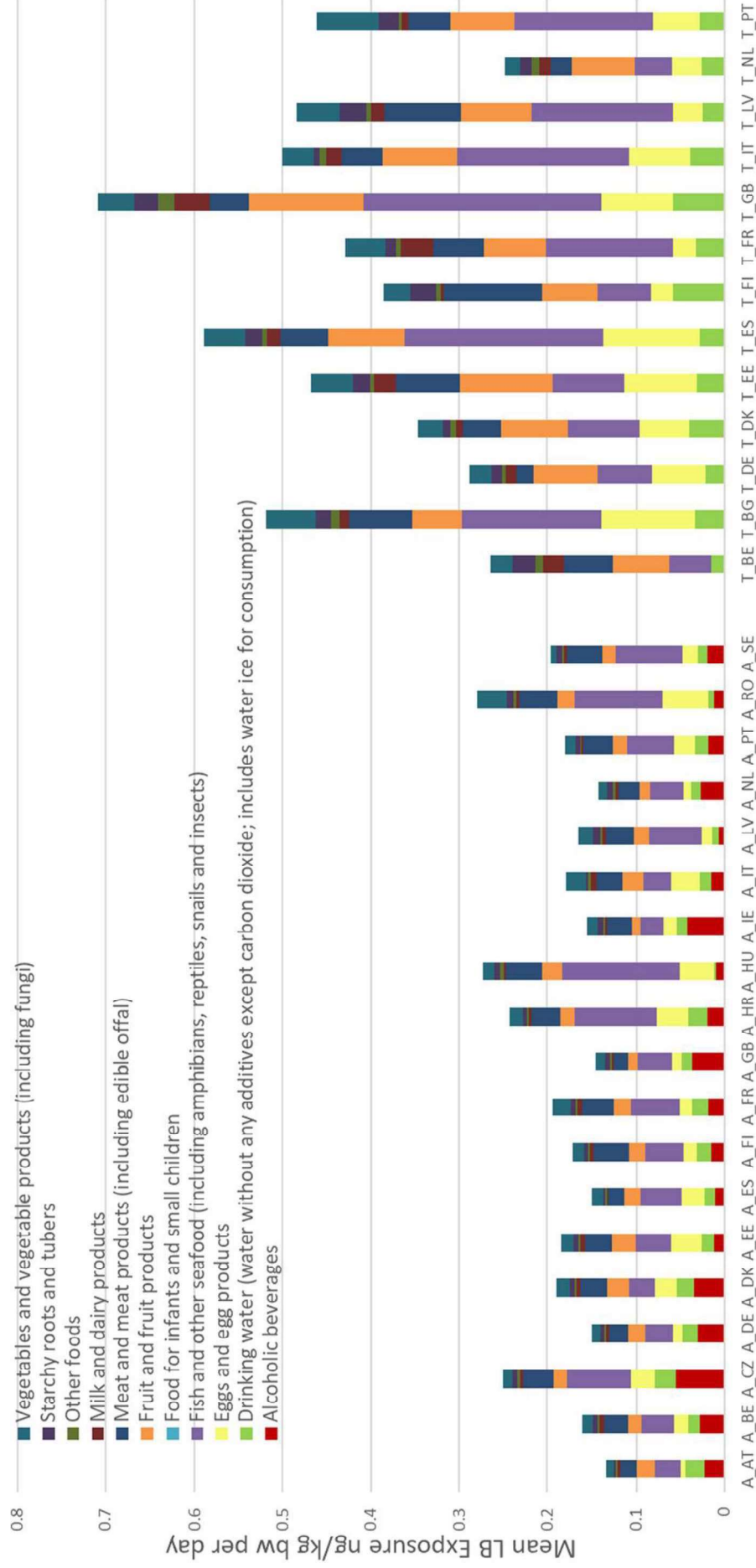
- ※1 乳児（12 か月未満）、幼児（12 か月以上 36 か月未満）、子ども（36 か月以上 10 歳未満）、青年（10 歳以上 18 歳未満）、大人（18 歳以上 65 歳未満）、高齢者（65 歳以上 75 歳未満）、超高齢者（75 歳以上）として分類。
- ※2 食品中 PFAS 濃度について、LB は LOD 未満又は LOQ 未満と報告された分析値を 0 として算出し、UB は LOD 未満と報告された分析値を LOD と同値、LOQ 未満と報告された分析値を LOQ と同値として算出。
- ※3 VELs（残留農薬の急性毒性評価のための乳幼児の食事摂取量調査）の食品摂取量データを使用。
- ※4 NVS II（第 2 回ドイツ国民栄養調査）の食品摂取量データを使用。
- ※5 食品中 PFAS 濃度について、LB は LOQ 未満の分析値を 0、LOQ 以上 limit of confirmation（LOC）未満の分析値を LOQ として算出し、UB は LOD 未満の分析値を LOD と同値、LOD 以上 LOQ 未満の分析値を LOQ と同値、LOQ 以上 LOC 未満の分析値を LOC と同値として算出。
- ※6 PEQ : PFOA equivalents
- ※7 摂取量推定にあたり食品中の 30 種類の PFAS の分析を行っているが、PFOS 以外は検出されなかった（LOD: 0.0040~0.35 µg/kg）ことから、PFOS のみについて摂取量推定を行っている。
- ※8 LB は limit of reporting（LOR）未満の分析値を 0 として、MB は LOR 未満の分析値を LOR の 1/2 の値として、UB は LOR 未満の分析値を LOR と同値として算出。

EFSA は 2020 年の評価において、19 か国 35 種類の食品消費データと、16 か国 97,434 点の食品の汚染実態データから摂取量推定を行い、LB シナリオにおける各食品群の寄与率を求めた。その結果、PFOS については魚及びその他の魚介類の寄与率が最も高く、卵及び卵製品、肉及び肉製品が続き、幼児（12~36 か月）についてはこれらに次いで果物及び果物製品の寄与が大きかった。PFOA についても魚及びその他の魚介類、卵及び卵製品並びに肉及び肉製品の寄与率が高かった一方、果物及び果物製品、野菜及び野菜製品並びに飲料水も寄与が大きかった。PFHxS については主に果物及び果物製品と飲料水が摂取に寄与していた。また、国別及び年齢層（大人及び幼児）の平均摂取量のグラフを図 V-3-1~図 V-3-3 に示す(参照 1)。



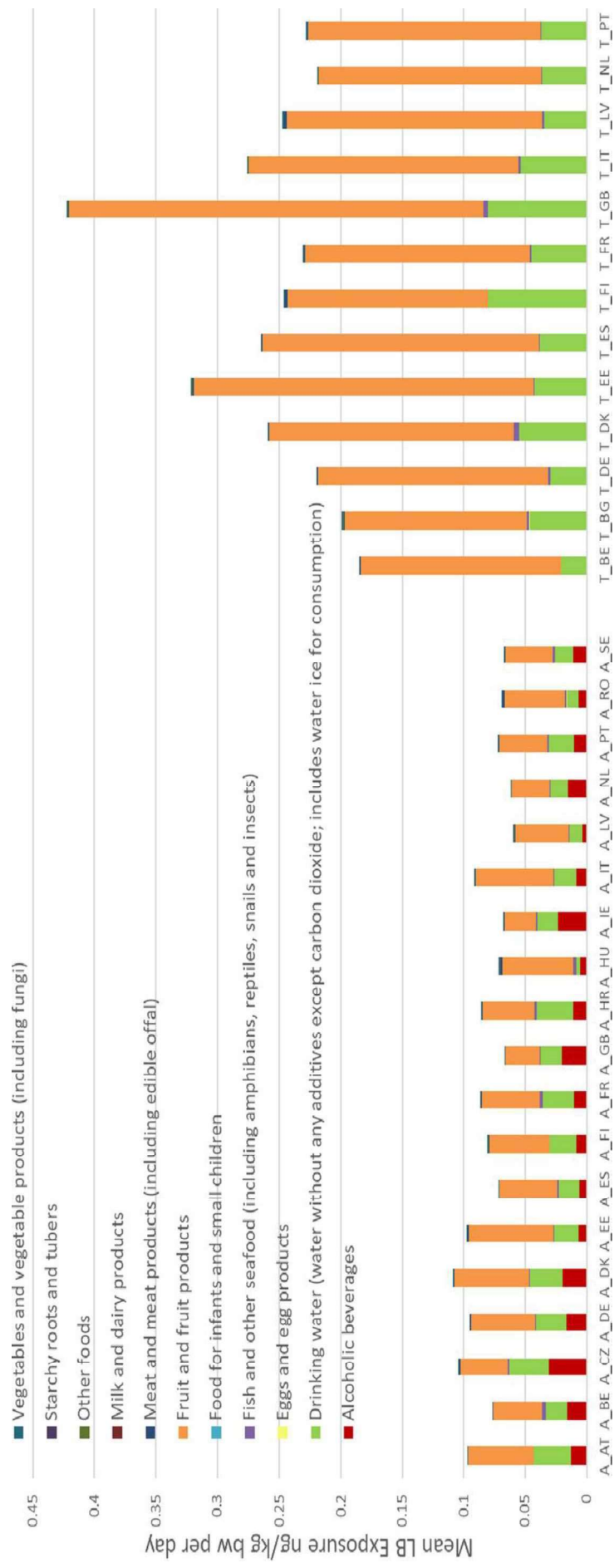
注) A : 大人 (グラフ左側、18 歳以上 65 歳未満)、T : 幼児 (グラフ右側、12 か月以上 36 か月未満)、AT : オーストリア、BE : ベルギー、CZ : チェコ、DE : ドイツ、DK : デンマーク、EE : エストニア、ES : スペイン、FI : フィンランド、FR : フランス、GB : 英国、HR : クロアチア、HU : ハンガリー、IE : アイルランド、IT : イタリア、LV : ラトビア、NL : オランダ、PT : ポルトガル、RO : ルーマニア、SE : スウェーデン

図 V-3-1 LB シナリオにおける食品群別 PFOS 平均ばく露量 (単位 : ng/kg 体重/日) (参照 1)



注) A : 大人 (グラフ左側、18 歳以上 65 歳未満)、T : 幼児 (グラフ右側、12 か月以上 36 か月未満)、AT : オーストリア、BE : ベルギー、CZ : チェコ、DE : ドイツ、DK : デンマーク、EE : エストニア、ES : スペイン、FI : フィンランド、FR : フランス、GB : 英国、HR : クロアチア、HU : ハンガリー、IE : アイルランド、IT : イタリア、LV : ラトビア、NL : オランダ、PT : ポルトガル、RO : ルーマニア、SE : スウェーデン

図 V-3-2 LB シナリオにおける食品群別 PFOA 平均ばく露量 (単位 : ng/kg 体重/日) (参照 1)



注) A : 大人 (グラフ左側、18 歳以上 65 歳未満)、T : 幼児 (グラフ右側、12 か月以上 36 か月未満)、AT : オーストリア、BE : ベルギー、CZ : チェコ、DE : ドイツ、DK : デンマーク、EE : エストニア、ES : スペイン、FI : フィンランド、FR : フランス、GB : 英国、HR : クロアチア、HU : ハンガリー、IE : アイルランド、IT : イタリア、LV : ラトビア、NL : オランダ、PT : ポルトガル、RO : ルーマニア、SE : スウェーデン

図 V-3-3 LB シナリオにおける食品群別 PFHxS 平均ばく露量 (単位 : ng/kg 体重/日) (参照 1)

RIVM は 2012～2016 年のオランダ全国食料消費調査（DNFCS）で報告されたオランダ国民全体の消費パターンに基づき、2021 年 11～12 月に購入した 54 種類の食品 440 点及び 2022 年にサンプリングした飲料水 777 点について、PFAS のばく露量推定を実施した（図 V-4）。飲料水の寄与率は、LB シナリオにより食品及び地下水由来の飲料水を推定した場合は 6%、食品及び表流水由来の飲料水を推定した場合は 27%であった。また、食品群別の寄与率は、LB シナリオにおける食品及び地下水由来の飲料水による推定では魚及び魚製品の寄与率が 30%で最も高く、2 番目は飲料（飲料水を除く）の 23%、3 番目は乳製品の 17%、4 番目は肉及び肉製品の 8%であった。また、LB シナリオにおける食品及び表流水由来の飲料水による推定では、魚及び魚製品が 24%の寄与率で、最もばく露に寄与しており、次いで飲料（飲料水を除く）が 18%、乳製品が 13%、肉及び肉製品が 6%の寄与率であった（参照 238）。

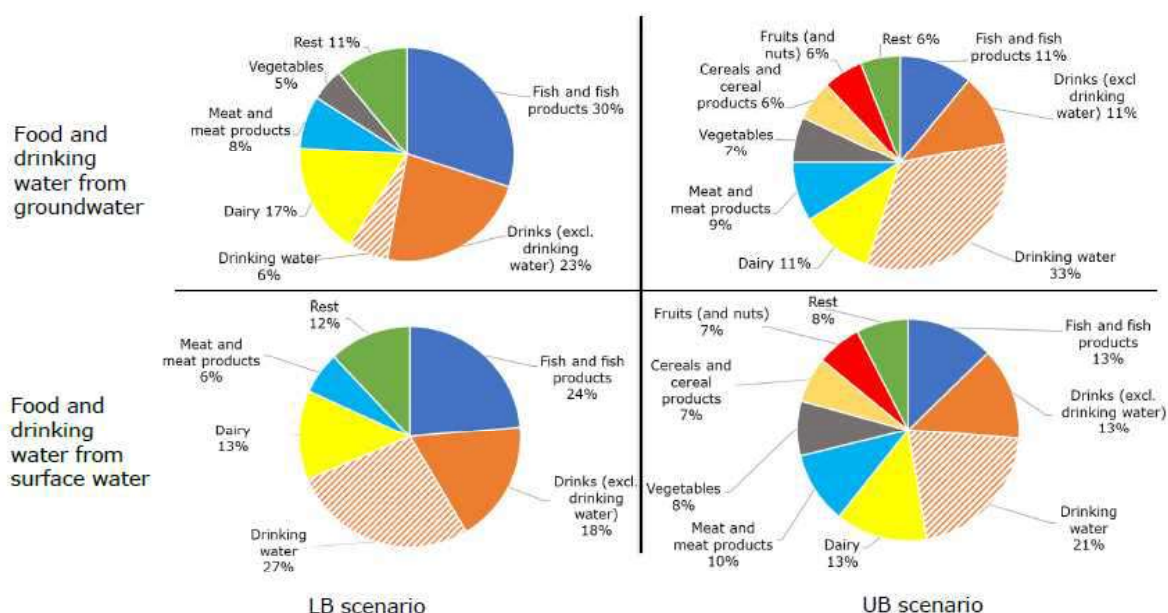


図 V-4 飲料水及び食品群の寄与率(参照 238)

FSANZ は第 27 回オーストラリア総栄養調査（Australian Total Diet Study）において 2019 年 6～9 月及び 2020 年 1～4 月に収集された 112 種類 4,008 点の食品及び飲料中の PFOS、PFOA、PFHxS を含む 30 種類の PFAS 濃度を測定した。PFOS のみ 5 種類の食品から検出されたが、他の 29 種類の PFAS は検出されなかった。2011～2012 年のオーストラリア全国栄養健康調査（Australian National Nutrition and Physical Activity Survey）で報告された 2 歳以上のオーストラリア国民の消費データをもとに PFOS のばく露量を推定したところ、PFOS が検出された食品の寄与率はマグロ（水煮缶詰のデータより算出、寄与率 53%）、卵（19%）、哺乳類の内臓（心臓を除く）（11%）、海水魚（11%）及び甲殻

類（7%）で、魚介類の寄与率を合計すると 71%であった(参照 239)。

3. 生物学的指標

(1) 血中濃度

① 国内

環境省は、平成 22（2010）年度まで実施していた「ダイオキシン類をはじめとする化学物質の人への蓄積量調査及びばく露実態調査」において測定した 3 か年（平成 20～22（2008～2010）年度）分の全血中 PFOS 及び PFOA 濃度を、地域別及び地区別に比較した。地域別では、PFOS、PFOA とともに東海北陸近畿地域で濃度が高く、他地域とは統計学的有意差 ($p<0.01$) がみられた（表 V-17）。地区別に比較した結果、PFOS では漁村地区の濃度が高く、都市地区、農村地区いずれとも統計学的有意差 ($p<0.01$) がみられた一方で、PFOA では地区間の有意差はみられなかった（表 V-18）（参照 247）。

表 V-17 3 か年（平成 20～22（2008～2010）年度）の全血中 PFOS・PFOA 濃度の統計値（地域別）（単位：ng/mL）（参照 247）

		北海道東北 (n=89)	関東甲信越 (n=157)	東海北陸近畿 (n=163)	中国四国 (n=117)	九州沖縄 (n=83)	全国 (n=609)
PFOS	平均値	9.0	6.0	9.9	7.6	6.0	7.8
	標準偏差	19	3.7	8.6	4.6	2.6	9.2
	中央値	4.8	5.4	7.8	6.2	5.6	5.8
	範囲	1.5～150	0.73～28	1.0～71	2.0～28	2.2～12	0.73～150
PFOA	平均値	2.0	2.2	5.4	2.4	2.0	3.0
	標準偏差	1.1	1.1	4.5	1.5	0.91	2.9
	中央値	1.9	2.0	4.1	2.1	1.9	2.1
	範囲	0.63～7.9	0.52～8.6	0.37～25	0.65～13	0.42～5.2	0.37～25

表 V-18 3 か年（平成 20～22（2008～2010）年度）の全血中 PFOS・PFOA 濃度の統計値（地区別）（単位：ng/mL）（参照 247）

		都市地区 (n=270)	農村地区 (n=135)	漁村地区 (n=204)	全国 (n=609)
PFOS	平均値	6.4	6.4	11	7.8
	標準偏差	5.4	5.0	14	9.2
	中央値	5.4	5.1	8.0	5.8
	範囲	1.0～70	0.73～28	1.5～150	0.73～150
PFOA	平均値	2.7	3.4	3.3	3.0
	標準偏差	2.0	3.9	3.1	2.9
	中央値	2.1	2.6	2.1	2.1
	範囲	0.42～15	0.50～25	0.37～19	0.37～25

環境省が平成 23（2011）年度に実施したダイオキシン類をはじめとする化学物質の人への曝露量モニタリング調査及び平成 24（2012）年度から実施している化学物質の人へのばく露量モニタリング調査における全血中 PFAS 濃度の結

確実係数は10とし、LOAELを用いることによる不確実係数10を加えることが適当と判断し、300とした。

以上から、食品安全委員会は、PFOAの健康影響の指標値として、20 ng/kg 体重/日 (2×10^{-5} mg/kg 体重/日) とすることが適当と判断した。

(4) 耐容一日摂取量 (TDI) の設定

ここまでの検討の結果、これまでに収集された科学的知見から、PFOSについては、ラット2世代生殖・発生毒性試験 (Luebker et al. 2005a) でみられた児動物における体重増加抑制から、PFOAについては、マウス生殖・発生毒性試験 (Lau et al. 2006) でみられた胎児の前肢及び後肢の近位指節骨の骨化部位数の減少、雄の児動物の性成熟促進から、それぞれ指標値を算出した。

以上、現時点で得ることのできたデータ及び科学的知見に基づくと、食品安全委員会は、PFOS及びPFOAのTDIとして以下のとおり設定することが妥当と判断した。

PFOS 20 ng/kg 体重/日 (2×10^{-5} mg/kg 体重/日)

PFOA 20 ng/kg 体重/日 (2×10^{-5} mg/kg 体重/日)

ただし、将来的に、今回の検討時には不十分であったPFASの健康影響に関する研究・調査結果の一貫性、影響の度合いの臨床的意義、用量反応関係等に関する情報の科学的知見が集積してくれば、TDIを見直す根拠となる可能性はある。

PFHxSについては、評価を行う十分な知見は得られていないことから、現時点では指標値の算出は困難であると判断した。

なお、EFSA (2020) では、PFOS、PFOA、PFHxS及びPFNAの合計値として指標値を設定しているが、複数のPFAS分子種による複合ばく露の影響については、動物試験においては知見がほとんどないこと、疫学調査においても、PFASの各分子種の寄与度に関する知見がほとんどないまま混合物の総合的なリスクについて評価することは困難であることから、食品安全委員会は、現時点では個別の分子種ごとに指標値を設定することが適切と判断した。

4. ばく露評価と指標値との比較

(1) 摂取量の推定

ヒトにおけるPFASのばく露について、その経路としては、食事及び飲料に加え、食品包装や粉塵の経口摂取、カーペットや衣類等からの経口・吸入・経皮ば

く露がある。海外の報告によると、PFAS のばく露における各経路の寄与率（全体に占める割合）は、生活環境等により異なるものの、食事による摂取が最大であると考えられている。

食品中の PFAS 濃度について、国内では、マーケットバスケット方式によるトータルダイエツトスタディのための試料を用いた調査が行われており、PFOS 又は PFOA が検出検査法での定量下限（LOQ）以上で検出された食品群は、魚介類、藻類、肉類であった。しかし、調査点数が少なく、食品中の PFAS 濃度を論ずるためのデータとしては不十分である。国内の水道水については、厚生労働省が暫定目標値として PFOS 及び PFOA の合計として 50 ng/L と設定している。2021 年度の調査において、浄水（給水栓水等）の PFOS 及び PFOA 濃度の合計値が 50 ng/L を超えていたのは 1,655 地点中 2 地点であった。調査により暫定目標値を超えている場合は、水源の切替えや活性炭処理等が行われている。これ以前の調査で PFOS 及び PFOA 濃度の合計値が 50 ng/L を超えていた場合や、地下水等で未調査の場合もあり、今後もデータの集積が必要である。

ヒトにおける PFAS の摂取量の推定については、国内では、平成 24～26（2012～2014）年度に調査されたトータルダイエツトスタディからの各食品群の PFOS 及び PFOA 濃度と、国民健康・栄養調査における各食品群からの一日あたりの平均摂取量のデータを用いて推定されており、PFOS（LB～UB）は 0.60～1.1 ng/kg 体重/日、PFOA（LB～UB）は 0.066～0.75 ng/kg 体重/日とされている。LB は LOQ 未満の分析値を 0 として算出した値であり、UB は検出下限（LOD 未満）の分析値を LOD と同値、LOQ 未満の分析値を LOQ と同値として算出した値である。

この結果を EFSA による摂取量の推定と比較すると、LB では PFOS については同程度、PFOA については低く、UB では PFOS、PFOA とともに低かった。しかし、これらのいずれの推計量も調査手法や調査年次等によって変動し得るものであることに留意が必要である。例えば、このトータルダイエツトスタディでは、飲料水の値は「容器入り飲料水」と水道水を混合した 1 地域のみ分析値であり、水道水の寄与については別途検討が必要である。また、調査実施当時の分析技術では、PFOS 及び PFOA の食品中濃度と比較して食品を分析する場合の LOD 及び LOQ が高く、LOD 未満又は LOQ 未満の分析値が多いことから、LB による摂取量の推定では過小評価、UB による摂取量の推定では過大評価となる可能性があり、実際の摂取量及び寄与率を必ずしも反映していないことに留意が必要である。

（2）推定摂取量と指標値との比較

国内で平成 24～26（2012～2014）年度に調査されたトータルダイエツトスタ

ディから推定された一日あたり平均摂取量は、食品安全委員会が現時点のデータ及び科学的知見に基づいて設定した TDI (PFOS : 20 ng/kg 体重/日、PFOA : 20 ng/kg 体重/日) と比較すると低い状況にあるものと考えられる。

モニタリング調査による環境中濃度の推移や北海道スタディによる血中濃度の経年推移においては、PFOS 及び PFOA のばく露量は減少傾向にあると考えられるものの、現状について情報は不足している。

なお、欧州各国における推定摂取量は、EFSA (2020) や EPA (2023 Draft) が示している指標値を上回るレベルである。

(3) 血中濃度について

疫学研究においては、ばく露量を把握する生物学的指標として血中濃度等が用いられており、PFOS 及び PFOA の血中濃度と健康影響との関連について、海外の諸委員会・学会が見解を示している。

PFOS 及び PFOA の血中濃度と健康影響との関連について、ドイツ連邦環境庁のヒトバイオモニタリング (HBM) 委員会は、毒性研究及び疫学研究に基づく HBM 値を定めており、HBM-I 値と HBM-II 値の 2 つのレベルを定義している。HBM-I 値は、その値以下では健康への悪影響が予想されないとされ、血漿濃度として PFOS で 5 ng/mL、PFOA で 2 ng/mL と設定している。これらの HBM-I 値は予防的観点に基づいて設定されたもので、モニタリングが必要な際のばく露源に対する削減目標値としている。HBM-I 値を超過しても、ばく露された個人に健康への悪影響が予想されるというものではないが、集団レベルでは検査値や影響指標に変化が検出される可能性が高まるとしている。

また、HBM-II 値は、その値を超えると、ばく露された個人に悪影響が発生する可能性がある濃度とし、血漿中濃度について PFOS で 20 ng/mL、PFOA で 10 ng/mL、出産可能年齢の女性では PFOS で 10 ng/mL、PFOA で 5 ng/mL と設定している。HBM-II 値を超過している場合は、ばく露源の同定と排除を試みるべきとし、超過が中程度であり、現病歴等に他のリスク要因がない場合は、臨床生化学的検査等の必要はないとしている。また、HBM-II 値の超過は医療上のケアや相談とともに、必要に応じて健康影響に係るフォローアップ検査等の長期モニタリングを行うべきとしている。

米国科学・工学・医学アカデミーは、HBM 委員会が示した HBM-I 値及び HBM-II 値を踏まえて、2 ng/mL 及び 20 ng/mL を 7 つの PFAS 分子種合計の血清/血漿濃度のカットオフ値 (区切りの値) とし、血清/血漿 PFAS 濃度が 2 ng/mL を超えなければ健康影響は見込まれないこと、2~20 ng/mL では特に感受性の高いグループでは健康影響の可能性があること、20 ng/mL 超では健康影響のリス

クが高まることを伝えることを提言している。一方で、PFAS ばく露による健康影響のリスクは、ばく露レベル、生活状況、患者の他のリスク要因にも大きく依存するために不確実性が高く、集団スクリーニングによって期待される利点が様々な不利益（検査結果解釈の困難さ、採血の負担等）を上回るかどうかの評価は困難な場合があり得るとしている。

HBM 委員会及び米国科学・工学・医学アカデミーはいずれも、PFAS の血清/血漿濃度の指標については、それを超えた場合には健康影響のリスクが高まる可能性があるものとして示してはいるものの、超過は必ずしも個人の健康影響の出現を意味するものではなく、現病歴等に他のリスク要因がない場合は臨床生化学的検査の必要はないとしている。

環境省により実施された国内における一般住民を対象とした調査結果によると、限られたデータではあるものの、日本における一般住民の PFOS 及び PFOA の全血中濃度の中央値と範囲は、平成 20～22 (2008～2010) 年度では 5.8 ng/mL (0.73～150 ng/mL) 及び 2.1 ng/mL (0.37～25 ng/mL)、平成 23～28 (2011～2016) 年度ではそれぞれの年度の PFOS の中央値が 4.8、4.5、2.7、2.1、3.3 ng/mL (全年度の範囲 0.29～17 ng/mL) 及び PFOA の中央値が 1.8、2.5、1.6、1.6、1.4 ng/mL (全年度の範囲 0.27～13 ng/mL) とされている。また、北海道スタディにおける北海道コホートの妊婦の調査 (2003 年 2 月～2012 年 3 月) では、PFOS 及び PFOA の母体血漿濃度の中央値と範囲は 4.96 ng/mL (0.81～30.28 ng/mL) 及び 2.00 ng/mL (0.25～24.88 ng/mL) とされている。

ヒトにおける PFOS 及び PFOA の消失半減期は数年にわたる長期間であり、体内動態については不確実な点が多いため、測定された血中濃度の結果から PFAS の摂取量・ばく露量、時期、期間等を推測することは現時点の知見では困難である。また、摂取量・ばく露量の分布及び高ばく露者の把握、摂取・ばく露経路の推定についての情報、並びに食品を含めた PFAS にばく露され得る媒体の濃度データについても、現時点では情報が不足している。

5. まとめと今後への課題

(1) 食品健康影響評価のまとめ

食品安全委員会において、自らの判断で行う食品健康影響評価として、PFAS の食品健康影響評価を行った。

本評価においては、食品健康影響評価を速やかに実施するため、国際機関、各国政府機関等における PFAS の評価に用いられた科学的知見及び評価結果を整理・精査し、調査事業により収集した PFAS のうち PFOS、PFOA 及び PFHxS に関する文献及びその他の関連する重要な文献を用いた。

健康影響の評価として取り上げるエンドポイントについては、海外評価機関による評価書で検討されたエンドポイント別に整理した。その結果、PFOS 及び PFOA について、疫学研究で報告された血清 ALT 値の増加、血清総コレステロール値の増加、出生時体重の低下、ワクチン接種後の抗体応答の低下との関連は否定できないと評価した。ただし、血清 ALT 値の増加及び血清総コレステロール値の増加については、増加の程度が軽微であること、のちに疾患に結びつくか否かが不明であり臨床的な意義が不明であること、用量反応関係が示されていないこと等、ワクチン接種後の抗体応答の低下については、証拠の質や十分に課題があることから、健康影響のためのエンドポイントとして採用するためにはいずれも証拠は不十分であると判断した。また、出生時体重の低下については、SGA 児、低出生体重児（2,500 g 未満）等の影響を報告した研究は限られており、出生後の成長に及ぼす影響についてはまだ不明であると判断した。

発がん性については、動物試験でみられた事象は、げっ歯類特有のメカニズムである可能性がある又は機序の詳細は不明であることから、ヒトに当てはめられるかどうかは判断できないと評価した。疫学研究から、PFOA と腎臓がん、精巣がん、乳がんとの関連については、研究調査結果に一貫性がなく、証拠は限定的であると判断した。PFOS と乳がん、PFHxS と腎臓がん及び乳がんとの関連については、証拠は不十分であると判断した。

現時点の科学的知見に基づいて食品健康影響の指標値を検討した。

エンドポイントについては、PFOS については、ラット 2 世代生殖・発生毒性試験（Luebker et al. 2005a）でみられた児動物における体重増加抑制を、PFOA については、マウス生殖・発生毒性試験（Lau et al. 2006）でみられた胎児の前肢及び後肢の近位指節骨の骨化部位数の減少、雄の児動物の性成熟促進をそれぞれ採用した。また、血中濃度から摂取量への換算には、海外評価機関で採用された用量推計モデルでの計算結果をそのまま適用した。

以上のことから、食品健康影響の指標値は、TDI として PFOS は 20 ng/kg 体重/日（ 2×10^{-5} mg/kg 体重/日）、PFOA は 20 ng/kg 体重/日（ 2×10^{-5} mg/kg 体重/日）と設定することが妥当と判断した。PFHxS については、評価を行う十分な知見は得られていないことから、現時点では指標値の算出は困難であると判断した。

ただし、将来的に、今回の検討時には不十分であった PFAS の健康影響に関する研究・調査結果の一貫性、影響の度合いの臨床的意義、用量反応関係等に関する情報等の科学的知見が集積してくれば、TDI を見直す根拠となる可能性はある。

国内での PFOS 及び PFOA の摂取量については、平成 24～26 (2012～2014) 年度に限られた地域数で調査されたトータルダイエツトスタディによる情報によると、一日あたりの平均摂取量は、PFOS (LB～UB) が 0.60～1.1 ng/kg 体重/日、PFOA (LB～UB) が 0.066～0.75 ng/kg 体重/日と推定されている。推定された一日あたり平均摂取量は、現時点の科学的知見に基づいて設定した TDI (PFOS : 20 ng/kg 体重/日、PFOA : 20 ng/kg 体重/日) と比較すると低い状況にあるものと考えられる。しかし、国内における各種食品中の PFAS 濃度やその濃度分布に関するデータ等、摂取量の推定に関する情報は不足しているため、この推計値にはかなりの不確実性があることに留意が必要である。

(2) 今後への課題

① リスク評価について

PFAS の評価に関する今後の課題としては、以下の点が挙げられる。

PFAS の分子種の定義や範囲について様々な見解があるものの、国内外における規制等における動向を踏まえて、PFOS、PFOA 及び PFHxS の 3 物質を中心に評価を行った。それぞれの分子種には直鎖型又は分岐鎖型の異性体や異なる塩類があるが、今回の健康影響評価では、動物試験、疫学調査のいずれにおいても、実験や測定に用いた試薬の種類や純度、生体試料等における分岐鎖の割合、測定上の課題及び環境中や使用中の前駆物質の分解については考慮していない。また、PFOS、PFOA 及び PFHxS 以外の PFAS と健康影響との関連については評価を行っていないため、今後は、これらの PFAS について、健康影響、環境中及び食品中濃度、ばく露等に関する情報収集の充実が求められる。

PFOS 及び PFOA をはじめとする PFAS については、健康影響に関する情報が不足しており、不明な点が多い。本評価において検討したエンドポイントについても、ヒトと実験動物では観察される影響が一致しないことや、機序が不明であることが多いため、今後の研究の進展が望まれる。出生時体重の低下についても、甲状腺ホルモンの寄与等、機序の解明が求められる。また、ヒトでみられた影響のその後の臨床経過、出生時体重低下とその後の成長についての検討等も求められる。エンドポイントとして今回の健康影響評価では取り上げなかったその他の健康影響については、評価に使用できる情報が現時点では不十分であり、今後の知見の集積により、新たに検討が必要となる可能性はあり得る。今回の検討に用いた疫学研究の結果は、ばく露レベルや PFAS と関連があるとされた影響等にそれぞれ課題があった。PFAS との関連を評価するには質の高い研究が不足しており、今後のさらなる知見の集積が期待される。

また、疫学研究の POD については、海外評価機関により独自に BMDL が算出されているが、その算出過程については公表されておらず確認できなかった部

分もあったことから、今後評価を実施する際には、**BMD** 法を用いた評価を独自に実施できることが望ましい。

PFOS 及び **PFOA** の体内動態は、動物とヒトとでは大きく異なる。また、ヒトにおける体内動態については不確実な点が多く、消失半減期はおよそ数年にわたる長期間であるものの、その期間は文献により大きく異なり幅がある。動物試験及び疫学研究の結果からヒトにおける **POD** を算出するためには、用量推計モデルが必要となるが、その構築には相応の体制及び期間を要することから、本評価では、独自の用量推計モデルの構築を行うことなく、海外評価機関における **PFAS** の評価に用いられた用量推計モデル（体内動態モデル、**PBPK** モデルを含む）を確認することとした。しかし、いずれのモデルも様々な仮定を前提として構築されており、**PFOS**、**PFOA** 及び **PFHxS** の用量推計については、現時点では国際的に統一されたモデルが利用できる状況にはないと考えられる。今後、独自の用量推計モデルの構築を行う必要性について検討することが望ましい。

健康影響評価の結果については、海外評価機関がそれぞれ採用しているエンドポイント及び指標値は大きく異なる。**EFSA** (2020) や **EPA** (2023 Draft) が示している指標値は、各国における推定摂取量を下回る数値であり、リスク管理の状況や今後のリスク評価については引き続き注視していく必要がある。

ばく露評価については、**PFOS** 及び **PFOA** の消失半減期は数年にわたる長期間であり、体内動態について不確実な点が多く、測定された血中濃度の結果から **PFAS** 摂取・ばく露の量、時期、期間等を推測することは現時点の知見では困難である。したがって、今後さらに情報を収集し、充実させることが必要である。また、摂取量・ばく露量の分布、高ばく露の個人や集団の把握、摂取・ばく露経路の推定についての情報、食品を含めた **PFAS** にばく露され得る媒体における **PFAS** 濃度についても、現時点では情報が不足しており、今後のデータの集積が求められる。

血中濃度については、今後のリスク評価に向けて、**PFAS** の摂取量と血中濃度との関連や、それらと健康影響との関連について、疫学的手法により計画的に調査することが必要と考える。

② リスク管理について

一般に、食品中の汚染物質のリスク管理については、「**ALARA** (as low as reasonably achievable：合理的に達成可能な限り低く) の原則」に従い、“無理なく到達可能な範囲でできるだけ低くすべき”とされている。

PFOS 及び **PFOA** をはじめとする **PFAS** については、健康影響に関する情報が不足しており、不明な点等が多い。したがって、まずは、今回設定した **TDI** を踏まえた対応が速やかに取られることが重要である。そのためには、**PFAS** にば

く露され得る媒体（飲料水、食品等）における濃度分布に関するデータの収集を早急に進め、その調査結果等をもとに、高い濃度が検出された媒体に対する対応を一層進めることが必要である。なお、PFOS 及び PFOA についての本評価の結果を踏まえると、現時点の情報は不足しているものの、通常の一般的な国民の食生活（飲水を含む）から食品を通じて摂取される程度の PFOS 及び PFOA によっては、著しい健康影響が生じる状況にはないものと考ええる。

血中濃度については、ドイツの HBM 委員会及び米国科学・工学・医学アカデミーが血清/血漿 PFAS 濃度の指標値を示しているものの、指標値を超過しても必ずしも健康影響を及ぼすものではないこと、超過が中程度であり現病歴等に他のリスク要因がない場合は臨床的な生化学的検査の必要はないことや、必要に応じてモニタリングすることを提案している。我が国においては、PFAS ばく露が懸念される地域の住民における血中濃度の分布、高ばく露者の把握等の必要性も含め、今後のリスク管理の方策や対応の優先度等について検討することは重要と考える。国や自治体等が、血中 PFAS 濃度測定を実施する場合は、その目的や対象者、実施方法、フォローアップの方法等について慎重に検討する必要がある。

また、本評価の対象とした PFOS、PFOA 及び PFHxS については、その難分解性、高蓄積性を考慮すると、使用規制や排出源対策を適切に行うことが重要である。

③ リスクコミュニケーションについて

本評価の結果及びリスク管理の現状等については、正しい情報に基づいてわかりやすく、丁寧にリスクコミュニケーションを実施することが求められる。一方、PFOS、PFOA 等のリスクを過剰に懸念して食生活を変更することには、栄養学的な過不足をもたらす等の新たな異なるリスクが生じるおそれがあること等についてもリスクコミュニケーションを行っていくことが求められる。