

Vetenskapligt underlag för PFAS i dricksvatten



Denna titel kan laddas ner från: [Livsmedelsverkets publikationer](#)

Citera gärna Livsmedelsverkets texter, men glöm inte att uppge källan. Bilder, fotografier och illustrationer är skyddade av upphovsrätten. Det innebär att du måste ha upphovsmannens tillstånd att använda dem.

© Livsmedelsverket, 2022.

Författare:

Irina Gyllenhammar, Emelie Lindfeldt och Emma Halldin Ankarberg

Rekommenderad citering:

Livsmedelsverket. Gyllenhammar I, Lindfeldt E, Ankarberg EH. 2022. Vetenskapligt underlag för PFAS i dricksvatten. Livsmedelsverkets PM. Uppsala.

ISSN 1104-7089

Omslag: Livsmedelsverket

Förord

Detta PM utgör ett vetenskapligt underlag om riskvärdering av PFAS i dricksvatten. Underlaget har tagits fram på beställning av Sandra Strandh SV/SL (Dnr 2021/04303) och kommer att ligga till grund för framtagandet av ett nationellt gränsvärde för PFAS i dricksvatten. Underlaget är uppdelat i faroidentifiering, farokarakterisering, exponeringsuppskattning och riskkarakterisering, där de specifika frågeställningarna besvaras.

Ansvariga för underlagets innehåll är Irina Gyllenhammar, Emelie Lindfeldt och Emma Halldin Ankarberg på Risk- och nyttovärderingsavdelningen. Underlaget har granskats av Salomon Sand och Kettil Svensson, RN/TO.

Per Bergman, avdelningschef på Risk- och nyttovärderingsavdelningen

Februari 2022

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning.....	6
Bakgrund	7
Specifika frågor som ska besvaras.....	8
Fråga	8
Data och metod.....	9
Data och datakällor.....	9
Avgränsningar	9
Faroidentifiering.....	10
Farokarakterisering	12
Toxikokinetik.....	12
Effekter på djur.....	12
Effekter på människa	12
Hälsobaserat tolerabelt intag.....	13
Exponeringsuppskattning.....	15
Halter i Livsmedel	15
Intag från mat	16
Halter i den svenska befolkningen	19
Exponering för PFAS-4 i förhållande till total PFAS	21
Riskkarakterisering	22
Andel som överskrider TVI utifrån intag från mat.....	22
Beräkning av riktvärden för PFAS i dricksvatten	23
Specifika frågor	25
Referenser	27

Sammanfattning

Per- och polyfluorerade ämnen (PFAS) är samlingsnamnet för en stor grupp av syntetiskt framställda ämnen med många användningsområden. PFAS finns spridda i miljön och människor exponeras främst via livsmedel inklusive dricksvatten. Höga halter av PFAS har uppmätts i dricksvatten vid vissa platser i Sverige efter kontaminering från brandskum och Livsmedelsverket har sedan 2014 en åtgärdsgräns för ett antal PFAS i dricksvatten. Den Europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten (Efsa) har publicerat en ny riskvärdering av PFAS (2020) och tagit fram ett tolerabelt veckointag (TVI) för fyra PFAS-ämnen (PFAS-4), beräknat utifrån den känsligaste effekten på immunförsvaret hos små barn exponerade under foster- och amningsperioden.

Inom EU har ett nytt dricksvattendirektiv tagits fram där gränsvärden för PFAS nu ska implementeras i svensk lagstiftning. Denna rapport är ett vetenskapligt underlag för PFAS i dricksvatten där olika riktvärden för PFAS i dricksvatten har beräknats utifrån Efsas TVI för PFAS-4.

De intagsberäkningar för kosten som har gjorts utifrån halter av PFAS i Matkorgen från 2015 och konsumtionsdata från barn och vuxna visar att medianintaget av PFAS-4 är ungefär hälften av TVI för vuxna. För barn är intaget av PFAS-4 högre än för vuxna. De riktvärden som beräknats för PFAS-4 i dricksvatten i denna rapport är mycket lägre jämfört med den Svenska åtgärdsgränsen för 11 PFAS och direktivets gränsvärde för 20 PFAS. De specifika frågor som ställts till RN har besvarats i slutet av rapporten.

Bakgrund

I det nya dricksvattendirektivet 2020/2184 finns parametervärden för PFAS med. Parametervärdet på 100 ng/L omfattar 20 olika PFAS-ämnen. I Sverige har vi i dagsläget en rekommenderad åtgärdsgräns på 90 ng/L för 11 olika PFAS-ämnen (PFAS-11). I dricksvattendirektivet ingår alla ämnen från svenska åtgärdsgränsen förutom ett ämne (6:2 FTS). För fullständiga namn för de olika PFAS-ämnen som nämns i denna rapport se tabell 1. I förhandlingarna kring dricksvattendirektivet har Sverige och några andra medlemsstater från start arbetat för ett så lågt gränsvärde som möjligt när det gäller PFAS, och att hänsyn ska tas till Efsas senaste riskvärdering.

I september 2020 publicerade Efsa ett utlåtande gällande fyra olika PFAS-ämnen (PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS) och hur mycket en konsument kan exponeras för varje vecka hela livet utan risk för hälsan. I förhandlingarna kring dricksvattendirektivet har dock ingen hänsyn tagits till Efsas arbete. Att direktivet inte tar hänsyn till detta ger följd effekter på den nuvarande svenska åtgärdsgränsen (som är anpassad efter Efsas tidigare hälsobaserade riktvärde för PFOS), som i dagsläget skulle behöva utvärderas i förhållande till den nya riskvärderingen.

I den kartläggning som Livsmedelsverket genomfört under 2020-2021, gällande halter av PFAS i rå- och dricksvatten, framkom att vissa vattenverk har analyserat fler PFAS än de som ingår i PFAS-11. När det gäller till exempel PFOSA har halter kunnat detekteras i dricksvatten hos flera vattenverk varför det kan finnas anledning att inkludera även detta ämne bland de som ska ingå i gränsvärdet för PFAS i Sverige.

Sverige är ett föregångsland i PFAS-frågan och det finns en stor efterfrågan från andra myndigheter, organisationer och företag att Livsmedelsverket agerar kring den nya riskvärdering som Efsa publicerat. Baserat på Efsas utlåtande är det svårt att anse att ett dricksvatten som innehåller 100 ng PFAS/L är säkert. Det finns därför all anledning att se över möjligheten att implementera ett nationellt gränsvärde för PFAS när dricksvattendirektivet ska införlivas i svenska föreskrifter för att se till att gränsvärdet är anpassat efter Efsas riskvärdering samt efter svenska förhållanden.

Specifika frågor som ska besvaras

Fråga 1:

Hur stort utrymme finns det för PFAS-22 i dricksvatten om hänsyn tas till exponering från andra livsmedel. (Beräknas i ett första steg utifrån Matkorgen 2015).

Fråga 2:

Vilken halt PFAS i dricksvatten kan vara acceptabel att få i sig under en livstid för alla åldersgrupper? I begreppet ”PFAS” bör då 22 olika ämnen räknas in – dricksvattendirektivets 20 ämnen samt 6:2 FTS och PFOSA.

Fråga 3:

Om motsvarande halt skulle beräknas för PFAS-4 (enligt Efsas riskvärdering: PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS), vad skulle detta bli?

Fråga 4:

Behövs det eller går det att använda en motsvarande allokeringsfaktor (10 eller 20%) som gjordes tidigare? Var hamnar man då?

Fråga 5:

Anser UV/RN att det är relevant att överväga mer än ett gränsvärde för PFAS i dricksvatten, t.ex. ett för PFAS-22 och ett för PFAS-4? Med vilken motivering?

Data och metod

Data och datakällor

I följande riskvärdering har intagsberäkningar gjorts utifrån haltdata för PFAS från Matkorgen 2015 och konsumtionsdata från Livsmedelsverkets nationella matvaneundersökningar, Riksmaten barn 2003 och Riksmaten vuxna 2010-2011. För konsumtionsdata av dricksvatten för olika åldersgrupper har Efsas standardvärden använts (Efsa, 2017). För beräkningar av medelvikt för olika åldersgrupper har data från Riksmaten använts (Livsmedelsverket, 2003; Livsmedelsverket 2012; Livsmedelsverket, 2018).

Beräkningar av riktvärden för PFAS i dricksvatten har gjorts utifrån Efsas TVI för fyra PFAS-ämnen (PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS) (Efsa, 2020).

Avgränsningar

De avgränsningar som finns i rapporten är att beräkningarna av exponeringen för PFAS enbart är gjorda utifrån intag från kosten. De intagsberäkningar som har gjorts har också enbart kunnat göras på konsumenter inom de åldersgrupper där Livsmedelsverket har konsumtionsdata samt associerade data på vikt och kön.

Då det saknas haltdata för följande PFAS (som ingår i PFAS-22), PFPS, PFHpS, PFNS, PFUnDS, PFDoDs, PFTrDS och 6:2 FTS, i Matkorgen 2015, har intagsberäkningarna begränsats till 15 PFAS av PFAS-22 i exponeringsuppskattningen. Haltdata från matkorgen är indelad i stora livsmedelsgrupper och är snart sju år gamla. Nyare haltdata och mer specifika halter för olika sorters fisk, som innehåller högst halter av PFAS, skulle förbättra intagsberäkningarna.

Faroidentifiering

PFAS är ett samlingsnamn för en stor grupp industriellt framställda ämnen. Det finns idag över 4700 olika PFAS-ämnen (OECD, 2018) som har många användningsområden på grund av deras unika egenskaper av att vara både vatten- och fettavvisande samt att de tål höga temperaturer. PFAS används till exempel i impregneringsmedel i textilier och heltäckningsmattor, i papper och kartong till matförpackningar, i stekpannor, rengöringsmedel och brandskum. PFAS används också i kemi-, verkstads- och elektronikindustrin. Gemensamt för PFAS-ämnen är att de innehåller en kolkedja där väteatomerna helt eller delvis är utbytta mot fluoratomer. Den starka bindningen mellan kol och fluor gör att PFAS-ämnen är mycket persistenta i miljön. PFAS delas in i perfluorerade ämnen, som har alla väteatomer utbytta mot fluor, och polyfluorerade ämnen där både fluor och väteatomer förekommer. Den mest kända PFAS-gruppen kallas perfluoralkylsyror (PFAA) som består av en fluorerad kolkedja av olika längd och en hydrofil funktionell grupp. Dessa ämnen bryts inte ner alls i naturen och många polyfluorerade ämnen bryts i sin tur ner till PFAA. Vissa PFAS kan bioackumuleras i näringskedjan. På grund av den stora volymproduktionen, breda användningen och persistensen hos PFAS är de idag vitt spridda i miljön och innebär ett globalt problem. Följaktligen exponeras människor via mat, dricksvatten, damm, luft och användningen av produkter som innehåller PFAS.

Sedan 2008 är det inom EU förbjudet, med vissa undantag, att använda PFOS och ämnen som kan brytas ner till PFOS i kemiska produkter och varor. På liknande sätt är också PFOA och ämnen som kan brytas ner till PFOA förbjudet inom EU sedan 2020. För ytterligare ett antal PFAS (PFAA med kedjelängd C9-C14 och relaterade ämnen) träder en begränsning inom EUs kemikalielagstiftning (Reach-förordningen) i kraft i februari 2023.

Studier av den europeiska befolkningen har visat att koncentrationerna i serum/plasma av PFOS, PFOA och i vissa studier även PFHxA minskat efter år 2000, medan koncentrationerna av PFNA, PFDA och PFUnDA har ökat (Efsa, 2020). För övriga PFAS är trenderna mer oklara. Detta stämmer överens med Livsmedelsverkets studier av förstföderskor från Uppsala som också visat minskande trender för PFOA och PFOS i serum med 5 respektive 8 % per år under perioden 1996-2017. För PFNA, PFDA och PFUnDA sågs bland förstföderskor från Uppsala en ökande trend, dock ser halterna ut att ha nått en plattå och eventuellt börjat minska på senare år (Miaz et al. 2020). Intaget per capita från mat visade på en minskande trend på 5 till 20 % per år för PFHxA, PFOS och PFOSA mellan åren 1999-2015 i Matkorgen 2015 (Livsmedelsverket, 2017).

Sverige har sedan 2014 en åtgärdsgräns för PFAS i dricksvatten baserat på Efsas tidigare riskvärdering av PFOS (Efsa, 2008) men efter den kraftiga sänkningen av det hälsobaserade riktvärdet i Efsas senaste riskvärdering (Efsa, 2020) ska nu åtgärdsgränsen för PFAS i dricksvatten ses över. I tabell 1 finns namn på de PFAS som ingår i EUs nya dricksvattendirektiv samt två ytterligare ämnen som detekteras i svenskt dricksvatten.

Tabell 1a. PFAS-ämnen som är inkluderade i EUs nya dricksvattendirektiv begreppet PFAS-22.

Ämne	Akronym
Perfluorbutansyra	PFBA
Perfluorpentansyra	PFPA
Perfluorhexansyra	PFHxA
Perfluorheptansyra	PFHpA
Perfluoroktansyra	PFOA
Perfluornonansyra	PFNA
Perfluordekansyra	PFDA
Perfluorundekansyra	PFUnDA
Perfluordodekansyra	PFDoDA
Perfluortridekansyra	PFTTrDA
Perfluorbutansulfonsyra	PFBS
Perfluorpentansulfonsyra	PFPS
Perfluorhexansulfonsyra	PFHxS
Perfluorheptansulfonsyra	PFHpS
Perfluoroktansulfonsyra	PFOS
Perfluornonansulfonsyra	PFNS
Perfluordekansulfonsyra	PFDS
Perfluorundekansulfonsyra	PFUnDS
Perfluordodekansulfonsyra	PFDoDS
Perfluortridekansulfonsyra	PFTTrDS

Tabell 1b. PFAS som ingår i SLVs åtgärdsgräns men ej i dricksvattendirektivet

Ämne	Akronym
Fluortelomersulfonsyra	6:2 FTS

Tabell 1c. PFAS som detekterats i dricksvatten enligt SLVs kartläggning

Ämne	Akronym
Perfluoroktansulfonamid	PFOSA

Farokarakterisering

Toxikokinetik

PFAS absorberas lätt via mag-tarmkanalen och distribueras ut i plasma och andra delar av kroppen. De utsöndras både via urin och galla och vissa PFAS ansamlas i levern. PFAA metaboliseras inte i kroppen men så kallade prekursorer, som till exempel 6:2 FTS, biotransformerar till flera metaboliter, inklusive PFAA. Hur PFAS utsöndras och hur halveringstiden varierar beror på fluoreringsgrad, kedjelängd och den funktionella gruppen. Halveringstiden för kortkedjiga PFAA (som PFBA, PFBS och PFHxA) har uppskattats vara från några dagar till ungefär en månad, medan den för de långkedjiga (som PFOA, PFNA, PFDA, PFHxS och PFOS) kan vara flera år (Efsa, 2020). Studier från dricksvattenkonsumenter i Ronneby har också visat att det finns stora individuella variationer i halveringstider för PFOA, PFHxS och PFOS (Li et al. 2018). PFAS kan överföras till fostret via placentan och senare till barnet via bröstmjölken (Efsa, 2020).

Effekter på djur

Exponering för PFAS har i djurstudier på gnagare visat sig kunna påverka både vuxna djur och avkomman som exponerats under dräktighets- eller duperioden. De känsligaste effekterna som identifierats är påverkan på utvecklingen av bröstkörteln, förändrad levervikt samt påverkan på immunsystemet och hjärnans utveckling. Även hanliga reproduktionsorgan samt köns- och sköldkörtelhormoner kan påverkas (Efsa, 2020).

Effekter på människa

Det är framförallt PFOA och PFOS som har undersökts i olika studier och den känsligaste effekten som observerats på människor i epidemiologiska studier är påverkan på immunsystemet. För andra PFAS är sambandet svagare. PFAS-exponering har visat sig ha samband med ett lägre antikroppssvar efter vaccination mot bland annat difteri och stelkramp hos barn (Efsa, 2020). Studier har också visat på samband mellan halter av PFAS i blod och ökade nivåer av kolesterol, ökade nivåer av ett leverenzym (ALAT, alaninaminotransferas), samt lägre födelsevikt hos barn efter att mamman exponerats för PFAS.

Epidemiologiska studier ger otillräckliga bevis för samband mellan exponering för PFAS- och till exempel utveckling av centrala nervsystemet, tillväxt, beteende, neuropsykiatri, kognition eller sköldkörtelfunktion. Epidemiologiska studier ger inte heller tillräckliga bevis för

samband mellan exponering för PFAS och förändringar i njurfunktion eller osteoporos (Efsa, 2020). Redan i den första preliminära utvärderingen från 2018 drog Efsa slutsatsen att epidemiologiska studier ger otillräckligt stöd för karcinogenicitet av PFOS och PFOA hos människor (Efsa, 2018).

Studier på befolkningen i Ronneby som fram till 2013 exponerats för höga halter av PFAS via dricksvattnet, har hittills visat på samband mellan PFAS-exponering och ökad risk för polycystiskt ovariesyndrom (Hammarstrand et al. 2021), ökad kolesterolhalt i blodet (Li et al. 2020), påverkan på förmågan att amma hos förstföderskor (Nielsen et al. 2021) samt en måttligt ökad risk för njurcancer (Li et al. 2022). En studie av covid-19 visade att boende i Ronneby hade 19 % fler fall än förväntat under perioden mars 2020 till mars 2021, men att det inte går att säga om PFAS-exponering ligger bakom skillnaden mellan de kommuner som jämfördes, bara att det fanns en skillnad (Nielsen och Jöud, 2021). Samtidigt har inga samband setts för havandeskapsförgiftning (Martinsson et al. 2019), ökad risk för inflammatorisk tarmsjukdom (Xu et al. 2020), påverkan på sköldkörteln (Andersson et al. 2019, Li et al. 2021) och inte heller en ökad risk för cancer totalt sett (Li et al. 2022). Många studier om PFAS pågår för tillfället i Ronneby, till exempel undersöks samband mellan PFAS-exponering och antikroppssvar efter vaccination (pfas.blogg.lu.se).

Hälsobaserat tolerabelt intag

Efsa har tagit fram ett tolerabelt veckointag (TVI) för fyra PFAS-ämnen, PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS (PFAS-4), på 4,4 ng/kg kroppsvikt/vecka (Efsa, 2020). Detta motsvarar ett tolerabelt dagligt intag (TDI) på 0,63 ng/kg kroppsvikt/dag. Efsa har beslutat att sätta TVI utifrån summan av PFAS-4 eftersom dessa ämnen har liknande effekter hos djur, likartad toxikokinetik och förekommer i högst halter i människors blod. Efsa valde också att uttrycka det hälsobaserade riktvärdet på veckobasis då dessa ämnen inte kan anses vara akut toxiska vid dessa exponeringsnivåer. I riskvärderingen utgår Efsa från att alla PFAS i PFAS-4 är lika toxiska och att PFOA/PFNA samt PFHxS/PFOS har samma toxikokinetik, till exempel halveringstider, i kroppen. TVI baseras på sambanden mellan halter av PFAS-4 i serum hos 1-åringar och sänkt antikroppssvar i serum efter vaccination. Då PFAS lagras i kroppen och förs över till foster via mamman och till spädbarn via amning är de halter som finns i barnets blod vid 1 års ålder beroende av mammans exponering innan och under graviditet samt under amningsperioden.

En benchmarkdos (serumhalt) som motsvarar en sänkning av vaccinationssvar med 10 % hos 1-åringar beräknades till 17,5 ng PFAS-4/mL serum hos barnen. Genom PBPK-modellering (fysiologiskt baserad farmakokinetisk modellering) beräknade Efsa en serumhalt hos mammor på 6,9 ng PFAS-4/mL, som inte innebär att PFAS-4 överförs till foster och ammande barn i

sådan utsträckning att de 1-åriga barnen riskerar att få en serumhalt över 17,5 ng PFAS-4/mL. Genom ytterligare modellering har TVI beräknats utifrån en livslång exponering och där en 35-årig kvinna inte ska överskrida serumnivån av 6,9 ng PFAS-4/mL.

Ett överskridande av TVI under foster- och amningsperioden är inräknat i modellen och TVI är därför inte relevant att användas för spädbarn (Efsa, 2020). Spädbarn har en hög exponering under amningsperioden och i Efsas modell har en initial bröstmjölkhalt för PFAS-4 på 133 ng/L använts. TVI är beräknat utifrån en amningsperiod på 12 månader där halterna i bröstmjölken sjunker gradvis med 7,7 % för PFOA/PFNA och 3,1 % för PFHxS/PFOS per månad (Efsa, 2020).

I en annan beräkning av Efsa har hänsyn tagits till att barn har en högre exponering jämfört med vuxna eftersom de har ett högre intag i förhållande till sin kroppsvikt. Det innebär att barn mellan 1 och 10 år i denna modellering har ett dubbelt så högt intag (dubbla TVI) utan att överskrida en serumnivå som kan innebära en risk för sänkt vaccinationssvar under barndomen (Efsa, 2020).

Exponeringsuppskattning

Exponering för PFAS sker främst via mat och dricksvatten men det kan också ske via inomhusluft, damm och konsumentprodukter som innehåller PFAS.

Halter i Livsmedel

Medelhalter av PFAS i livsmedel som uppmättes i den senaste Matkorgsstudien från 2015 finns redovisade i tabell 2. För många av livsmedlen är halterna av PFAS låga och haltdata ligger under kvantifieringsgränsen, LOQ (Limit of Quantification). Följande PFAS som analyserades i matkorgsproverna från 2015 hade inga halter över kvantifieringsgränsen, oavsett livsmedelsgrupp: PFBA, PFHpA, PFPeA, PFTeDA, PFBS och PFDS. PFHxS uppmättes bara över LOQ i ett enda prov av mejeriprodukter. Detta prov innehöll en halt precis vid kvantifieringsgränsen och har därför inte tagits med i tabellen.

Halterna i fisk ifrån Matkorgen 2015 som har använts för intagsberäkningarna i denna rapport är låga och summahalten av PFAS-4 är 0,29 ng/g färskvikt. Som jämförelse kan nämnas att Miljökvalitetsnormen för PFOS i fisk är 9,1 ng/g. Nyare analyser av enstaka fiskar visade halter av PFOS i odlad lax runt 0,005 ng/g och i vildfångad fisk upp till 2 ng/g (ej publicerade data, presentation vid PFAS nätverksmöte 17 november 2021). Vid möten som Livsmedelsverket har haft med länsstyrelser, kommuner och andra myndigheter har framkommit haltdata i fisk från kontaminerade sjöar upp till 100 ng/g. Halter i fisk som Efsa använt i sin riskvärdering varierade stort med högst medelhalter för PFOS (0,2-14 ng/g), följt av PFOA (0-2 ng/g) och PFNA (0-0,9 ng/g) (Efsa, 2020).

Tabell 2. Medelhalter av PFAS (ng/g) i samlingsprover (n=5) från Matkorgen från 2015.

Livsmedel	PFHxA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnDA	PFDoDA	PFTrDA	PFOS	PFOSA
Cerealier	0,007	0,025	<0,011	<0,012	<0,011	<0,011	<0,012	<0,008	0,014
Grönsaker	0,015	<0,007	<0,008	<0,003	<0,009	<0,010	<0,011	<0,004	<0,007
Potatis	<0,007	<0,007	<0,008	<0,003	<0,009	<0,010	<0,011	<0,004	<0,007
Frukt och bär	0,002	<0,007	<0,008	<0,003	<0,009	<0,010	<0,011	<0,004	<0,007
Bakverk	<0,012	0,011	<0,011	<0,012	<0,011	<0,011	<0,012	<0,008	0,001
Kött	<0,010	0,012	<0,014	<0,015	<0,016	<0,014	<0,016	0,013	<0,001
Mejeri	<0,09	<0,014	<0,010	0,003	<0,014	<0,012	<0,013	<0,012	<0,011
Fisk	<0,10	0,013	0,033	0,045	0,120	0,011	0,027	0,245	0,323
Ägg	0,005	0,008	<0,014	<0,015	0,005	<0,014	<0,016	0,032	<0,001
Fetter/oljor	0,009	0,003	<0,010	<0,012	<0,014	<0,012	<0,013	<0,012	<0,011
Sötsaker	<0,012	0,015	<0,011	<0,012	<0,011	<0,011	<0,012	<0,008	0,0004
Drycker	<0,09	<0,014	<0,010	<0,012	<0,014	<0,012	<0,013	<0,012	<0,011

Intag från mat

Uppdaterade intagsberäkningar har gjorts utifrån haltdata i livsmedel från Matkorgen 2015.

Intaget är beräknat i ng/kg kroppsvikt och har gjorts på samma sätt som tidigare i

Livsmedelsverkets riskvärdering av PFAA (Livsmedelsverket, 2013). I korthet är

intagsberäkningar för PFAS från kosten baserade på haltdata uppmätta i olika

livsmedelsgrupper i Matkorgen från 2015, samt uppskattad konsumtion av dessa

livsmedelsgrupper från matvaneundersökningarna Riksmaten. I Livsmedelsverkets tidigare

riskvärdering av PFAA (Livsmedelsverket, 2013) användes PFAS-halter för olika fiskarter,

hämtat från litteraturen, men i denna uppdatering användes endast medelhalten för gruppen

fisk och fiskprodukter från Matkorgen 2015. Konsumtionen av olika livsmedel baseras på de

två matvaneundersökningarna Riksmaten Barn, genomförd 2003, och Riksmaten Vuxna,

genomförd 2010-11. I Riksmaten Barn 2003 undersöktes livsmedelskonsumtionen hos

slumpmässigt utvalda 4-åringar (n=521), barn i årskurs 2 (8-9 år, n=786) och årskurs 5 (11-12

år, n=952). I Riksmaten Vuxna 2010-11 studerades livsmedelskonsumtionen hos

slumpmässigt utvalda vuxna (18-80 år, n=1 651).

Alla haltdata som låg under LOQ sattes till noll i intagsberäkningen. Vad som är korrekt att

göra när många halter ligger under LOQ är svårt att avgöra. I en traditionell intagsberäkning

ersätts halter under LOQ ofta med halva LOQ (medium bound) men i detta fall med relativt

höga LOQ-nivåer skulle en sådan beräkning av intaget bli falskt högt. Denna problematik

diskuteras också i Efsas opinion, där det konstateras att användandet av medium bound i

intagsberäkningen medför en stor överskattning av exponeringen då en stor del av den inrapporterade haltdatan i Efsas databas ligger under LOQ. På grund av detta har även Efsa räknat med en halt på noll i sina exponeringsuppskattningar i de fall haltdata ligger under ett relativt högt LOQ (Efsa, 2020).

I intagsberäkningarna presenteras resultaten för medianintaget och 75:e samt 95:e percentilen för PFAS i tabell 3. Variationen i intag beror helt på variationen i konsumtionen av olika livsmedel bland deltagarna i Riksmaten-undersökningarna, eftersom endast uppskattade medelhalter av PFAS-ämnena användes för de olika livsmedelsgrupperna.

Hos vuxna bidrar i denna beräkning PFOSA och PFOS mest till det totala intaget av PFAS följt av PFOA och PFUnDA. Även för barn är det PFOSA som bidrar mest till det totala intaget. PFOA bidrar däremot till en större del jämfört med vuxna, och PFOS och PFOA bidrar ungefär lika mycket till det totala intaget av PFAS för barn. Bidraget från PFAS-4 varierar mellan 42 till 47 % i median av det totala intaget av PFAS, se tabell 3.

Tabell 3. Medianintag (75:e/95:e percentilen) av PFAS (ng/kg kroppsvikt/dag) i den svenska befolkningen utifrån data från studierna Riksmaten och Matkorgen. (Efsa TDI för PFAS-4: 0,63 ng/kg kroppsvikt/dag)

Befolknings-grupp	n	PFOA	PFNA	PFHxS	PFOS	PFAS-4
4-åringar	521	0,28 (0,34/0,43)	0,03 (0,04/0,06)	0	0,28 (0,38/0,59)	0,60 (0,73/1,05)
8-åringar	785	0,22 (0,27/0,33)	0,02 (0,03/0,06)	0	0,23 (0,31/0,50)	0,48 (0,59/0,84)
12-åringar	952	0,16 (0,20/0,26)	0,02 (0,03/0,05)	0	0,18 (0,25/0,43)	0,36 (0,46/0,69)
Kvinnor	940	0,11 (0,13/0,18)	0,02 (0,03/0,05)	0	0,18 (0,26/0,45)	0,31 (0,40/0,60)
Män	711	0,11 (0,14/0,18)	0,02 (0,03/0,05)	0	0,14 (0,20/0,37)	0,28 (0,35/0,52)

Befolknings-grupp	n	PFHxA	PFDA	PFUnDA	PFDoDA
4-åringar	521	0,10 (0,13/0,19)	0,10 (0,13/0,18)	0,10 (0,14/0,24)	0,01 (0,01/0,02)
8-åringar	785	0,07 (0,09/0,14)	0,08 (0,10/0,15)	0,08 (0,12/0,22)	0,01 (0,01/0,02)
12-åringar	952	0,04 (0,06/0,10)	0,05 (0,07/0,11)	0,06 (0,09/0,19)	0,01 (0,01/0,02)
Kvinnor	940	0,06 (0,08/0,11)	0,04 (0,06/0,09)	0,07 (0,11/0,21)	0,01 (0,01/0,02)
Män	711	0,05 (0,06/0,09)	0,03 (0,04/0,08)	0,05 (0,08/0,17)	0 (0,01/0,02)

Befolknings-grupp	n	PFTTrDA	PFOSA	Total PFAS	Andel PFAS-4 av total PFAS (%)
4-åringar	521	0,02 (0,03/0,05)	0,34 (0,46/0,73)	1,30 (1,61/2,35)	46 (50/57)
8-åringar	785	0,02 (0,03/0,05)	0,28 (0,38/0,64)	1,02 (1,29/2,00)	47 (51/60)
12-åringar	952	0,01 (0,02/0,04)	0,22 (0,30/0,54)	0,76 (1,00/1,60)	47 (51/60)
Kvinnor	940	0,02 (0,02/0,04)	0,21 (0,33/0,57)	0,72 (1,00/1,61)	42 (47/55)
Män	711	0,01 (0,02/0,04)	0,17 (0,24/0,47)	0,60 (0,79/1,33)	46 (50/60)

Halter i den svenska befolkningen

I Livsmedelsverkets biomonitoreringsstudier av den svenska befolkningen finns data för PFAS i serum och bröstmjölk. Halter av PFAS-4 i serum från den nationella undersökningen Riksmaten ungdom, som genomfördes 2016-2017 på 12-, 15- och 18-åringar och från undersökningen POPUP, med förstföderskor och deras barn från Uppsala, finns presenterade i tabell 4. En tidstrend för summan av PFAS-4 i serum från förstföderskor som visar på en minskning av exponeringen presenteras i figur 1. Eftersom Uppsalas dricksvatten i vissa delar av staden innehåller PFAS kan resultaten för förstföderskor, 4- och 8-åringar vara något missvisande (högre) och inte jämförbara med hur det ser ut i resten av Sverige där exponeringen utgörs av bakgrundsnivåer av PFAS i dricksvattnet. Även för halter av PFAS-4 från Riksmaten ungdom så presenteras resultaten både med och utan de ungdomar (12-åringar) från Uppsala och Ronneby där dricksvattnet tidigare varit kontaminerat med PFAS (tabell 4).

I Riksmaten ungdom (2016-2017) hade 99,1 % av ungdomarna serumhalter av PFOSA under LOD (Limit Of Detection) (99,9 % låg under LOQ). För förstföderskor från Uppsala provtagna 2017-2019 och deras barn (2016-2019) förekom inga serumhalter av PFOSA över LOQ. Dock finns det en studie som visat att PFOSA bör analyseras i helblod då halterna var högre i den blodmatrisen jämfört med serum och plasma (Poonthong et al., 2017).

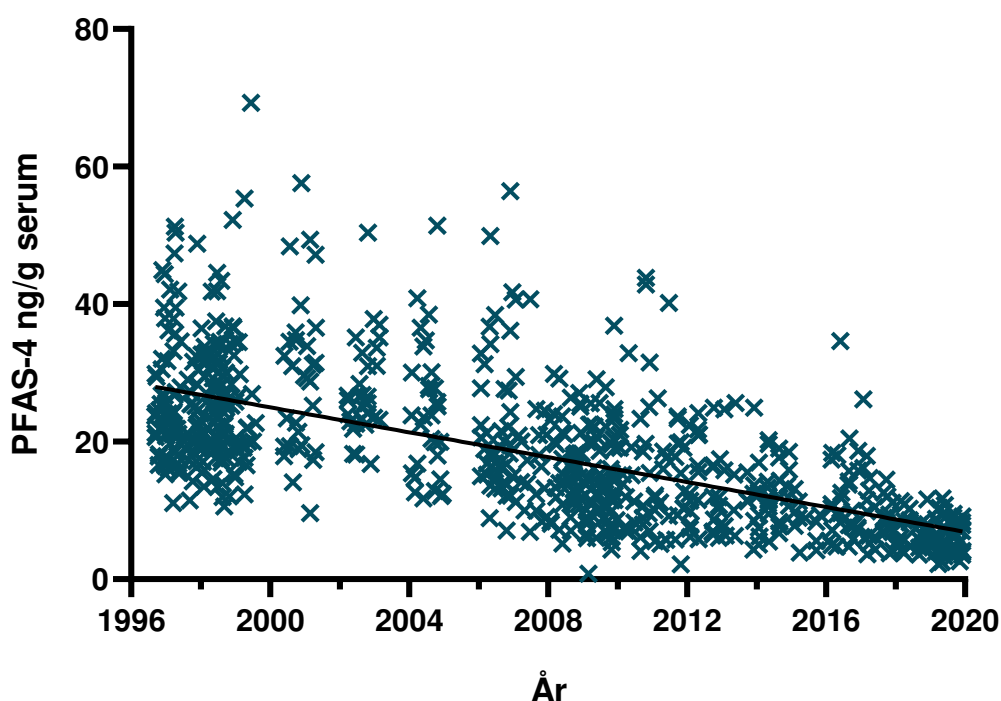
I Efsas modellering av TVI är halten som högst i ammande spädbarn varefter den sjunker när barnet växer och sedan ökar igen fram till 6,9 ng PFAS-4/mL serum i en 35-årig kvinna (Efsa, 2020). Enligt Efsas riskvärdering innebär en serumhalt på 6,9 ng PFAS-4/mL eller lägre hos modern, att det sannolikt inte finns någon risk för att barnet vid 1-års ålder kommer att få en påverkan på immunsystemet. I förstföderskor från Uppsala, som provtagits 2017-2019, visade resultaten att 50 % av mammorna hade en serumhalt över 6,9 ng PFAS-4/mL. För 18-åriga kvinnor i Riksmaten ungdom, provtagna 2016-2017, hade 20 % halter över 6,9 ng PFAS-4/mL.

I ett samlingsprov med bröstmjölk från 50 förstföderskor från Uppsala, insamlad under 2019, uppmättes en summahalt av PFOA, PFHxS och PFOS (inga andra PFAS analyserades) på 0,086 ng/g färskvikt (Fiedler och Sadia, 2021). Detta kan jämföras med den initiala bröstmjölkshalten på 0,133 ng/mL för PFAS-4 som Efsa använt i modelleringen av TVI.

Tabell 4. Halter av PFAS-4 i serum (medel, median (95:e percentilen)) och andelen PFAS-4 i Livsmedelsverkets studier Riksmaten ungdom och POPUP (Uppsala).

Befolkningsgrupp	PFAS-4 ng/g serum		Andel PFAS-4 av total PFAS ^e	
	n	Medel	Median (P 95)	Medel %
4-åringar ^a	30	9,8	8,0 (20)	95
8-åringar ^a	41	11	9,2 (24)	95
12-åringar ^b	336	14	5,9 (35)	97
12-åringar ^{bc}	293 ^c	6,3 ^c	5,4 (13) ^c	97 ^c
15-åringar ^b	413	5,5	4,7 (9,9)	96
18-åringar kvinnor ^b	218	5,3	4,7 (10)	96
18-åringar män ^b	137	6,6	6,0 (13)	97
Förstföderskor ^d	110	7,4	6,9 (13)	95

^aPOPUP uppföljningen 2016-2019, Uppsala. ^bRiksmaten ungdom 2016-17. ^cUngdomar från Ronneby och Uppsala har utesluts. ^dPOPUP 2017-2019, Uppsala. ^eI summeringen av total PFAS har alla halter under LOQ satts till noll.



Figur 1. Tidstrend (1996-2019) för summan av PFAS-4 (ng/g) i serum från förstföderskor i Uppsala.

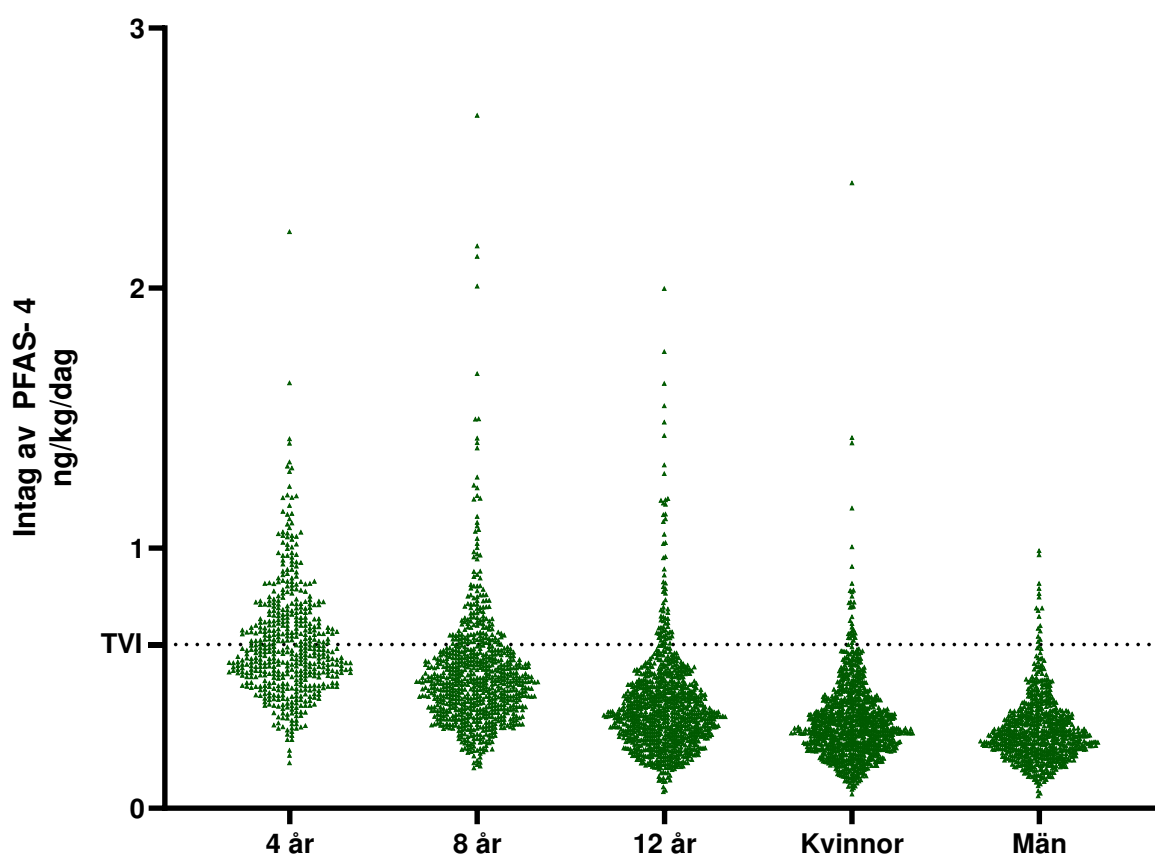
Exponering för PFAS-4 i förhållande till total PFAS

Efsa har gjort bedömningen att det är PFAS-4 som människor främst exponeras för och som detekteras i högst halter i blod. Enligt Efsas riskvärdering står PFAS-4 för cirka hälften av exponeringen från mat när alla halter under detektionsgränsen sätts till noll. Det återstående bidraget kommer främst från PFBA och PFHxA, som är två ämnen med kort halveringstid (Efsa, 2020). Intagsberäkningarna i denna rapport visar också att cirka hälften av bidraget från mat kommer från PFAS-4, men även PFOSA har ett stort bidrag till den totala PFAS-exponeringen, följt av PFHxA, PFDA och PFUnDA (tabell 3). Biomonitoreringsstudier har visat att det framförallt är PFAS-4 som finns i serum i människa och i Livsmedelsverkets studier är bidraget i medel 96 % av den totala halten (tabell 4). Även Efsa gör bedömningen att det framförallt är PFAS-4 som har de högsta halterna i plasma och serum följt av PFDA och PFUnDA (Efsa, 2020). I Livsmedelsverkets kartläggning av PFAS i kommunalt rå- och dricksvatten visade resultaten att de uppmätta summahalterna av PFAS-11 i dricksvatten i Sverige till stor del utgörs av PFAS-4. Bidraget av PFAS-4 i dricksvatten varierade mellan 8 till 100 %, men i medeltal bidrog dessa fyra ämnen till hälften eller mer av PFAS-11 i 71 % av vattenverken (Livsmedelsverket, 2021).

Riskkaraktärisering

Andel som överskrider TVI utifrån intag från mat

Utifrån de intagsberäkningar som gjorts för PFAS-4 utifrån konsumtionsdata från Riksmatenundersökningarna och haltdata från Matkorgen överskrider TVI redan vid intag från mat för en andel av befolkningen, se figur 2. För 4-åringar var andelen som överskrider TVI 43 %, för 8-åringarna 18 %, och för 12-åringar 7 %. För vuxna överskrider 4 % av kvinnorna och 2 % av männen TVI.



Figur 2. Intaget av PFAS-4 från mat (ng/kg kroppsvikt/dag) i jämförelse med Efsas TVI (motsvarande 0,63 ng/kg kroppsvikt/dag), utifrån intagsberäkningar baserade på haltdata från Matkorgen (2015) och konsumtionsdata från Riksmaten barn (2003) och vuxna (2010-2011).

Beräkning av riktvärden för PFAS i dricksvatten

Riktvärden för PFAS-4 i dricksvatten som har beräknats utifrån Efsas TVI och intag från mat (tabell 3) finns presenterade i tabell 5. Om riktvärdet beräknas utifrån att all exponering endast sker från dricksvatten varierar halten mellan 7 och 21 ng/L för PFAS-4 för de olika åldersgrupperna. Om beräkningen tar hänsyn till intaget från mat utifrån de intagsberäkningar som gjorts i denna rapport varierar riktvärdet mellan 0 och 11 beroende på åldersgrupp och om medianintaget eller intaget för den 75:e eller 95:e percentilen används, se tabell 5.

Tabell 5. Riktvärden för PFAS-4-halt i dricksvatten beräknat utifrån Efsas TVI, olika åldrar och standardvärden för dricksvattenkonsumtion, samt med avdrag från bidraget av PFAS-4 från kosten (tabell 3).

Befolkningsgrupp	Vikt kg	Konsumtion ^a L/dag	Riktvärde Enbart dricksvatten	Riktvärde Om hänsyn tas till bidrag från kosten	Riktvärde Om hänsyn tas till bidrag från kosten	Riktvärde Om hänsyn tas till bidrag från kosten
			Median ng/L	75:e percentilen ng/L	95:e percentilen ng/L	95:e percentilen ng/L
4-åringar	18 ^b	1,6	7	0,3	-	-
8-åringar	31 ^b	1,6	12	3	1	-
12-åringar	42 ^b	2	13	6	4	-
Kvinnor	68 ^c	2	21	11	8	1
Män	82 ^c	2,5	21	11	9	4

aEfsa, 2017. bLivsmedelsverket, 2003. cLivsmedelsverket, 2012. - = värdet är negativt.

Riktvärden för PFAS-4 i dricksvatten där istället allokeringsfaktorer använts finns redovisade i tabell 6, både för en allokeringsfaktor på 10 och 20 %. Enligt WHO bör en allokeringsfaktor användas när lämplig exponeringsdata saknas eller om exponering från andra källor så som mat, luft, jord eller konsumentprodukter kan anses vara av betydelse (WHO, 2017). I detta fall finns exponeringsdata för PFAS från mat som tillsammans med dricksvatten anses vara den största källan till exponering.

För dricksvatten är den normala allokeringen av det totala dagliga intaget till dricksvatten 20 % (standard), vilket enligt WHO återspeglar en rimlig exponeringsnivå baserat på bred erfarenhet, samtidigt som den är skyddande. En allokeringsfaktor på 10 % som WHO tidigare förespråkade har visat sig vara överdrivet konservativ (WHO, 2017).

Vid jämförelse av de beräknade riktvärdena utifrån intag från mat (tabell 5) och allokeringsfaktorer (tabell 6) är halterna i samma storleksordning.

Tabell 6. Riktvärden för PFAS-4-halt i dricksvatten utifrån Efsas TVI med olika allokeringsfaktorer.

Befolkningsgrupp	Vikt (kg)	Konsumtion ^a L/dag	Riktvärde	Riktvärde	Riktvärde
			Enbart dricksvatten ng/L	20 % allokering ng/L	10 % allokering ng/L
4-åringar	18 ^b	1,6	7	1	0,7
8-åringar	31 ^b	1,6	12	2	1
12-åringar	42 ^b	2	13	3	1
15-åringar	55 ^c	2,25	15	3	2
18-åringar	68 ^c	2,25	19	4	2
Kvinnor	68 ^d	2	21	4	2
Män	82 ^d	2,5	21	4	2

^aEfsa, 2017. ^bLivsmedelsverket, 2003. ^cLivsmedelsverket, 2018. ^dLivsmedelsverket, 2012.

Specifika frågor

Fråga 1:

Hur stort utrymme finns det för PFAS22 i dricksvatten om hänsyn tas till exponering från andra livsmedel. (Beräknas i ett första steg utifrån Matkorgen 2015).

Efsas TVI innefattar endast 4 PFAS-ämnen, detta eftersom Efsa anser att underlaget för övriga PFAS är för litet och svagt för att kunna bedöma riskerna.

Om övriga 18 PFAS i PFAS-22 skulle förutsättas vara lika toxiska som PFAS-4 finns inget utrymme alls för PFAS-22 i dricksvatten. Medianexponeringen för total PFAS från mat överskrider TVI för PFAS-4 i alla undersökta åldersgrupper förutom män som ligger strax under TVI (0,6 ng/kg kroppsvikt/dag), tabell 3.

Fråga 2

Vilken halt PFAS i dricksvatten kan vara acceptabel att få i sig under en livstid för alla åldersgrupper? I begreppet "PFAS" bör då 22 olika ämnen räknas in – dricksvattendirektivets 20 ämnen samt 6:2 FTS och PFOSA.

Medianexponeringen för total PFAS från mat överskrider TVI för PFAS-4 hos barn och kvinnor och ligger strax under för män, därför går det inte att beräkna en acceptabel halt för dricksvatten.

Fråga 3

Om motsvarande halt skulle beräknas för PFAS-4 (enligt Efsas riskvärdering: PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS), vad skulle detta bli?

Beroende på önskad skyddsgrad av befolkningen variera detta mellan 0,3 och 11 ng/L om hälften av befolkningen förväntas ha en exponering under TVI, mellan 0 och 9 ng/L om 75 % av befolkningen förväntas ha en exponering under TVI och mellan 0 och 4 ng/L om 95 % av befolkningen förväntas ha en exponering under TVI, se tabell 5.

Fråga 4

Behövs det eller går det att använda en motsvarande allokationsfaktor (10 eller 20%) som gjordes tidigare? Var hamnar man då?

Riktvärdena vid användande av allokationsfaktorer finns beskrivna i tabell 6. Enligt WHO bör inte allokationsfaktorer användas i de fall data finns för övrig exponering. I detta fall är det sannolikt att den huvudsakliga exponeringen sker via livsmedel inklusive dricksvatten. Vid

jämförelse av de beräknade riktvärdena utifrån intag från mat (tabell 5) och allokeringsfaktorer (tabell 6) är halterna i samma storleksordning.

Fråga 5

Anser UV/RN att det är relevant att överväga mer än ett gränsvärde för PFAS i dricksvatten, t.ex. ett för PFAS-22 och ett för PFAS-4? Med vilken motivering?

Ja, eftersom Efsa har riskvärderat 4 PFAS så kan ett riktvärde för dricksvatten beräknas utifrån Efsas TVI för summan av dessa ämnen. För övriga PFAS finns ingen riskvärdering från Efsa och hälsorisken kan inte bedömas. Dock kan man inte förutsätta att övriga PFAS inte har någon toxicitet varför ett gränsvärde ändå behöver tas fram för dessa.

Om ett gränsvärde sätts för PFAS-4 så kommer sannolikt detta bidra till att halterna sänks för andra PFAS då de reningsmetoder som krävs även kommer att begränsa andra PFAS.

Referenser

Andersson EM, Scott K, Xu Y, Li Y, Olsson DS, Fletcher T, Jakobsson K. 2019. High exposure to perfluorinated compounds in drinking water and thyroid disease. A cohort study from Ronneby, Sweden. *Environ Res* 176:108540.

EFSA 2008. Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts. Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. *EFSA Journal* 6(7):653.

EFSA. 2017. Dietary reference values for nutrients. Summary report. EFSA supporting publication 14(12):15121E.

EFSA 2018. Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. Scientific opinion. *EFSA Journal* 16(12):5194.

EFSA 2020. Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. Scientific opinion. *EFSA Journal* 18(9):6223

Fiedler H, Sadia M. 2021. Regional occurrence of perfluoroalkane substances in human milk for the global monitoring plan under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants during 2016-2019. *Chemosphere* 277:130287.

Hammarstrand S, Jakobsson K, Andersson E, Xu Y, Li Y, Olovsson M, Andersson EM. 2021. Perfluoroalkyl substances (PFAS) in drinking water and risk for polycystic ovarian syndrome, uterine leiomyoma, and endometriosis: A Swedish cohort study. *Environ Int* 157:106819.

Li Y, Fletcher T, Mucs D, Scott K, Lindh CH, Tallving P, Jakobsson K. 2018. Half-lives of PFOS, PFHxS and PFOA after end of exposure to contaminated drinking water. *Occup Environ Med* 75(1):46-51.

Li Y, Barregard L, Xu Y, Scott K, Pineda D, Lindh CH, Jakobsson K, Fletcher T. 2020. Associations between perfluoroalkyl substances and serum lipids in a Swedish adult population with contaminated drinking water. *Environ Health* 19:33.

Li Y, Xu Y, Fletcher T, Scott K, Nielsen C, Pineda D, Lindh CH, Olsson DS, Andersson EM, Jakobsson K. 2021. Associations between perfluoroalkyl substances and thyroid hormones after high exposure through drinking water. *Environ Res* 194:110647.

Li H, Hammarstrand S, Midberg B, Xu Y, Li Y, Olsson DS, Fletcher T, Jakobsson K, Andersson EM. 2022. Cancer incidence in a Swedish cohort with high exposure to perfluoroalkyl substances in drinking water. *Environ Res* 204:112217.

Livsmedelsverket. 2003. Enghardt Barbieri H, Pearson M, Becker W. Riksmaten - barn 2003. Livsmedels- och näringsintag bland barn i Sverige. Livsmedelsverket, Uppsala.

Livsmedelsverket. 2012. Amcoff E, Edberg A, Lindroos AK, Nälsén C, Pearson M, Warensjö Lemming E. Riksmaten - vuxna 2010-11. Livsmedels- och näringsintag bland vuxna i Sverige. Livsmedelsverket, Uppsala.

Livsmedelsverket. 2013. Glynn A, Cantillana T, Bjermo H. Riskvärdering av perfluorerade alkylsyror i livsmedel och dricksvatten. Livsmedelverkets rapportserie nr 11. Uppsala.

Livsmedelsverket. 2017. Swedish Market Basket Survey 2015 – per capita-based analysis of nutrients and toxic compounds in market baskets and assessment of benefit or risk. Livsmedelverkets rapportserie nr 26. Uppsala.

Livsmedelsverket. 2018. Warensjö Lemming E, Moraeus L, Petrelius Sipinen J, Lindroos AK. Riksmaten ungdom 2016-2017. Livsmedelskonsumtion bland ungdomar i Sverige. Livsmedelverkets rapportserie nr 14. Uppsala.

Livsmedelsverket. 2021. Lindfeldt, E, Gyllenhammar, I, Strandh, S, Halldin Ankarberg, E. Kartläggning av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i Sveriges kommunala rå- och dricksvatten. Livsmedelsverkets rapportserie nr 21. Uppsala.

Martinsson M, Rylander L, Källén K, Scott K, Rignell-Hydbom A, Fletcher T, Jakobsson K, Nielsen C. 2019. No association between perfluorinated compounds and preeclampsia in the highly exposed population of Ronneby, Sweden. Abstract ISEE-konferens 2019.

Miaz LT, Plassmann MM, Gyllenhammar I, Bignert A, Sandblom O, Lignell S, Glynn A, Benskin JP. 2020. Temporal trends of suspect- and target-per/polyfluoroalkyl substances (PFAS), extractable organic fluorine (EOF) and total fluorine (TF) in pooled serum from first-time mothers in Uppsala, Sweden, 1996-2017. Environ Sci Process Impacts. 29;22(4):1071-1083.

Nielsen C, Jöud A. 2021. Susceptibility to COVID-19 after High Exposure to Perfluoroalkyl Substances from Contaminated Drinking Water: An Ecological Study from Ronneby, Sweden. Int. J. Environ Res Public Health 18(20):10702.

Nielsen C, Li Y, Lewandowski M, Fletcher T, Jakobsson K. 2021. Breastfeeding initiation and duration after high exposure to perfluoroalkyl substances through contaminated drinking water: A cohort study from Ronneby, Sweden. Environ Res 112206.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), Toward a New Comprehensive Global Database of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs): Summary Report On Updating the OECD 2007 List of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs), OECD, Paris, 2018.

Poothong S, Thomsen C, Padilla-Sanchez JA, Papadopoulou E, Haug LS. 2017. Distribution of Novel and Well-Known Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) in Human Serum, Plasma, and Whole Blood. *Environ Sci Technol*. 21;51(22):13388-13396.

WHO. 2017. Guidelines for drinking-water quality - 4th ed. World Health Organization, Geneva.

Xu Y, Li Y, Scott K, Lindh CH, Jakobsson K, Fletcher T, Ohlsson B, Andersson EM. 2020. Inflammatory bowel disease and biomarkers of gut inflammation and permeability in a community with high exposure to perfluoroalkyl substances through drinking water. *Environ Res* 181:108923.

