



memo

Voorlopige risicoschatting PFOA in recreatieplas Berkendonk in Helmond

Datum

28 mei 2018

Behandeld door

Martijn Beekman
VSP/ICH

T 2443

martijn.beekman@rivm.nl

Inleiding

In de recreatieplas Berkendonk in Helmond is 64 ng/L PFOA aangetroffen. Op verzoek van de gemeente Helmond is het humane risico van het gebruik van de recreatieplas beoordeeld. De recreatieplas wordt gebruikt voor zwemmen, surfen en zeilen. Vissen is hier verboden (<https://www.helmond.nl/sportvissen>).

Methoden

Uitgangspunten en beperkingen van deze voorlopige risicoschatting:

- De gemeten waarde betreft waarschijnlijk een puntmeting op een specifieke plaats en datum. Voor de risicoschatting wordt aangenomen wordt dat deze waarde representatief is voor de hele recreatievijver en levenslang ongewijzigd blijft. Doordat er maar één puntmeting op één tijdstip aanwezig is, is de mate van onzekerheid in de blootstellingsschatting en de risicoschatting groot.
- Aangenomen wordt dat het perfluorooctanoaat is gemeten en het onbekend is of dit als een zuur of een zout in het water aanwezig is.
- Omdat bij de pH van ongeveer 7 (langjarig gemiddelde voor de Berkendonk (Tauw, 2010)) vooral het ion perfluorooctanoaat aanwezig zal zijn worden voor sommige fysisch eigenschappen de resultaten met de zouten van PFOA als relevanter beschouwd dan die van PFOA zelf.
- De bijdrage aan de blootstelling van PFOA uit andere bronnen is niet meegenomen.
- De gecombineerde blootstelling aan PFOA en GenX is niet beoordeeld.
- Zwemmen is de activiteit met het langste contact met het verontreinigde water en wordt als worst-case gezien voor alle andere recreatie activiteiten.

- De bestaande RIVM rapporten worden gebruikt als uitgangspunt in de beoordeling. Alleen waar specifieke gegevens ontbraken zijn deze verzameld. Hierbij is gebruik gemaakt van de beschikbare recente beoordelingen van Europese instanties.
- EFSA herbeoordeelt momenteel de grenswaarde voor PFOA en de verwachting is dat, vanwege voortschrijdend wetenschappelijk inzicht, deze lager zal zijn dan de TDI van het RIVM. Omdat de EFSA beoordeling nog niet beschikbaar is, is deze niet in het huidige advies meegenomen.

Datum
28 mei 2018

Grenswaarden

Het RIVM heeft in 2016 voor PFOA een gezondheidkundige grenswaarde afgeleid waarbij rekening is gehouden met het ophopen van deze stof in het menselijk lichaam bij langdurige blootstelling (Zeilmaker et al., 2016). Uit studies met proefdieren is gebleken dat levertoxiciteit het gevoeligste effect van PFOA is. Op basis van een zogenoemde NOAEL in ratten en enkele onzekerheidsfactoren is voor PFOA een TDI afgeleid van 12,5 ng/kg lg/dag (Zeilmaker et al., 2016). Deze waarde wordt in deze risicobeoordeling toegepast. Deze TDI geldt voor levenslange blootstelling. Bij een kortere blootstellingsperiode neemt het risico snel af voor accumulerende stoffen zoals PFOA. EFSA herbeoordeelt momenteel de grenswaarde voor PFOA en de verwachting is dat, vanwege voortschrijdend wetenschappelijk inzicht, deze lager zal zijn dan de TDI van het RIVM.

Het RIVM heeft een norm in drinkwater afgeleid van 87.5 ng/L gebaseerd op de consumptie van 2 L per dag, een lichaamsgewicht van 70 kg en 20% van de TDI (RIVM, 2016).

Er zijn geen dermale en inhalatoire grenswaarden afgeleid door het RIVM op basis van de gezondheidkundige grenswaarde uit 2016. Waar nodig wordt daarom route-to-route extrapolatie toegepast om de blootstelling te kunnen vergelijken met de orale TDI. Gezien de goede orale opname wordt hiervoor een waarde van 100% toegepast. Ook voor de inhalatoire route wordt wegens gebrek aan goede gegevens worst-case 100% opname aangenomen. De orale en inhalatoire blootstelling wordt hiermee dus gelijk aan de interne blootstelling en de orale TDI kan dus worden gebruikt als een interne TDI.

Scenario's voor zwemmen in het verontreinigde water.

Datum
28 mei 2018

Deze beoordeling richt zich op de directe blootstelling van mensen bij het zwemmen in verontreinigd water. De mogelijke opname van PFOA uit oppervlaktewater kent drie mogelijke routes:

- via inademing tijdens het zwemmen van PFOA dat uit het water verdampt,
- de orale opname via het in de mond krijgen van oppervlaktewater tijdens het zwemmen en
- dermale opname via de huid via contact met het water.

Deze blootstellingsberekeningen worden gemaakt voor volwassenen van 60 kg en voor kinderen van 30 kg (ongeveer 11 jaar).

Relevante beschikbare data voor PFOA en het belangrijkste zout APFO en de betreffende doelgroepen.

Tabel 1. Stofidentiteit PFOA en APFO

Parameter	PFOA	APFO
Stofnaam	perfluorooctaanzuur	Ammonium perfluorooctanoaat
CAS nr	335-67-1	3825-26-1
Molecuulgewicht	414.07	430.07

Tabel 2. Belangrijkste relevante parameters voor de betreffende doelgroepen.

Parameter	Volwassene	Kind (0-15 jaar)	Referentie
Gewicht	60 kg	30 kg	
Bezoek oppervlaktewater (95% CI)	25/jaar	25/jaar	Schets, 2011
Duur zwemmen (95% CI)	220 minuten	270 minuten	Schets, 2011
Inslikken water (95% CI)	140 mL	170 mL	Schets, 2011
Ademvolume (gemiddelde inspanning)	2.13 m ³ /uur	1.46 m ³ /uur	ECHA, 2012 zoals samengevat door RIVM, 2014
Lichaamsoppervlak (P50)	19600 cm ²	10600 cm ²	RIVM, 2014

Orale opname tijdens zwemmen

Het gemeten PFOA gehalte van 64 ng/L in het zwemwater Berkendonk ligt net beneden de door het RIVM afgeleide voorlopige norm voor drinkwater van 87.5 ng/L (RIVM, 2016). Deze waarde is gebaseerd op een inname van 2 liter drinkwater per dag. Het is niet aannemelijk dat zwemmers dagelijks 2 liter oppervlakte water drinken. Voor volwassenen wordt een realistische worst-case opname (95% CI) van water tijdens zwemmen geschat op 140 mL en voor kinderen op 170 mL. (Schets et al., 2011). Met de aannames van Schets et al. (2011), komt de geschatte blootstelling voor een volwassene van 60 kg uit op 0.15 ng/kg lg/dag ($(0.140 \text{ L/dag} * 64 \text{ ng/L})/60 \text{ kg}$). De geschatte blootstelling van een kind van 30 kg komt uit op 0.36 ng/kg lg/dag ($(0.170 \text{ L/dag} * 64 \text{ ng/L})/30 \text{ kg}$). In beide scenario's is de blootstelling beduidend minder dan de voorlopige acceptabele inname van 12.5 ng/kg lg/dag (Zeilmaker, 2016). Daarnaast wordt slechts 25 keer per jaar gebruik gemaakt van het zwemwater terwijl de geschatte blootstelling vergeleken wordt met een TDI voor dagelijkse blootstelling. Voor accumulerende stoffen zoals PFOA resulteert dit in een overschatting van het risico. Het is daarom onwaarschijnlijk dat het inslikken bij het zwemmen in het oppervlaktewater met het gemeten gehalte leidt tot een risico.

Dermale opname tijdens zwemmen

Er is een beperkt aantal toxiciteit studies met dermale blootstelling aan PFOA of zijn zouten aanwezig en een klein aantal dermale absorptie studies. Vooralsnog wordt voor de grenswaarde uitgegaan van de dermale absorptie studies om de interne TDI van 12.5 ng/kg lg/dag toe te kunnen passen. In een studie met herhaalde dermale blootstelling van PFOA in aceton (non-occlusive) via het oor van muizen werd een dosis gerelateerde toename van PFOA in het serum gemeten (Franko et al., 2012). Deze studie laat zien dat er dermale opname is maar hieruit kan geen kwantitatieve schatting van de opname worden gemaakt. In vitro studies met PFOA in rattenhuid laten zien dat de dermale opname afhankelijk is van de mate van ionisatie van PFOA (Franko et al., 2012). Bij lage pH is er relatief veel niet geïoniseerd PFOA aanwezig dat kan worden geabsorbeerd. Bij een hogere pH (5.5) neemt de ionisatie toe en de gemeten absorptie af (factor 1000 ten opzichte van pH 2.25). Voor PFOA opgelost in oppervlaktewater met een pH rond de 7 (Tauw, 2010) zal de ionisatie nog verder toenemen en wordt dus een nog lagere absorptie verwacht. De gemeten Kp waarde (permeabiliteit coëfficiënt (24-uurs meting)) voor PFOA bij zowel een testconcentratie van 14 µg/mL als bij 3000 µg/mL was respectievelijk $5.8 * 10^{-5}$ en $4.4 * 10^{-5}$ cm/uur (beide pH ongeveer 5). Dit komt goed overeen met de gemeten Kp van APFO (ammoniumzout van PFOA) van $3.25 \pm 1.51 * 10^{-5}$ cm/uur (Fasano et al., 2008). De in vitro absorptie (Kp) van APFO in humane huid was een factor 34 lager dan in de rat. Voor PFOA is er alleen een vergelijking op basis van het

percentage penetratie, huid en residu welke aangeeft dat in humane huid de penetratie iets lager is maar de binding in de huid hoger.

Datum
28 mei 2018

Uitgaande van de laagste geteste in vitro concentratie van 14 µg/mL en de Kp van $5.8 \cdot 10^{-5}$ cm/uur kan een flux van 0.81 ng/cm²/uur worden berekend. Uitgaande van 220 minuten zwemmen per dag en een totaal lichaamsoppervlak van 19600 cm² wordt de dagelijkse blootstelling 52 µg/dag. Voor een volwassene van 60 kg betreft de blootstelling dan 970 ng/kg lg/dag. Dit is een interne blootstelling die kan vergeleken worden met de interne TDI. De blootstelling is ruim boven de TDI van 12.5 mg/kg lg/dag. Echter de geteste concentratie van 14 µg/mL is een factor 200000 hoger dan de gemeten PFOA concentratie van 64 ng/L in de recreatieplas. Toepassing van de Kp waarde op de gemeten PFOA concentratie leidt tot een flux van $3.7 \cdot 10^{-6}$ ng/cm²/uur en een interne blootstelling van 0.005 ng/kg lg/dag. Deze interne blootstelling is beduidend minder dan de interne TDI van 12.5 ng/kg lg/dag. Voor een kind van 30 kg en een lichaamsoppervlak van 10600 cm² (kinderen van 6-11 jaar) en 270 minuten per dag komt dit uit op 0.006 ng/kg lg/dag.

De werkelijke opname zal daarnaast beduidend lager zijn omdat de pH van het zwemwater hoger is dan die in de in vitro test en de opname door de humane huid kan ook nog lager zijn. Daarnaast wordt vergeleken met een TDI voor chronische blootstelling terwijl de meeste mensen niet vaker dan 25 keer per jaar zwemmen in het oppervlakte water. Daarom wordt verwacht dat de dermale opname uit het water beperkt is en waarschijnlijk niet leidt tot een risico.

Inhalatoire opname tijdens zwemmen

Stoffen kunnen verdampen uit het water en worden ingeademd. De oplosbaarheid in water, de verzadigde dampspanning en dus ook de Henry constante (evenwichtsverhouding tussen de concentratie in water en lucht) is afhankelijk van de vorm van PFOA (zuur of een van de zouten). Aangenomen wordt dat alleen het zuur kan verdampen en anionen niet. De verhouding tussen zuur en anion wordt mede bepaald door de pH van het oplosmiddel. Bepaling van de Henry constante bij een lage pH met relatief veel van het zuur geeft daarom een overschatting van de Henry constante bij een hogere pH rond de 7 die relevant is voor oppervlaktewater. De Henry constante van de zouten van PFOA worden daarom relevanter geacht dan die van PFOA voor de beoordeling van de verdamping vanuit oppervlakte water. De aanname dat de concentraties in water en lucht met elkaar in evenwicht zijn is waarschijnlijk een worst-case aanname omdat er in de buitenlucht een verdunning met onverzadigde lucht mogelijk is door bijvoorbeeld wind.

De verzadigde dampspanning van PFOA is echter gering en wordt geschat op 2.3 Pa bij 20°C (Washburn, 2005) en 70 Pa bij 25°C (Hekster et al., 2002). De verzadigde dampspanning van APFO is in de beschikbare metingen echter beduidend lager

volgens Hekster et al. (2002) namelijk $1.3 \cdot 10^{-3}$ Pa en $9.2 \cdot 10^{-3}$ Pa en volgens Washburn (2005) 0.0081 Pa. De oplosbaarheid van APFO is juist beduidend hoger dan die van PFOA (tabel 3).

Datum
28 mei 2018

De evenwichtsverhouding tussen de waterconcentratie en de luchtconcentratie kan worden berekend met de Henry constante. Een aantal gemeten, berekende en geschatte (QSAR) waarden voor PFOA en APFO zijn opgenomen in tabel 3. Hieruit blijkt dat de meeste gemeten en geschatte waarden voor PFOA zich bevinden tussen $2.45 \cdot 10^{-5}$ en $108 \cdot 10^{-5}$ atm.m³/mol. Alleen de waarde gevonden met Epi Suite wijkt duidelijk af van de andere waarde en wordt daarom verder buiten beschouwing gelaten. Door de hogere oplosbaarheid in water en de lagere dampspanning is de berekende Henry constante voor APFO beduidend lager namelijk $7.8 \cdot 10^{-11}$ atm.m³/mol.

Uitgaande van de Henry constante van APFO van $7.8 \cdot 10^{-11}$ atm.m³/mol bedraagt de luchtconcentratie boven het oppervlaktewater (64 ng/L) dus $20.7 \cdot 10^{-6}$ ng/m³. De hoogste dampconcentratie zal aanwezig zijn in de luchtlaag direct boven het water. Alleen bij zwemmen zal er dus sprake zijn van blootstelling aan de hoogste dampconcentratie. Het ademvolume tijdens het zwemmen voor volwassenen is 2.13 m³/ uur * 220/60 uur = 7.8 m³. Op basis van een opname van 100% PFOA uit de ingeademde lucht en een gewicht van 60 kg kan voor een luchtconcentratie van $20.7 \cdot 10^{-6}$ ng/m³ een interne blootstelling van $2.6 \cdot 10^{-6}$ ng/kg lg/dag worden berekend uitgaande van de Henry constante voor APFO. De blootstelling is ruim beneden de interne TDI van 12.5 ng/kg lg/dag. Voor een kind van ongeveer 30 kg bedraagt het ademvolume per uur ongeveer 1,46 m³/uur bij een gemiddelde inspanning. Uitgaande van 270 minuten zwemmen per dag bedraagt de interne blootstelling $4.6 \cdot 10^{-6}$ ng/kg lg/dag. Ook dit is ruim beneden de TDI.

Naast de bepalingen van de Henry constante via een berekening is er een meting van PFOA in water en lucht in een rioolzuiveringsinstallatie (Vierke et al., 2013). Het water van de installatie had een pH van 7.5. De gemeten luchtconcentratie boven water, met een PFOA concentraties in de range van 16 tot 26 ng/L, varieerde van 1.9 tot 25 pg/m³. Een probleem bij deze metingen is dat de beide fasen mogelijk niet in evenwicht zijn. Voor water met een concentratie van 64 ng/L zou een worst case schatting overeenkomen met 64 pg/m³ in lucht.

De hoogste damp concentratie zal aanwezig zijn in de luchtlaag direct boven het water. Alleen bij zwemmen (maximaal 220 minuten per dag) zal er dus sprake zijn van blootstelling aan de hoogste damp concentratie. Het ademvolume in die periode is 2.13 m³/ uur * 220/60 uur = 7.8 m³. Op basis van een opname van 100% PFOA uit de ingeademde lucht en een gewicht van 60 kg kan voor een luchtconcentratie van 64 pg/m³ een interne blootstelling van 0.008 ng/kg lg/dag

worden berekend. Dit is ruim beneden de TDI van 12.5 ng/kg lg/dag. Voor een kind van ongeveer 30 kg bedraagt het ademvolume per uur ongeveer 1,46 m³/uur bij een gemiddelde inspanning. Uitgaande van 270 minuten zwemmen per dag bedraagt de interne blootstelling 0.014 ng/kg lg/dag. Ook dit is ruim beneden de TDI.

Datum
28 mei 2018

Beide scenario's verschillen sterk in de berekende luchtconcentratie boven het water. De berekende waarde via de Henry constante van APFO bedraagt $20.7 \cdot 10^{-6}$ ng/m³ terwijl de extrapolatie meting boven rioolwater een luchtconcentratie oplevert van $64 \cdot 10^{-3}$ ng/m³. Dit verschil kan niet worden verklaard maar kan bijvoorbeeld te maken hebben met een verschil in temperatuur. Ook de metingen boven het rioolwater gaven al een behoorlijke spreiding aan. Dit geeft aan dat er een behoorlijke onzekerheid is in de schatting van de luchtconcentratie. Worst-case wordt daarom uitgegaan van de hoogste concentratie.

De geschatte dampspanning boven water met een PFOA gehalte van 64 ng/L is zeer laag en de blootstelling als gevolg van inademing van deze lage concentratie ruim beneden de TDI. Daarnaast is het onwaarschijnlijk dat mensen dagelijks zwemmen in de Berkendonk. Er wordt daarom geen risico verwacht via inademing van de damp boven het oppervlakte water.

Tabel 3. Fysische eigenschappen van PFOA en de zouten van PFOA

Stof	Water oplosbaarheid (g/L)	Dampspanning (Pa)	Henry constante	Eenheid	Commentaar	Referentie
PFOA			$9.08 \cdot 10^{-2}$	atm.m ³ /mol	Schatting	Episuite 4.11
PFOA			3.715	Dimensie -loos	Schatting met Epi Suite	Vierke et al., 2013 (tabel SM 16)
PFOA			0.004 - 0.044 $1 \cdot 10^{-4}$ - $11 \cdot 10^{-4}$	Dimensie -loos atm.m ³ /mol	Andere schattingsmethoden	Vierke et al., 2013 (tabel SM 16)
PFOA			0.001 $2.45 \cdot 10^{-5}$	Dimensie -loos atm.m ³ /mol	Gemeten bij pH=0.6	Li et al., 2007
PFOA			0.004 $1 \cdot 10^{-4}$	Dimensie -loos atm.m ³ /mol	Gemeten bij pKa = 2.8	Kutsuna and Hori, 2008
PFOA			0.008 $2 \cdot 10^{-4}$	Dimensie -loos atm.m ³ /mol	Gemeten bij pKa = 1.3	Kutsuna and Hori, 2008
PFOA	9.5				25°C	Kauck and Dieslin, 1951
PFOA	4.14				22°C	Prokop et al., 1989

PFOA		2.3			20°C geëxtrapoleerd	Washburn et al., 2005
PFOA		4.2			25°C geëxtrapoleerd	Washburn et al., 2005
PFOA		128			128°C gemeten	Washburn et al., 2005
PFOA	9.5	70	$4.6 \cdot 10^{-6}$	atm.m ³ /mol	Berekend ^b	Hekster et al., 2002
APFO	>500	$<1.3 \cdot 10^{-3}$ $9.2 \cdot 10^{-3}$	$<1.1 \cdot 10^{-11}$ $7.8 \cdot 10^{-11}$	atm.m ³ /mol atm.m ³ /mol	Berekend ^b	3M, 1987 Hekster et al., 2002
APFO		0.0081			20°C berekend vanaf gemeten data	Washburn et al., 2005

Datum
28 mei 2018

^b de Henry constante berekend uit de wateroplosbaarheid en de verzadigde dampspanning is een overschatting omdat hierbij geen rekening wordt gehouden met de dissociatie in water.

Conclusie

De geschatte blootstelling aan PFOA tijdens het zwemmen in de Berkendonk is voor de dermale en inhalatoire routes zeer laag en zeer ruim beneden de huidige TDI en voor de orale route laag en ruim beneden de huidige TDI van 12.5 ng/kg lg/dag. Ondanks de onzekerheid doordat er alleen een puntschatting op een dag aanwezig is geeft de ruime marge aan dat de conclusie redelijk betrouwbaar is. Dit komt mede doordat er vergeleken is met een TDI voor levenslange blootstelling. Een kortere blootstellingsperiode zorgt voor stoffen als PFOA voor een beduidend lagere interne blootstelling en maakt een risico nog minder aannemelijk. De geringe verschillen in de geschatte blootstelling tussen volwassenen en kinderen ten opzichte van de marge met de TDI geeft aan dat deze risicoschatting van toepassing is op alle leeftijdsgroepen. Dit is ook van toepassing op de gecombineerde blootstelling via de orale, dermale en inhalatoire route want de som van de interne blootstelling van volwassenen van 0.16 ng/kg lg/dag en van kinderen van 0.38 ng/kg lg/dag is ruim beneden de huidige interne TDI. Er wordt daarom op basis van de beschikbare gegevens geen risico verwacht voor zwemmen. Omdat voor zwemmen de hoogste blootstelling wordt verwacht is een risico ook voor de andere recreatie activiteiten, zoals surfen en zeilen, in en bij de plas Berkendonk onwaarschijnlijk.

Referenties

Datum

28 mei 2018

3M. Co, 1978. Environmental Laboratory Technical Report Summary, Adsorption of FC-95 and FC-143 on soil. Environmental Laboratory, 3M Company Project 9970612633: Fate of Fluorochemicals, Report Number 1. St. Paul, MN. U.S. Environmental Protection Agency Administrative Record 226-0488.

Fasano WJ, Kennedy GL, Szostek B, Farrar DG, Ward RJ, Haroun L, et al. 2005. Penetration of ammonium perfluorooctanoate through rat and human skin in vitro. Drug Chem. Toxicol. 28, 79-90

Franko J, Meade BJ, Frasch HF, Barbero AM, Anderson SE. 2012. Dermal penetration potential of perfluorooctanoic acid (PFOA) in human and mouse skin. J Toxicol Environ Health A;75(1):50-62.

Hekster, F.M., de Voogt, P., Pijnenburg, A.M.C.M., Laane, R.W.P.M., 2002. Perfluoralkylated substances - aquatic environmental assessment. University of Amsterdam/RIKZ. Report RIKZ/2002.043.

Kauck, E.A., Diesslin, A.R., 1951. Some properties of perfluorocarboxylic acids. Ind Eng Chem 43, 2332-2334.

Kutsuna, S., Hori, H., 2008. Experimental determination of Henry's law constant of perfluorooctanoic acid (PFOA) at 298K by means of an inert-gas stripping method with a helical plate. Atmospheric Environment 42, 8883-8892.

Prokop, H.W., Zhou, H.J., Xu, S.Q., Wu, C.H., Liu, C.C., 1989. Analysis of the products from the electrochemical fluorination of octanoyl chloride. Journal of Fluorine Chemistry 43, 277-290.

RIVM, 2014, General factsheet, RIVM report 090013003/2014

RIVM, 2016. Brief 063/2016 DMG AV/afz Advies richtwaarde PFOA in drinkwater.

Schets et al, 2011, Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. Water Research 45: 2392-2400. Online beschikbaar: <https://www.rivm.nl/dsresource?objectid=fd9e2199-e7ad-4641-8b97-aff66699c0c4&type=org&disposition=inline>

Tauw, 2010, Zwemwaterprofiel Berkendonk te Helmond, Kenmerk R017-4661294IGO-kmn-V01-NL. Beschikbaar online: <http://212.159.219.85/zwr/api/files/6429512>

Vierke, Lena, Lutz Ahrens, Mahiba Shoeib, Wolf-Ulrich Palm, Eva M. Webster, David A. Ellis, Ralf Ebinghaus, Tom Harner (2013) In situ air–water and particle–water partitioning of perfluorocarboxylic acids, perfluorosulfonic acids and perfluorooctyl sulfonamide at a wastewater treatment plant, Chemosphere, Vol 92(8), Pages 941-948.

Datum
28 mei 2018

Li, H., Ellis, D., Mackay, D., 2007. Measurement of Low Air-Water Partition Coefficients of Organic Acids by Evaporation from Water Surface. Journal of Chemical & Engineering Data 52, 1580-1584.

Washburn, S.T., Bingman, T.S., Braithwaite, S.K., Buck, R.C., Buxton, L.W., Clewell, H.J., Haroun, L.A., Kester, J.E., Rickard, R.W., Shipp, A.M., 2005. Exposure Assessment and Risk Characterization for Perfluorooctanoate in Selected Consumer Articles. Environmental Science & Technology 39, 3904-3910.

Zeilmaker MJ, Janssen P, Versteegh A, Van Pul A, De Vries W, Bokkers B, Wuijts S, Oomen A, Herremans J (2016). Risicoschatting emissie PFOA voor omwonenden. RIVM letter report 2016-0049. Bilthoven, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). Beschikbaar online: www.rivm.nl.