



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Risicogrenzen GenX (HFPO-DA) voor grond en grondwater

RIVM Briefrapport 2019-0027
M. Rutgers et al.



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Risicogrenzen GenX (HFPO-DA) voor grond en grondwater

RIVM Briefrapport 2019-0027
M. Rutgers et al.

Colofon

© RIVM 2019

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

DOI 10.21945/RIVM-2019-0027

M. Rutgers (auteur), RIVM
E. Brand (auteur), RIVM
P.J.C.M. Janssen (auteur), RIVM
M. Marinković (auteur), RIVM
J.J.A. Muller (auteur), RIVM
A.G. Oomen (auteur), RIVM
P.F. Otte (auteur), RIVM
F.A. Swartjes (auteur), RIVM
E.M.J. Verbruggen (auteur), RIVM

Contact:

M. Rutgers
RIVM-DMG
Michiel.rutgers@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, Directie Omgevingsveiligheid en Milieurisico's en Directie Waterkwaliteit, Ondergrond en Marien, in het kader van RIVM Project L/124039, getiteld 'Werkplan GenX'.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Risicogrenzen GenX (HFPO-DA) voor grond en grondwater

De GenX-technologie wordt gebruikt om onder andere coatings te produceren, zoals Teflon. Hierbij komt de stof HFPO-DA (2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluoropropoxy) propaanzuur, of FRD902/FRD903) vrij. Deze stof is giftig en verspreidt zich naar lucht, oppervlaktewater, bodem en het grondwater. In opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat heeft het RIVM risicogrenzen bodem en grondwater voor HFPO-DA bepaald.

Op basis van risicogrenzen kunnen overheden bepalen of de kwaliteit van de grond en het grondwater een risico vormt voor mens en milieu, en of maatregelen nodig zijn. Daarnaast kunnen de risicogrenzen worden gebruikt voor beslissingen over hergebruik van grond die vrijkomt bij activiteiten voor de bouw of infrastructuur.

De risicogrenzen voor grond en grondwater zijn bepaald volgens de methodiek die ook wordt gebruikt om de normen van de Wet Bodembescherming en het Besluit Bodemkwaliteit af te leiden. Het uitgangspunt is mens, plant en dier te beschermen bij een blootstelling vanuit grond en grondwater. Een van de berekende risicogrenzen geeft een indicatie voor ernstige bodem of grondwaterverontreiniging (INEV). De hoogte van de andere risicogrenzen is afhankelijk van de wijze waarop de bodem wordt gebruikt. Het gaat om de volgende bodemfuncties: wonen met tuin; moestuin en volkstuin; plaatsen waar kinderen spelen; landbouw; natuur; groen met natuurwaarden; overig groen, bebouwing, infrastructuur en industrie.

Door een gebrek aan betrouwbare basisgegevens over HFPO-DA zijn de risicogrenzen 'voorlopig'. Voor de beoordeling van nieuwe stoffen zoals HFPO-DA zijn meer gegevens nodig, een beoordelingsmethodiek die toegesneden is op de specifieke eigenschappen van deze stoffen, en een handelingskader om risico's te beperken

Kernwoorden: GenX, HFPO-DA, FRD902, FRD903, risicogrenzen, grond, grondwater, grondverzet, bodemkwaliteit, indicatief niveau.

Synopsis

Risk limits for GenX (HFPO-DA) for soil and groundwater

GenX technology is used to produce coatings such as Teflon, among other things. During this process, the substance HFPO-DA (2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy) propanoic acid, or FRD902/FRD903) is released. This substance is toxic and ends up in the air, surface water, soil, and groundwater. The Ministry of Infrastructure and Water Management commissioned RIVM to determine risk limits for HFPO-DA in soil and groundwater.

Based on risk limits, the government can determine whether the quality of the soil and groundwater poses a threat for humans and the environment and whether measures need to be taken. In addition, the risk limits can be used to motivate decisions on reusing soil that becomes available in the course of building or infrastructure activities.

The risk limits for soil and groundwater were determined using the same method that is used to determine the standards in the Soil Protection Act and the Soil Quality Decree. The guiding principle here is the protection of humans, plants, and animals in case of exposure via soil and groundwater. One of the risk limits provides an indication of serious soil or groundwater pollution (INEV). The value of the other risk limits depends upon the manner in which the soil is used. The following soil functions are relevant here: residential unit with garden; vegetable garden and allotment; locations where children play; agriculture; nature; green areas with areas of natural value; other green areas, built-up areas, infrastructure, and industry.

Due to a lack of reliable basic information about HFPO-DA, the risk limits are of a provisional nature. In order to properly manage new substances in the environment such as HFPO-DA, we need more data, an assessment method that is focused on the specific properties of these substances, and an action framework for risk mitigation.

Keywords: PFAS, PFOA, GenX, HFPO-DA, FRD 902, FRD 903, risk limits, soil, groundwater, intervention value, soil quality

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 13

- 1.1 Aanleiding en doel — 13
- 1.2 Aanpak en werkwijze — 13
- 1.3 Leeswijzer — 14

2 Eigenschappen van HFPO-DA ('GenX') — 17

- 2.1 Stofkenmerken HFPO-DA — 17
- 2.2 Fysisch-chemische eigenschappen — 19
- 2.3 Gedrag en lot van HFPO-DA in het milieu — 20
 - 2.3.1 Adsorptie — 21
 - 2.3.2 Vervluchtiging — 21
 - 2.3.3 Afbraak — 22
 - 2.3.4 Bioaccumulatie — 22

3 Humane risicogrenzen — 23

- 3.1 Risicogrens voor de mens — 23
 - 3.1.1 Humane MTR — 23
 - 3.1.2 Fysisch-chemische parameters — 23
 - 3.1.3 Blootstelling via plantopname en consumptie van gewassen — 26
- 3.2 Afleiding humane risicogrens grond — 28
 - 3.2.1 Humane risicogrens — 28
 - 3.2.2 Bodemfunctie-specifieke humane risicogrenzen — 28
 - 3.2.3 Afleiding humane risicogrenzen grondwater — 29

4 Ecotoxicologische risicogrenzen — 33

- 4.1 Directe ecotoxiciteit — 33
- 4.2 Doorvergiftiging (indirecte ecotoxiciteit) — 33

5 Integratie van de risicogrenzen — 35

- 5.1 Risicogrenzen voor de functie 'Wonen met tuin' — 35
- 5.2 Risicogrenzen grondwater — 35
- 5.3 Bodemtypecorrectie — 35
- 5.4 Bodemfunctie-specifieke risicogrenzen — 36
 - 5.4.1 Overzicht risicogrenzen — 36
 - 5.4.2 Integratie tot bodemfunctie-specifieke risicogrenzen — 37
- 5.5 Specifieke risicogrenzen grondwater — 37
- 5.6 Uitloogwaarde grond verspreiding naar grondwater — 38

6 Discussie en conclusies — 39

Referenties — 45

Bijlage 1 Lijst met afkortingen / abbreviations — 51

Bijlage 2: Update of the tentative oral TDI for GenX (FRD-902/FRD-903) — 52

Bijlage 3: HFPO-DA: Update of ecotoxicity data for HFPO-DA — 56

Bijlage 4: Afleiding van ecotoxicologische risicogrenzen voor grond en grondwater — 64

Bijlage 5: Bioconcentratie factoren (BCF) voor plantopname — 70

Bijlage 6 Concentraties PFOA en HFPO-DA in moestuingewassen (Mengelers et al., 2018) — 79

Bijlage 7. Resultaten berekening humane risicogrenzen — 82

Bijlage 8. Zoogdier en vogel toxiciteitsgegevens — 92

Bijlage 9. Zoogdieren en vogel accumulatie — 93

Samenvatting

HFPO-DA (FRD902, FRD 903, 'GenX') wordt aangetroffen in de bodem en in het oppervlaktewater op verschillende plekken in Nederland. Vanaf 2012 vervangt HFPO-DA de stof PFOA (perfluorooctaan-1-yl azijnzuur) voor de productie van teflon en andere polymeren. Chemours in Dordrecht loost HFPO-DA op het oppervlaktewater. HFPO-DA wordt ook via de lucht verspreid en via atmosferische depositie afgezet op de bodem of in het oppervlaktewater. In de gemeente Dordrecht is HFPO-DA aangetroffen in de grond, in grondwater, in oppervlaktewater en in opgevangen regenwater dat gebruikt wordt voor de irrigatie van moestuinen (Mengelers et al., 2018). HFPO-DA wordt ook elders in Nederland aangetroffen, bijvoorbeeld in Helmond (Van Bentum et al., 2018).

HFPO-DA (GenX) staat op de lijst met potentiële zeer zorgwekkende stoffen (ZZS). Dit betekent dat er strengere emissie-eisen kunnen worden gesteld en dat er gestreefd kan worden om deze stoffen uit de leefomgeving te weren. Het bevoegd gezag kan een bedrijf dat een vergunning aanvraagt, om nader onderzoek vragen als dit bedrijf een potentiële ZZS uitstoot. Zo kunnen bedrijven en vergunningverleners de emissie van potentiële ZZS uit voorzorg beperken.

Het ministerie van IenW heeft het RIVM gevraagd risicogrenzen af te leiden voor HFPO-DA in grond en grondwater. Risicogrenzen voor grond en grondwater zijn de bouwstenen voor de normen die worden gebruikt voor beslissingen over sanering en grondverzet (hergebruik) en om de risico's voor mens en milieu te beoordelen. De hier afgeleide risicogrenzen zijn gebaseerd op de wetenschappelijke inzichten en beschikbare informatie in 2018. Indien nieuwe informatie en kennis beschikbaar komen, zal dit kunnen leiden tot wijziging van risicogrenzen.

HFPO-DA behoort tot de stofgroep van sterk dissociërende organische verbindingen. Over het gedrag en de effecten van deze stoffen bestaan nog veel onzekerheden. Er zijn nog onzekerheden over de betekenis van de hoge mobiliteit in het bodem- en watersysteem, de mate van uitloging, bioaccumulatie en doorvergiftiging, opname door gewassen en toxiciteit voor mens, plant en dier. Bovendien zijn de gegevens over de opname van HFPO-DA in moestuingewassen zeer beperkt: het concentratiebereik is klein en er is geen landelijke dekking.

Gezien deze beperkingen wordt geadviseerd om de in dit rapport gepresenteerde risicogrenzen als 'voorlopig' te karakteriseren. Over het gebruik van voorlopige risicogrenzen wordt in de Circulaire bodemsanering (2013) met betrekking tot de vaststelling van Interventiewaarden ondermeer gesteld: "De status van het indicatieve niveau voor ernstige verontreiniging (INEV) is niet gelijk aan de status van de Interventiewaarde. Over- of onderschrijding van de indicatieve niveaus heeft derhalve niet direct consequenties voor wat betreft het nemen van een beslissing over de ernst van de verontreiniging door het bevoegd gezag. Het bevoegd gezag dient daarom naast de indicatieve

niveaus ook andere overwegingen te betrekken bij de beslissing of er sprake is van ernstige verontreiniging”.

Ook wanneer er voldoende gegevens beschikbaar zijn voor een betrouwbare afleiding van risicogrenzen moet de vraag gesteld worden of het huidige instrumentarium met grond en grondwaternormen adequaat is voor HFPO-DA en PFOA. Het huidige instrumentarium maakt onder andere onderscheid tussen historische en recente verontreiniging en tussen mobiele en niet mobiele stoffen. Voor recente verontreiniging en voor mobiele stoffen wordt een strenger beleid gevolgd (NOBO, 2008; Circulaire bodemsanering 2013).

Daarbij komt het gegeven dat GenX en PFOA deel uitmaken van een grote groep niet genormeerde, toxische en mobiele perfluorverbindingen, waar het huidige instrumentarium met bodemnormen niet adequaat voor is toegerust. Daarom worden momenteel een nieuw beleids- en beheerkader opgesteld, onder andere met een Risicotoolbox niet genormeerde stoffen en een handelingskader voor PFAS.

Tabel A. Voorlopige risicogrenzen HFPO-DA voor grond en grondwater. Vetgedrukte risicogrenzen kunnen gebruikt worden ter onderbouwing van een INEV (Indicatief Niveau voor Ernstige Verontreiniging).

| Bodemfunctie | Humaan | Ecotoxicologie | Grond | Grondwater |
|---|----------|----------------|------------|------------|
| | µg/kg ds | µg/kg ds | µg/kg ds | µg/L |
| Wonen met tuin | 97 | ND* | 100 | 102 |
| Plaatsen waar kinderen spelen | 22600 | ND* | 23000 | n.v.t. |
| Moestuin en volkstuin | 8 | ND* | 8 | n.v.t. |
| Groen met natuurwaarden | 25000 | 54 | 54 | 55 |
| Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie | 25000 | 964 | 960 | 710 |
| Landbouw | 97 | 54 | 54 | 55 |
| Natuur | 25000 | 3 | 3 | n.v.t. |

| | |
|---|-------------------------|
| Direct gebruik grondwater als drinkwater | 0,66[#] |
| Drinkwater MTR _{GW,DW} (WHO methodiek) | 0,15 ^{##} |

* Door gebrek aan gegevens over directe ecotoxiciteit is dit niet afgeleid, maar waarschijnlijk niet bepalend voor de hoogte van de risicogrens grond.

Risicogrens gebaseerd op levenslange consumptie van 2 liter ongezuiverd grondwater per dag, zonder andere blootstelling.

Risicogrens gebaseerd op de systematiek voor de afleiding van drinkwaternormen (Smit, 2017; Janssen, 2016; 20% van de totale blootstelling via drinkwater).

De voorlopige risicogrenzen kunnen worden gebruikt voor een toetsing op het niveau van een ernstige verontreiniging (Circulaire bodemsanering 2013), in verband met:

- de risico's voor de gezondheid in relatie tot bodemkwaliteit of grondwaterkwaliteit;
- de ecotoxicologische risico's in relatie tot de bodem- of grondwaterkwaliteit.

Geadviseerd wordt om bij HFPO-DA verontreinigde grond eerst een brede beleidsmatige afweging te maken met name voor de toepassing van grond en bagger:

- In landbouwgebied en bij tuinen, moestuinen en volkstuinten (vanwege de hoge plantopname);
- Voor de risico's voor de grondwaterkwaliteit met name in de nabijheid van kwetsbare objecten (drinkwater) of gevoelige situaties (vanwege de grote mobiliteit).

In Tabel A zijn de voorlopige risicogrenzen opgenomen voor grond en grondwater, ter bescherming van de humane gezondheid en het ecosysteem.

De afleiding van risicogrenzen (Tabel A) is gebaseerd op dezelfde wetenschappelijke methoden als die ten grondslag liggen aan de afleiding van Interventiewaarden uit de Circulaire bodemsanering (2013) en de maximale waarden voor grond uit de Regeling Bodemkwaliteit (2007). Voor de beleidsmatige keuzen, beschermingsdoelen en -niveaus, is aangesloten bij de keuzen die zijn gemaakt voor de afleiding van de Interventiewaarden en Maximale waarden (NOBO, 2008; Dirven-Van Breemen et al., 2007). De clustering naar drie bodemfunctieklassen (Industrie, Wonen en Schone grond) is nog niet uitgevoerd, vanwege de onzekerheden in de risicogrenzen. Voor de modellering van de blootstelling is de methode aangepast aan de specifieke chemisch-fysische eigenschappen van HFPO-DA (Hoofdstuk 3).

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

HFPO-DA ('GenX') is aangetroffen in diverse milieucompartimenten in de omgeving van Chemours in Dordrecht, in Helmond en elders in Nederland (Mengelers et al., 2018; Van Bentum et al., 2018). Er zijn geen normen voor grond en grondwater waardoor de risico's voor mens, plant en dier met het huidige instrumentarium niet beleidsmatig kunnen worden vastgesteld (NOBO, 2008). Het ontbreken van normen hindert ook beslissingen over de aanpak van verontreiniging in grond en grondwater en het hergebruik van grond (grondverzet). Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat heeft het RIVM gevraagd risicogrenzen voor HFPO-DA af te leiden ter ondersteuning van normstelling, regelgeving, en bodem- en grondwaterbeleid.

Tot 2012 werd PFOA (perfluorooctaanzuur) gebruikt bij de productie van teflon en andere polymeren. Vanaf 2012 is de toepassing van PFOA vervangen door de GenX technologie, met de stof HFPO-DA: 2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propaanzuur (FRD-903) en het ammoniumzout 2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propanoaat (FRD-902).

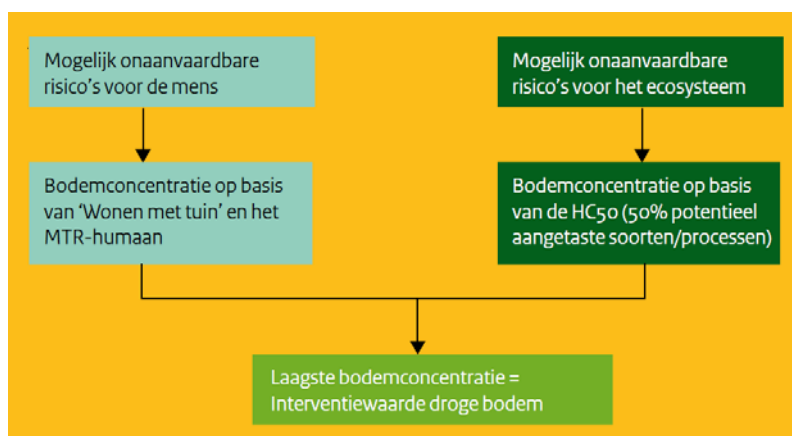
Het doel van deze studie is het afleiden van risicogrenzen op het niveau van ernstige bodemverontreiniging:

- Risicogrenzen voor grond en grondwater voor de bescherming van mens en ecosysteem. De gevolgde methodiek is gebaseerd op de grondslag voor de normen grond en grondwater uit de Wet bodembescherming (NOBO, 2008).
- Risicogrenzen voor grond voor de volgende bodemfuncties: 1. Wonen met tuin; 2. Plaatsen waar kinderen spelen; 3. Moestuin en volkstuin; 4. Groen met natuurwaarden; 5. Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie; 6. Landbouw; 7. Natuur. Deze risicogrenzen kunnen worden gebruikt ter onderbouwing van Maximale waarden in grond en grondwater.

1.2 Aanpak en werkwijze

Het doel van het bodembeleid (Wbb) is het voorkomen van gezondheidseffecten en de beperking van ecotoxicologische effecten. De afleiding van risicogrenzen voor de mens en het ecosysteem is daarop gericht (NOBO, 2008; Lijzen et al., 2001). Voor de afleiding van bodemfunctie-specifieke risicogrenzen is de methodiek van Maximale waarden voor grond gebruikt conform het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) (NOBO, 2008; Dirven-Van Breemen et al., 2007). In hoofdstuk 3 worden de humane risicogrenzen en in hoofdstuk 4 de ecotoxicologische risicogrenzen afgeleid. In hoofdstuk 5 worden humane- en ecotoxicologische risicogrenzen geïntegreerd.

De integratie van risicogrenzen voor mens en ecosysteem voor de onderbouwing van een normwaarde op het niveau van een ernstige verontreiniging - de Interventiewaarde - wordt uitgevoerd volgens het schema van Figuur 1.



Figuur 1. Schema ter illustratie van de methodiek voor afleiding van Interventiewaarden (NOBO, 2008). Voor de Interventiewaarden is in het verleden besloten doorvergiftiging niet mee te nemen en dus alleen uit te gaan van directe ecotoxiciteit op HC50 niveau.

De afleiding van risicogrenzen voor mens en ecosysteem ter onderbouwing van Maximale waarden (Regeling bodemkwaliteit, 2007) vindt op een overeenkomstige wijze plaats. Zowel voor Interventiewaarden als voor Maximale waarden geldt dat er rekening wordt gehouden met de achtergrondblootstelling, met de geschatte blootstelling via verschillende blootstellingsroutes en met verschillende gevoeligheid van ecosystemen voor bodemverontreiniging (NOBO, 2008).

De risicogrenzen voor grondwater zijn bepaald voor vier aspecten:

- 1) Risicogrenzen grondwater op basis van evenwichtpartitie met de grond. Bij deze risicogrenzen wordt verondersteld dat grond en grondwater een systeem vormen. Het model CSOIL berekent deze waarden. Bij deze risicogrenzen is geen rekening gehouden met de humane consumptie van verontreinigd grondwater, maar wel met verschillende gevoeligheden van ecosystemen voor stoffen.
- 2) De risicogrens voor de mens gebaseerd op de blootstelling door levenslange consumptie van grondwater (als drinkwater) en toetsing aan het MTR (grondwater), zoals berekend met het model CSOIL.
- 3) Idem aan 2) maar dan volgens de drinkwaternorm systematiek van de WHO waarbij uitgegaan wordt van maximaal 20% blootstelling via consumptie van grondwater (drinkwaternorm, WHO systematiek).
- 4) De risicogrenzen die voor oppervlaktewater gesteld worden (ER voor het ecosysteem, MTR voor humane risico's).

Het Indicatieve Niveau voor Ernstige Verontreiniging (INEV) van het grondwater wordt bepaald door het meest kritische aspect van 1 en 2.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 worden de eigenschappen en het gedrag van HFPO-DA in het bodem-watersysteem beschreven en zijn de stofspecifieke parameterwaarden opgenomen, die gebruikt zijn voor de afleiding van de risicogrenzen. In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de humane risico-

grenzen voor grond en grondwater. In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de ecotoxicologische risicogrenzen voor grond en grondwater. In hoofdstuk 5 worden de humane en ecotoxicologische risicogrenzen geïntegreerd tot één waarde. In hoofdstuk 6 wordt onder andere ingegaan op lacunes en onzekerheden. Besloten wordt met enkele adviezen voor verbetering. In de verschillende bijlagen worden de onderliggende gegevens gerapporteerd alsmede de achtergronden en details van de gebruikte methodiek.

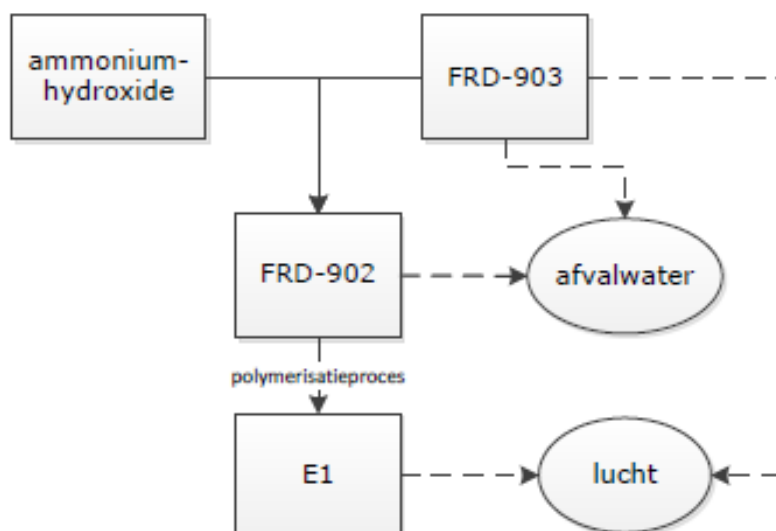
2 Eigenschappen van HFPO-DA ('GenX')

Dit hoofdstuk bevat gegevens over de stofeigenschappen van HFPO-DA die nodig zijn voor de afleiding van risicogrenzen. Uitgebreide gegevens zijn opgenomen in Bijlage 3.

2.1 Stofkenmerken HFPO-DA

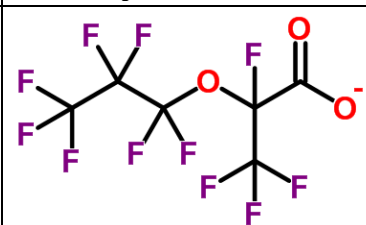
GenX is een technologie (Figuur 2) waarbij de fluorverbinding HFPO-DA gebruikt wordt ter vervanging van perfluorooctaanzuur (PFOA; Beekman et al., 2016). Bij de GenX technologie wordt de stof 2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propaanzuur (FRD-903) met ammoniumhydroxide omgezet in ammonium 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluorpropoxy)-propanoaat (FRD-902). In het bodem-watersysteem (of in een neutraal waterige oplossing) dissocieert FRD-903 bijna volledig tot het anion 2,3,3,3,-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)-propanoaat (afgekort tot HFPO-DA). Voor de blootstellingsmodellering is de dissociatie een belangrijke eigenschap die het gedrag van de stof, de opname door organismen, mobiliteit en toxiciteit bepaalt.

HFPO-DA ammonium zout (FRD-902) wordt gebruikt om de polymerisatie van fluoropolymeren te controleren. Het polymerisatie proces wordt beïndigd door verhitting waarbij heptafluoropropyl 1,2,2,2-tetrafluoroethyl ether (E1) (Smit, 2017; Beekman et al., 2016) gevormd wordt. E1 wordt geëmitteerd naar de lucht. Noch het effect van E1 op klimaatverandering, noch een risicobeoordeling van E1, zijn onderdeel van deze studie.



Figuur 2. Schematische weergave van de voornaamste componenten van de GenX-technologie.

Tabel 1. Stofkenmerken HFPO-DA (GenX).

| | |
|---|---|
| EC naam: | 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoaat |
| EC nummer: | 236-236-8 (zuur) 700-242-3 (ammonium zout) 266-578-3 (kalium zout) |
| CAS nummer: | 13252-13-6 (zuur) 62037-80-3 (ammonium zout) 67118-55-2 (kalium zout) 67963-75-1 (natrium zout) |
| IUPAC naam: | 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoaat |
| Indexnummer in Annex VI van de CLP Regulation: | - |
| Molecuulformule: | C ₆ F ₁₁ H ₄ NO ₃ (ammonium zout) C ₆ F ₁₁ KO ₃ (kalium zout) C ₆ F ₁₁ NaO ₃ (natrium zout) C ₆ F ₁₁ H ₁ O ₃ (zuur) C ₆ F ₁₁ O ₃ ⁻ (anion) |
| Molecuulgewicht: | 368.1 (kalium zout), 352.0 (natrium zout), 347.1 (ammonium zout), 330.1 (zuur), 329 (anion) g/mol |
| Synoniemen: (zuur en zout) | <ul style="list-style-type: none"> - GenX - Cheminox P0-2-AM60 - Hexafluoropropylene oxide dimer acid - HFPO-DA - HFPO2 - FRD-902 (ammonium zout) - FRD-903 (zuur) - Perfluoro-2-propoxypropanoic acid - PFPrOPrA - C3 Dimer salt - Ammonium perfluoro(2-methyl-3-oxahexanoate) - bis(2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoic acid) diamine - Undecafluoro-2-methyl-3-oxahexanoic acid - potassium 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propionate (zout) - sodium perfluoro-3-oxa-2-methylhexanoate (zout) |
| Structuurformule: |  |

2.2 Fysisch-chemische eigenschappen

Het ammonium zout van HFPO-DA (FRD 902) is geregistreerd onder REACH en de informatie over fysisch-chemische eigenschappen is beschikbaar via de openbare website van ECHA (Tabel 2 en 3). De meeste gegevens werden eerder gepubliceerd door Beekman et al. (2016). In de Tabellen 2 en 3 zijn de aanvullende gegevens en andere relevante details uit publicaties en rapporten toegevoegd onder vermelding van de bron.

Tabel 2. Fysische-chemische eigenschappen van HFPO-DA ammoniumzout (FRD-902). De gegevens die gebruikt zijn om de risicogrens af te leiden zijn vetgedrukt.

| Parameter | Waarde | Bron |
|---|---|---|
| Vorm van de stof | vaste poeder bij 23°C (99,4% zuiver) | ECHA, 2018a |
| | heldere kleurloze vloeistof bij 21°C. Vorm zoals op de markt gebracht (86% zuiver; 14,58% water, 7,0 ppm PFOA) | ECHA, 2018a; Sinning, 2008a |
| Dampdruk | 0,0117 ± 0,000115 Pa bij 20°C (vaste stof; 99,4% zuiver) | ECHA, 2018a |
| | 2910 ± 20,8 Pa bij 20°C (vloeistof; 86% zuiver; 14,58% water, 7,0 ppm PFOA) | ECHA, 2018a; Nixon en Lezotte, 2008b; 2008c |
| Water-oplosbaarheid | 1000 g/L bij 20°C (vaste stof; 99,4% zuiver) | ECHA, 2018a |
| | >739 ± 13,0 g/L bij 20°C (vloeistof; 86% zuiver; 14,58% water, 7,0 ppm PFOA) <i>Geïnterpreteerd door de registrant als oneindig oplosbaar in het studierapport en als >1000 g/L op de ECHA website</i> | ECHA, 2018a; Nixon en Lezotte, 2008b; 2008c |
| | >200 g/L | Hoke et al., 2016 |
| | >207 mg/L bij 10°C (vloeistof; 82,6% zuiver) | ECHA, 2018a |
| | >218 mg/L bij 10 °C (vloeistof; 82,6% zuiver) | ECHA, 2018a |
| Partiticoëfficiënt n-octanol/water (log Kow; log Dow) | Studie onuitvoerbaar door de oppervlakte activiteit van de stof. Registrant schat bij milieurelevante pH de log Dow (distributie coëfficiënt) voor de geïoniseerde vorm op 2,58 . | ECHA, 2018a |
| Smeltpunt/vriespunt | 208°C (vaste stof; 99,4 % zuiver) | ECHA, 2018a |
| | -21°C (vloeistof; 86% zuiver; 14,58% water, 7 ppm PFOA) | ECHA, 2018a; Sinning, 2008a |
| Kookpunt | 108°C (vloeistof; 86% zuiver; onzuiverheden: 14,58% water, 7,0 ppm PFOA) | ECHA, 2018a; Sinning, 2008a |

| Parameter | Waarde | Bron |
|-----------------------|--|---|
| Dissociatie-constante | pKa: 3,82 bij 20±1°C pKb: 8,10 bij 20±1°C (vloeistof; 86% zuiver; 14,58% water, 7,0 ppm PFOA) | ECHA, 2018a; Nixon en Lezotte, 2008a |
| Dichtheid | bulk dichtheid: 1118 g/L bij 23°C (vaste stof; 99,4 % zuiver) | |
| | relatieve dichtheid: 1569 g/L bij 21°C (vloeistof; 86% zuiver; 14,58% water, 7 ppm PFOA) | ECHA, 2018a; Sinning, 2008a |

Tabel 3. Fysisch-chemische eigenschappen van HFPO-DA zuur (FRD-903).

| Parameter | Waarde | Bron |
|---|--|--------------------------------|
| Vorm van de stof | heldere kleurloze vloeistof bij 23°C en 749 mmHg (=99,86 kPa) (98% zuiver) | Sinning, 2008b |
| Dampdruk | 306 ± 13,7 Pa bij 20°C (vloeistof; 98% zuiver; 0,61% water; 8,3 ppm PFOA) | Nixon en Lezotte, 2008b; 2008c |
| | 100-300 Pa (vloeistof; 98% zuiver) | Hoke, et al., 2016 |
| Water-oplosbaarheid | >756 ± 11,8 g/L bij 20°C (98% zuiver; 0,61% water; 8,3 ppm PFOA) <i>Geïnterpreteerd door de registrant als oneindig oplosbaar in het studierapport</i> | Nixon en Lezotte, 2008b; 2008c |
| Oppervlakte-spanning | 59,4 mN/m bij 23°C (vloeistof; 98% zuiver) | Sinning, 2008b |
| Partiticoëfficiënt n-octanol/water (log Kow; log Dow) | Er is gerekend met een log Dow van 2,58 | - |
| Smeltpunt/vriespunt | < -40°C (vloeistof; 98% zuiver) | Sinning, 2008b |
| Kookpunt | 159°C (vloeistof; 98% zuiver) | Sinning, 2008b |
| | 60 °C (10 mm Hg) | Smit, 2017 |
| | 85°C (vloeistof; 99,6% zuiver) | Kawashima, 2009 |
| Dissociatie-constante | pKa: 2,84 at 20±1°C (vloeistof; 98% zuiver; 0,61% water; 8,3 ppm PFOA) | Murrel en Nixon, 2008 |
| Dichtheid | 1690 g/L at 22°C (vloeistof; 98% zuiver) | Sinning, 2008b |
| | 1185 g/L | Smit, 2017 |

2.3 Gedrag en lot van HFPO-DA in het milieu

HFPO-DA is een zwak zuur en dissocieert in water met het evenwicht in het natuurlijke bodem-watersysteem zeer sterk aan de kant van het anion. De pKa van het ammonium zout en het zuur zijn experimenteel bepaald en blijken respectievelijk 3,82 and 2,84 te bedragen (Tabel 2 en 3; Murrell en Nixon, 2008; Nixon en Lezotte, 2008b; 2008c). In principe zal de pKa van het ammonium zout en het zuur hetzelfde moeten zijn;

het verschil is onverklaarbaar. De hoogste ('veilige') pKa is gekozen voor de afleiding van risicogrenzen, maar het effect daarvan is overigens verwaarloosbaar klein. De pH bepaalt de ligging van het evenwicht: in een waterige oplossing zal meer dan 99% van de stof als ion aanwezig zijn bij milieurelevante pH waarden.

Het gedrag en het lot van HFPO-DA in het milieu is eerder beschreven door Beekman et al. (2016). Onlangs is deze beschrijving bijgewerkt met nieuwe openbare literatuurgegevens in het kader van het opstellen van een REACH-RMOA (Risk Management Option Analysis) voor HFPO-DA: de RMOA is besproken op de REACH-RiME+ (Risk Management and Evaluation) vergadering van oktober 2018. De RMOA van HFPO-DA is nog niet openbaar. Binnenkort wordt besloten of de RMOA in zijn geheel beschikbaar komt of dat alleen de discussie die gevoerd is tijdens de RiME+ vergadering gepubliceerd wordt op de Public Activities Coordination Tool (PACT). Voor IenW medewerkers zal de RMOA in ieder geval verkrijgbaar zijn na navraag bij IenW/RIVM. Hieronder daarom slechts korte uiteenzettingen.

2.3.1 *Adsorptie*

De ECHA site rapporteert een schatting van log Koc 1,08 voor grond en 1,10 voor rioolzuiveringsslib voor het ammoniumzout gemeten met een HPLC methode (TG 121, OECD, 2001; Bloxham, 2008). Deze waarden komen uit het REACH-registratiedossier. Ze indiceren een lage adsorptie aan grond en rioolzuiveringsslib. Beekman et al. (2016) merken op dat oppervlakte-actieve eigenschappen van HFPO-DA (66,3 mN/m voor het ammoniumzout en 59,4 mN/m voor het zuur) het bindingspotentieel kunnen verhogen. Bij waarden lager dan 60 mN/m wordt de stof verondersteld oppervlakte-actief te zijn (ECHA, 2018a). De oppervlakte-spanning volgens het OECD TG 115 protocol met een 1 g/L oplossing was 59,4 mN/m voor het zuur en 66,3 mN/m voor het ammoniumzout. HFPO-DA is dus niet heel sterk oppervlakteactief, en er wordt geen effect op de binding verwacht.

De lage adsorptie van HFPO-DA aan grond, slib en actieve kool (zie Bijlage 3), gecombineerd met een hoge wateroplosbaarheid, wijzen op een hoge mobiliteit.

2.3.2 *Vervluchtiging*

In het REACH registratie dossier is voor het ammoniumzout van HFPO-DA een Henry constante berekend van $4,06 \cdot 10^{-6}$ Pa·m³/mol, op basis van de dampdruk ($1,17 \cdot 10^{-2}$ Pa bij 20°C) en wateroplosbaarheid ($1,00 \cdot 10^6$ mg/L) van de gedroogde stof. Deze waarde is ook door Beekman et al. (2016) toegepast. De grote verschillen in de gerapporteerde waarden voor de dampdruk worden verklaard door de aanwezigheid van vloeibaar water bij de vloeistof en de dossociatie-karakteristieken van HFPO-DA (zie Bijlage 3). De dampdruk van de gedroogde substantie voorziet dus in een adequate waarde voor de berekening van de Henry constante.

Er is geen experimenteel bepaalde, dimensieloze Henry constante gerapporteerd in de wetenschappelijke literatuur. Overwegende dat de Henry constante laag is en het feit dat HFPO-DA onder milieurelevante condities overwegend als anion aanwezig is in bodem en water, zal bij bodemverontreiniging met HFPO-DA de blootstelling via de lucht een

zeer kleine rol spelen, niettegenstaande de waarneming dat HFPO-DA ook via de lucht verspreid wordt.

2.3.3 *Afbraak*

Biologische afbraak en transformatie in het milieu zijn geen aspecten die worden meegenomen voor de afleiding van risicogrenzen voor grond en grondwater, conform de onderbouwing van Interventiewaarden.

Literatuurgegevens tonen aan dat HFPO-DA niet afbreekt in het milieu (zie Bijlage 3). Deze bevinding is in lijn met de algemeen geaccepteerde opvatting dat perfluorverbindingen in het milieu zeer persistent zijn, als gevolg van de thermisch stabiele C-F bindingen.

2.3.4 *Bioaccumulatie*

In Bijlage 3 zijn alle details van de literatuurstudie naar bioaccumulatiegegevens opgenomen. Hieronder een korte samenvatting.

Het onderzoek naar accumulatie van HFPO-DA bij aquatische organismen heeft nog niet tot eenduidige resultaten geleid. Soms worden betekenisvolle interne gehalten aangetroffen, maar de blootstellingsgeschiedenis is vaak onzeker. Ook in de mens wordt de stof HFPO-DA aangetroffen, zonder dat het eenduidig gekoppeld kan worden aan een blootstellingsscenario, en zonder dat er betrouwbare halfwaardetijden bepaald kunnen worden. Het is aannemelijk dat HFPO-DA, evenals PFOA en andere geperfluoreerde stoffen, bioaccumuleert via eiwitbinding in bloed en lever, en niet via vetweefsel (Beekman et al., 2016). Voor de afleiding van waterkwaliteitsnormen voor HFPO-DA is gebruik gemaakt van de bioaccumulatie in vissen die voor PFOA is waargenomen (RIVM, 2018).

Voor het afleiden van bodem-plantopname relaties voor HFPO-DA is gebruik gemaakt van de gegevens van het moestuinonderzoek rond Dordrecht (Mengelers et al., 2018; Van Poll, 2018). Voor dat onderzoek is HFPO-DA in planten en grond bepaald. Bij het onderzoek werden kwantificeerbare gehalten PFOA en HFPO-DA gevonden in respectievelijk 3 en 10 van de in totaal 85 waarnemingen. In veel andere monsters waren PFOA en HFPO-DA aanwezig boven de aantoonbaarheidsgrens, maar onder de bepalingsgrens.

Tenslotte is een recent beschikbaar gekomen set moestuingegevens (ongepubliceerd, december 2018) met PFOA en HFPO-DA gehalten in grond, grondwater en moestuingewassen toegepast om de betrouwbaarheid te testen van de in deze studie berekende BCF waarden op basis van de moestuingegevens bij Dordrecht (Mengelers et al., 2018).

3 Humane risicogrenzen

Dit hoofdstuk beschrijft de afleiding van de humane risicogrenzen. In paragraaf 3.1 wordt ingegaan op de basisgegevens die nodig zijn voor de afleiding van de humane risicogrenzen, inclusief de blootstelling als gevolg van de opname van HFPO-DA door (moestuin)gewassen. Met het blootstellingsmodel CSOIL (Brand et al., 2007) worden de humane risicogrenzen voor HFPO-DA afgeleid voor grond (paragraaf 3.2) en voor grondwater (paragraaf 3.3).

3.1 Risicogrens voor de mens

De risicogrens is de concentratie van een stof in grond waarbij de levenslang gemiddelde blootstelling bij een bepaald bodemgebruik (voor de Interventiewaarde de functie 'Wonen met tuin') gelijk is aan het MTR-humaan. De bodemfunctie 'Wonen met tuin' is een relatief gevoelig bodemgebruik, waarbij alle blootstellingsroutes van de mens van toepassing zijn (NOBO, 2008). Ook voor andere bodemfuncties of voor het grondverzet kunnen risicogrenzen worden afgeleid. Dit is bijvoorbeeld gedaan voor de bodemfunctie 'Moestuin en volkstuin' en 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie'.

3.1.1 *Humane MTR*

Het MTR-humaan (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau) is het blootstellingsniveau in ng/kg lichaamsgewicht/dag (ng/kg lg/dag), waaronder, bij levenslange blootstelling voor stoffen met een drempelwaarde, geen schadelijke effecten zijn te verwachten. Voor HFPO-DA is het MTR-humaan gelijk aan de TDI (Tolerable Daily Intake). De voorlopige waarde voor de TDI die eerder door Zeilmaker et al. (2016) is afgeleid bedraagt 21 ng/kg lg/dag.

In het kader van dit onderzoek is een literatuurinventarisatie uitgevoerd (zie Bijlage 2). Voor HFPO-DA wordt de TDI gebaseerd op toxiciteit die bij dieren is waargenomen (Beekman et al., 2016). Bij de nieuwste literatuurinventarisatie zijn geen nieuwe gegevens gevonden over de toxiciteit voor dieren die tot een bijstelling van de TDI leiden, en dus wordt de TDI gehandhaafd op 21 ng/kg lg/dag. De status 'voorlopig' blijft ook gehandhaafd, vanwege het feit dat door het gebrek aan bioaccumulatiegegevens er een extra beoordelingsfactor is toegepast (gebaseerd op bioaccumulatie van PFOA in mens en dier).

3.1.2 *Fysisch-chemische parameters*

De fysisch-chemische parameters die nodig zijn om een blootstellingsberekening te maken in CSOIL zijn geselecteerd op basis van diverse bronnen (Tabel 2 en 3). De gegevens zijn opgenomen in de website van ECHA. De in de CSOIL berekening gebruikte waarden zijn vetgedrukt. De voorkeur is gegeven aan de data in de Hazardous Substances Data Bank (HSDB) en van de US-EPA (2016a; 2016b). Hierbij moet opgemerkt worden dat de schattingen met het model Episuite (Episuite, 2016) voor perfluorverbindingen mogelijk geen goede weerspiegeling geven, omdat er geen perfluor-structuren in de trainingset van Episuite zitten. Per parameter wordt de waarde kort toegelicht. Een deel van

deze parameters is temperatuurafhankelijk en wordt voorafgaand aan de berekening gecorrigeerd naar 10°C (bodemtemperatuur). Deze correctie is bij de desbetreffende parameters aangegeven.

Molmassa

De molmassa voor HFPO-DA (zuur) is 330 g/mol.

Wateroplosbaarheid (S)

De gegevens betreffende de wateroplosbaarheid zijn vermeld in Tabel 2 en 3. De gekozen waarde van $1,0 \cdot 10^6$ mg/L bij 20°C uit het REACH registratie dossier wordt omgerekend naar de CSOIL bodemtemperatuur van 10°C.

Zuurdissociatieconstante (pKa)

HFPO-DA is net als PFOA een zwak zuur met een organische staart en gedraagt zich daardoor anders dan andere organische verontreinigingen. Er zijn twee pKa-waarden gerapporteerd (Tabel 2 en 3) en de hoogste is gekozen. Met deze pKa is de vervluchtiging van HFPO-DA iets hoger, maar nog steeds nagenoeg nihil. Het model CSOIL is hier handmatig op aangepast (Lijzen et al., 2018), zodat de dampdruk afhankelijk wordt van de pKa. Hiervoor is de volgende formule gebruikt:

$$Vp_z = Vp_{10^\circ\text{C}} / 10^{(\text{pH} - \text{pKa})}$$

Dampdruk

De dampdruk bij 25°C is 70 Pa (Vp). Tabel 3 geeft de gecorrigeerde waarde voor de CSOIL bodemtemperatuur van 10°C ($Vp_{10^\circ\text{C}}$). De temperatuurcorrectie vindt plaats op basis van de enthalpie. Omdat er geen enthalpie voor PFOA en HFPO-DA bekend is, werd hiervoor uitgegaan van een geschatte waarde van 45000 J/mol. Hierna wordt de dampdruk gecorrigeerd m.b.t. van de zuurdissociatieconstante (Vp_z). De Vp_z komt daarmee op $1,7 \cdot 10^{-2}$ Pa.

In het REACH registratie dossier wordt de Henry constante berekend met dampdruk van $1,17 \cdot 10^{-2}$ Pa bij 20°C en deze is ook hier toegepast.

Henry constante

De Henry constante is de ratio tussen dampdruk en oplosbaarheid ($Vp / (S \cdot R \cdot T)$). De berekende waarde is dimensieloos en bedraagt $4,06 \cdot 10^{-6}$ Pa·m³/mol. Er is geen experimenteel bepaalde Henry constante beschikbaar.

Octanol-water verdelingscoëfficiënt (Kow)

Een octanol-water verdelingscoëfficiënt voor HFPO-DA is net als voor PFOA niet goed experimenteel te bepalen. Er is besloten om met een distributiec coefficient te rekenen (log Dow) van 2,58 voor milieurelevante zuurgraad van de grond (ECHA disseminatie site; vermoedelijk met QSAR of HPLC bepaald). Omdat de Kow voor HFPO-DA niet te bepalen is, wordt de Kow niet gebruikt voor het berekenen van opname in gewassen, maar is de opname bepaald op basis van empirische gegevens.

Organisch koolstof genormaliseerde grond-water verdelingscoëfficiënt (Koc).

Experimenteel bepaalde organisch koolstof genormaliseerde grond-water verdelingscoëfficiënten hebben de voorkeur boven berekende waarden. De adsorptie van HFPO-DA (het ammonium zout) aan grond en sediment is geschat met behulp van de HPLC methode (OECD, 2001). De log Koc waarden bedroegen 1,08 L/kg voor grond, en 1,10 L/kg voor sediment (Bloxham, 2008). De site van ECHA rapporteert een log Koc-grond van 1,08 L/kg.

Permeatiecoëfficiënt PE-waterleiding

De waterleiding waarmee een woonhuis is aangesloten aan de hoofdwaterleiding is veelal van polyetheen (PE). PE is een kunststof die gevoelig is voor permeatie van organische stoffen. Als PE-leidingen in contact staan met verontreinigde grond kunnen de daarin aanwezige organische verontreinigingen na permeatie in het drinkwater komen en bijdragen aan de blootstelling van bewoners. Voor de afleiding van een risicogrens grond, conform de Interventiewaarden systematiek, worden de risico's van permeatie door de PE drinkwaterleiding meegenomen. Het betreft de blootstelling door het gebruik van drinkwater, zoals consumptie van drinkwater en door douchen en baden. Voor deze afleiding in het model CSOIL wordt de drinkwaterconcentratie als gevolg van permeatie als volgt berekend (Brand et al., 2007):

$$C_{dw} = D_{wconst} \cdot D_{pe} \cdot C_{pw} \cdot LP$$

Waarin:

| | |
|----------------|--|
| C_{dw} : | <i>concentratie in drinkwater [mg L⁻¹]</i> |
| D_{wconst} : | <i>drinkwater constante [45,6 dag m⁻³]</i> |
| D_{pe} : | <i>permeatie coefficient PE leiding [m² dag⁻¹]</i> |
| C_{pw} : | <i>concentratie in bodemvocht [mg L⁻¹]</i> |
| LP : | <i>diameter verontreinigd gebied [100 m]</i> |

De permeatiecoëfficiënt (D_{pe}) is afhankelijk van de eigenschappen van de verontreiniging. Voor organische contaminanten is de waarde geschat op basis van proefondervindelijke waarden (Van den Berg, 1997). In 2016-2017 hebben RIVM en KWR onderzoek gedaan naar de risico's ten gevolge van permeatie voor de drinkwaterkwaliteit. Dit heeft geleid tot een stappenplan voor de beoordeling van het permeatierisico door organische verontreinigingen bij PE-drinkwaterleidingen (Otte et al., 2016), een permeatiemodel voor de onderbouwing van nieuwe risicogrenzen (Van der Schans et al., 2016) en voorstellen voor aanpassing van de bestaande praktijkcode Drinkwater (Meerkerk en Van der Schans, 2017).

Voor de afleiding van een risicogrens grond voor HFPO-DA is de waarde voor de D_{pe} belangrijk voor de mate van permeatie en de daarmee samenhangende blootstelling via drinkwater. In het algemeen geldt dat de mate waarin permeatie optreedt wordt bepaald door de polariteit en de molecuulgrootte van een stof. Anionen, metalen en zeer polaire stoffen vertonen geen permeatie. Apolaire stoffen echter, vertonen permeatie vanwege onder andere de grote affiniteit met PE. Grote moleculen (stoffen met een hoog molecuulgewicht) vertonen minder permeatie dan stoffen met een laag molecuulgewicht. Het permeatiemodel van Van der Schans is gebaseerd op onder andere deze principes.

Uit de praktijk blijkt (Meerkerk en Van der Schans, 2017) dat vooral apolaire stoffen met een relatief klein moleculair gewicht permeatie door PE vertonen.

Er is geen experimenteel bepaalde Dpe voor HFPO-DA bekend. Ook toepassing van het permeatiemodel biedt geen oplossing. Het permeatiemodel is ontwikkeld voor apolaire organische stoffen. HFPO-DA voldoet niet aan de criteria voor toepassing van het permeatiemodel. Op basis van de eigenschappen van HFPO-DA wordt de Dpe daarom als volgt geschat:

1. Er is geen permeatie van het anion HFPO-DA.
2. Voor de permeatie van het zuur wordt een Dpe van $5 \cdot 10^{-7}$ m²/dag voorgesteld. Dit is de standaard waarde voor stoffen waarvoor meetgegevens ontbreken. Gezien het hoge molecuulgewicht van HFPO-DA is dit een conservatieve (voorzichtige) waarde.
3. Bij pH 6 (normale zuurgraad voor de bodem) is de niet-gedissocieerde fractie van HFPO-DA $6,65 \cdot 10^{-3}$ (op basis van een pKa van 3,82).
4. De resulterende Dpe (voor het totaal van het gedissocieerde en niet gedissocieerde deel) wordt als volgt berekend:

$$Dpe = 6,65 \cdot 10^{-3} \cdot 5 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{dag} = 3,28 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{dag}.$$

Voor de afleiding van de risicogrens grond wordt een Dpe van $3,28 \cdot 10^{-9}$ m²/dag gebruikt.

3.1.3

Blootstelling via plantopname en consumptie van gewassen

Voor de berekening van de blootstelling via de consumptie van moestuingewassen met CSOIL is het nodig om de opname van HFPO-DA door deze gewassen te bepalen.

Voor organische stoffen wordt de plantopname in CSOIL berekend op basis van het plantopname model van Trapp en Matthies (1995). Dit model berekent de opname van organische contaminanten via de wortels en het transport naar de verschillende plantendelen. De concentratie in de plant wordt in hoofdzaak bepaald door de concentratie van de verontreiniging in het poriewater (beschikbaarheid), de verdeling van de verontreiniging tussen de water en de vetfractie in de plant (bepaald door de Kow), groeiverdunning en de uitdamping van vluchtige verontreinigingen via het blad.

Het plantopname model van Trapp en Matthies is bedoeld voor organische en overwegend hydrofobe stoffen. HFPO-DA (en ook PFOA; Lijzen et al., 2018) behoort niet tot deze groep van verbindingen. Daarom is de validiteit van het model van Trapp en Matthies beperkt. Bovendien is er voor HFPO-DA geen betrouwbare Kow beschikbaar en de berekening van de beschikbare fractie HFPO-DA (het gehalte in poriewater) is lastig voor amfifiele stoffen (Moermond et al., 2010).

De bepaling van bioconcentratiefactoren (BCFs) voor HFPO-DA vindt daarom plaats op basis van gemeten HFPO-DA-gehalten in groenten en grond. Modifierende factoren zoals biobeschikbaarheid van HFPO-DA voor de plant, opname in de plantenwortel en transport in de plant worden op deze manier impliciet meegenomen.

De BCF is als volgt gedefinieerd:

$$BCF_{\text{blad, knol, wortel}} = C_{\text{blad, knol, wortel}} / C_{\text{grond}}$$

Waarin:

| | |
|---------------------------------|---|
| $C_{\text{blad, knol, wortel}}$ | : concentratie in blad, knol of wortel in ng/g vg |
| C_{grond} | : concentratie in grond in ng/g ds |
| BCF | : bioconcentratiefactor in (ng/g vg) / (ng/g ds) |
| ds | : droge stof gewicht grond |
| vg | : versgewicht plant |

In Bijlage 5 en Bijlage 6 worden de beschikbare dataset en de afleiding van bioconcentratiefactoren beschreven. Op basis van een onderzoek in moestuinen in de omgeving van de Dupont/Chemours fabriek in Dordrecht werden de volgende voorlopige BCF waarden berekend.

| | |
|--------------------------|----------------------------|
| De BCF-aardappel: | 0,47 (ng/g vg) / (ng/g ds) |
| De BCF-overige groenten: | 0,58 (ng/g vg) / (ng/g ds) |

Voor deze berekeningen zijn alle meetgegevens meegenomen, behalve die van ongewassen groenten. Dus gegevens van gewassen, gewassen en geschilde en gewassen en ongeschilde moestuingewassen zijn gebruikt.

In Bijlage 5 wordt geconcludeerd dat deze BCF waarden een beperkte betrouwbaarheid hebben omdat:

1. Er zijn weinig gegevens, slecht één dataset is beschikbaar,
2. Er is gemeten in een kleine concentratierange, alleen bij lage bodemconcentraties,
3. Voor aardappel zijn weinig gegevens beschikbaar, terwijl dit een belangrijk bestanddeel is van de totale groentenconsumptie.
4. Er is geen geografisch (landelijke) spreiding. De gegevens komen uitsluitend uit de omgeving van Dordrecht.
5. De berekende BCF is gevoelig voor de toewijzing van plantgehalten bij waarnemingen onder de bepalingsgrenzen.

De BCF waarden voor HFPO-DA zijn ongeveer een factor 20 hoger dan de BCF waarden voor PFOA die in de literatuur worden gerapporteerd (Lijzen et al., 2018). De BCF waarden voor PFOA in de literatuur zijn in orde grootte (factor twee) vergelijkbaar met de BCF waarden voor PFOA die met deze moestuingegevens kunnen worden berekend.

Het is niet onverwacht dat de plantopname van HFPO-DA hoger is dan van PFOA, omdat de stof een hogere mobiliteit heeft en minder bindt aan oppervlakken. De volgende omstandigheden kunnen echter hebben geleid tot een overschatting van de BCF: i) de lage bodemgehalten, ii) een te hoge toewijzing van plantgehalten bij waarnemingen onder de bepalingsgrenzen, en iii) de opname van HFPO-DA direct door het blad als gevolg van verontreiniging in irrigatiewater. Een onderschatting van de BCF kan ook aan de orde zijn als gevolg van te lage toegewezen concentraties bij plantgehalten onder de bepalingsgrens.

Mengelers et al. (2018) hebben hoge plantgehalten toegepast bij waarnemingen onder de bepalingsgrenzen wat tot ongeveer een 3x hogere BCF waarde leidt (de veiligste keuze). De hoogte van de BCF

werkt evenredig door in de risicogrenzen bij die vormen van bodemgebruik waarbij gewasconsumptie een rol speelt: 'Moestuin en volkstuin' en 'Wonen met tuin'. De risicogrens voor 'Moestuin en volkstuin' wordt dan ongeveer 3 µg/kg ds (Tabel 5).

Het effect van de keuzes in verband met toewijzing van plantgehalten onder de bepalingsgrenzen op de hoogte van de risicogrenzen is geëvalueerd in Bijlage 5.

Tot nu toe is er geen aanleiding gevonden om de gegevens van de moestuinen in Dordrecht niet te gebruiken voor de berekening van de BCFs, gezien de bandbreedte waarin de BCFs voor PFOA en voor HFPO-DA zich bevinden, mede in relatie met literatuurgegevens van PFOA en gezien de vergelijking met de BCFs die berekend zijn voor PFOA en HFPO-DA met de in december 2018 beschikbaar gekomen aanvullende dataset (ongepubliceerd) van een moestuinlocatie elders in Nederland (zie Bijlage 5). Bij deze laatste set kon een indicatieve BCF worden berekend die gemiddeld 1,5 x lager ligt dan bovenstaande waarden.

3.2 Afleiding humane risicogrens grond

3.2.1 *Humane risicogrens*

Op basis van de stof-specifieke gegevens is met het blootstellingsmodel CSOIL (Brand et al., 2007) een humane risicogrens afgeleid voor de bodemfunctie 'Wonen met tuin'. Deze bodemfunctie wordt standaard gebruikt voor de afleiding van de humane risicogrenzen voor ernstige bodemverontreiniging.

De afgeleide humane risicogrens in grond is 0,097 µg/kg ds. In Bijlage 7 zijn de resultaten opgenomen in een uitdraai van CSOIL. Hieruit blijkt dat de blootstelling voor 99% bepaald wordt door de consumptie van groenten en aardappels uit eigen tuin. De blootstelling via andere blootstellingsroutes (drinkwater, groningestie) is 1%. Hierbij wordt er vanuit gegaan dat het drinkwater dat door het drinkwaterbedrijf is geleverd verwaarloosbare hoeveelheden HFPO-DA bevat.

3.2.2 *Bodemfunctie-specifieke humane risicogrenzen*

In de methodiek van de afleiding van Maximale Waarden (Dirven-Van Breemen et al., 2007) worden humane risicogrenzen afgeleid voor verschillende bodemfuncties: 'Wonen met tuin', 'Moestuin en volkstuin', 'Plaatsen waar kinderen spelen', 'Landbouw', 'Natuur', 'Groen met natuurwaarden' en 'Overig groen, bebouwing, infrastructuur en industrie'. In Tabel 4 is aangegeven in welke mate blootstellingsroutes per bodemfunctie relevant zijn. De afgeleide risicogrenzen zijn opgenomen in Tabel 5. Hierbij is rekening gehouden met alleen blootstelling vanuit de bodem, en niet vanuit andere bronnen.

De humane risicogrens voor 'Moestuin en volkstuin' is 8 µg/kg ds. De humane risicogrens voor 'Wonen met tuin' is 97 µg/kg ds (afgerond 100 µg/kg ds). Voor de bodemfunctie 'Ander groen, infrastructuur, bebouwing en industrie' is een waarde van 25000 µg/kg ds) afgeleid. De risicogrens voor industrie is hoger omdat voor deze bodemfunctie de consumptie van groenten en aardappels uit eigen tuin niet plaats vindt.

3.3 Afleiding humane risicogrenzen grondwater

De humane risicogrenzen voor grondwater is gebaseerd op:

1. de kritische (porie)waterconcentratie die wordt afgeleid met CSOIL en
2. een concentratie in grondwater voor direct gebruik van grondwater als drinkwater.

Dus:

1. De waarde in de (porie)waterfase die is afgeleid op basis van CSOIL is 102 µg/L. Deze waarde wordt net als voor grond afgeleid met CSOIL. De waarde is de concentratie in het poriewater bij een grondconcentratie gelijk aan de risicogrenzen humaan voor 'Wonen met tuin'. Daarbij wordt verondersteld dat er evenwicht is tussen de vaste fase en de waterfase.
2. Voor het afleiden van een risicogrenzen volgens de Interventiewaardenmethodiek wordt uitgegaan van alleen blootstelling vanuit grondwater als drinkwater en niet vanuit andere bronnen dan de verontreinigde grond en grondwater. De bijdrage van grondwater aan drinkwater wordt dan 100% verondersteld. Dit leidt dan tot de volgende risicogrenzen voor grondwater: rekening houdend met levenslange blootstelling wordt, gewogen over kind (0-6 jr) en volwassene (6-70 jr), een maximale concentratie van 0,66 µg/L berekend.

De laagste van de bovenstaande waarden (0,66 µg/L) en de ecotoxicologische waarde volgt uit de systematiek voor de afleiding van een Indicatief Niveau voor Ernstige Verontreiniging (INEV) of Interventiewaarde grondwater.

Voor HFPO-DA is er ook een risicogrenzen voor drinkwater afgeleid volgens de systematiek van de WHO (Janssen, 2016; Smit, 2017). Het belangrijkste verschil is dat bij de drinkwater-systematiek rekening gehouden wordt met 20% blootstelling via het drinkwater en 80% via andere routes. De voorlopige drinkwater risicogrenzen is 0,15 µg/L, ongeveer 5x lager.

Tabel 4. Bodemfuncties en blootstellingsroutes voor humane blootstelling. De permeatie van HFPO-DA door drinkwaterleidingen wordt bij alle bodemfuncties meegerekend.

| Bodemfunctie | Blootstellingsroutes | | |
|--|---|---------------------------|-----------------------|
| | Gewasconsumptie uit tuin/perceel (% van de totale consumptie) | Grondingestie (mg ds/dag) | Inhalatie binnenlucht |
| Wonen met tuin (standaard functie Interventiewaarde) | 10% | kind: 100 volw. 50 | Ja |
| Moestuin, volkstuin | 100% groente 50% aardappel | kind: 100 volw. 50 | Ja |
| Plaatsen waar kinderen spelen | Geen | kind: 100 volw. 50 | Ja |
| Groen met natuurwaarden | Geen | kind 20 volw 10 | Nee |
| Landbouw | 10% | kind: 100 volw. 50 | Nee |
| Natuur | Geen | kind 20 volw 10 | Nee |
| Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie | Geen | kind 20 volw 10 | Ja |

Tabel 5. Humane risicogrenzen voor verschillende bodemfuncties, voor het direct gebruik van grondwater als drinkwater en voor het MTR grondwater (voor toelichting zie tekst).

| Bodemfunctie-specifieke risicogrenzen (humaan) | Humane risicogrens grond ($\mu\text{g}/\text{kg ds}$) | Humane risicogrens grondwater ($\mu\text{g}/\text{L}$) |
|---|---|--|
| Wonen met tuin (CSOIL) | 97* | 102 |
| Moestuin en volkstuin | 8 | n.v.t. |
| Plaatsen waar kinderen spelen | 22600 | n.v.t. |
| groen met natuurwaarden | 25000 | n.v.t. |
| Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie | 25000 | n.v.t. |
| Landbouw | 97 | n.v.t. |
| Natuur | 25000 | n.v.t. |

| | |
|---|---------|
| Direct gebruik grondwater als drinkwater | 0,66** |
| Drinkwater $\text{MTR}_{\text{GW, DW}}$ (WHO methodiek) | 0,15*** |

* berekening conform afleiding Interventiewaarde grond;

** berekening conform afleiding Interventiewaarde grondwater (gebaseerd op levenslange consumptie van 2 liter ongezuiverd grondwater per dag).

*** berekening conform methodiek voor drinkwaternormering (WHO; Janssen, 2016; Smit, 2017)

4 Ecotoxicologische risicogrenzen

Om risicogrenzen voor het ecosysteem af te leiden is een literatuuronderzoek uitgevoerd (Bijlage 3). Eerder bleek namelijk dat er onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om waterkwaliteitsnormen af te leiden voor HFPO-DA (Smit, 2017) omdat in de literatuur te weinig betrouwbare gegevens over bioaccumulatie van HFPO-DA werden gevonden. Verbruggen et al. (2017) en Lijzen et al. (2018) hebben voor PFOA wel voldoende literatuurgegevens verzameld. Verbruggen et al. (2017) heeft daarmee waterkwaliteitsnormen afgeleid en Lijzen et al. (2018) risicogrenzen voor grond op basis van directe toxiciteit voor bodemorganismen, voor grondwater op basis van directe toxiciteit voor aquatische organismen en voor doorvergiftiging (indirecte toxiciteit). Uit deze rapporten bleek dat voor PFOA de directe ecotoxiciteit relatief laag is en indirecte toxiciteit relatief hoog.

In bijlage 3 wordt een overzicht gegeven van de beschikbare literatuurgegevens over stofgedrag en effecten van HFPO-DA. De afleiding van ecotoxicologische risicogrenzen voor grond en grondwater is beschreven in bijlage 4. Dit is gedaan voor directe- en indirecte (doorvergiftiging) toxiciteit.

4.1 Directe ecotoxiciteit

De aquatische toxiciteitsgegevens werden al gepubliceerd door Smit (2017) en Beekman et al. (2016). Aanvullende gegevens uit de oorspronkelijke rapporten geven geen aanleiding om eerdere conclusies aan te passen. De directe ecotoxiciteit van HFPO-DA op bodemorganismen kon niet worden bepaald door gebrek aan gegevens. Wel bleek dat directe toxiciteit van HFPO-DA in grondwater voor aquatische organismen beperkt is met een $MTR_{grw, eco}$ van 4,2 $\mu\text{g/L}$, en een $ER_{grw, eco}$ van 15780 $\mu\text{g/L}$.

4.2 Doorvergiftiging (indirecte ecotoxiciteit)

Het afleiden van ecotoxicologische risicogrenzen voor doorvergiftiging via regenwormen en planten was alleen mogelijk door biomagnificatiegegevens van PFOA te gebruiken. Het is bekend dat PFOA een langere verblijftijd heeft dan HFPO-DA in proefdieren, en de berekende ecotoxicologische risicogrenzen voor indirecte toxiciteit voor HFPO-DA moeten dan ook gezien worden als worst-case. De laagste waarden werden verkregen in de plant voedselketen met een indicatieve MTR_{eco} voor HFPO-DA voor grond van 3,02 $\mu\text{g/kg ds}$ en het indicatieve ER wordt 964 $\mu\text{g/kg ds}$.

Zonder de additionele biomagnificatiestap in de voedselketen, zullen de afgeleide waarden voor doorvergiftiging een factor 3,2 hoger zijn (energie genormaliseerde BMF waarde is 3,2). In dit geval is de beschouwde voedselketen korter (bodem – plant – vogel/zoogdier) en hebben de hogere predatoren in de voedselketen geen hogere blootstelling aan HFPO-DA

Om gedegen waarden af te leiden is informatie nodig over het biomagnificatiepotentieel van HFPO-DA in regenwormen, en

biomagnificatiegegevens in voedselketens. Geconcludeerd wordt dat doorvergiftiging een kritisch route kan zijn bij de vaststelling van risicogrenzen.

Tabel 6. Beleidsmatig vastgestelde eindpunten (+ en -) en gevoeligheid van ecosystemen voor bodemverontreiniging (NOBO, 2008) en de bijpassende risicogrenzen voor HFPO-DA ($\mu\text{g}/\text{kg ds}$).

| | directe ecotox / doorvergiftiging | Beschermings- niveau | directe ecotox | Doorver- giftiging |
|--|--------------------------------------|---------------------------------|-------------------|-----------------------|
| Wonen met tuin | + - | Middenniveau n.v.t. | ND* | n.v.t. |
| Plaatsen waar kinderen spelen | + - | Middenniveau- HC50 n.v.t. | ND* | n.v.t. |
| Moestuin en volkstuin | + - | Middenniveau n.v.t. | ND* | n.v.t. |
| Groen met natuurwaarden | + + | Middenniveau Middenniveau | ND* | 54 |
| Ander groen, be- bouwning, infra- structuur, en industrie | + + | HC50 HC50-n.v.t. | ND* | 964 n.v.t. |
| Landbouw | + + | Middenniveau Middenniveau | ND* | 54 |
| Natuur | + + | AW** ; HC5 AW** ; HC5 | ND* | 3 (HC5) |

* Door gebrek aan gegevens over directe ecotoxiciteit is dit niet afgeleid, maar waarschijnlijk is deze niet bepalend voor de laagste waarde

** AW (Achtergrondwaarde 2000) is nog niet bekend. Het zou op basis van de beschikbare gegevens in Van Poll (2018) de bepalingsgrens (3x de aantoonbaarheidsgrens) kunnen zijn: 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg ds}$. Bij ontbreken van een Achtergrondwaarde kan de HC5 worden toegepast

5 Integratie van de risicogrenzen

5.1 Risicogrenzen voor de functie 'Wonen met tuin'

De risicogrenzen voor grond zijn opgenomen in Tabel 7. De humane risico's in het standaard scenario 'wonen met tuin' worden beoordeeld aan de hand van alle mogelijke blootstellingsroutes op het niveau van het maximaal toelaatbaar risico (MTR). De ecotoxicologische risico's worden beoordeeld aan de hand van ernstige effecten als gevolg van directe ecotoxiciteit van HFPO-DA. Voor de afleiding van directe ecotoxiciteit op HC50- of middenniveau waren geen gegevens beschikbaar. Voor de afleiding van geïntegreerde risicogrenzen voor Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen, en Moestuin en volkstuin is dit geen probleem omdat wordt ingeschat dat directe ecotoxiciteit niet bepalend is voor de hoogte van de risicogrenzen. Ook Smit (2017) komt met de conclusie dat HFPO-DA weinig direct toxisch is voor aquatische organismen. De risicogrens voor humane toxiciteit van HFPO-DA in dit scenario is 97 µg/kg ds. De risicogrens voor directe ecotoxiciteit op het niveau van het ER is waarschijnlijk hoger. De laagste van de twee risicogrenzen kan beschouwd worden als de eerste onderbouwing voor een indicatief niveau van ernstige verontreiniging (INEV) voor HFPO-DA, afgerond 100 µg/kg ds.

5.2 Risicogrenzen grondwater

In Tabel 7 zijn de risicogrenzen voor grondwater opgenomen voor de mens op basis van de methodiek voor afleiding van Interventiewaarden grond en grondwater. Voor ecotoxiciteit kon geen risicogrens worden afgeleid, vanwege een gebrek aan gegevens. Van de twee overgebleven elementen wordt de laagste risicogrens gebruikt als voorstel voor de integratie. Op basis van de afgeleide risicogrenzen in Paragraaf 3.3 is de risicogrens voor het direct gebruik van grondwater als drinkwater het meest kritisch met een waarde voor HFPO-DA van 0,66 µg/L. Het ontbreken van een risicogrens voor directe ecotoxiciteit heeft geen invloed te hebben op de risicogrens voor grondwater. Voor PFOA was directe ecotoxiciteit geen bepalende factor voor de afleiding van een ad hoc Interventiewaarde (Lijzen et al., 2018) en HFPO-DA wordt ook beoordeeld als weinig direct toxisch voor aquatische organismen (Smit, 2017).

De voorlopige risicogrens HFPO-DA drinkwater op basis van de WHO methodiek werd eerder afgeleid (Janssen, 2016; Smit, 2017) en is 0,15 µg/L.

5.3 Bodemtypecorrectie

Normen voor grond worden gecorrigeerd voor het bodemtype. Deze 'bodemtypecorrectie' is ontwikkeld om bij de beoordeling rekening te houden met de natuurlijke achtergrondgehalten (metalen; ecotoxicologische risico's) of te corrigeren voor biobeschikbaarheid (organische stoffen). Voor organische stoffen is de correctie daarom alleen gebaseerd op organisch stofgehalte. Uit publicaties over het gedrag van PFOA blijkt dat de mobiliteit en biobeschikbaarheid naast het organisch stofgehalte ook afhankelijk is van (type) lutum en pH. Van HFPO-DA is bekend dat deze stof nog minder binding dan PFOA vertoont aan matrix-

componenten, zoals organische stof en actieve kool. Bovendien is HFPO-DA zeer mobiel door de hoge wateroplosbaarheid, en het anion als dominante verschijningsvorm. Vanwege deze kenmerken wordt geadviseerd om af te zien van een bodemtypecorrectie voor HFPO-DA. Ook voor PFOA wordt geadviseerd om geen bodemtypecorrectie toe te passen (Lijzen et al., 2018).

5.4 Bodemfunctie-specifieke risicogrenzen

5.4.1

Overzicht risicogrenzen

In hoofdstuk 3 en 4 zijn humane en ecotoxicologische risicogrenzen afgeleid. In paragraaf 5.4.2. wordt ingegaan op de diverse bodemfunctiespecifieke risicogrenzen voor grond en in paragraaf 5.4.3. op grondwater. In Tabel 7 zijn voor het overzicht alle afgeleide risicogrenzen uit de hoofdstukken 3 en 4 opgenomen. De in deze paragraaf gepresenteerde risicogrenzen voor grond zijn afgeleid volgens de methodiek voor het afleiden van Maximale Waarden zoals beschreven in Dirven-Van Breemen et al. (2007). In deze methodiek zijn scenario's

Tabel 7: Voorlopige risicogrenzen grond en grondwater voor HFPO-DA (voor grond in $\mu\text{g}/\text{kg ds}$; voor grondwater in $\mu\text{g}/\text{L}$), voor verschillende bodemfuncties. Vetgedrukte risicogrenzen kunnen onderbouwend zijn aan de INEV (Indicatief Niveau voor Ernstige Verontreiniging).

| | Risico-grens humaan | Risicogrens ecotoxicolo- gie | laagste waarde | Risico- grens grond | Risico- grens grond- water |
|--|------------------------|------------------------------------|-------------------|---------------------------|-------------------------------------|
| Wonen met tuin | 97 | ND* | 97 | 100 | 102 |
| Plaatsen waar kinderen spelen | 22600 | ND* | 22600 | 23000 | n.v.t. |
| Moestuin en volkstuin | 8 | ND* | 8 | 8 | n.v.t. |
| Groen met natuurwaarden | 25000 | 54 | 54 | 54 | 55 |
| Ander groen, bebouwing, infrastructuur, en industrie | 25000 | 964 | 964 | 960 | 710 |
| Landbouw | 97 | 54 | 54 | 54 | 55 |
| Natuur | 25000 | 3** | 3 | 3 | n.v.t. |

| | |
|---|-------------------------|
| Direct gebruik grondwater als drinkwater | 0,66[#] |
| Drinkwater MTR _{GW,DW} (WHO methodiek) | 0,15 ^{##} |

* Door gebrek aan gegevens over directe ecotoxiciteit is dit niet afgeleid, maar waarschijnlijk niet bepalend voor de laagste waarde.

** Dit is de HC5 waarde; AW (Achtergrondwaarde) is nog niet bekend, maar kan gebaseerd worden op de bepalingsgrens: gelijk aan 3x de aantoonbaarheidsgrens op basis van de meetgegevens in Van Poll (2018) 0,1 $\mu\text{g}/\text{kg ds}$.

Risicogrens gebaseerd op levenslange consumptie van 2 L/dag ongezuiverd grondwater als drinkwater, zonder andere blootstelling.

Risicogrens gebaseerd op de WHO systematiek voor afleiding van drinkwaternormen (Janssen, 2016; Smit, 2017; 20% van de totale blootstelling via drinkwater).

voor de humane blootstelling gebruikt die bij de verschillende bodemfuncties passen. Voor de ecotoxicologische risico's zijn risicogrenzen afgeleid voor doorvergiftiging en voor directe toxiciteit in grondwater op basis van gegevens over aquatische organismen.

5.4.2 *Integratie tot bodemfunctie-specifieke risicogrenzen*

In de methodiek van de afleiding van Maximale Waarden (Dirven-Van Breemen et al., 2007) worden humane risicogrenzen afgeleid voor verschillende blootstellingsroutes en ecotoxicologische risicogrenzen voor twee blootstellingsroutes en de verschillende gevoeligheden van het ecosysteem (middenniveau en het ER-niveau, HC50, voor directe en indirecte ecotoxiciteit).

In Tabel 7 zijn bodemfunctie-specifieke risicogrenzen afgeleid voor de volgende scenario's: 'Wonen met tuin' (het standaardscenario), 'Moestuin en volkstuin', 'Plaatsen waar kinderen spelen', 'Groen met natuurwaarden', 'Overig groen, bebouwing, infrastructuur en industrie', 'Landbouw' en 'Natuur'.

De risicogrens voor 'Moestuin en volkstuin' heeft een waarde van 8 µg/kg ds, die verklaard wordt door de consumptie van moestuin-gewassen en de hoge opname van HFPO-DA door gewassen. De BCF van HFPO-DA is meer dan een factor 10 hoger dan voor PFOA.

De risicogrenswaarde voor 'Natuur' heeft een waarde van 3 µg/kg ds, die verklaard wordt door voedselinname van in de planten opgenomen HFPO-DA.

5.5 **Specifieke risicogrenzen grondwater**

Voor grondwater kunnen afhankelijk van de huidige of toekomstige functie ambities voor een goede kwaliteit worden gesteld. Hierbij zouden ook de verspreiding van stoffen of toekomstige onttrekkingen beschouwd kunnen worden.

Drie elementen daarbij zijn:

- Maximaal toelaatbaar risiconiveau voor (oppervlakte)water (MTReco, water). Dit is de risicogrens die geldt in het oppervlaktewater. Deze kan ook voor het (ondiepe grondwater van belang zijn als het oppervlaktewater wordt gevoed (of wordt beïnvloed) door grondwater. Dit hangt sterk af van de lokale geohydrologische situatie. Voor de afleiding van een MTReco ontbreken de benodigde gegevens (Smit, 2017).
- De Risicogrens voor drinkwater op basis van de WHO-methode (MTRgw dw) leverde een waarde op van 0,15 µg/L (Smit, 2017; Janssen, 2016). Wanneer het grondwater in het grondwaterpakket zit dat toelevert aan een grondwaterwinning of het grondwater mogelijk in de toekomst gebruikt moet kunnen worden voor drinkwater, dan is het van belang deze risicogrens te gebruiken. Ook wanneer er lokale winningen zijn van bedrijven of particulieren kan op basis van deze kwaliteitswaarde worden besloten of de kwaliteit verbeterd moet worden of dat er tot gebruiksbepalingen wordt besloten.
- Risicogrens grondwater op basis van het direct consumeren van 2L grondwater als drinkwater per dag. Dit levert volgens het model CSOIL een waarde op van 0,66 µg/L; ongeveer 5x hoger dan de drinkwaternorm.

Risicogrenzen voor het grondwater voor de verschillende bodemfuncties werden berekend met het model CSOIL op basis van evenwichtspartitie in standaardgrond met 10% organische stof. Deze waarden zijn vermeld in Tabel 7. Bij deze waarden is geen rekening gehouden met de consumptie van grondwater als drinkwater. Doorvergiftiging is soms een kritisch aspect voor deze risicogrenzen.

5.6 Uitloogwaarde grond verspreiding naar grondwater

Aangezien HFPO-DA een mobiele stof is, zal deze zich verspreiden van de bodem naar grondwater en oppervlaktewater. Dit gedrag kan worden meegewogen bij het bepalen van een kwaliteitswaarde voor grond met HFPO-DA. Immers, bij hergebruik van grond kan de verontreiniging zich naar andere bodemlagen verplaatsen, en het grondwaterlichaam verontreinigen.

Voor bodembeheer kan het daarom beleidsmatig van belang worden gevonden dat uitloging van grond of toegepaste grond niet leidt tot een toename in het grondwater. De berekende concentraties in grond zijn gebaseerd op evenwichtspartitie tussen grondwater en de bodem waarbij de norm voor grondwater gelijk is gesteld aan de risico's voor het gebruik van grondwater als drinkwater. De risicogrenzen zijn volgens een 'worst-case' benadering afgeleid omdat geen rekening gehouden is met verdunning (zie Tabel 8).

Tabel 8. Uitloogwaarden grond voor grondwater op basis van evenwichtspartitie (voor toelichting zie tekst).

| Uitloging/verspreiding naar grondwater | Scenario/waarde | µg/kg ds |
|--|--|----------|
| Uitloging naar grondwater | Uitloging vanuit grond naar grondwater met drinkwaternorm via evenwichtspartitie (0,15 µg/L) | 0,14 |
| Uitloging naar grondwater | Uitloging vanuit grond naar grondwater met '2L/dag grondwater als drinkwater' via evenwichtspartitie (0,66 µg/L) | 0,63 |

6 Discussie en conclusies

In deze rapportage zijn risicogrenzen voor HFPO-DA afgeleid voor grond en grondwater op basis van risico's voor de mens en het ecosysteem. Risicogrenzen kunnen de onderbouwing vormen van normen voor bodem- en grondwaterverontreiniging. Daarmee kunnen overheden en bevoegd gezag invulling geven aan de te realiseren bodemfuncties, het bodembeheer, beslissingen over grondverzet en sanering.

Vanwege het gebrek aan voldoende en betrouwbare gegevens over HFPO-DA beschouwen we de hier gepubliceerde risicogrenzen als 'voorlopig'. Hier vloeit voort (NOBO, 2008) dat deze onderbouwing tot een INEV (Indicatief Niveau voor Ernstige Verontreiniging) leidt in plaats van een voorstel voor een Interventiewaarde. De status van INEV is niet gelijk aan de status van de Interventiewaarde. Over- of onderschrijding van de INEV heeft derhalve niet direct consequenties voor wat betreft het nemen van een beslissing over de ernst van de verontreiniging door het bevoegd gezag. Het bevoegd gezag dient daarom naast de indicatieve niveaus ook andere overwegingen te betrekken bij de beslissing of er sprake is van ernstige verontreiniging (Circulaire bodemsanering, 2013).

De risicogrenzen zijn afgeleid volgens de in Nederland geldende methodiek voor de afleiding van Interventiewaarden en Maximale waarden bodemkwaliteit. De beschikbare gegevens voor de inschatting ecotoxicologische risico's en de gehalten in plant en grond waren in onvoldoende mate beschikbaar. Er is daarom gemotiveerd en onderbouwd gebruik gemaakt van alternatieve methoden en validiteit controles, bijvoorbeeld:

- door gebruik te maken van een beperkte set gegevens over plant- en grondgehalten van de stoffen PFOA en HFPO-DA in moestuinen rond Chemours te Dordrecht,
- voorspellingen te baseren op de overeenkomsten tussen HFPO-DA en PFOA, zowel voor wat betreft het stofgedrag als de te verwachten toxiciteit, en
- berekeningen aan HFPO-DA te spiegelen aan berekeningen voor PFOA, waar veel meer literatuurgegevens van beschikbaar zijn.
- door het benutten van de uitgebreidere kennis die over PFOA beschikbaar is.
- de plant- en grondgehalten, inclusief de BCFs te vergelijken met plant- en grondgehalten van een onderzoek elders in Nederland (ongepubliceerd).

Omdat beide stoffen zich waarschijnlijk op een vergelijkbare wijze in het milieu gedragen, en directe ecotoxiciteit voor beide stoffen gering is, is een vergelijking van de afleiding van risicogrenzen voor HFPO-DA met die van PFOA verdedigbaar. Vanwege de onzekerheden die in de diverse aspecten van de risicobeoordeling optreden, waaronder de doorwerking van keuzes die samenhangen met waarnemingen onder de bepalingsgrenzen, worden de hier afgeleide risicogrenzen als 'voorlopig' gekarakteriseerd, hangende nieuwe onderzoeksgegevens over HFPO-DA.

Uit deze studie volgt een risicogrens voor het standaard scenario 'Wonen met tuin' van afgerond 100 µg HFPO-DA/kg ds grond (tevens voorstel voor een INEV; Indicatief Niveau Ernstige Verontreiniging, cf. Interventiewaarde), en voor grondwater een waarde voor HFPO-DA van 0,66 µg/L.

De risicogrens voor grond is gebaseerd op het humane risico in het standaard scenario wonen met tuin, met de veronderstelling dat de ecotoxicologische risicogrens waarschijnlijk niet kritisch is. De waarde voor grondwater wordt bepaald door het criterium van directe consumptie van 2 liter ongezuiverd grondwater als drinkwater levenslang, zonder blootstelling aan andere bronnen.

De kanttekeningen bij de voorlopige risicogrenzen voor HFPO-DA ter onderbouwing van normen zijn, met betrekking tot:

1. Transport en gedrag

De fysisch-chemische eigenschappen van HFPO-DA, en daarmee het gedrag, de mobiliteit en het lot van deze stof in het bodemwatersysteem verschilt aanzienlijk van het gedrag van de meeste stoffen waarvoor bodemnormen zijn afgeleid in het kader van de Wet bodembescherming. Een bijzondere eigenschap van HFPO-DA (en ook PFOA) is dat het een zeer mobiele organische stof is met amfifiele kenmerken. Het huidige normenstelsel is nog niet adequaat toegerust om voor deze stoffen het optimale handelingskader te ontwikkelen, met waarborgen voor de bescherming van mens en ecosysteem. Bovendien stelt het huidige instrumentarium minder hoge eisen aan het beheer van historische verontreiniging dan aan nieuwe stoffen. Het is daarom raadzaam de daarmee samenhangende onzekerheden mee te nemen in een consequentieanalyse en te bezien hoe het bestaande instrumentarium verbeterd kan worden. Het handelingskader voor PFAS (RIVM, in ontwikkeling) kan hier een rol bij spelen.

2. De plantopname

De hoogte van de humane risicogrenzen voor grond in het scenario 'Wonen met tuin' en 'Moestuin en volkstuin' wordt bepaald door de blootstellingsroute via de consumptie van gewassen uit de (eigen) tuin. De daarvoor beschikbare gegevens over plantopname voldoen niet aan de voorwaarden voor de afleiding van humane risicogrenzen volgens de standaard methodiek. De beschikbare gegevens betreffen een groot aantal metingen rond of onder de bepalingsgrens. Omdat het concentratiebereik erg klein is, is in feite het toepassingsbereik van de risicogrens ook klein. Voor toepassing bij hoge concentraties (rond de risicogrens) moet er sterk worden geëxtrapoleerd buiten het domein van de dataset. Verder is de berekening gevoelig voor de keuze die wordt gedaan m.b.t. niet of niet-volledig gekwantificeerde plantgehalten. Dit betekent een grote onzekerheid in de veronderstelde plantopname en de berekende blootstelling. Geadviseerd wordt om onderzoek te doen naar de opname van HFPO-DA in planten bij concentraties rond de risicogrens.

3. Mobiliteit en beoordelingskader

De mobiliteit van PFOA en naar verwachting ook van HFPO-DA is

hoog. Voor de risicobeoordeling en ter bescherming van het grondwater zijn (t.b.v. besluit Bodemkwaliteit) alleen risico-onderbouwde Maximale waarden en Interventiewaarden vastgesteld voor stoffen die als relatief immobiel worden beschouwd (NOBO, 2008). Het beleidsmatig uitgangspunt voor de afleiding van Maximale waarden voor mobiele en/of vluchtige stoffen is tot op heden:

- Maximale waarde wonen = Achtergrondwaarde (AW)
- Maximale waarde industrie = AW of SW2
- Maximale waarde landbouw en natuur = AW of HC5
- AW = AW2000 (95P van niet antropogeen beïnvloede bodems) of bepalingsgrens (=3x de aantoonbaarheidsgrens).
Zie ook punt 6 hieronder.

De beoordeling van mobiele stoffen is primair gericht op het voorkomen van verspreiding van de verontreiniging naar het grondwater. Daardoor wordt voor mobiele stoffen een strenger toetscriterium gehanteerd dan voor immobiele stoffen.

4. *Uitloging en bescherming grondwater bij grondverzet of stort*

Indien er vanuit de praktijk behoefte is voor risico-onderbouwde Maximale waarden, dan wel er sprake is van stort of grondverzet, dan wordt geadviseerd om onderzoek te doen naar de mate van uitloging en de belasting van het grondwater.

5. *Bodemtypecorrectie*

Interventiewaarden en Maximale waarden (normen) worden gecorrigeerd voor bodemtype. Voor organische stoffen is de correctie o.b.v. organisch stofgehalte. Uit publicaties over het gedrag van PFAS blijkt dat de mobiliteit en biobeschikbaarheid naast het organisch stofgehalte ook afhankelijk is van (type) lutum en pH. Het is mogelijk dat dit ook geldt voor HFPO-DA. Omdat HFPO-DA zeer mobiel is en vanwege de onzekerheden wordt geadviseerd om voorlopig af te zien van een bodemtypecorrectie.

6. *Achtergrondwaarden*

De achtergrondwaarden hebben een functie bij de vaststelling van Maximale waarden landbouw en natuur en om vast te stellen of er sprake is van een verontreiniging. Voor HFPO-DA is geen achtergrondwaarde bekend; het is een door de mens gemaakte verbinding, die pas onlangs in het milieu is gebracht. Volgens de beleidsmatige randvoorwaarden van het besluit Bodemkwaliteit wordt, bij het ontbreken van een Achtergrondwaarde, de Achtergrondwaarde gelijk gesteld aan drie keer de aantoonbaarheidsgrens. Op basis van de aantoonbaarheidsgrenzen in Van Poll (2018) kan een voorstel worden gedaan voor een 'Achtergrondwaarde' voor HFPO-DA van 0,1 µg/kg ds grond.

7. *LAC waarden en drinkwaternormen*

Bescherming van de landbouwproductie wordt overwegend in andere kaders dan vanuit de Wbb geregeld (Warenwet, veevoedernormen). LAC waarden dienen als kennisbron om de risico's voor de landbouwproductie te beoordelen waarbij de voedselveiligheid het richtinggevend eindpunt is. LAC waarden hebben geen juridische status maar wellicht kunnen er op termijn LAC waarden worden afgeleid ter ondersteuning van het

bodemkwaliteitsbeheer voor landbouwpercelen.
Drinkwaternormen zijn bedoeld om de drinkwaterkwaliteit te waarborgen; er is een richtwaarde voor HFPO-DA van 0,15 µg/L.

Voor verschillende bodemfuncties zijn humane risicogrenzen afgeleid voor HFPO-DA. Vooral de risicogrens voor de bodemfunctie 'Moestuin en volkstuin' valt op door de lage waarde van 8 µg/kg ds. De hoge accumulatie van HFPO-DA in moestuingewassen (minimaal een factor 10 hoger dan bij PFOA) resulteert in hoge BCF en hoge humane blootstelling bij consumptie van moestuingewassen. Hierbij is opgemerkt dat de BCFs zijn berekend op basis van slechts één set gegevens van tien moestuinen rond Chemours te Dordrecht (Mengelers et al., 2018; Van Poll, 2018), waardoor de betrouwbaarheid niet goed valt in te schatten.

Bij gebrek aan andere gegevens zijn deze toch gebruikt voor de afleiding van de risicogrenzen. We hebben bovendien de uitkomsten van de berekeningen kunnen spiegelen aan twee controles:

- 1) De BCFs voor PFOA die met dezelfde set gegevens afgeleid konden worden, kwamen goed overeen met relatief betrouwbare literatuurgegevens in Lijzen et al. (2018).
- 2) Een vergelijking met onafhankelijke gegevens van moestuinen elders in Nederland liet zien dat de orde grootte van de gehalten in grond, de plantgehalten en de BCFs vergelijkbaar was, voor HFPO-DA maximaal een factor twee verschil, en voor PFOA maximaal een factor zes verschil.

Beide bevindingen geven aan dat de gegevens van het moestuinenonderzoek in Dordrecht (Mengelers et al., 2018; Van Poll, 2018) richtinggevend kunnen zijn voor een berekening van voorlopige BCFs en de afleiding van voorlopige risicogrenzen.

De risicogrenzen voor directe ecotoxiciteit konden niet worden afgeleid, doordat ook na een nieuwe literatuuractualisatie onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om directe toxiciteit van HFPO-DA te bepalen. Omdat de directe ecotoxiciteit van HFPO-DA, net als die van PFOA relatief laag lijkt te zijn, is de verwachting dat de ecotoxicologische risicogrenzen voor directe ecotoxiciteit niet normstellend zijn voor de INEV: de humane risicogrens is bepalend. Dit geldt voor bodemfuncties waarbij alleen directe ecotoxiciteit van belang is (Wonen met tuin; Plaatsen waar kinderen spelen; Moestuin en volkstuin). Voor bodemfuncties waarbij doorvergiftiging in het ecosysteem een rol speelt (Natuur; Landbouw; Groen met natuurwaarden; Overig groen, bebouwing, infrastructuur en industrie) is doorvergiftiging bepalend voor de hoogte van de INEV.

Geadviseerd wordt om:

1. aanvullend onderzoek in te stellen naar de toxische effecten van HFPO-DA op de mens en het ecosysteem en de wijze waarop blootstelling plaatsvindt, en parallel hieraan,
2. een discussie te starten hoe de huidige kaders voor aanpak en beheer van verontreiniging met zeer mobiele organische stoffen zoals PFOA en HFPO-DA (perfluorkoolwaterstoffen) verbeterd kunnen worden.

Dankwoord

De auteurs van dit rapport bedanken Julie Ng-A-Tham voor de coördinatie van het project en haar waardevolle bijdragen aan dit rapport. Joke Herremans, Theo Vermeire en Theo Traas worden bedankt voor de collegiale opmerkingen bij de conceptversie van dit rapport. De auteurs zijn ook Tessa Pancras van Arcadis dank verschuldigd in verband met het aanleveren van gegevens over PFOA en GenX in grond- en plantenmonsters.

Referenties

- Beekman M, Zweers P, Muller A, De Vries W, Janssen P, Zeilmaker M (2016) Evaluation of substances used in the GenX technology by Chemours, Dordrecht. Letter report 2016-0174. RIVM, Bilthoven.
- Bloxham P A (2007a) Certificate of Analysis: H-28307. Newark, Delaware, USA, E. I. DuPont de Nemours and Company, DuPont Haskell Laboratories: pp. 1.
- Bloxham P A (2007b) Certificate of Analysis: H-28308. Newark, Delaware, USA, E. I. DuPont de Nemours and Company, DuPont Haskell Laboratories: pp. 1.
- Bloxham P A (2008) Estimation of the Adsorption Coefficient (Koc) of HFPO Dimer Acid Ammonium Salt on Soil and Sludge. Newark, Delaware, USA, E. I. DuPont de Nemours and Company, DuPont Haskell Laboratories: pp. 11.
- Brand E, Otte PF, Lijzen JPA (2007) CSOIL 2000 een blootstellingsmodel voor humane risicobeoordeling van bodemverontreiniging. Een modelbeschrijving. Rapport 711701054. RIVM, Bilthoven
- Butenhoff JL, Kennedy Jr GL, Hinderliter PM, Lieder P H, Jung R, Hansen K J, Gorma GS, Nokers PE, Thomford PJ (2004) Pharmacokinetics of perfluorooctanoate in cynomolgus monkeys. *Toxicological Sciences*, 82(2), 394-406.
- Circulaire bodemsanering (2013) Staatscourant 2013 nr. 16675 27 juni 2013. <http://wetten.overheid.nl/BWBR0033592/2013-07-01>
- Craig L (2013) H-28548: Combined chronic toxicity/oncogenicity study 2-year oral gavage study in rats. Report: DuPont-18405-1238. E.I. du Pont de Nemours and Company, Wilmington, Delaware, U.S.A.
- Cui Q, Pan Y, Zhang H, Sheng N, Wang J, Guo Y, Dai J (2018) Occurrence and Tissue Distribution of Novel Perfluoroether Carboxylic and Sulfonic Acids and Legacy Per/Polyfluoroalkyl Substances in Black-Spotted Frog (*Pelophylax nigromaculatus*). *Environmental Science and Technology*, 52(3), 982-990.
- Dirven-Van Breemen EM, Lijzen JPA, Otte PF, Van Vlaardingen PLA, Spijker J, Verbruggen EMJ, Swartjes FA, Groenenberg JE, Rutgers M (2007) Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid. Rapport 711701053. RIVM, Bilthoven.
- ECHA (2018a) dissemination site: <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/2679> (accessed on 4 June 2018)
- ECHA (2018b). Guidance on the Biocidal Products Regulation: Volume IV: Environment - Part A: Information Requirements. Version 1.2 May 2018. Helsinki, Finland: European Chemicals Agency.
- Edwards TL (2010a) An Oral (Gavage) Reproduction/Developmental Toxicity Screening Study of H-28548 in Mice. Report: DuPont-18405-1037. E.I. du Pont de Nemours and Company, Wilmington, Delaware, U.S.A.
- Edwards TL (2010b) An oral (gavage) prenatal developmental toxicity study of H-28548 in rats. Report: DuPont-18405-841. E.I. du Pont de Nemours and Company, Wilmington, Delaware, U.S.A.
- Episuite (2016) EPI Suite™ version 4.11 (November, 2012). <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/download-epi-suitetm-estimation-program-interface-v411>

- Gannon SA, Fasano WJ, Mawn MP, Nabb DL, Buck RC, Buxton LW, Jepson GW, Frame SR (2016) Absorption, distribution, metabolism, excretion, and kinetics of 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoic acid ammonium salt following a single dose in rat, mouse, and cynomolgus monkey. *Toxicology* 340: 1-9.
- Gebbink W A, Van Asseldonk L, Van Leeuwen SPJ (2017) Presence of Emerging Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in River and Drinking Water near a Fluorochemical Production Plant in the Netherlands. *Environmental Science and Technology*, 51(19): 11057-11065.
- Hage K, Pancras T, Vis R (2018). Aanwezigheid van PFAS in Nederland. Deelrapport A, PFAS in grondwater en oppervlaktewater, DDT219-1/18-005.258.
- Hartig P et al. (2018) GenX (FRD-902), Ammonium (2,3,3,3-Tetrafluoro-2-Heptafluoropropoxy)Propanoate) Does Not Display Estrogenic (Anti)androgenic or Glucocorticoid-Like Activity In Vitro, Whereas In Utero Exposure Induces Dose-Related Maternal and Fetal Rat Liver PPAR Pathway Gene Expression without Affecting Fetal Testis Testosterone Production. 2018 Late-breaking abstract Submissions. Society of Toxicology – 57th Annual meeting and Toxexpo ® San Antonio March 11-15, 2018. Abstract nr. 3630.
- Heydebreck F (2017) Per- and Polyfluoroalkyl Substances in the Environment - Shifting toward Fluorinated Alternatives? , Universität Hamburg, Hamburg, Germany.
- Heydebreck F, Tang J, Xie Z, Ebinghaus R (2015) Alternative and Legacy Perfluoroalkyl Substances: Differences between European and Chinese River/Estuary Systems. *Environmental Science and Technology*, 49(14), 8386-8395. doi: 10.1021/acs.est.5b01648
- Hoke RA, Ferrell BD, Sloman TL, Buck RC, Buxton LW (2016) Aquatic hazard, bioaccumulation and screening risk assessment for ammonium 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)-propanoate. *Chemosphere* 149: 336-342.
- Janssen P (2016) Derivation of a lifetime drinking-water guideline for 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoic acid (FRD-902). Advies van 17 november 2016 aan Jelka Appelman, Ministerie van IenM. Project nummer M/300007/16/PF. Bilthoven, Nederland, RIVM.
- Joeress H, Ebinghaus, AC (2018) Occurrence and distribution of legacy per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) and fluorinated alternatives in coastal waters of the German North and Baltic Seas. Paper presented at the SETAC Europe 28th Annual Meeting, 13-17 May 2018. Rome, Italy.
- Kawashima S (2009) Ready Biodegradability Test of FRD903. Yokohama, Japan, Mitsubishi Chemical Medicine Corporation: pp. 31.
- Kobayashi H (2009) Bioconcentration Study of FRD903 with Carp. Yokohama, Japan, Mitsubishi Chemical Medicine Corporation: pp. 113.
- Lijzen JPA, Baars AJ, Otte PF, Rikken MGJ, Swartjes FA, Verbruggen EMJ, Van Wezel AP (2001) Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. Report 711701023. RIVM, Bilthoven.

- Lijzen JPA, Wassenaar PNH, Smit CE, Posthuma CJAM, Brand E, Swartjes FA, Verbruggen EMJ, Versteegh JFM (2018) Risicogrenzen PFOA voor grond en grondwater. Uitwerking voor generiek en gebiedsspecifiek beleid (herziene versie) Briefrapport 2018-0060, RIVM, Bilthoven.
- Lili S (2010a). Report for acute toxicity to fish of FRD902 (static test). Nanjing, Jiangsu, China, Key Lab. of Pesticide Environmental Assessment and Pollution Control, MEP: pp. 22.
- Lili S (2010b). Report for acute toxicity to fish of FRD903 (static test). Nanjing, Jiangsu, China, Key Lab. of Pesticide Environmental Assessment and Pollution Control, MEP: pp. 22.
- Lili S (2010c). Report for inherent biodegradation of FRD902. Nanjing, Jiangsu, China, Key Lab. of Pesticide Environmental Assessment and Pollution Control, MEP: pp. 10.
- Lili S (2010d). Report for inherent biodegradation of FRD903. Nanjing, Jiangsu, China, Key Lab. of Pesticide Environmental Assessment and Pollution Control, MEP: pp. 10.
- Meerkerk MA, Van der Schans ML (2017) De troepassing van leidingmaterialen in met organische stoffen verontreinigde bodem; permeatie. PCD 5:2017. KWR.
- Mengelers MJB, Te Biesebeek JD, Schipper M, Slob W, Boon PE (2018) Risicobeoordeling van GenX en PFOA in moestuingewassen in Dordrecht, Papendrecht en Sliedrecht. Briefrapport 2018-0017. RIVM, Bilthoven.
- Mingoia R, M. M., Nabb D (2007) In Vitro Trout Hepatocyte Bioaccumulation Screen. Whippany, NJ, USA, Haskell laboratory discovery toxicology group: pp. 2.
- Moermond CTA, Verbruggen EMJ, Smit CE (2010) Environmental risk limits for PFOS. A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive. Rapport 601714013, RIVM, Bilthoven.
- Murrell BS, Nixon WB (2008) Determination of the dissociation constant and uv-vis absorption spectra of H-28307. Easton, Maryland, USA, Wildlife International, Ltd.: pp. 44.
- Nixon WB, Lezotte FJ (2008a). Determination of the dissociation constant of H-28308. Easton, Maryland, USA, Wildlife International, Ltd.: pp. 27.
- Nixon WB, Lezotte FJ (2008b) Determination of the water solubility and vapor pressure of H-28307. Easton, Maryland, USA, Wildlife International, Ltd.: pp. 44.
- Nixon WB, Lezotte FJ (2008c) Determination of the water solubility and vapor pressure of H-28308. Easton, Maryland, USA, Wildlife International, Ltd.: pp. 47.
- NOBO (2008) Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling, onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Ministerie van VROM, publicatie 8395. https://www.bodemplus.nl/publish/pages/91751/rapportage_nobo_normstelling_en_bodemkwaliteitsbeoordeling_24_263999.pdf
- OECD (2001) Guideline for the testing of chemicals: Estimation of the Adsorption Coefficient (Koc) on Soil and on Sewage Sludge using High Performance Liquid Chromatography (HPLC).

- OECD (2001) Test No. 121: Estimation of the Adsorption Coefficient (Koc) on Soil and on Sewage Sludge using High Performance Liquid Chromatography (HPLC), OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 1, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264069909-en>.
- Olsen GW, Burris JM, Ehresman DJ, Froelich JW, Seacat AM, Butenhoff JL, Zobel L R (2007) Half-life of serum elimination of perfluorooctanesulfonate, perfluorohexanesulfonate, and perfluorooctanoate in retired fluorochemical production workers. *Environmental Health Perspectives*, 115(9): 1298-1305.
- Otte PF, Van der Schans ML, Meerkerk MA, Swartjes FA (2016) Permeatie van contaminanten vanuit grondwater door polyethyleen-drinkwaterleidingen: Methodiek voor de beoordeling van risico's voor de drinkwaterkwaliteit. Rapport 2016-0107. RIVM, Bilthoven.
- Pan Y, Zhang H, Cui Q, Sheng N, Yeung LWY, Guo Y, Sun Y, Dai J (2017) First Report on the Occurrence and Bioaccumulation of Hexafluoropropylene Oxide Trimer Acid: An Emerging Concern. *Environmental Science and Technology*, 51(17): 9553-9560.
- Pan Y, Zhang H, Cui Q, Sheng N, Yeung LWY, Sun Y, Guo Y, Dai J (2018) Worldwide Distribution of Novel Perfluoroether Carboxylic and Sulfonic Acids in Surface Water. *Environmental Science and Technology* 52 (14): 7621-7629.
- Regeling bodemkwaliteit (2007) Regeling bodemkwaliteit van 13 december 2007, nr. DJZ2007124397, houdende regels voor de uitvoering van de kwaliteit van de bodem. Geraadpleegd: <https://wetten.overheid.nl/BWBR0023085/2018-11-30>.
- Richards AC et al. (2018) GenX inhibits P-glycoprotein and breast cancer resistance protein at the blood-brain-barrier. 2018 Late-breaking abstract Submissions. Society of Toxicology – 57th Annual meeting and Toxexpo ® San Antonio March 11-15, 2018. Abstract nr. 3478.
- RIVM (2015) Guidance for the derivation of environmental risk limits. On-line versie beschikbaar via http://www.rivm.nl/rvs/Normen/Milieu/Milieukwaliteitsnormen/Handleiding_normafleiding.
- RIVM (2017) Derivation of a lifetime drinking-water guideline for 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoic acid (FRD-903) – Revised version January 2017. Unpublished memo RIVM to Ministry of I&W.
- Rijs KJ, Bogers RP (2017) PFOA and possible health effects: A review of scientific literature. Report 2017-0086. RIVM, Bilthoven.
- RIVM (2018) Memo: advies voor beoordeling GenX in oppervlaktewater. 16 maart 2018.
- Roelandse A, Timmer H, Kolpa R., Nauta A., Knibbe WJ (2017) Het effect van de industriële lozing van Chemours op de aanwezigheid van FRD-903 in oevergrondwater. Rapport Oasen, Gouda, pp. 60
- Rushing BR, Hu Q, Franklin JN, McMahan RL, Dagnino S, Higgins CP, Strynar MJ, DeWitt JC (2017) Evaluation of the immunomodulatory effects of 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)-propanoate in C57BL/6 mice. *Toxicological Sciences*, 156 (1): 179-189.
- Sheng N, Cui R, Wang J, Guo Y, Wang J, Dai J (2018a) Cytotoxicity of novel fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl substances to human liver cell line and their binding capacity to human liver fatty acid binding protein. *Archives of Toxicology* 92 (1): 359-369.

- Sheng N, Pan Y, Guo Y, Sun Y, Dai J (2018b) Hepatotoxic Effects of Hexafluoropropylene Oxide Trimer Acid (HFPO-TA), A Novel Perfluorooctanoic Acid (PFOA) Alternative, on Mice. *Environmental Science and Technology* 52(14): 8005-8015.
- Siegemund G., Schwertfeger W., Feiring A., Smart B., Behr F., Vogel H., and McKusick B. (2000). Fluorine Compounds, Organic. In: *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*, WileyVCH Verlag GmbH & Co, KGaA, ISBN: 9783527306732
- Sinning DJ (2008a) Physical and Chemical Characteristics of FRD-902: State of the Substance, Melting/Freezing Point, Boiling Point, Relative Density, Surface Tension, Flash Point, Auto-Ignition Temperature and Viscosity. Whippany, NJ, USA, Case Consulting Laboratories, Inc.: pp. 14.
- Sinning DJ (2008b). Physical and Chemical Characteristics of FRD-903: State of the Substance, Melting/Freezing Point, Boiling Point, Relative Density, Surface Tension, Flash Point, Auto-Ignition Temperature and Viscosity. Whippany, NJ, USA, Case Consulting Laboratories, Inc.: pp. 14.
- Smit CCE (2017) Onderzoek naar indicatieve waterkwaliteitsnormen voor stoffen in de GenX-technologie. Briefrapport 2017-0045. RIVM, Bilthoven.
- Strynar M, Dagnino S, McMahan R, Liang S, Lindstrom A, Andersen E, McMillan L, Thurman M, Ferrer I, Ball C (2015) Identification of Novel Perfluoroalkyl Ether Carboxylic Acids (PFECAs) and Sulfonic Acids (PFESAs) in Natural Waters Using Accurate Mass Time-of-Flight Mass Spectrometry (TOFMS) *Environmental Science and Technology* 49(19): 11622-11630.
- Sun M, Arevalo E, Strynar M, Lindstrom A, Richardson M, Kearns B, Pickett A, Smith C, Knappe DRU (2016) Legacy and Emerging Perfluoroalkyl Substances Are Important Drinking Water Contaminants in the Cape Fear River Watershed of North Carolina. *Environmental Science and Technology Letters* 3(12): 415-419.
- Tatum-Gibbs K, Wambaugh JF, Das KP, Zehr RD, Strynar MJ, Lindstrom AB, Delinsky A, Lau C (2011) Comparative pharmacokinetics of perfluorononanoic acid in rat and mouse. *Toxicology* 281(1-3): 48-55.
- Temple DL, Martin KH, Beavers JB, Jaber M (2010) H-28548: A reproduction study with the northern bobwhite quail (*Colinus virginianus*). Report: DuPont-18405-338. E.I. du Pont de Nemours and Company, Wilmington, Delaware, U.S.A.
- Trapp S, Matthies M (1995) Generic one-compartment model for uptake of organic chemicals by foliar vegetation. *Environmental Science and Technology* 29(9): 2333-2338.
- US EPA (2016a) Drinking water health advisory for perfluorooctanoic acid (PFOA). Washington, USA. US Environmental Protection Agency Office of Water. Report 822-R-16-005.
- US EPA (2016b) Health Effects Support Document for Perfluorooctanoic Acid (PFOA). Washington, USA. United States Environmental Protection Agency Office of Water. Report EPA 822-R-16-003.
- Van Bentum E, Pancras T, Slenders H, Van der Enden B (2017) Luchtdepositie onderzoek PFOA en HFPO-DA (GenX) Dordrecht en omgeving. Onderzoek naar de invloed van luchtemissies op de kwaliteit van grond en grondwater, ECP 012017 / 20DDT221-1.17.

- Van Bentum E, Pancras T, Slenders H, Van der Linden P (2018) Verkennend onderzoek naar PFOA en GenX in het milieu in Helmond: Onderzoek naar het voorkomen van PFAS in grond, grondwater, waterbodem en oppervlaktewater. Kenmerk: C05044.000267.0200/083692045, Expertisecentrum PFAS.
- Van den Berg R (1997) Verantwoording van gegevens en procedures voor de 1e tranche interventiewaarden: van RIM-rapporten naar de Notitie interventiewaarden bodemsanering. Rapport 715810012. RIVM, Bilthoven.
- Van der Schans ML, Otte PF, Swartjes FA, Meerkerk MA (2016) Permeatie van contaminanten vanuit grondwater door polyethyleen drinkwaterleidingen. Ontwikkeling permeatiemodel en onderbouwing risicogrenzen. Rapport 2016.056, KWR, Nieuwegein.
- Van Hoven RL, Nixon WB (2008) H-28308: an evaluation of hydrolysis as a function of pH. Easton, Maryland, USA, Wildlife International, Ltd.: pp. 46.
- Van Poll R (2018) GenX en PFOA in grond en irrigatiewater in moestuinen rondom DuPont Chemours, fase twee van het 'moestuinonderzoek' Bijlage bij brief 160/2018 DMG/BL/RVP, RIVM, Bilthoven.
- Van Vlaardingen PLA, Verbruggen EMJ (2007) Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of "International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands" (INS). Rapport 601782001. RIVM, Bilthoven.
- Vavala RF, Berte WR (2008) H-28397: activated sludge respiration inhibition test (OECD 209). Wilmington, Delaware, USA, DuPont Haskell Global Centers for Health & Environmental Sciences: pp. 25
- Vavala RF, Berte WR (2009) H-28397: assessment of ready biodegradability by the CO₂ evolution test. Newark, DE, USA, DuPont Haskell Global Centers for Health & Environmental Sciences Central Research & Development: pp. 31.
- Verbruggen EMJ (2014) New method for the derivation of risk limits for secondary poisoning. Letter report 2014-0097. RIVM, Bilthoven.
- Verbruggen EMJ, Wassenaar PNH, Smit CE (2017). Water quality standards for PFOA. A proposal in accordance with the methodology of the Water Framework Directive. Letter report 2017-0044. RIVM, Bilthoven.
- Versluijs CW, Otte PF (2001) Accumulatie van metalen in planten, een bijdrage aan de evaluatie van de interventiewaarden en locatiespecifieke risicobeoordeling van verontreinigde bodem. Rapport 711701024. RIVM, Bilthoven.
- Versteegh JFM, De Voogt P (2017) Risicoduiding en vóórkomen van FRD-903 in drinkwater en drinkwaterbronnen bij een selectie van drinkwaterwinningen in Nederland, Briefrapport 2017-0175. RIVM, Bilthoven.
- Wang J, Wang X, Sheng N, Zhou X, Cui R, Zhang H, Dai J (2017) RNA-sequencing analysis reveals the hepatotoxic mechanism of perfluoroalkyl alternatives, HFPO₂ and HFPO₄, following exposure in mice. *Journal of Applied Toxicology* 37(4): 436-444.
- 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. Locatie: DuPont/Chemours, Dordrecht, Nederland. Rapport 2016-0049. RIVM, Bilthoven.

Bijlage 1 Lijst met afkortingen / abbreviations

| Abbreviations | Description |
|---|--|
| AA-QS _{fw} | Annual average environmental quality standard for freshwater |
| AW | Achtergrondwaarde |
| BAF | Bioaccumulation factor – field determined substance concentration ratio of organism to water, for the aquatic compartment generally used without subscript |
| BCF | Bioconcentratiefactor voor kwantificering van de bodem-plantrelatie |
| BMF | Biomagnification factor – substance concentration ratio of predator to prey |
| dw | Dry weight, drooggewicht |
| ds | Droge stof |
| EC _x , EC ₁₀ , EC ₅₀ | Effect concentration exerting x% effect , 10% effect of 50% effect |
| ER _{grw, eco} | Ernstig risico niveau voor directe toxiciteit in grondwater |
| fw | Versgewicht (plant) |
| HC5 | Hazardous concentration for 5% of the species represented in a species sensitivity distribution |
| HC50 | Hazardous concentration for 50% of the species; geometric mean of log normally distributed toxicity data |
| LBMD _x | The lower 95% confidence interval of the benchmark dose associated with a x% effect |
| LC _x | Concentration that causes x% lethality |
| LOAEL | Lowest observed adverse effect level |
| LOEC | Lowest observed effect concentration |
| MPC (or MTR) | Maximum permissible concentration |
| MPC soil, eco | Maximum permissible concentration for soil based on direct ecotoxicity |
| MPC grw, eco | Maximum permissible concentration for groundwater based on direct ecotoxicity |
| MPC grw, dw | Maximum permissible concentration for groundwater expressed in dry weight |
| MPC soil, secpois | Maximum permissible concentration for soil based on secondary poisoning |
| NOAEL | No observed adverse effect level |
| NOEC | No observed effect concentration |
| SRC (or ER) | Serious risk concentration |
| SRC soil | Serious risk concentration for soil |
| SRC grw, eco | Serious risk concentration for groundwater based on direct ecotoxicity |
| SRC soil, secpois | Serious risk concentration for soil based on secondary poisoning |
| TDI | Tolerable Daily Intake |
| vg | versgewicht |
| wwt | wet weight |

* Voor meer details zie:

http://www.rivm.nl/rvs/Normen/Milieu/Milieukwaliteitsnormen/Handleiding_normafleiding

en meer afkortingen:

<http://www.rivm.nl/rvs/dsresource?type=pdf&disposition=inline&objectid=rivmp:294016&versionid=&subobjectname>

Bijlage 2: Update of the tentative oral TDI for GenX (FRD-902/FRD-903)

1. Introduction

The name GenX is used to denote two substances with code names FRD-902 and FRD-903 respectively:

- FRD-902 is ammonium-2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)-propanoate, CAS no. 62037-80-3;
- FRD-903 is 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoic acid, CAS no. 13252-13-6.

FRD-902 is used as a processing aid in the production of Teflon PTFE and Teflon FEP at the chemical plant of the Chemours Company in Dordrecht. FRD-903 is used for producing FRD-902 (by mixing FRD-903 with ammonium hydroxide solution). During the production process at the Teflon PTFE and Teflon FEP plants, FRD-903 is emitted to air and both FRD-902 and FRD-903 are emitted to surface water. All available toxicological studies were performed with FRD-902. Read-across of the toxicological properties of FRD-902 to FRD-903 is considered justified (RIVM 2016a).

Beekman et al. (2016) carried out a risk assessment for exposure to FRD-902/903 via air of the population living in the vicinity of the Chemours plant in Dordrecht. In this risk assessment a tentative limit value was established of 73 ng/m³ for general population exposure to FRD-902/903 via air. Subsequently a drinking-water limit was calculated for FRD-902/903 (RIVM, 2017). This limit was based on a tentative oral TDI (Tolerable Daily Intake) of 21 ng/kg bw/day, which was derived using the same toxicity data set as used for the tentative limit value for air. These values were tagged as 'tentative' because of an important data gap for FRD-902/903, i.e. the lack of data on bioaccumulation in humans. In the derivation of these tentative values an extra factor was applied for possible bioaccumulation of FRD-902/903 in humans using PFOA-data on bioaccumulation.

Below an update of the derivation of the tentative TDI for FRD-902/903 is presented. This update is warranted because:

- new toxicological data have become available since the derivation of the tentative oral TDI;
- in a new scientific opinion, soon to be published by EFSA, more strict HBGVs are proposed for PFOA and PFOS, the two most studied representatives of the group of PFAS to which FRD-902/903 also belongs.

Based on this information the tentative TDI is reviewed (section 3).

2. New studies for FRD-902/903

For the evaluation of FRD-902/903 by Beekman et al. (2016) the data from the ECHA registration dossier of that point in time were used. For the current update this database was checked for any additional data that might be available. This proved not to be the case. In addition a

scan of the scientific literature was done using [search terms in SCOPUS and PubMed: GenX; FRD-902; FRD-903; 62037-80-3; 13252-13-6, HFPO]. This yielded a limited number of new studies which are summarized below.

Rushing et al. (2017) studied the immune effects of FRD-903 in a subacute study in mice. Groups of 12 (6 m, 6 f) mice (C57BL/6) were given oral doses of 0, 1, 10 or 100 mg/kg bw/day via gavage for 28 days. Two replicates of this study were done, temporized 8 weeks apart. In one replicate of the study serum concentrations of FRD-903 were measured after 1, 5, 14 and 28 days. At day 24 all mice (both replicates) were immunized using SRBC (sheep red blood cells). SRBC-specific IgM antibody titers were determined in serum at test end (T-cell antibody response, TDAR). Splenic lymphocyte subpopulations were analyzed at test end. One day after the final gavage dose the animals were killed and the weights of thymus, spleen and liver were determined. Livers were analyzed for peroxisome proliferation (peroxisomal fatty acid oxidation, hepatic acyl CoA oxidase). Results: Relative liver weights were increased at 10 and 100 mg/kg bw/day (both sexes) and liver peroxisome proliferation (measurement of hepatic acyl CoA oxidase) was found at 10 and 100 mg/kg (males) or at 100 mg/kg only (females). A suppression of TDAR was found at 100 mg/kg (females only). T-lymphocyte numbers were increased (B-lymphocytes unchanged) at 100 mg/kg (males only). No effect on spleen weight was found in males but in females absolute and relative spleen weights were decreased at 100 mg/kg. The NOAEL for immunotoxicity in this study was 10 mg/kg bw/day (LOAEL 100 mg/kg bw/day). The authors conclude that FRD-903 shows a weaker immunotoxic response in this test system than does PFOA (Rushing et al. 2017). According to US-EPA (2016) the same research group found an oral NOAEL in mice for PFOA of 1.88 mg/kg bw/day and a LOAEL of 3.75 mg/kg bw/day for decrease in IgM, IgG and decreased spleen weight.

A US-EPA research group (Hartig et al., 2018) reports an abstract with preliminary results of ongoing research to determine the in vitro hormone receptor activity of FRD-903 and to determine its potential in vivo (rats) for developmental and reproductive toxicity. In the in vitro test FRD-903 showed no estrogenic, anti-estrogenic, androgenic, anti-androgenic or glucocorticoid-like activity.

In rats developmental toxicity was studied by administering oral dose levels 0, 1, 3, 10, 30, 62.5, 125, 250 of 500 mg/kg bw/day on gestation days 14-18. Maternal effects: reduced growth at ≥ 250 mg/kg, increased liver weight at ≥ 30 mg/kg, increased mRNA for PPAR- α specific genes in the liver (NOAEL/BMDL to be determined). Fetal effects: no effect on viability and body weight, increased mRNA for PPAR- α specific genes in liver at ≥ 3 mg/kg. A further pilot study on developmental effects uses a 1-generation screening protocol with a single dose of 125 mg/kg bw. This study still was ongoing at the time of the report. Up to then no effect had been found on postnatal growth and viability and reproductive indices. As a sequel to this pilot study a multi-dose study is planned (Hartig et al., 2018).

A Chinese research group (Wang et al., 2017) carried out an oral 28-days study in mice focused on the induction of liver effects by two test chemicals, i.e. FRD-903 (which is the dimer of hexafluoropropylene-oxide, HFPO) and the tetramer of HFPO. A single dose level of 1 mg/kg bw/day was tested for both compounds in groups of 12 male mice. Liver weights were increased in both groups, most markedly so in the tetramer group. ALT was increased in the tetramer group only. Liver histopathology showed damage in both groups (hepatocellular hypertrophy, lipid droplet accumulation, swollen hepatocytes, and nuclei, steatosis, karyolysis) with the tetramer showing a more severe response that included focal cell necrosis, infiltration of inflammatory cells and vacuolar degeneration. High throughput RNA-sequence data from liver tissues were generated to study the mechanism of the liver damage. In the dimer and tetramer groups 146 and 1295 transcripts, respectively, were changed, with lipid metabolism associated genes being dominant. Many genes of the PPAR-pathway were induced and fatty acid oxidation is thus enhanced by the dimer of HFPO and the tetramer of HFPO, similarly as this has been demonstrated for other PFAS and PFOA. The authors suggest that the fact that the effect by the tetramer was larger than that for the dimer, endorses the notion that PFAS chain length is an important variable for their hepatotoxicity (Wang et al., 2017). A NOAEL/BMDL was not derived in this study.

An NIEHS research group (Richards et al., 2018) reports an abstract of an ex vivo neurotoxicity study for FRD-902 using rat brain capillaries. The effect on the blood brain barrier (BBB) was examined by measuring the effect at FRD-902 test concentrations of 1, 10, 100 1000 nM on three well-established efflux transporters (P-gp, BCRP, MRP2). A concentration-related decrease in P-gp and BCRP activity was found, an effect which may reduce the protective function of the BBB. The authors state that future studies will investigate the mechanism underlying the decreased P-gp and BCRP transporter activity following in vivo exposure and the disposition and pharmacokinetics of FRD-902 at environmentally relevant doses (Richards et al., 2018).

Sheng et al. (2018a) studied the in vitro cytotoxicity of FRD-903 (=acid dimer of HFPO), the acid trimer of HFPO and the acid tetramer of HFPO in human liver HL-7702 cell line and compared the results with those for PFOA and PFOS. In addition the binding mode and affinity to human liver fatty acid binding protein (hL-FABP) was determined for each of these test compounds. The acid trimer and tetramer of HFPO showed greater cytotoxicity compared to PFOA and PFOS (no result presented for the acid dimer). Binding affinity to hL-FABP was lower than that for PFOS and PFOA for the acid dimer of HFPO, higher than PFOA (and equal to PFOS) for the acid trimer of HFPO and higher than both PFOS and PFOA for the acid tetramer of HFPO. The binding to hL-FABP in a 15-Å gorge was predicted with molecular docking, indicating that the HFPO-derived chemicals had greater binding activity. According to the study authors their results suggest that the oxygen atom inserted in the molecule and the longer chain length are variables linked with a stronger effect on hepatic fatty acid metabolism (Sheng et al., 2018).

Further findings for one of the structural analogues of FRD-902/903, i.e. the trimer acid of HFPO are reported by Pan et al. (2017) and Sheng et

al. (2018b). Pan et al. (2017) reported the presence HFPO-TA (=the acid trimer of HFPO) in surface water, in fish and in humans living in the vicinity of a fluoropolymer production plant in Huantai County, China. The discharge to water of HFPO-TA at the plant was estimated to be 4.6 t/year, accounting for 22% of the total PFAS discharge of the plant in question. The surface water downstream maximum concentration was 68500 ng/L, the median in fish was 1510 ng/mL and the median in residents was 2.93 ng/mL (Pan et al., 2017). Subsequently Sheng et al. (2018b) carried out a subacute toxicity study in mice with HFPO-TA with oral dose levels of 0, 0.02, 0.1 and 0.5 mg/kg bw/day. HFPO-TA levels were measured in serum and liver, liver histopathology was done and liver gene expression was studied, including the expression of genes involved in carcinogenesis. Compared to the PFOA results in mice as previously reported, the results obtained for HFPO-TA show higher bioaccumulation potential in this species and more serious hepatotoxicity, the study-authors conclude (Sheng et al., 2018b).

3. Evaluation: update of the tentative TDI

The new toxicological data for FRD-902/903 as summarized above do not change the conclusions as drawn by Beekman et al. (2016). The dataset as used in the 2016 evaluation for FRD-902/903 consisted of a number of animal studies carried out according to OECD guidelines, i.e. subacute and semichronic oral toxicity studies in rats and mice, an oral developmental toxicity study in rats, genotoxicity studies in vitro and in vivo, an oral reproduction toxicity study in mice and a chronic oral toxicity/carcinogenicity study in rats. From these data an overall oral NOAEL of 0.1 mg /kg bw/day was selected, taken from the chronic oral study in rats based on increased serum A/G-ratio as the critical effect (LOAEL 1.0 mg/kg bw/day). None of the new studies as summarized above show adverse effects at dose levels below the previously selected NOAEL of 0.1 mg/kg bw/day. Thus the conclusions as drawn by Beekman et al. (2016) can be maintained. The new study of Rushing et al. (2017) confirms the conclusion that, relative to PFOA it appears that FRD-902/903 has a shorter serum half-life and more rapid excretion in experimental animals. However, in the continued absence of data on bioaccumulation of FRD-902/903 in humans, this does not lead to changes in the tentative TDI of 21 ng/kg bw/day as previously derived.

4. Overall conclusion

For FRD-902/903 no epidemiological data are available. For FRD-902/903 the HBGV is based on an animal toxicity data base as evaluated in RIVM (Beekman et al., 2016). As the present update has not revealed any new animal toxicity data that would lead to different conclusions, the tentative oral HBGV for FRD-902/903 is maintained at 21 ng/kg bw/day. This value retains the status 'tentative' because to fill the data gap for FRD-902/903 on bioaccumulation in humans an extra assessment factor was applied (based on data on bioaccumulation in humans and animals for PFOA).

Bijlage 3: HFPO-DA: Update of ecotoxicity data for HFPO-DA

1. Overview and description of search strategy

At environmentally relevant conditions (ambient temperature, neutral pH) HFPO-DA will be present in the anionic form. The environmental fate and toxicological properties of the ammonium salt and the acid will thus not differ, as they will be mediated by the anionic form of HFPO-DA (referred to as HFPO-DA in the remainder of this section).

The ammonium salt is registered under REACH and the physico-chemical properties have been disseminated on ECHA's public website. These data were previously reported in RIVM letter report 2016-0174

(Beekman et al., 2016). For the acid no data are available on ECHA's dissemination website as the substance is only pre-registered. Searching the US EPA Health & Environmental Research Online (HERO) database (https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/project/page/project_id/2627) yielded the original physico-chemical study reports for both substances, including the certificates of analysis where the tested substances were characterized (Bloxham, 2007a, 2007b). From the latter documents it can be deduced that the ammonium salt that is specified as "substance as put on the market" on ECHA's dissemination site has a purity of 86% with 14.58% water and 7.0 ppm PFOA, while the tested acid has a purity of 98% with 0.61 % water and 8.3 ppm PFOA. The Tables containing the physico-chemical properties of the ammonium salt and acid have been updated accordingly and can be found in the main part of the report (Chapter 2: Tables 2 and 3).

Scientific literature on HFPO-DA was searched using Scopus, Pubmed, GoogleScholar (search terms: GenX; FRD-902; FRD-903; 62037-80-3; 13252-13-6, HFPO, HFPO-DA), and via retrospective searching. Authors were contacted when additional information was required to evaluate the reliability of the data.

2. Environmental fate and behaviour

Adsorption

The adsorption of HFPO-DA to soil and sewage sludge has been estimated using the HPLC method (OECD TG 121). Test material was the ammonium salt, and the reported log K_{oc} values were 1.08 for soil, and 1.10 for sewage sludge (Bloxham, 2008). These values have been reported on ECHA dissemination site and indicate a low adsorption to soil and sludge. Previously (Beekman, 2016) noted that the surface active properties of HFPO-DA could increase the binding potential.

Substances with surface tension below 60 mN/m are considered surface active (ECHA, 2018b). The surface tension as determined according to OECD TG 115 using a 1 g/L solution, was 59.4 mN/m for the acid and 66.3 mN/m for the ammonium salt. Thus, HFPO-DA is not considered very surface active, and effect on binding is not expected.

The sorption behaviour of HFPO-DA to soil has recently been investigated using the batch equilibrium methodology. The respective study was conducted as part of a Master thesis at the University of Tübingen and has not been published (<https://uni-tuebingen.de/en/faculties/faculty-of-science/departments/geosciences/work-groups-contacts/angewandte-geowissenschaften/center-for-applied-geoscience->

[zag/umweltsystemanalyse/arbeitsgruppe/teaching/supervised-theses.html](#); accessed June 2018). Following personal communication with the supervisor P. Grathwohl (*personal communication*) an abstract was obtained. Four soils were tested that differ in organic carbon content and specific surface area. Tests were conducted with 8 g soil samples equilibrated by 30 mL of 0.01 mol/L CaCl₂ solution spiked with incremental concentrations of HFPO-DA. Test solutions were analysed by HPLC-MS/MS. Freundlich and linear sorption isotherms were derived. Adsorption of HFPO-DA appeared to be insignificant, and the authors concluded that no significant sorption of HFPO-DA occurred in any of the four soils. This study supports the low adsorption potential of HFPO-DA, but as the data were not available, the reliability could not be assessed and it is not used for conclusions.

Sun et al. (2016) studied the adsorption of PFASs to powdered activated carbon (PAC) and showed that HFPO-DA was more efficiently removed from drinking water by PAC adsorption (max 40% at 100 mg PAC/L) compared to perfluorobutanoic acid (PFBA; C4-PFCA), but less efficiently than perfluorohexanoic acid (PFHxA; C6-PFCA) and perfluoro butane sulfonate (PFBS; C4-PFSA). Other drinking water techniques, i.e. coagulation, ozonation, biofiltration, and disinfection, did not result in significant removal of HFPO-DA. Additional details can be found in the RMOA.

Considering the low adsorption to soil, sludge and powdered activated carbon, as well as the high water solubility of HFPO-DA, the substance can be considered as highly mobile.

Volatilisation

In the REACH registration dossier, a Henry's Law constant has been calculated for the ammonium salt amounting to 4.06×10^{-6} Pa·m³/mol, using the vapour pressure (1.17×10^{-2} Pa at 20°C) and water solubility (1.0×10^6 mg/L) of the dried substance. This value was also used in RIVM letter report 2016-0174 (Beekman et al., 2016). With regard to vapour pressure, substantial differences were observed for the HFPO-DA ammonium salt (solid: 1.17×10^{-2} Pa at 20°C; liquid: 2.91×10^3 Pa at 20°C) and acid (liquid: 3.06×10^2 Pa at 20°C). These differences can be explained by the presence of water in the liquid forms amounting to 14.6% and 0.61% for the ammonium salt and the acid, respectively, and which has a vapour pressure of 2.34×10^3 Pa at 20 °C (CRC Handbook of Chemistry and Physics, 99th edition). It is thus considered adequate to use the vapour pressure of the dried substance for Henry's Law constant calculations. Considering the low Henry law constant and the fact that HFPO-DA is present in the anionic form in the aquatic environment at environmentally relevant conditions, volatilisation from water is not expected to be a major route.

Degradation

Several degradation studies conducted with the ammonium salt are reported on ECHA's dissemination site, the result which have been reported by (Beekman et al., 2016). The ammonium salt was shown to be hydrolytically stable at pH 4, 7 and 9, with no degradation after 5 days at 50°C in a hydrolysis as a function of pH study according to OECD TG 111 (Van Hoven, 2008). In an OECD 301B study for ready

biodegradability 0% mineralization (CO₂ evolution) as well as 0% primary degradation was found after 28 days at a test concentration of 112.2-112.7 mg/L ammonium salt (88% pure; 13.3% water; 3.4 ppm PFOA) (Vavala et al., 2009). Similarly, in an OECD 302C study for inherent biodegradability conducted with the ammonium salt (86.9% pure), 0% degradation was found both on DOC removal as well as on analysis of parent substance (Lili, 2010c).

For the acid, new degradation data has been obtained from the US EPA HERO database, including a ready biodegradability study according to Japanese guideline for biodegradation of chemical substances by microorganisms (Yakushokuhatsu No. 1121002), which is similar to OECD TG 301C. Test substance (99.6% pure; 0.4% unknown impurities) concentration was 100 mg/L. Degradation after 28 days based on BOD, DOC, and residual test substance was reported to amount to 3%, 2% and 3%, respectively. Similarly, in an OECD 302C study for inherent biodegradability conducted with the acid (96% pure), 0% degradation was found based on BOD, while degradation based on residuals amounted to 0, 0.325 and 4.22% in the three replicates (Lili, 2010d).

Simulation degradation data are not available. For the ammonium salt two biodegradation screening studies are available in the REACH registration dossier. In an OECD TG 301B study for ready biodegradability 0% mineralization (CO₂ evolution) as well as 0% primary degradation was found after 28 days at a test concentration of 112.2-112.7 mg/L. Similarly, in an OECD TG 302C study for inherent biodegradability, 0% degradation was found both on DOC removal as well as on analysis of the parent compound. The lack of degradation in both studies is a strong indication of the very persistent nature of HFPO-DA, i.e. HFPO-DA is very water solubility and as such degradation is not expected to be hindered by a reduced bioavailability. These data are in line with the general accepted notion that perfluorinated substances are very persistent due to their chemical and thermal stable C-F bonds (Siegemund et al., 2000).

Bioaccumulation

Few data are available on the bioaccumulation potential for HFPO-DA.

Regarding bioaccumulation in aquatic species, a bioconcentration test conducted with the acid showed limited bioconcentration in carp. In this study, HFPO-DA was not detected in fish (<0.55 mg/kg), yielding BCF values of <30 and <3 L/kg for 0.2 and 0.02 mg HFPO-DA/L treatments, respectively (Hoke et al., 2016; Kobayashi, 2009). A memo report for an *in vitro* trout hepatocyte screening test was obtained from the US EPA HERO database (Mingoia, 2007). At a test concentration of 2 µM HFPO-DA ammonium salt no losses were observed during 4 h of exposure, suggesting bioaccumulation of HFPO-DA will not be affected by metabolism in fish. The RMOA on HFPO-DA summarizes a Chinese field study that reported for HFPO-DA an average BAF of 4.1 L/kg in common carp (based on muscle tissue) (Pan et al., 2017). It is noted that the bioaccumulation of HFPO-DA could have been influenced by the external water concentration of HFPO-DA, as was previously shown for PFOA (Verbruggen, 2017), as well as, by the external water concentrations of PFOA (23150 ng/L) and other PFAS that were much higher compared to

HFPO-DA (369 ng/L). A recent study by (Cui et al., 2018) that studied bioaccumulation of PFAS in black-spotted frogs in the same region could not derive a BAF for HFPO-DA, as it was not detected in the frogs (Cui, 2018; *personal communication*). However, frogs are mainly air-breathing organisms and are also not fully residential in water. Overall, there is uncertainty with regard to the bioaccumulation potential of HFPO-DA in aquatic species.

Regarding bioaccumulation in humans, the above discussed Chinese field study measured PFAS serum levels in 48 people, resident of the nearby city Huantai without an occupational exposure history. HFPO-DA was detected in 37% of the residents, with the median concentration being <LOD (<0.14 ng/mL), the geometric mean being 0.13 ng/mL and the 95% percentile being 1.72 ng/mL (Pan et al., 2017). The estimated daily dose of HFPO-DA via fish consumption was determined to be 0.43 ng/kg bw/d. The serum levels of the general population of Huantai were lower than the levels reported for Dutch employees of a fluorochemical production plant (Van den Berg, 2017). Of the 24 employees, 73% had detectable HFPO-DA levels with the median being 1.55 ng/mL (range <1 to 169 ng/mL). The RMOA concludes that it is not possible to derive a half-life for HFPO-DA in humans within a reasonable margin of certainty based on these two studies. Half-lives have been determined for HFPO-DA in mouse (4.6-37 hours), rat (0.2-89 hours) and monkeys (1.9-80 hours) (Gannon et al., 2016). However, as noted in the RMOA, extrapolation from mammalian test species to humans might not be straight forward for HFPO-DA in analogy to PFOA where half-lives in humans, i.e. 3.8 years (Olsen et al., 2007), were much longer than would be expected based on data from rodents and monkeys, i.e. 2-4 hours up to 17-19 days (Butenhoff et al., 2004; Tatum-Gibbs et al., 2011).

There are no studies that report on the bioconcentration of HFPO-DA in vegetables or plants. RIVM letter report 2018-0017 measured HFPO-DA and PFOA levels in garden vegetables in three Dutch towns in the close vicinity of a fluorochemical production plant (Mengelers et al., 2017). Samples representing leafy vegetables, root vegetables, and fruiting vegetables, were taken at 10 vegetable gardens within a radius of 4 kilometres from the plant. HFPO-DA and/or PFOA were detected in all vegetable gardens (but not all plants), except for the reference location (>50 km from plant). Six out of ten gardens contained one or more vegetables in which HFPO-DA was detected. HFPO-DA was found to be present in measurable quantities in 14% of the vegetables, with concentrations ranging 1.1 to 5.9 ng/g. At one location, less than 1 km north-east of the plant, the highest HFPO-DA concentrations were found in endive, beets, celery, lettuce, and tomatoes. Previously, it has been reported by (Beekman et al., 2016) that HFPO-DA concentrations in air in the nearest populated areas (along the dike at the other side of the river) of the fluorochemical production plant were around 15 (recorded emissions) to 20 ng/m³ (permitted emissions). This study did not report the soil concentrations of HFPO-DA, and consequently bioconcentration of HFPO-DA in vegetables or plants could not be determined. However, it appears that during the sampling campaign, surface water, ground-water and soil samples were taken. Once these measurements become available, it might be possible to calculate plant BCF values. While not directly usable for deriving plant BCF values, it is worth noting that a

study conducted in the vicinity of the same fluorochemical production plant measured soil and ground water HFPO-DA levels (Van Bentum, 2017). HFPO-DA was detected in all soil and groundwater samples in concentrations ranging 0.18 to 4.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ and 0.006 to 0.660 $\mu\text{g}/\text{L}$, respectively. Determining a plant BCF using the log Kow is not appropriate for HFPO-DA, as a reliable log Kow can not be derived due to the surface active properties of HFPO-DA, and the fact that at environmentally relevant pH values HFPO-DA is present in the anionic form.

3. Monitoring data

The RMOA on HFPO-DA presented an extensive overview of HFPO-DA monitoring data (up to July 2018), and summarized these data in two figures where for each monitoring location an indication of measured concentrations was given. These figures have been updated with more recent monitoring data (see below), including (Cui et al., 2018) and (Pan et al., 2018). Cui et al. (2018) determined the occurrence of 17 PFASs, including HFPO-DA, in agricultural fields in the period May to September 2016. The fields close to fluorochemical industries contained higher HFPO-DA concentrations, i.e. 47.8 and 410 ng/L in Changshu and Huantai, respectively, compared to those further away, i.e. 1.91 and 2.96 in Quzhou and Zhoushan, respectively. Pan et al. (2018) reported the findings of a global monitoring campaign that was performed between September and December 2016 (Figure 3.1) to determine the occurrence of 24 PFASs, including HFPO-DA, in surface waters from China (Yangtze River (n = 35), Yellow River (n = 15), Pearl River (n = 13), Huai River (n = 9), Liao River (n = 6), Chao Lake (n = 13) and Tai Lake (n = 15)), the United States (Delaware River (n = 12)), the United Kingdom (Thames River (n = 6), Sweden (Mälaren Lake (n = 10)), Germany (Rhine River (n = 14)), The Netherlands (Rhine River (n = 6)), and Korea (Han River (n = 6)). The HFPO-DA levels were reported as blank-subtracted levels, since HFPO-DA was detected in the extraction blanks (mean of 0.194 ng/L). The method detection limit was defined as the mean plus 3 times the standard deviation of the extraction blanks, and amounted for HFPO-DA to 0.38 ng/L. HFPO-DA was detected in 96% of all water samples. Mean levels of HFPO-DA ranged from 0.73 ng/L (Yangtze River) to 14 ng/L (Tai Lake). In the European water bodies, HFPO-DA was detected in all water samples above LOQ, with the levels ranging between 0.70 and 1.58 ng/L in the Thames River (mean of 1.12 ng/L), 0.59 and 1.98 ng/L for the Rhine River (mean of 0.99 ng/L), and 0.88 to 2.68 ng/L for the Mälaren Lake (mean of 1.47 ng/L), respectively. Pan et al. (2018) showed that in the studied rivers and lakes, among all detected PFASs, a considerable proportion (1.4–8.9%) was HFPO-DA.

Overall, it can be concluded that HFPO-DA is widely distributed via waterways from the point of emission. This observation is supported by monitoring data from the Netherlands, China and the USA where concentrations in surface water were studied in relation to a known industrial emission source (Gebink et al., 2017; Hage et al., 2018; Heydebreck et al., 2015; Heydebreck, 2017; Pan et al., 2017; Pan et al., 2018; Strynar et al., 2015; Sun et al., 2016; Van Bentum et al., 2017; Versteegh, 2017). However, HFPO-DA was also detected in surface water at locations that could not be explained by any known, local, emission source, e.g. river Thames (UK) and Mälaren Lake

(Sweden)(Pan et al., 2018). HFPO-DA was also detected in drinking water at locations downstream of a fluorochemical production plant (Gebbinck et al., 2017; Hage et al., 2018; Versteegh, 2017). Monitoring data suggest that HFPO-DA is transported by sea currents over very long distances reaching the North Sea, the Wadden Sea and the German Bight (Heydebreck et al., 2015; Heydebreck, 2017; Joerss and Ebinghaus, 2018). The available information suggests that HFPO-DA is even further transported over the North Sea to the Norwegian Sea and along the coast of Denmark to enter the Baltic Sea (Heydebreck, 2017). These observations for fresh water and for marine water suggest that HFPO-DA is mobile and persistent, and is subject to long-range transport over vast distances by water. Furthermore, it appears that traditional drinking water treatment using activated carbon does not remove HFPO-DA (Roelandse et al., 2017), nor do processes such as coagulation, ozonation, biofiltration, and disinfection (Sun et al., 2016).



Figure 3.1. Summary of monitoring data in Europe (left), USA (middle) and China (right).

4. Environmental effect data

Aquatic ecotoxicity data

In Smit (2017) an overview of aquatic ecotoxicity data is given for HFPO-DA ammonium salt (FRD-902). These data were retrieved from ECHA's dissemination site and from (Hoke et al., 2016) where the same REACH registration studies were published. Additionally, in this report the original study reports have been retrieved from the US EPA HERO database. Considering the already published study details, previous conclusions were not altered. In short, all data were based on mean measured test concentrations. Smit (2017) noted discrepancies with respect to reported endpoints for the algal growth inhibition study (72h-ErC50 of >106 and >107 mg/L, respectively) and the fish early life-stage (FELS) toxicity study (90d-NOEC of 1.08 and ≥ 8.89 mg/L, respectively). With regard to the FELS study, a significant effect was only observed on the endpoint "last day of hatching", which was day 23 in the three highest test concentrations and day 24 in the control treatment, yielding a NOEC of 1.08 mg/L. Hoke et al. (2016) did not consider this effects as biologically relevant, and as no other effects

were observed, reported a greater than NOEC for fish. Previously, Beekman et al. (2016) concluded based on these data that HFPO-DA ammonium salt is not acutely (LC/EC50 > 100 mg/L) nor chronically toxic (NOEC > 1 mg/L) to aquatic organisms.

In addition to the aquatic ecotoxicity data, there is also an activated sludge respiration inhibition study with HFPO-DA ammonium salt according to OECD TG 209 (Vavala et al., 2008). There was no inhibition at the highest test concentration of 1000 mg/L, and the EC50 can be expressed as >1000 mg/L.

Smit (2017) noted that there are no ecotoxicity data available for HFPO-DA acid, and assumed that that ecotoxicity of the ammonium salt and acid are comparable. In this report, an acute fish toxicity test conducted with the acid (96% pure) and according to OECD TG 203 was retrieved from the US EPA HERO database (Lili, 2010b). The study had a static design and consisted of a range finding (1, 10 and 100 mg/L) and a limit (150 mg/L) test. Validity criteria were met (dissolved oxygen levels ranged 93.6% to 98.1%, no mortality in control). Actual concentrations were measured, and were shown to remain within 80% of nominal. After 96 hours of exposure, no mortality or impaired behaviour was observed. The 96h-LC50 was reported as >150 mg/L (measured conc. >158 mg/L). For the ammonium salt (86.9% pure) also no effects were found in the same fish species and under equal testing conditions with the 96h-LC50 being >150 mg/L (measured conc. >145 mg/L) (Lili, 2010a). Thus, the acute fish toxicity data, are not contradictory with the assumption that the ammonium salt and acid exhibit similar ecotoxicity.

Table 3.1. Overview of acute and chronic ecotoxicity of HFPO-DA (ammonium salt and acid) to aquatic organisms.

| Taxon | Organism | Duration | Criterion | Value [mg/L] |
|----------------|--|----------|-----------|----------------|
| Acute | | | | |
| Algae | <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> * | 72 h | ErC50 | > 106 |
| Crustaceans | <i>Daphnia magna</i> * | 48 h | EC50 | > 102 |
| Fish | <i>Oncorhynchus mykiss</i> * | 96 h | LC50 | > 96.9 |
| | <i>Gobiocypris raris</i> * | 96 h | LC50 | > 145 |
| | <i>Gobiocypris raris</i> ** | 96 h | LC50 | > 158 |
| Chronic | | | | |
| Algae | <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> * | 72 h | NOErC | ≥ 106 |
| Crustaceans | <i>Daphnia magna</i> * | 21 d | NOEC | 4.17 |
| Fish | <i>Oncorhynchus mykiss</i> * | 90 d | NOEC | 1.08 ≥ 8.89 |

* HFPO-DA ammonium salt; ** HFPO-DA acid

Terrestrial ecotoxicity data

With regard to terrestrial ecotoxicity data, an avian reproduction test according to OECD TG 206 is available. The robust study summary has been published on ECHA's public dissemination site, while the original study report has been obtained from the US EPA HERA database

(Temple et al., 2010). Adult northern bobwhite quails (*Colinus virginianus*) were exposed for 5 months to HFPO-DA ammonium salt (84% pure) in the diet at 100, 500 and 1000 ppm. No treatment-related effects were observed with regard to mortality, toxicity, body weight, feed consumption, or reproductive performance parameters measured at any test concentration. The NOEC for northern bobwhite quail exposed to HFPO-DA ammonium salt in the diet during this study was 1000 ppm (equivalent to 84.5 mg/kg/day).

5. Conclusion Ecotoxicology

This literature update provides an overview of the available HFPO-DA environmental fate and effect data. The vast majority of these data were previously reported in the RIVM letter reports by Beekman et al. (2016) and Smit (2017). In the current report additional details are provided that have been obtained from the original study reports. Nonetheless, the previously drawn conclusions were not affected. In addition, new monitoring data has become available that shows that HFPO-DA is found on a global scale, in the vicinity of fluorochemical production plants, but also in surface water at locations that could not be explained by any known, local, emission source, as well as in marine water. Furthermore, HFPO-DA has been detected in fish and plants close to fluorochemical plants. Overall, the monitoring data suggest that HFPO-DA is mobile and persistent, and is subject to long range transport over vast distances by water.

Bijlage 4: Afleiding van ecotoxicologische risicogrenzen voor grond en grondwater

Ecotoxicologische risicogrenzen voor bodem op (ER)HC50 en MTR(HC5) niveau, directe toxiciteit

Het Ernstig Risiconiveau voor bodem (ER_{bodem}) is de concentratie waarbij voor 50% van de bodemorganismen een negatief effect door HFPO-DA door directe blootstelling niet is uit te sluiten. Het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR_{bodem}) is de concentratie HFPO-DA in bodem waar beneden geen negatief effect is te verwachten. De methodieken voor het afleiden van het ER_{bodem} en het MTR_{bodem} staan beschreven in Van Vlaardingen en Verbruggen (2007). Voor dit rapport is getracht om gegevens te verzamelen van experimenten waarin de effecten van HFPO-DA op bodemorganismen, micro-organismen en enzymatische activiteit zijn bepaald, maar die zijn niet gevonden. Hierdoor kunnen de ecotoxicologische risicogrenzen voor directe toxiciteit in grond niet afgeleid worden.

Ecotoxicologische risicogrenzen voor grondwater op (ER)HC50 en MTR(HC5) niveau, directe toxiciteit

Het Ernstig Risiconiveau voor grondwater ($ER_{\text{grw, eco}}$) is de concentratie waarbij voor 50% van de grondwaterorganismen een negatief effect door HFPO-DA door directe blootstelling niet is uit te sluiten. Het $ER_{\text{grw, eco}}$ wordt berekend als het geometrisch gemiddelde van de chronische data voor oppervlaktewater. Uitvoerigere beschrijving van de methodiek kan gevonden worden in de online handleiding voor het afleiden van milieurisicogrenzen (RIVM, 2015). Smit (2017) geeft een overzicht van gegevens voor aquatische ecotoxiciteit van HFPO-DA ammonium zout (Tabel 4.1). De gegevens werden verkregen van de ECHA website en van Hoke et al. (2016). Op basis van deze gegevens concludeerde Smit (2017), evenals Beekman et al. (2016) eerder al, dat HFPO-DA (ammonium zout, en aangenomen ook het zuur) relatief weinig giftig is voor waterorganismen, zowel acuut ($LC_{50}, EC_{50} > 100$ mg/L) als chronisch ($NOEC > 1$ mg/L). Ten behoeve van de literatuuractualisatie in dit rapport (Bijlage 3) werden de onderliggende rapporten geraadpleegd via de US-EPA HERO gegevensbank. De conclusies van Smit (2017) en Beekman et al. (2016) werden, alles in overweging nemende, niet aangepast.

Voor de berekening van het $ER_{\text{grw, eco}}$ zijn gegevens voor drie basissoorten beschikbaar. Voor twee basissoorten betreft dit alleen een hoger dan, gelijk aan waarde. Door deze te gebruiken wordt een worst-case $ER_{\text{grw, eco}}$ berekend. Bij algen zijn geen effecten gevonden bij de hoogste concentratie, wat een $NOEC$ van ≥ 106 mg/L oplevert. Voor de regenboogforel wordt in het REACH dossier een 90-daagse $NOEC$ van 1,08 mg/L gerapporteerd. Echter, deze is gebaseerd op het één dag later uitkomen van de visseneieren. Zoals aangegeven in Smit (2017) is dit eindpunt niet ernstig genoeg. Andere effecten zijn niet waargenomen, en dus wordt gerekend met een $NOEC$ van $\geq 8,89$ mg/L. Voor de watervlo is een $NOEC$ van 4,17 mg/L beschikbaar. Door het

geometrisch gemiddelde te nemen van de chronische NOECs wordt een $ER_{grw, eco}$ voor HFPO-DA van 15,8 mg/L berekend.

Het MTR voor grondwater is de concentratie HFPO-DA in grondwater waar beneden geen negatief effect is te verwachten, en wordt bepaald door de ecotoxicologische risicogrens ($MTR_{grw, eco}$) en de risicogrens voor drinkwaterwinning ($MTR_{grw, dw}$, zie sectie 3.3). De methode voor afleiding van het $MTR_{grw, eco}$ staat beschreven in Van Vlaardingen en Verbruggen (2007). Het $MTR_{grw, eco}$ wordt afgeleid op basis van de chronische milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater. Smit (2017) kon geen waterkwaliteitsnormen afleiden voor HFPO-DA door gebrek aan betrouwbare gegevens over de mate waarin HFPO-DA zich ophoopt in vissen. Echter, doordat de route doorvergiftiging niet relevant is voor grondwater, wordt voor het bepalen van de risicogrenzen voor grondwater alleen de route directe ecotoxiciteit meegenomen. De risico's voor mensen worden reeds afgedekt door de $MTR_{grw, dw}$. De relevante milieurisicogrens is in Smit (2017) aangeduid als 'i-JG-MKN_{eco}' (=indicatieve jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm voor langdurige blootstelling) en is afgeleid op basis van de NOEC voor de watervlo van 4,17 mg/L met een veiligheidsfactor van 100, om rekening te houden met de beperkte dataset en eventuele effecten na langdurige blootstelling. De i-JG-MKN_{eco} bedraagt 4,2 µg/L, deze waarde wordt gehanteerd als $MTR_{grw, eco}$.

Tabel 4.1. Overzicht van acute en chronische ecotoxiciteit voor HFPO-DA (ammonium zout en zuur) voor aquatische organismen (overgenomen uit Smit, 2017).

| Taxon | Organisme | Tijdsduur | Criterium | Waarde [mg/L] |
|------------------|--|-----------|-----------|----------------|
| Acuut | | | | |
| algen | <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> * | 72 h | ErC50 | > 106 |
| kreeftachtigen | <i>Daphnia magna</i> * | 48 h | EC50 | > 102 |
| vissen | <i>Oncorhynchus mykiss</i> * | 96 h | LC50 | > 96,9 |
| | <i>Gobiocypris raris</i> * | 96 h | LC50 | > 145 |
| | <i>Gobiocypris raris</i> ** | 96 h | LC50 | > 158 |
| Chronisch | | | | |
| algen | <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> * | 72 h | NOErC | ≥ 106 |
| kreeftachtigen | <i>Daphnia magna</i> * | 21 d | NOEC | 4,17 |
| vissen | <i>Oncorhynchus mykiss</i> * | 90 d | NOEC | 1,08 ≥ 8,89 |

* HFPO-DA ammonium zout; ** HFPO-DA zuur

Ecotoxicologische risicogrenzen doorvergiftiging (indirecte toxiciteit)

Om hogere organismen die leven van planten en/of regenwormen die aan HFPO-DA zijn blootgesteld te beschermen, worden risicogrenzen voor indirecte toxiciteit als gevolg van doorvergiftiging afgeleid. Deze risicogrenzen bieden bescherming aan de gehele voedselketen, inclusief predatoren die leven van vogels en/of zoogdieren die zich voeden met wormen of planten. De methode voor het afleiden van het MTR_{bodem} ,

doorvergiftiging en $ER_{\text{bodem, doorvergiftiging}}$ staat beschreven in Verbruggen (2014) en kenmerkt zich doordat bij de afleiding rekening wordt gehouden met de energiebehoefte en de daarbij horende voedselinname van organismen. De methodiek beslaat een viertal stappen, die hieronder voor HFPO-DA toegelicht worden.

Alvorens de risicogrenzen af te leiden, dient vermeld te worden dat voor PFOA alleen doorvergiftiging via wormen is meegenomen (Lijzen et al., 2018), terwijl voor HFPO-DA doorvergiftiging zowel via wormen als planten in beschouwing wordt genomen. Dit naar aanleiding van het moestuinonderzoek (Bijlage 5 en 6) dat bioconcentratiefactoren (BCFs) heeft afgeleid voor HFPO-DA en PFOA op basis van gemeten HFPO-DA en PFOA gehalten in groenten en grond. Uit dit onderzoek is gebleken dat HFPO-DA hogere BCF waarden heeft dan PFOA. Gebaseerd op alle gewassen en geschilde groente is de geometrisch gemiddelde BCF voor HFPO-DA $0.52 \text{ (ng/g vg) / (ng/g ds)}$, wat een factor 7,5 hoger is dan gevonden voor PFOA ($0.069 \text{ (ng/g vg) / (ng/g ds)}$). Het verschil is nog groter wanneer gekeken wordt naar bladgroenten (factor 12,5), met een BCF van $0.85 \text{ (ng/g vg) / (ng/g ds)}$ voor HFPO-DA en $0.066 \text{ (ng/g vg) / (ng/g ds)}$ voor PFOA. De route van plant naar plantentende vogels en zoogdieren en de predatoren die weer van deze dieren leven, is dus relevant voor HFPO-DA.

De eerste stap in het afleiden van het $MTR_{\text{bodem, doorvergiftiging}}$ en $ER_{\text{bodem, doorvergiftiging}}$ is het verzamelen van relevante toxiciteitsgegevens van HFPO-DA voor vogels en zoogdieren. Hiertoe zijn de rapporten in de US EPA HERO gegevensbank geraadpleegd. Voor het zuur zijn alleen acute toxiciteitstesten met muizen en ratten beschikbaar. Deze zijn niet meegenomen, omdat voor het ammonium zout naast acute toxiciteitstesten, studies met een langere blootstellingsduur beschikbaar zijn voor kwartels, muizen en ratten. De details van deze studies zijn samengevat in Bijlage 6, de kritische studies voor deze drie soorten zijn weergegeven in Tabel 4.2. Voor kwartels is slechts een studie beschikbaar waar geen nadelige effecten werden waargenomen (Temple et al., 2010). Deze studie levert een 'hoger dan' waarde op. De meest kritische studie met muizen is een screeningstudie op voortplantings- en ontwikkelingstoxiciteit (Edwards et al., 2010a). Het meest kritische waargenomen effect in deze studie betreft een afname in lichaamsgewicht in de eerste generatie (F1). De meest kritische studie met ratten is een reproductiviteitsstudie waarin ratten tijdens de zwangerschap zijn blootgesteld (Edwards et al., 2010b). In deze studie zijn de meest kritisch waargenomen effecten vroege geboortes en lager foetaal gewicht. Tabel 4.2 geeft een overzicht van bovengenoemde studies met de in de studie gerapporteerde eindpunten en de hieruit berekende (geen) effectconcentratie.

Tabel 4.2. Overzicht van de meest kritische studies voor kwartels, muizen en ratten. Vetgedrukte waarden zijn gebruikt in de afleiding van de risicogrenzen

| Soort | Studieduur | Effect | Criterium * | Waarde [mg/kg lg/dag] | Waarde uitgedrukt op energiegehalte van het voedsel [µg/kJ] | Ref |
|---------|-------------------|---|-------------|-----------------------------|---|-----|
| kwartel | chronisch | mortaliteit; gewicht; repro- toxiciteit; | NOAEL | ≥67,3 | ≥58,8 | [1] |
| muis | sub- chronisch | vroeg- geboortes; gewicht F1 | NOAEL | 0,398 | 0,193 | [2] |
| rat | sub- chronisch | repro- toxiciteit | NOAEL | 7,96 | 6,89 | [3] |

Referenties: [1] Temple et al., 2010; [2] Edwards et al., 2010a; [3] Edwards et al., 2010b
*Bijlage I bevat een afkortingenlijst.

De effectconcentraties zijn vervolgens genormaliseerd op basis van het energiegehalte van het voedsel, wat de tweede stap is in de afleiding van ecotoxicologische risicogrenzen voor doorvergiftiging. De methodiek van Verbruggen (2014) volgend, wordt het MTR bepaald op basis van het meest kritische organisme, een correctie voor studieduur en een onzekerheidsfactor van 10. Dit levert een MTR van 0,00644 µg HFPO-DA/kJ voedsel. Het ER wordt berekend op basis van het geometrisch gemiddelde van de studieduur gecorrigeerde kritische studies (kwartels, muizen en ratten). Voor kwartels is een hoger dan geen-effectwaarde gerapporteerd in een chronische studie. Door deze te gebruiken wordt een worst-case $ER_{\text{bodem, doorvergiftiging}}$ berekend. Voor ratten is de laagste geen-effectwaarde gerapporteerd in een subchronische studie. Hoewel er voor ratten ook een 2 jarige chronische studie beschikbaar is (Craig et al., 2013), wordt de studieduur correctie behorend bij een subchronische studie toegepast. Dit omdat de eindpunten waarop de NOEC waarden in de subchronische (vroeggeboortes, gewicht F1) en chronische (gewicht F0) studie gebaseerd zijn, niet gelijk zijn. Dit levert een ER van 2,06 µg HFPO-DA/kJ voedsel.

De derde stap is het afleiden van de hoeveelheid HFPO-DA die in plant- en wormetende vogels en zoogdieren mag zitten, op basis van de energetische waarde en het vochtgehalte in deze voedselbronnen. Het MTR en ER, uitgedrukt als gehalte HFPO-DA in kleine zoogdieren, is respectievelijk 0,0472 en 15,1 mg HFPO-DA/kg zoogdier (wwt). Deze waarden dienen vervolgens teruggerekend te worden naar waarden in planten en regenwormen, waarbij rekening gehouden moet worden met biomagnificatie van HFPO-DA. Dit is echter niet mogelijk, want voor HFPO-DA zijn geen biomagnificatie gegevens beschikbaar. Om indicatieve ecotoxicologische risicogrenzen voor doorvergiftiging af te kunnen leiden voor HFPO-DA, is gebruik gemaakt van de biomagnificatie gegevens die voor PFOA beschikbaar zijn. Zoals besproken door Beekman et al. (2016) is het gezien de structuur aannemelijk dat HFPO-DA, evenals PFOA en andere geperfluoreerde stoffen, bioaccumuleert via eiwit binding in bloed en lever, en niet via vetweefsel. Zo is voor beide stoffen een beperkte bioaccumulatie in karpers gerapporteerd (<30 L/kg

wwt voor HFPO-DA (Hoke et al., 2016) en 2,9 en 5,4 L/kg wwt voor PFOA (Japanse National Institute of Technology and Evaluation (NITE) geciteerd in Verbruggen et al. (2017)). Uit proefdierstudies met muizen, ratten en apen blijkt dat HFPO-DA sneller wordt uitgescheiden dan PFOA (maximaal 7 vs. 60 dagen) (Gannon et al. (2016) geciteerd in Beekman et al. (2016)). Mogelijk bindt HFPO-DA minder sterk aan eiwitten doordat het minder geperfluoreerde koolstof atomen heeft dan PFOA (4.5 vs. 7) en bovendien ook een ether band. Hoewel het aannemelijk is dat HFPO-DA minder bioaccumuleert dan PFOA, is het niet mogelijk een conclusie te trekken met betrekking tot bioaccumulatie potentiaal. Door in dit rapport de biomagnificatie gegevens van PFOA te gebruiken is het aannemelijk dat de berekeningen aan de veilige kant zullen zitten. Voor PFOA zijn biomagnificatie gegevens verzameld voor zoogdieren en vogels uit aquatische en terrestrische voedselketen door Verbruggen et al. (2017). In Lijzen et al. (2018) is aangenomen dat biomagnificatie van PFOA in aquatische en terrestrische voedselketens vergelijkbaar is voor zoogdieren en vogels, en zijn relevante biomagnificatiefactor (BMF) waardes omgezet van 'kg wwt vis / kg wwt zoogdier' of 'kg wwt zoogdier /kg wwt zoogdier' naar 'kg wwt worm /kg wwt zoogdier' door gebruik te maken van de standaard energie inhoud (wwt) van wormen zoals vermeld is in het rapport van Verbruggen (2014). Vervolgens is van deze BMF waardes een geometrisch gemiddelde genomen, resulterend in een BMF van 7,71 kg PFOA wwt worm /kg wwt zoogdier (Lijzen et al., 2018). Dezelfde methodiek is in dit rapport toegepast om een BMF voor planten af te leiden (zie bijlage 7), resulterend in een BMF van 18,4 kg PFOA ww plant /kg ww zoogdier. Hiertoe zijn de energie en vochtgehalte van bladgroenten genomen. Dit omdat voor deze groep planten de hoogste BCF is gevonden in het moestuinonderzoek, en omdat bladgroenten een relevante voedselbron zijn voor plantetende zoogdieren.

Door de BMF van 7,71 kg PFOA wwt worm /kg wwt zoogdier te gebruiken in dit rapport, is de concentratie HFPO-DA in wormetende zoogdieren teruggerekend naar een bijbehorende concentratie in regenwormen, uitgedrukt op basis van natgewicht. Dit resulteert in een MTR van 6,12 µg HFPO-DA/kg worm (wwt) en een ER van 1956 µg HFPO-DA/kg worm (wwt). Het terugrekenen van de risicogrenzen in wormen naar een concentratie in grond is niet mogelijk voor HFPO-DA omdat er geen gegevens beschikbaar zijn die de opname van PFOA door de worm uit de bodem beschrijven. Echter door de geometrisch gemiddelde bioaccumulatiefactor (BAF) van 0.56 kg_{dw bodem} /kg_{ww worm} afgeleid voor PFOA (Lijzen et al., 2018), te gebruiken, kunnen risicogrenzen in grond worden afgeleid. Het indicatieve MTR voor HFPO-DA voor grond wordt dan 10,9 µg/kg drooggewicht en het indicatieve ER wordt 3493 µg/kg drooggewicht.

Op basis van de BMF van 18,4 kg PFOA wwt plant / kg wwt zoogdier, zijn een MTR van 2,57 µg HFPO-DA/kg plant (vg) en een ER van 820 µg HFPO-DA/kg plant (vg) berekend. Voor HFPO-DA zijn gegevens beschikbaar die de opname van HFPO-DA door de planten uit de bodem beschrijven, met de hoogste geometrisch gemiddelde BCF van 0,85 (ng/g vg) / (ng/g ds) voor bladgroenten. Met deze BCF wordt het indicatieve MTR voor HFPO-DA voor grond 3,02 µg/kg drooggewicht en het indicatieve ER wordt 964 µg/kg ds. Op basis van deze waarden op

HC5, respectievelijk HC50 niveau, kan een Middenwaarde worden afgeleid op basis van het geometrische gemiddelde, afgerond 54 µg/kg ds. Zonder de additionele biomagnificatiestap in de voedselketen, zoals hierboven beschreven, zullen de afgeleide waarden voor doorvergiftiging een factor 3,2 hoger zijn (energie genormaliseerde BMF waarde is 3,2). In dit geval is de beschouwde voedselketen korter (bodem – plant – vogel/zoogdier) en hebben de hogere predatoren in de voedselketen geen hogere blootstelling aan HFPO-DA.

Conclusie directe en indirecte ecotoxiciteit en ecotoxicologische risicogrenzen

De literatuuraactualisatie in Bijlage 3 geeft een overzicht over de beschikbare literatuur over stofgedrag en effecten van HFPO-DA. De aquatische toxiciteitsgegevens werden al gepubliceerd door Smit (2017) en Beekman et al. (2016). Aanvullende gegevens uit de oorspronkelijke rapporten geven geen aanleiding om de eerdere conclusies aan te passen. De directe ecotoxiciteit van HFPO-DA op bodemorganismen kon niet worden bepaald door gebrek aan gegevens. Wel bleek dat directe toxiciteit in grondwater voor aquatische organismen beperkt is met een $MTR_{grw, eco}$ van 4,2 µg/L, en een $ER_{grw, eco}$ voor HFPO-DA van 15,8 mg/L. Het afleiden van ecotoxicologische grenswaarden voor doorvergiftiging via regenwormen en planten was alleen mogelijk door biomagnificatiegegevens van PFOA te gebruiken. Het is bekend dat PFOA een langere verblijftijd heeft in proefdieren, en de berekende ecotoxicologische risicogrenzen voor indirecte toxiciteit moeten dan ook gezien worden als worst-case. De laagste waarden werden verkregen in de plant voedselketen met een indicatieve MTR voor HFPO-DA voor grond 3,02 µg/kg ds en het indicatieve ER wordt 964 µg/kg ds. Zonder deze biomagnificatiestap zijn de afgeleide waarden een factor 3,2 hoger.

Om gedegen waarden af te leiden is informatie nodig over het biomagnificatiepotentiaal van HFPO-DA in regenwormen en biomagnificatiegegevens in voedselketens. Dit rapport laat wel zien dat doorvergiftiging een kritisch route is wanneer deze een onderdeel is in de afleiding van risicogrenzen als humane risico's vanwege plantopname geen rol spelen.

Bijlage 5: Bioconcentratie factoren (BCF) voor plantopname

In deze bijlage wordt de afleiding van BCF waarden voor moestuingewassen beschreven op basis van veldgegevens

Er is momenteel slechts één studie beschikbaar waarbij in voldoende monsters zowel gehalten van HFPO-DA in planten als in grond zijn gemeten (Mengelers et al., 2018; Van Poll, 2018). Het doel van dit onderzoek was om te bepalen of mensen met een moestuin in de buurt van de DuPont/Chemours fabriek in Dordrecht de groenten veilig kunnen eten. Moestuinen in de gemeenten Dordrecht, Sliedrecht en Papendrecht zijn onderzocht. Daarnaast is een set gegevens beschikbaar van moestuinen (ongepubliceerd) met een beperkt aantal waarnemingen van HFPO-DA in grond en planten. Vanwege de specifieke aanpak om mengmonsters samen te stellen en de beperkte omvang is deze set alleen gebruikt om de berekeningen te verifiëren.

Afleiding BCFs uit gegevens moestuinenonderzoek Dordrecht

Een dataset met HFPO-DA gehalten in moestuingewassen is beschreven door Mengelers et al. (2018). In totaal werden eind augustus 2017 op 10 locaties monsters van groenten genomen: drie locaties in Dordrecht, drie locaties in Papendrecht en vier in Sliedrecht. Als vergelijking is een locatie in Bilthoven onderzocht. Op alle locaties zijn van drie categorieën groenten (blad-, knol- en vruchtgroenten) monsters genomen. Op een van de locaties zijn ook nog twee fruitgewassen onderzocht.

In een tweede fase zijn deze moestuinen en omliggende oppervlaktewater en irrigatiewater gemonsterd om de concentraties PFOA en HFPO-DA in milieumonsters te bepalen (Van Poll, 2018). Representatief gemengde grondmonsters werden per moestuin in duplo geanalyseerd. In totaal zijn 81 plantmonsters, 13 grondmonsters en 15 waterige monsters geanalyseerd, allemaal in duplo.

De dataset is desondanks in diverse dimensies te beperkt waardoor het afleiden van een betrouwbare BCF niet mogelijk is:

- De gemeten gehalten in grondmonsters en in moestuingewassen zijn vaak laag: de meeste waarnemingen zitten rond of onder de bepalingsgrenzen voor PFOA en HFPO-DA.
- In combinatie met een relatief kleine dataset, zijn er te weinig waarnemingen met volledig gekwantificeerde gehalten van PFOA en HFPO-DA om statistisch robuuste analyses uit te voeren.
- Het arsenaal aan verschillende gewassen is beperkt, niet alle mogelijke moestuingewassen zijn bemonsterd, en van sommige categorieën zijn maar enkele waarnemingen gedaan.
- Het aantal geanalyseerde grondmonsters is laag, terwijl heterogeniteit bij bodemverontreiniging in het algemeen hoog is, wat het bepalen van de grond-plantrelatie onzeker maakt.
- Het complete onderzoek vond plaats in een geografisch ingeperkt gebied rond de productiefaciliteit (Chemours), zodat de afleiding van een generieke, voor heel Nederland toepasbare risicogrens met deze gegevens niet realistisch is.

Ondanks de beperkingen van de beschikbare data is besloten om een analyse met gegevens van het moestuinenonderzoek te doen, omdat:

1. Uit literatuuronderzoek blijkt dat er geen alternatieve publicaties bestaan die gebruikt kunnen worden om een BCF voor HFPO-DA af te leiden, terwijl de opname via planten waarschijnlijk een bepalende factor voor de blootstelling is, vergelijkbaar met de situatie bij PFOA.
2. De gegevens van het moestuinenonderzoek maken het wel mogelijk om de orde grootte uitkomsten te verifiëren, door de berekeningen van de BCFs voor voor HFPO-DA te vergelijken met berekeningen van de BCF voor PFOA, waarvoor wel betrouwbare literatuurgegevens beschikbaar zijn (Lijzen et al., 2018). Als blijkt dat de BCF voor PFOA op basis van deze beperkte gegevensset meer dan een orde grootte verschilt van de relatief betrouwbaardere BCF waarden die in de literatuur worden gerapporteerd, dan zal de conclusie zijn dat deze gegevensset ongeschikt is voor de afleiding van risicogrenzen voor PFOA én HFPO-DA. Als de orde grootte van de BCFs voor PFOA overeenkomen in de verschillende afleidingen, dan is er geen aanleiding om de berekende risicogrenzen voor HFPO-DA op basis van deze beperkte set gegevens op voorhand af te wijzen.
3. Op basis van een recent beschikbaar gekomen set gegevens uit andere moestuinen (ongepubliceerd) kan een beperkte verificatie uitgevoerd worden, voor wat betreft de grond-plantrelatie (BCF-waarden).

Omgaan met gehalten onder bepalingsgrenzen

De BCF is als volgt gedefinieerd:

$$BCF_{\text{blad, knol, wortel}} = C_{\text{blad, knol, wortel}} / C_{\text{grond}}$$

Waarin:

| | |
|---------------------------------|---|
| $C_{\text{blad, knol, wortel}}$ | : concentratie in blad, knol of wortel in ng/g vg |
| C_{grond} | : concentratie in grond in ng/g ds |
| BCF | : bioconcentratiefactor in [ng/g vg]/[ng/g ds] |
| ds | : droge stof gewicht grond |
| vg | : versgewicht plant |

Bij lage concentraties in de grond wordt de berekende BCF relatief gevoelig voor variatie in de metingen; de BCF wordt in theorie oneindig groot als de stof niet in het grondmonster aangetroffen wordt, maar wel in meetbare hoeveelheid aanwezig is in de plant. Een dergelijk hoge BCF resulteert in een onrealistische schatting van de bioaccumulatie in CSOIL en een (te) lage risicogrenzen.

Versluijs en Otte (2001) hebben in het kader van de evaluatie Interventiewaarden uitgebreid onderzoek gedaan naar de berekening van een BCF voor metalen op basis van veldgegevens. Een conclusie was dat de selectie en verwerking van velddata in hoge mate bepalend is voor de hoogte van de BCF. Ondermeer wordt geadviseerd de volgende criteria te hanteren voor de afleiding van een BCF:

1. De berekening van een consumptiegemiddelde BCF. Dit betekent dat er data beschikbaar moeten zijn van verschillende gewassen die samen de consumptie van gewassen uit de moestuin representeren.

2. De variatie in de grondconcentraties in de monsters; het concentratiebereik. Wanneer het concentratiebereik van de beschikbare grondgegevens beperkt is, wordt de toepasbaarheid van de BCF beperkt. Extrapolaties buiten het bereik van de beschikbare data (d.w.z. buiten het maximum van gemeten grondgehalten) moet worden vermeden.
3. De afleiding van BCF-relaties op basis van lutum, organische stof en pH. Meestal neemt de BCF af bij hogere lutum en organisch stof gehalten.
4. Bij lage grondgehalten kan de impact van luchtdepositie op de gemeten plantgehalten relatief groot zijn. Daardoor kunnen te hoge BCFs worden berekend.

Aan voorwaarde 1 wordt gedeeltelijk voldaan, maar aan de andere voorwaarden wordt niet voldaan. In het gebruikte moestuinen onderzoek liggen de meeste waarnemingen rond of onder de bepalingsgrenzen, zodat het concentratiebereik (2) klein is. Dat betekent dat het van belang is om beargumenteerde en onderbouwde keuzes te maken over het gebruik van gegevens, die gebruikt worden voor de berekening van BCFs en afleiding van risicogrenzen voor HFPO-DA. Met name de toewijzing van plantgehalten bij waarnemingen beneden de waarnemingsgrens, maar rond en onder de aantoonbaarheidsgrens heeft een grote invloed op de berekening van de BCF voor deze set gegevens. Alle keuzes worden hieronder gepresenteerd en zullen verantwoord en bediscussieerd worden om de betekenis van de risicogrenzen te kunnen taxeren.

De concentraties van PFOA en HFPO-DA in de grond van de moestuinen zijn beschreven in Tabel 5.1 (Van Poll, 2018). De plantgehalten van PFOA en HFPO-DA zijn gepubliceerd in Mengelers et al. (2018) en te vinden in Bijlage 4.

Tabel 5.1. Concentraties van PFOA en HFPO-DA in grondmonsters van het moestuinenonderzoek (Van Poll, 2018).

| Locatie | PFOA (ng/g ds) | | GenX (ng/g ds) | |
|------------|----------------|----------|----------------|----------|
| | meting 1 | meting 2 | meting 1 | meting 2 |
| G1LOC1GR | 3,1 | 3,2 | 0,75 | 0,78 |
| G1LOC2GR | 0,23 | 0,35 | <0,1 | <0,1 |
| G1LOC3GR | 3,4 | 4,0 | <0,1 | 0,14 |
| G2LOC1GR | 2,8 | 2,4 | 0,17 | 0,12 |
| G2LOC2GR | 3,8 | 4,5 | 0,25 | 0,29 |
| G2LOC3GR | 5,6 | 6,4 | 0,86 | 1,0 |
| G3LOC1GR | 4,5 | 3,8 | 0,57 | 0,48 |
| G3LOC2GR | 6,8 | 8,5 | 0,86 | 1,1 |
| G3LOC3GR | 2,9 | 3,0 | <0,16 | 0,12 |
| G3LOC4GR | 4,3 | 3,1 | 0,61 | 0,55 |
| G3LOC4GR-H | 3,4 | 3,4 | 0,82 | 0,80 |
| G3LOC5GR | 4,0 | 4,4 | 0,30 | 0,32 |
| G4LOC1GR | 0,64 | 0,47 | <0,1 | <0,1 |

Grondconcentraties

Tien moestuinen en enkele controlelocaties zijn bemonsterd door van elke moestuin een representatief mengmonster samen te stellen en in duplo te analyseren op PFOA en HFPO-DA. Alle moestuinen bevatten een meetbare en kwantificeerbare concentratie PFOA: de range bedroeg 0,29 tot 7,7 ng/g ds (gemiddelde van duplo's). In twee moestuinen (inclusief controle locatie) werd geen HFPO-DA aangetroffen. In de andere moestuinen (tien) werd HFPO-DA aangetoond (ten minste een waarneming boven de bepalingsgrens): de range is 0,12 – 0,98 ng/g ds). De twee moestuinen waarbij geen meetbare hoeveelheid HFPO-DA werd aangetroffen werden niet gebruikt voor de afleiding van een BCF.

Plantgehalten

De plantgehalten PFOA en HFPO-DA werden in 81 monsters in duplo gemeten (Bijlage 6; Mengelers et al., 2018). De gehalten werden gerapporteerd in drie categorieën: gekwantificeerd, stof wel aangetroffen maar niet kwantificeerbaar en gehalte onder de bepalingsgrens. De volgende getalsmatige gehalten werden gekoppeld aan de drie categorieën duplo monsters.

- 0,1 ng/g vg voor gehalten onder de bepalingsgrens in beide metingen;
- 0,3 ng/g vg bij één gehalte onder de bepalingsgrens en een gehalte onder de kwantificeringgrens;
- 0,5 ng/g vg bij beide metingen onder kwantificeringgrens maar boven de bepalingsgrens;
- Het gehalte van één gekwantificeerde meting, wanneer de andere meting niet gekwantificeerd kon worden.

Bovenstaande schatters werden gebruikt voor de berekening van de BCFs. Mengelers et al. (2018) hebben een risicobeoordeling van de gezondheidsrisico's van consumptie van moestuingewassen uitgevoerd, aan de hand van dezelfde set gegevens. Voor de beoordeling hebben Mengelers et al. (2018) gebruik gemaakt van bandbreedtes voor de concentraties van PFOA en HFPO-DA die gemiddeld hoger liggen dan de schatters die hierboven zijn voorgesteld. Dit resulteerde in een 'veilige' risicobeoordeling voor de consumptie van moestuingewassen, terwijl bij de afleiding van een risicogrens voor de mens in deze studie de schatters voor het plantgehalte een gemiddelde waarde hebben gekregen.

Ter vergelijking is een variant doorgerekend die op basis van deze gegevens tot de hoogste risicogrenzen zal leiden, namelijk met hogere toegekende plantgehalten bij waarnemingen onder de bepalingsgrenzen:

- 0,5 ng/g vg voor twee waarnemingen beneden de bepalingsgrens;
- 0,75 ng/g vg bij één monster onder bepalingsgrens en het andere monster beneden de kwantificeringgrens; en
- 1,0 ng/g vg bij twee monsters onder de kwantificeringgrens, maar boven de bepalingsgrens.
- Het gehalte van één gekwantificeerde meting, wanneer de andere meting niet gekwantificeerd kon worden.

1,0 ng/g vg is de kwantificeringgrens van zowel PFOA als HFPO-DA (Mengelers et al., 2018). Deze keuze ligt dicht tegen de analytische

grenzen aan, en levert ongeveer 3x hogere BCFs op, zoals in de evaluatie hieronder zal worden getoond. Voor de blootstellingsscenario's waarbij consumptie van groenten uit (moes)tuin en volkstuin een rol spelen, leiden 3x hogere BCF waarden ook ongeveer tot 3x keer lagere risicogrenzen.

De plantgehalten werden gemeten aan ongewassen, ongeschilde moestuinplanten en aan gewassen of geschilde moestuinplanten. Voor de berekening van de BCF is alleen gebruik gemaakt van gegevens van 'gewassen' moestuinplanten, omdat blootstelling van de mens normaal gesproken via gewassen of geschilde moestuinplanten verloopt. Het effect van wassen op de plantgehalten is bediscussieerd in Mengelers et al. (2018).

Per gewasgroep zijn er te weinig data om de statistische verdeling (percentielwaarden) van de BCFs te kunnen bepalen. Conform de gevolgde berekeningswijze in Lijzen et al. (2018) voor PFOA is daarom het geometrische gemiddelde genomen voor de BCF. Dit leidt tot iets lagere BCFs dan met het rekenkundige gemiddelde.

De conclusie aan de hand van de gehalten PFOA en HFPO-DA in het moestuinenonderzoek is dat de gehalten aan PFOA en HFPO-DA in deze milieumonsters laag zijn. De gemiddelde grondconcentratie van PFOA is hoger dan die van HFPO-DA; respectievelijk 3,48 en 0,55 ng/g ds. Het gemiddelde plantgehalte is voor PFOA lager dan voor HFPO-DA; respectievelijk 0,29 en 0,46 ng/g vg.

Berekening van bioconcentratiefactoren (BCFs)

De berekening van BCFs voor alle moestuingewassen samen en per plantengroep apart is weergegeven in Tabel 5.2. De indeling van de plantengroepen is beschreven door Mengelers et al. (2018). In deze tabel zijn de rekenkundig en geometrische gewogen gemiddelde BCF-waarden voor HFPO-DA weergegeven.

In CSOIL wordt verschil gemaakt tussen een BCF voor aardappel en voor 'overige groenten'. Dit is nodig, omdat de bijdrage via consumptie van zelf geteelde aardappelen en van zelf geteelde 'overige groenten' kan verschillen per bodemfunctie.

In Tabel 5.2 zijn de gecombineerde BCFs voor HFPO-DA weergegeven voor een aantal gewasgroepen (rekenkundig en geometrisch gemiddelde). Tevens zijn de weegfactoren in deze tabel weergegeven voor de gewasgroepen, afgeleid van de weegfactoren in Lijzen et al. (2018) en ontleend aan Versluijs en Otte (2001). Vanwege het gebrek aan gegevens is een vereenvoudiging van de weegfactoren voor het consumptiepatroon van de verschillende plantengroepen toegepast, afwijkend van die van Lijzen et al. (2018), namelijk:

1. Consumptie van aardappelen 70%: Omdat er te weinig aardappelen zijn gemeten, is de BCF gebruikt van de plantengroep knol- en wortelgewassen.
2. Consumptie van overige groenten (en fruit) 30%: Voor alle overige groenten is de gemiddelde BCF van de alle gelijkgewogen plantengroepen genomen. Hier is t.o.v. Lijzen et al. (2018) ook

de categorie 'fruit' aan toegevoegd. Ook de appels en peren uit de moestuinen zijn bedoeld voor (eigen) consumptie.

Vanwege het feit dat de BCFs van de verschillende gewasgroepen niet sterk verschillen, is de toewijzing van de betrouwbare weegfactoren voor gevarieerde gewasconsumptie in het geval van HFPO-DA minder kritisch.

Tabel 5.2. Berekening van voorlopige BCFs voor HFPO-DA. In vet staan de gebruikte voorlopige BCFs, gebaseerd op geometrisch gemiddelden, als invoerparameters voor het model CSOIL.

| Plantengroep | Moestuingewas | Waar-nemingen | Consumptie-gerelateerde wegingsfactor | BCF rekenkundig gemiddelde (ng/g vg) / (ng/g ds) | BCF geometrisch gemiddelde (ng/g vg) / (ng/g ds) |
|--|--|---------------|---------------------------------------|---|---|
| 1. Alle gemeten gewassen | | 50 | | 0,78 | 0,52 |
| 2. Wortel- en knolgewassen | Aardappelen, wortelen, (gele) bieten | 25 | 70 % + 7.5 % | 0,65 | 0,47 |
| 3. Bladgroenten | Sla, ijsbergsla, andijvie | 10 | 7.5 % | 1,15 | 0,85 |
| 4. Vruchtgewassen | Tomaat, paprika, komkommer, (gele)courgette, pompoen | 10 | 7.5 % | 0,83 | 0,40 |
| 5. Fruit | Appel, peer | 5 | 7.5 % | 0,60 | 0,59 |
| Voorlopige BCF HFPO-DA aardappel gebaseerd op wortel en knolgewassen | | | 70 % | | 0,47 |
| Voorlopige BCF HFPO-DA 'overige groenten' gebaseerd op alle gewasgroepen | | | 30 % | | 0,58 |

Verificatie BCF berekeningen met aanvullende gegevens

Onlangs is een set met grond en plantgehalten van PFOA en HFPO-DA van andere moestuinen beschikbaar gekomen (ongepubliceerd). Met deze gegevens zijn de bovenstaande BCF berekeningen geverifieerd. Het moestuinencomplex bestaat uit ongeveer 40 moestuinen en beslaat een areaal van ongeveer 1 ha. Geselecteerde moestuingewassen werden uit 22 tuinen gemonsterd en samengevoegd tot in totaal 25 mengmonsters die in duplo werden geanalyseerd op plantgehalten. De PFOA plantgehalten bleken ongeveer in 50% van de monsters beneden de bepalingsgrens te liggen (<0,1 ng /g vg). De HFPO-DA plantgehalten bleken in slechts vier van de 25 monsters beneden de bepalingsgrens te liggen (<0,1 ng /g vg). Bij monsters onder de bepalingsgrens werd een concentratie 0,5 x de bepalingsgrens aangenomen (0,05 ng /g vg).

De grond werd gemonsterd in drie bodemlagen en per bodemlaag werden mengmonsters samengesteld van de vier windstreken in het moestuinencomplex. In Tabel 5.3 worden de resultaten van de metingen (gemiddelden en standaard deviaties) getoond, waarbij opvalt dat PFOA vooral aanwezig is in de bovenste twee bodemlagen (0 – 20 cm–mv en 20 – 50 cm–mv), terwijl HFPO-DA in alle bodemlagen in ongeveer gelijke concentratie aanwezig is. Voor de BCF berekeningen van PFOA en HFPO-DA werden de gehalten in de bovenste twee bodemlagen gemiddeld.

Tabel 5.3. Gemiddelde gehalten van PFOA en HFPO-DA in gemengde grondmonsters van de grond in moestuinen, in verschillende bodemlagen (cm beneden maaiveld).

| | | PFOA bodem (ng /g ds) | | HFPO-DA bodem (ng /g ds) | |
|----------|--------|--------------------------|-------|-----------------------------|-------|
| | | average | stdev | average | stdev |
| 0 - 20 | cm -mv | 12.3 | 1.0 | 1.6 | 1.1 |
| 20 - 50 | cm -mv | 10.8 | 2.1 | 2.0 | 1.3 |
| 100 -150 | cm-mv | 0.8 | 0.2 | 2.8 | 1.6 |

De BCF werd berekend als gemiddelde van alle 25 sets met bodem en plantgehalten, voor PFOA en HFPO-DA. Op enkele sets na betreft het gehalten in ongewassen moestuinplanten. De gemiddelde BCF voor PFOA bedraagt 0,012 ng /g vg. De gemiddelde BCF voor HFPO-DA bedraagt 0,39 ng /g vg.

Vanwege het feit dat bij deze gegevens procentueel veel minder waarnemingen onder de bepalingsgrenzen liggen (16%; t.o.v. 65% bij de moestuingegevens van Dordrecht), is de berekening van de BCF veel minder gevoelig voor de keuze van de aan te nemen plantgehalten bij waarnemingen onder de bepalingsgrens.

De BCF voor HFPO-DA die berekend wordt uit deze moestuingegevens is ongeveer 1,5x lager en voor PFOA 6x lager dan de BCFs van de gegevens van de moestuinen in Dordrecht.

De conclusie is dat in het geval van HFPO-DA de resultaten van de moestuinen in Dordrecht en deze moestuinen slechts een klein verschil laat zien. Het grotere verschil in het geval van PFOA (factor 6) kan mogelijk verklaard worden doordat het aantal monsters beneden de bepalingsgrens bij de gegevens van moestuinen uit Dordrecht veel groter is dan bij deze moestuinen (respectievelijk 95% en 50%).

De berekeningen met gegevens van de moestuinen in Dordrecht worden voor wat betreft HFPO-DA gesteund door gegevens van deze set moestuinen, en geven dus geen aanleiding om de voorlopige schatting voor een 'BCF' voor HFPO-DA niet te gebruiken.

Samenvatting en evaluatie BCF berekeningen

De BCF-aardappel voor HFPO-DA is direct uit Tabel 5.2. af te lezen en bedraagt 0,47 (ng/g vg) / (ng/g ds). De voorlopige BCF-overige groenten voor HFPO-DA wordt bepaald door de BCF-waarden van de verschillende groenten op een gelijk gewogen wijze te combineren, op basis van de bijdrage aan de totale consumptie. Hieruit volgt een waarde van 0,58 (ng/g vg) / (ng/g ds).

Voor een evaluatie van de bruikbaarheid van de gegevens van slechts een enkelvoudig onderzoek aan de moestuinen rond Chemours, zijn met dezelfde gegevensset op een vergelijkbare wijze BCFs voor PFOA berekend, en vergeleken met de waarden in de literatuur. Lijzen et al. (2018) rapporteren BCFs van 0,035 (ng/g vg) / (ng/g ds) voor wortel en knolgewassen en 0,096 (ng/g vg) / (ng/g ds) voor bladgroenten. Voor deze gewasgroepen zijn ook gegevens beschikbaar uit het moestuinenonderzoek, en dat levert BCFs op van respectievelijk 0,108 en 0,066 (ng/g vg) / (ng/g ds). Voor alle data komt de geometrisch gemiddelde BCF van PFOA op 0,069 (ng/g vg) / (ng/g ds). De gemiddelde BCF voor PFOA van 'overige groenten' van Lijzen et al. (2018) is 0,035 (ng/g vg) / (ng/g ds). De BCF voor PFOA uit het moestuinenonderzoek is dus ongeveer slechts 2x hoger dan die van Lijzen et al. (2018), ondanks het feit dat de grondconcentraties van PFOA in het moestuinenonderzoek veel lager zijn dan de grondconcentraties in de literatuur.

In een tweede evaluatiestap zijn de BCFs opnieuw berekend, maar dan met een andere keuze voor de plantgehalten die rond de aantoonbaarheidsgrens en onder de bepalingsgrens liggen. De toegekende concentraties zijn dicht tegen de bepalingsgrenzen aangelegd (cf. Mengelers et al., 2018) en dat leidt vervolgens met verder dezelfde berekeningsmethode tot hogere waarden voor de BCFs: dit is het gevolg van hogere aangenomen plantgehalten voor een groot aantal waarnemingen. Voor wortel- en knolgewassen, bladgroenten, vruchtgroenten en fruit bedraagt de BCF respectievelijk 2,06, 1,65, 1,66 en 1,28 (ng/g vg) / (ng/g ds). Dit is ongeveer 3x hoger dan de waarden in Tabel 5.2. Dit geldt ook voor berekening van de BCF voor PFOA op basis van deze gegevensset, die ook ongeveer een factor 3 hoger komen te liggen.

De conclusie is dat deze set gegevens met concentraties van PFOA en HFPO-DA in de grond en gehalten in moestuinplanten beperkte waarde heeft voor het kwantificeren van generieke grond-plantrelaties. Het feit dat de gegevens uit dit onderzoek voor wat betreft PFOA leiden tot vergelijkbare waarden met de literatuur, geeft dus aan dat er geen reden is om de gegevens niet te gebruiken. De berekende BCFs voor HFPO-DA met beperkte betrouwbaarheid leiden tot indicatieve risicogrenzen.

Een andere conclusie is dat de berekende BCFs gevoelig zijn voor keuzes die worden gedaan als gevolg van een groot aandeel waarnemingen met plantgehalten onder de bepalingsgrens, maar met meetbare concentraties HFPO-DA in de bodem. De keuzes voor de aan te nemen plantgehalten hangen af van de positie die ingenomen wordt ten aanzien het 'voorzorgbeginsel', een belangrijk uitgangspunt in het milieubeleid. Voor de hier gepresenteerde BCF waarden is een middenpositie gekozen, terwijl Mengelers et al. een 'veilige' positie kiezen, met hogere plantgehalten. Wanneer voor deze set ook een 'veilige' positie wordt ingenomen dan leidt dat tot ongeveer 3x hogere BCF waarden. Dit werkt door tot maximaal 3x lagere risicogrenzen voor HFPO-DA voor die bodemfuncties waarbij gewasconsumptie een blootstellingsroute is. Overigens is voor andere onzekerheden (bijvoorbeeld voor de TDI) een benadering gevolgd die leidt tot 'veilige' risicogrenzen.

Omdat er verder geen andere gegevens over de bodem-plantrelatie van HFPO-DA voorhanden zijn, en vanwege het feit dat een recent ter beschikking gekomen dataset van andere moestuinen (ongepubliceerd) ongeveer tot dezelfde getalsmatige afleiding van BCFs voor HFPO-DA komt, hebben we gerekend met deze BCFs in het model CSOIL. Hierbij wordt dus uitdrukkelijk vermeld dat deze bodem-plantrelatie een beperkte betrouwbaarheid heeft vanwege de eerder genoemde punten: 1. weinig gegevens, 2. lage concentraties, 3. beperkte differentiatie in planten, en 4. geografisch begrensd tot de omgeving van Dordrecht. De risicogrenzen HFPO-DA zijn daarom slechts bruikbaar ter onderbouwing van de INEV (Indicatief Niveau Ernstige Verontreiniging) voor grond en grondwater. Het is van groot belang om meer en betrouwbare gegevens over de grond-plant relaties van HFPO-DA te verkrijgen, omdat deze informatie bepalend is voor de hoogte van de risicogrenzen voor humane blootstelling.

Bijlage 6 Concentraties PFOA en HFPO-DA in
moestuingewassen (Mengelers et al., 2018)

| Nr | Monstercode | Soort | | PFOA Plant ng/g vg | | GenX Plant ng/g vg | |
|----|-------------|-----------------------|-------------------------|--------------------------|----|--------------------------|-----|
| | | | | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 1 | G1LOC1VR | tomaat | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 2 | G1LOC1VR | tomaat | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 3 | G1LOC1BL | selderij | Gewassen | <1 | <1 | + | 1.4 |
| 4 | G1LOC1BL | selderij | Ongewassen | <1 | <1 | 1.1 | 1.2 |
| 5 | G1LOC1KN | bieten | Gewassen | <1 | <1 | + | + |
| 6 | G1LOC1KN | bieten | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | + |
| 7 | G1LOC2VR | tomaat | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 8 | G1LOC2VR | tomaat | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 9 | G1LOC2BL | andijvie (doorges) | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 10 | G1LOC2BL | andijvie (doorges) | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 11 | G1LOC2KN | bieten | Gewassen, ongeschild | <1 | <1 | + | + |
| 12 | G1LOC2KN | bieten | Gewassen, geschild | <1 | <1 | + | + |
| 13 | G1LOC3VR | gele courgette | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 14 | G1LOC3VR | gele courgette | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 15 | G1LOC3BL | andijvie | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 16 | G1LOC3BL | andijvie | Ongewassen | + | + | <1 | <1 |
| 17 | G1LOC3KN | gele bieten | Gewassen, ongeschild | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 18 | G1LOC3KN | gele bieten | Gewassen, geschild | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 19 | G2LOC1VR | tomaat | Gewassen | + | + | <1 | <1 |
| 20 | G2LOC1VR | tomaat | Ongewassen | + | + | <1 | <1 |
| 21 | G2LOC1BL | sla | Gewassen | + | + | <1 | <1 |
| 22 | G2LOC1BL | sla | Ongewassen | + | + | <1 | <1 |
| 23 | G2LOC1KN | bieten | Gewassen, ongeschild | + | + | <1 | <1 |
| 24 | G2LOC1KN | bieten | Gewassen, geschild | + | + | <1 | <1 |
| 25 | G2LOC2VR | courgette | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 26 | G2LOC2VR | courgette | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 27 | G2LOC2BL | andijvie | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 28 | G2LOC2BL | andijvie | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 29 | G2LOC2KN | bieten | Gewassen, ongeschild | + | + | + | + |
| 30 | G2LOC2KN | bieten | Gewassen, geschild | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 31 | G2LOC3VR | courgette | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |

| Nr | Monstercode | Soort | | PFOA Plant ng/g vg | | GenX Plant ng/g vg | |
|----|-------------|---------------------------|----------------------------|-----------------------|-----|-----------------------|-----|
| | | | | 1 | 2 | 1 | 2 |
| 32 | G2LOC3VR | courgette | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 33 | G2LOC3BL | andijvie | Gewassen | + | + | <1 | <1 |
| 34 | G2LOC3BL | andijvie | Ongewassen | + | + | <1 | <1 |
| 35 | G2LOC3KN | bieten | Gewassen, ongeschild | + | + | <1 | <1 |
| 36 | G2LOC3KN | bieten | Gewassen, geschild | + | + | <1 | <1 |
| 37 | G3LOC1VR | komkommer | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 38 | G3LOC1VR | komkommer | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 39 | G3LOC1KN | bieten | Gewassen, ongeschild | + | + | + | + |
| 40 | G3LOC1KN | bieten | Gewassen, geschild | + | + | + | + |
| 41 | G3LOC2VR | pompoen | ongewassen zonder schil | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 42 | G3LOC2BL | andijvie | Gewassen | + | + | 1.8 | 1.6 |
| 43 | G3LOC2BL | andijvie | Ongewassen | + | + | 2.8 | 2.8 |
| 44 | G3LOC2KN | aardappels | Ongewassen, ongeschild | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 45 | G3LOC2KN | aardappels | Gewassen, ongeschild | + | + | + | <1 |
| 46 | G3LOC2KN | aardappels | Gewassen, geschild | + | + | <1 | <1 |
| 47 | G3LOC3VR | courgette | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 48 | G3LOC3VR | courgette | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 49 | G3LOC3BL | (ijsberg)sla | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 50 | G3LOC3BL | (ijsberg)sla | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 51 | G3LOC3KN | bieten | Gewassen, ongeschild | + | + | <1 | <1 |
| 52 | G3LOC3KN | bieten | Gewassen, geschild | + | + | <1 | <1 |
| 53 | G3LOC4VR1 | tomaat | Gewassen | + | + | 2.2 | 3.7 |
| 54 | G3LOC4VR1 | tomaat | Ongewassen | + | + | 3.0 | 3.6 |
| 55 | G3LOC4BL1 | andijvie | Gewassen | <1 | <1 | + | + |
| 56 | G3LOC4BL1 | andijvie | Ongewassen | + | <1 | + | <1 |
| 57 | G3LOC4KN1 | bieten | Ongewassen, ongeschild | 2.2 | 2.8 | 2.2 | 2.7 |
| 58 | G3LOC4KN1 | bieten | Gewassen, ongeschild | 1.6 | 1.3 | + | 1.2 |
| 59 | G3LOC4KN1 | bieten | Gewassen, geschild | 1.6 | 1.8 | + | + |
| 60 | G3LOC4FR1 | appels met klokhuis | Gewassen | <1 | <1 | + | + |
| 61 | G3LOC4FR1 | appels met klokhuis | Ongewassen | <1 | <1 | + | + |
| 62 | G3LOC4FR2 | appels zonder klokhuis | Ongewassen, ongeschild | <1 | <1 | + | + |
| 63 | G3LOC4FR2 | appels zonder klokhuis | Gewassen, ongeschild | <1 | <1 | + | + |

| Nr | Monstercode | Soort | PFOA Plant ng/g vg | | GenX Plant ng/g vg | | |
|----|-------------|---------------------------|---------------------------|----|--------------------------|-----|-----|
| | | | 1 | 2 | 1 | 2 | |
| 64 | G3LOC4FR2 | appels zonder klokhuis | Gewassen, geschild | <1 | <1 | + | + |
| 65 | G3LOC4VR3 | paprika | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 66 | G3LOC4VR3 | paprika | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 67 | G3LOC4BL3 | sla | Gewassen | <1 | <1 | 2.3 | 1.3 |
| 68 | G3LOC4BL3 | sla | Ongewassen | + | + | 5.9 | 4.9 |
| 69 | G3LOC4KN3 | wortels | Ongewassen, ongeschild | + | + | <1 | + |
| 70 | G3LOC4KN3 | wortels | Gewassen, ongeschild | + | <1 | <1 | <1 |
| 71 | G3LOC4KN3 | wortels | Gewassen, geschild | + | <1 | <1 | <1 |
| 72 | G3LOC4FR3 | peren | Ongewassen, ongeschild | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 73 | G3LOC4FR3 | peren | Gewassen, ongeschild | <1 | <1 | + | <1 |
| 74 | G3LOC4FR3 | peren | Gewassen, geschild | <1 | <1 | + | <1 |
| 75 | G4LOC1VR | courgette | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 76 | G4LOC1VR | courgette | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 77 | G4LOC1BL | sla | Gewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 78 | G4LOC1BL | sla | Ongewassen | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 79 | G4LOC1KN | wortels | Ongewassen, ongeschild | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 80 | G4LOC1KN | wortels | Gewassen, ongeschild | <1 | <1 | <1 | <1 |
| 81 | G4LOC1KN | wortels | Gewassen, geschild | <1 | <1 | <1 | <1 |

Bijlage 7. Resultaten berekening humane risicogrenzen

Deze bijlage bevat de tabellen van de uitvoer van zeven runs met CSOIL voor zeven bodemfuncties en een tabel met de invoergegevens.

| | | | |
|-----------------------|--------------------------------------|----------------------------|----------------------|
| naam gebruiker | Gebruiker | datum | 6 dec 2018 |
| model | CSOIL | versie | 1.0 |
| bestandsnaam | | | |
| contaminant | GenX-1 (dissocierende org st) | CASnr. | 62037-80-3 |
| Bodemgebruik | wonen met tuin | considered receptor | levenslang gemiddeld |
| opmerkingen | | | |

| HUMANE RISICO GRENSWAARDEN | | mg/kg | ug/kg |
|-----------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| SRC humaan | 0,0000970 g/kg | 0,097 | 97 |
| risico index | 1,0050 (levenslang gemiddeld) | | |
| bodemgehalte | 0,0000970 g/kg | | |
| C gw-max | 6,60E-04 ug/dm3 | | |

BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG GEMIDDELD

| in g/kg l.g. *d | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 6,46667E-10 | 1,98594E-12 | 3,96156E-11 | 1,51967E-12 | 1,86095E-13 |
| volwassene | 6,92857E-11 | 6,22693E-13 | 7,55301E-12 | 8,66071E-13 | 1,13479E-13 |
| levenslang gemiddeld | 1,18776E-10 | 7,39543E-13 | 1,03012E-11 | 9,22094E-13 | 1,19703E-13 |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 2,51765E-14 | 3,99874E-08 | 1,02155E-10 | 4,32426E-18 | 1,92627E-12 |
| volwassene | 2,8121E-15 | 1,91362E-08 | 4,37809E-11 | 2,43849E-18 | 7,82093E-13 |
| levenslang gemiddeld | 4,72905E-15 | 2,09234E-08 | 4,87845E-11 | 2,60013E-18 | 8,80165E-13 |

PROCENTUELE BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG

| in % | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 1,59% | 0,00% | 0,10% | 0,00% | 0,00% |
| volwassene | 0,36% | 0,00% | 0,04% | 0,00% | 0,00% |
| levenslang gemiddeld | 0,56% | 0,00% | 0,05% | 0,00% | 0,00% |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 0,00% | 98,05% | 0,25% | 0,00% | 0,00% |
| volwassene | 0,00% | 99,36% | 0,23% | 0,00% | 0,00% |
| levenslang gemiddeld | 0,00% | 99,14% | 0,23% | 0,00% | 0,00% |

CONCENTRATIES IN RELEVANTE MILIEUCOMPARTIMENTEN

| | | | | | |
|---------------------|----------|-------------------------------|----------|---------------------|----------|
| bodem (mg/kg ds) | 0,097 | | | binnenlucht (mg/m3) | 4,17E-10 |
| poriewater (mg/dm3) | 1,02E-01 | | | kruipruimte (mg/m3) | 8,07E-12 |
| porielucht (mg/dm3) | 2,53E-10 | C-blad (mg/kg vers) | 5,64E-02 | | |
| | | C-knol/aardappel (mg/kg vers) | 4,56E-02 | | |

| | | | |
|-----------------------|--------------------------------------|----------------------------|----------------------|
| naam gebruiker | Gebruiker | datum | 6 dec 2018 |
| model | CSOIL | versie | 1.0 |
| bestandsnaam | | | |
| contaminant | GenX-1 (dissocierende org st) | CASnr. | 62037-80-3 |
| Bodemgebruik | volks,- moestuin | considered receptor | levenslang gemiddeld |
| opmerkingen | | | |

HUMANE RISICO GRENSWAARDEN

mg/kg ug/kg

| | | | |
|--------------|-------------------------------|-------|---|
| SRC humaan | 0,0000080 g/kg | 0,008 | 8 |
| risico index | 1,0019 (levenslang gemiddeld) | | |
| bodemgehalte | 0,0000080 g/kg | | |
| C gw-max | 6,60E-04 ug/dm3 | | |

BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG GEMIDDELDE

| in g/kg l.g. *d | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 5,33333E-11 | 1,63789E-13 | 3,26726E-12 | 1,25333E-13 | 1,5348E-14 |
| volwassene | 5,71429E-12 | 5,13562E-14 | 6,22929E-13 | 7,14286E-14 | 9,3591E-15 |
| levenslang gemiddeld | 9,79592E-12 | 6,09932E-14 | 8,49586E-13 | 7,6049E-14 | 9,87243E-15 |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 2,07641E-15 | 2,98366E-08 | 8,4252E-12 | 3,5664E-19 | 1,58867E-13 |
| volwassene | 2,31925E-16 | 2,01983E-08 | 3,6108E-12 | 2,01113E-19 | 6,45025E-14 |
| levenslang gemiddeld | 3,90025E-16 | 2,10244E-08 | 4,02346E-12 | 2,14444E-19 | 7,25909E-14 |

PROCENTUELE BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG

| in % | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 0,18% | 0,00% | 0,01% | 0,00% | 0,00% |
| volwassene | 0,03% | 0,00% | 0,00% | 0,00% | 0,00% |
| levenslang gemiddeld | 0,05% | 0,00% | 0,00% | 0,00% | 0,00% |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 0,00% | 99,78% | 0,03% | 0,00% | 0,00% |
| volwassene | 0,00% | 99,95% | 0,02% | 0,00% | 0,00% |
| levenslang gemiddeld | 0,00% | 99,93% | 0,02% | 0,00% | 0,00% |

CONCENTRATIES IN RELEVANTE MILIEUCOMPARTIMENTEN

| | | | | | |
|---------------------|----------|-------------------------------|----------|---------------------|----------|
| bodem (mg/kg ds) | 0,008 | | | binnenlucht (mg/m3) | 3,44E-11 |
| poriewater (mg/dm3) | 8,44E-03 | | | kruipruimte (mg/m3) | 6,66E-13 |
| porielucht (mg/dm3) | 2,09E-11 | C-blad (mg/kg vers) | 4,65E-03 | | |
| | | C-knol/aardappel (mg/kg vers) | 3,76E-03 | | |

| | | | |
|-----------------------|--|----------------------------|----------------------|
| naam gebruiker | Gebruiker | datum | 6 dec 2018 |
| model | CSOIL | versie | 1.0 |
| bestandsnaam | | | |
| contaminant | GenX-1 (dissocierende org st) | CASnr. | 62037-80-3 |
| Bodemgebruik | ander groen, infrastructuur, bebouwing en industrie | considered receptor | levenslang gemiddeld |
| opmerkingen | | | |

HUMANE RISICO GRENSWAARDEN

mg/kg ug/kg

| | | | |
|--------------|-------------------------------|----|-------|
| SRC humaan | 0,0250000 g/kg | 25 | 25000 |
| risico index | 1,0059 (levenslang gemiddeld) | | |
| bodemgehalte | 0,0250000 g/kg | | |
| C gw-max | 6,60E-04 ug/dm3 | | |

BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG GEMIDDELD

| | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| in g/kg l.g. *d | | | | | |
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 3,33333E-08 | 3,36E-10 | 3,57E-09 | 3,91667E-10 | 1,36129E-11 |
| volwassene | 3,57143E-09 | 6,48E-11 | 1,70759E-09 | 2,23214E-10 | 7,67642E-12 |
| levenslang gemiddeld | 6,12245E-09 | 8,80457E-11 | 1,86722E-09 | 2,37653E-10 | 8,18526E-12 |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 2,26881E-12 | 0 | 2,63287E-08 | 1,1145E-15 | 4,9646E-10 |
| volwassene | 6,35761E-13 | 0 | 1,12837E-08 | 6,28478E-16 | 2,0157E-10 |
| levenslang gemiddeld | 7,75736E-13 | 0 | 1,25733E-08 | 6,70137E-16 | 2,26847E-10 |

PROCENTUELE BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG

| | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| in % | | | | | |
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 51,70% | 0,52% | 5,54% | 0,61% | 0,02% |
| volwassene | 20,93% | 0,38% | 10,01% | 1,31% | 0,04% |
| levenslang gemiddeld | 28,98% | 0,42% | 8,84% | 1,13% | 0,04% |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 0,00% | 0,00% | 40,84% | 0,00% | 0,77% |
| volwassene | 0,00% | 0,00% | 66,14% | 0,00% | 1,18% |
| levenslang gemiddeld | 0,00% | 0,00% | 59,52% | 0,00% | 1,07% |

CONCENTRATIES IN RELEVANTE MILIEUCOMPARTIMENTEN

| | | | | | |
|---------------------|----------|-------------------------------|----------|---------------------|----------|
| bodem (mg/kg ds) | 25 | | | binnenlucht (mg/m3) | 1,07E-07 |
| poriewater (mg/dm3) | 2,64E+01 | | | kruipruimte (mg/m3) | 2,08E-09 |
| porielucht (mg/dm3) | 6,52E-08 | C-blad (mg/kg vers) | 1,45E+01 | | |
| | | C-knol/aardappel (mg/kg vers) | 1,18E+01 | | |

| | | | |
|-----------------------|--------------------------------------|----------------------------|----------------------|
| naam gebruiker | Gebruiker | datum | 6 dec 2018 |
| model | CSOIL | versie | 1.0 |
| bestandsnaam | | | |
| contaminant | GenX-1 (dissocierende org st) | CASnr. | 62037-80-3 |
| Bodemgebruik | groen met natuurwaarden | considered receptor | levenslang gemiddeld |
| opmerkingen | | | |

| HUMANE RISICO GRENSWAARDEN | | mg/kg | ug/kg |
|-----------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| SRC humaan | 0,0250000 g/kg | 25 | 25000 |
| risico index | 1,0013 (levenslang gemiddeld) | | |
| bodemgehalte | 0,0250000 g/kg | | |
| C gw-max | 6,60E-04 ug/dm3 | | |

BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG GEMIDDELD

| in g/kg l.g. *d | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 3,33333E-08 | 0 | 3,57E-09 | 3,91667E-10 | 0 |
| volwassene | 3,57143E-09 | 0 | 1,70759E-09 | 2,23214E-10 | 0 |
| levenslang gemiddeld | 6,12245E-09 | 0 | 1,86722E-09 | 2,37653E-10 | 0 |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 2,26881E-12 | 0 | 2,63287E-08 | 1,1145E-15 | 4,9646E-10 |
| volwassene | 6,35761E-13 | 0 | 1,12837E-08 | 6,28478E-16 | 2,0157E-10 |
| levenslang gemiddeld | 7,75736E-13 | 0 | 1,25733E-08 | 6,70137E-16 | 2,26847E-10 |

PROCENTUELE BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG

| in % | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 51,98% | 0,00% | 5,57% | 0,61% | 0,00% |
| volwassene | 21,02% | 0,00% | 10,05% | 1,31% | 0,00% |
| levenslang gemiddeld | 29,12% | 0,00% | 8,88% | 1,13% | 0,00% |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 0,00% | 0,00% | 41,06% | 0,00% | 0,77% |
| volwassene | 0,00% | 0,00% | 66,42% | 0,00% | 1,19% |
| levenslang gemiddeld | 0,00% | 0,00% | 59,79% | 0,00% | 1,08% |

CONCENTRATIES IN RELEVANTE MILIEUCOMPARTIMENTEN

| | | | | | |
|---------------------|----------|-------------------------------|----------|---------------------|----------|
| bodem (mg/kg ds) | 25 | | | binnenlucht (mg/m3) | 1,07E-07 |
| poriewater (mg/dm3) | 2,64E+01 | | | kruipruimte (mg/m3) | 2,08E-09 |
| porielucht (mg/dm3) | 6,52E-08 | C-blad (mg/kg vers) | 1,45E+01 | | |
| | | C-knol/aardappel (mg/kg vers) | 1,18E+01 | | |

| | | | |
|-----------------------|--------------------------------------|----------------------------|----------------------|
| naam gebruiker | Gebruiker | datum | 6 dec 2018 |
| model | CSOIL | versie | 1.0 |
| bestandsnaam | | | |
| contaminant | GenX-1 (dissocierende org st) | CASnr. | 62037-80-3 |
| Bodemgebruik | natuur | considered receptor | levenslang gemiddeld |
| opmerkingen | | | |

| HUMANE RISICO GRENSWAARDEN | | mg/kg | ug/kg |
|-----------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| SRC humaan | 0,0250000 g/kg | 25 | 25000 |
| risico index | 1,0013 (levenslang gemiddeld) | | |
| bodemgehalte | 0,0250000 g/kg | | |
| C gw-max | 6,60E-04 ug/dm3 | | |

BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG GEMIDDELDE

| in g/kg l.g. *d | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 3,33333E-08 | 0 | 3,57E-09 | 3,91667E-10 | 0 |
| volwassene | 3,57143E-09 | 0 | 1,70759E-09 | 2,23214E-10 | 0 |
| levenslang gemiddeld | 6,12245E-09 | 0 | 1,86722E-09 | 2,37653E-10 | 0 |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 2,26881E-12 | 0 | 2,63287E-08 | 1,1145E-15 | 4,9646E-10 |
| volwassene | 6,35761E-13 | 0 | 1,12837E-08 | 6,28478E-16 | 2,0157E-10 |
| levenslang gemiddeld | 7,75736E-13 | 0 | 1,25733E-08 | 6,70137E-16 | 2,26847E-10 |

PROCENTUELE BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG

| in % | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 51,98% | 0,00% | 5,57% | 0,61% | 0,00% |
| volwassene | 21,02% | 0,00% | 10,05% | 1,31% | 0,00% |
| levenslang gemiddeld | 29,12% | 0,00% | 8,88% | 1,13% | 0,00% |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 0,00% | 0,00% | 41,06% | 0,00% | 0,77% |
| volwassene | 0,00% | 0,00% | 66,42% | 0,00% | 1,19% |
| levenslang gemiddeld | 0,00% | 0,00% | 59,79% | 0,00% | 1,08% |

CONCENTRATIES IN RELEVANTE MILIEUCOMPARTIMENTEN

| | | | | | |
|---------------------|----------|-------------------------------|----------|---------------------|----------|
| bodem (mg/kg ds) | 25 | | | binnenlucht (mg/m3) | 1,07E-07 |
| poriewater (mg/dm3) | 2,64E+01 | | | kruipruimte (mg/m3) | 2,08E-09 |
| porielucht (mg/dm3) | 6,52E-08 | C-blad (mg/kg vers) | 1,45E+01 | | |
| | | C-knol/aardappel (mg/kg vers) | 1,18E+01 | | |

| | | | |
|-----------------------|---|----------------------------|----------------------|
| naam gebruiker | Gebruiker | datum | 6 dec 2018 |
| model | CSOIL | versie | 1.0 |
| bestandsnaam | | | |
| contaminant | GenX-1 (dissocierende org st) | CASnr. | 62037-80-3 |
| Bodemgebruik | landbouw (zonder boerderij en erf) | considered receptor | levenslang gemiddeld |
| opmerkingen | | | |

| HUMANE RISICO GRENSWAARDEN | | mg/kg | ug/kg |
|-----------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| SRC humaan | 0,0000970 g/kg | 0,097 | 97 |
| risico index | 1,0050 (levenslang gemiddeld) | | |
| bodemgehalte | 0,0000970 g/kg | | |
| C gw-max | 6,60E-04 ug/dm3 | | |

BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG GEMIDDELD

| in g/kg l.g. *d | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 6,46667E-10 | 1,98594E-12 | 3,96156E-11 | 1,51967E-12 | 1,86095E-13 |
| volwassene | 6,92857E-11 | 6,22693E-13 | 7,55301E-12 | 8,66071E-13 | 1,13479E-13 |
| levenslang gemiddeld | 1,18776E-10 | 7,39543E-13 | 1,03012E-11 | 9,22094E-13 | 1,19703E-13 |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 2,51765E-14 | 3,99874E-08 | 1,02155E-10 | 4,32426E-18 | 1,92627E-12 |
| volwassene | 2,8121E-15 | 1,91362E-08 | 4,37809E-11 | 2,43849E-18 | 7,82093E-13 |
| levenslang gemiddeld | 4,72905E-15 | 2,09234E-08 | 4,87845E-11 | 2,60013E-18 | 8,80165E-13 |

PROCENTUELE BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG

| in % | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 1,59% | 0,00% | 0,10% | 0,00% | 0,00% |
| volwassene | 0,36% | 0,00% | 0,04% | 0,00% | 0,00% |
| levenslang gemiddeld | 0,56% | 0,00% | 0,05% | 0,00% | 0,00% |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 0,00% | 98,05% | 0,25% | 0,00% | 0,00% |
| volwassene | 0,00% | 99,36% | 0,23% | 0,00% | 0,00% |
| levenslang gemiddeld | 0,00% | 99,14% | 0,23% | 0,00% | 0,00% |

CONCENTRATIES IN RELEVANTE MILIEUCOMPARTIMENTEN

| | | | | | |
|---------------------|----------|-------------------------------|----------|---------------------|----------|
| bodem (mg/kg ds) | 0,097 | | | binnenlucht (mg/m3) | 4,17E-10 |
| poriewater (mg/dm3) | 1,02E-01 | | | kruipruimte (mg/m3) | 8,07E-12 |
| porielucht (mg/dm3) | 2,53E-10 | C-blad (mg/kg vers) | 5,64E-02 | | |
| | | C-knol/aardappel (mg/kg vers) | 4,56E-02 | | |

| | | | |
|-----------------------|--------------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------------|
| naam gebruiker | Gebruiker | datum | 6 dec 2018 |
| model | CSOIL | versie | 1.0 |
| bestandsnaam | | | |
| contaminant | GenX-1 (dissocierende org st) | CASnr. considered receptor | 62037-80-3 levenslang gemiddeld |
| Bodemgebruik | plaatsen waar kinderen spelen | | |
| opmerkingen | | | |

| HUMANE RISICO GRENSWAARDEN | | mg/kg | ug/kg |
|-----------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| SRC humaan | 0,0226000 g/kg | 22,6 | 22600 |
| risico index | 2,0024 (levenslang gemiddeld) | | |
| bodemgehalte | 0,0226000 g/kg | | |
| C gw-max | 6,60E-04 ug/dm3 | | |

BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG GEMIDDELD

| in g/kg l.g. *d | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 1,50667E-07 | 4,62703E-10 | 9,23002E-09 | 3,54067E-10 | 1,87462E-11 |
| volwassene | 1,61429E-08 | 1,45081E-10 | 1,75977E-09 | 2,01786E-10 | 1,71868E-11 |
| levenslang gemiddeld | 2,76735E-08 | 1,72306E-10 | 2,40008E-09 | 2,14838E-10 | 1,73205E-11 |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 5,86587E-12 | 0 | 2,38012E-08 | 1,00751E-15 | 4,488E-10 |
| volwassene | 6,55189E-13 | 0 | 1,02005E-08 | 5,68144E-16 | 1,8222E-10 |
| levenslang gemiddeld | 1,10182E-12 | 0 | 1,13663E-08 | 6,05804E-16 | 2,05069E-10 |

PROCENTUELE BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG

| in % | | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------|
| | ingestie grond | dermale opname binnen grond | dermale opname buiten grond | inhalatie grond | inhalatie binnenlucht |
| kind | 81,45% | 0,25% | 4,99% | 0,19% | 0,01% |
| volwassene | 56,34% | 0,51% | 6,14% | 0,70% | 0,06% |
| levenslang gemiddeld | 65,81% | 0,41% | 5,71% | 0,51% | 0,04% |
| | inhalatie buitenlucht | consumptie gewas eigen tuin | consumptie drinkwater | inhalatie damp douchen | dermale opname baden |
| kind | 0,00% | 0,00% | 12,87% | 0,00% | 0,24% |
| volwassene | 0,00% | 0,00% | 35,60% | 0,00% | 0,64% |
| levenslang gemiddeld | 0,00% | 0,00% | 27,03% | 0,00% | 0,49% |

CONCENTRATIES IN RELEVANTE MILIEUCOMPARTIMENTEN

| | | | | | |
|---------------------|----------|-------------------------------|----------|---------------------|----------|
| bodem (mg/kg ds) | 22,6 | | | binnenlucht (mg/m3) | 9,72E-08 |
| poriewater (mg/dm3) | 2,39E+01 | | | kruipruimte (mg/m3) | 1,88E-09 |
| porielucht (mg/dm3) | 5,90E-08 | C-blad (mg/kg vers) | 1,31E+01 | | |
| | | C-knol/aardappel (mg/kg vers) | 1,06E+01 | | |

INVOER GEGEVENS

| <i>beschrijving</i> | <i>symbool</i> | <i>waarde</i> | <i>eenheid</i> |
|---|-----------------|-----------------------------------|-------------------------------|
| type stof | 0 | organische contaminant | |
| stofspectifieke parameters | | | |
| molmassa | M | 329,00 | [g/mol] |
| wateroplosbaarheid | S | 6,62E+05 | [mg/dm ³] |
| dampdruk zuivere stof | Vp | 1,17E-02 | [Pa] |
| octanol-water verdelingscoëfficiënt | log Kow | 2,58E+00 | [-] |
| organisch koolstof gecorrigeerde verdelingscoëff. | log Koc | 1,08E+00 | [dm ³ /kg] |
| permeatie coëfficiënt pe waterleiding | Dpe | 3,28E-09 | [m ² /d] |
| partiticoëfficiënt metalen | log Kp (metaal) | n.v.t. | [dm ³ /kg] |
| zuurdissociatieconstante | pKa | 3,82E+00 | [-] |
| fractie niet gedissocieerde stof | fnd | 6,56E-03 | [-] |
| bcf metalen (groenten) | | | [(mg/kg d.g.) / (mg/kg d.g.)] |
| bcf metalen (aardappel) | | | [(mg/kg d.g.) / (mg/kg d.g.)] |
| bcf organische stoffen (blad) | BCF_L_vers | 0,58 | [(mg/kg v.g.) / (mg/kg)] |
| bcf organische stoffen (wortel) | BCF_R_vers | 0,47 | [(mg/kg v.g.) / (mg/kg)] |

CRITERIA GEZONDHEIDSRIJICO

| <i>beschrijving</i> | <i>symbool</i> | <i>waarde</i> | <i>eenheid</i> |
|--|----------------|---------------|----------------------|
| maximaal toelaatbaar risiconiveau mens | MTR | 2,10E-05 | [mg/(kg l.g. d)] |
| toelaatbare concentratie lucht | TCL | NA | [mg/m ³] |
| tdi inhalatoir kind | MTR_LC | | [mg/(kg l.g. d)] |
| tdi inhalatoir volwassene | MTR_LA | | [mg/(kg l.g. d)] |

LOCATIE SPECIFIEKE GEGEVENS

| <i>beschrijving</i> | <i>symbool</i> | <i>waarde</i> | <i>eenheid</i> |
|-------------------------------|----------------|---------------|-----------------------|
| bodemgehalte | CS | | [mg/kg d.w.] |
| bodemtemperatuur | T | 283 | [K] |
| volume lucht fractie in bodem | Va | 0,20 | [-] |
| volume water fractie in bodem | Vw | 0,30 | [-] |
| volume vaste fractie in bodem | Vs | 0,50 | [-] |
| fractie organische koolstof | foc | 0,0580 | [-] |
| lutum gehalte | L | 25 | [%] |
| pH | pH | 6,00 | [-] |
| bulkdichtheid droge grond | SD | 1200,00 | [kg/dm ³] |

MODEL PARAMETER WAARDEN

| beschrijving | symbool | waarde | eenheid |
|--|----------------|---------------|-------------------------------|
| gasconstante | R | 8,31 | [Pa.m ³ /mol.k] |
| grenslaagdikte | d | 0,01 | [m] |
| diepte verontreiniging t.o.v maaiveld | dp | 1,25 | [m] |
| ventilatievoud kruipruimte | Vv | 1,10 | [1/h] |
| hoogte kruipruimte | Bh | 0,50 | [m] |
| bijdrage kruipruimte lucht aan binnenlucht (fractie) | fbi | 0,10 | [-] |
| diameter verontr. gebied | Lp | 100 | [m] |
| verhouding droog/vers aardappelen of knolgroente | fdwr | 0,167 | [-] |
| verhouding droog/vers bladgroente | fdws | 0,098 | [-] |
| depositie constante | dpconst | 1,00E-02 | [-] |
| fractie grond in stof binnen | frsi | 0,80 | [-] |
| fractie grond in stof buiten | frso | 0,50 | [-] |
| verdunningsfactor poriewater - grondwater | fdil | 1,00 | [-] |
| temperatuur badwater | Tsh | 313 | [K] |
| drinkwaterconstante | dwconst | 45,60 | [-] |
| fractie blootgestelde huid douchen | fexp | 4,00E-01 | [-] |
| retentiefactor deeltjes in longen | fr | 7,50E-01 | [-] |
| relatieve absorptiefactor algemeen (excl grond) | Fa | 1,00E+00 | [-] |
| relatieve absorptiefactor grond | Fag | 1,00E+00 | [-] |
| matrixfactor dermale absorptie | fm | 1,50E-01 | [-] |
| douchetijd per keer | tdc | 2,50E-01 | [h/d] |
| verblijf in badkamer | td | 5,00E-01 | [h] |
| type waterleiding | waterl | 1,00E+00 | code 1 = PE / code 0 = metaal |
| fractie verontreinigde aardappel of knolgewas | Fvk | 0,00E+00 | [-] |
| fractie verontreingd bladgewas | Fvb | 0,00E+00 | [-] |

| beschrijving | symbool | waarde voor kind | waarde voor volw. | eenheid |
|---|----------------|-------------------------|--------------------------|----------------------|
| lichaamsgewicht | BWc,a | 1,50E+01 | 7,00E+01 | [kg] |
| dagelijkse inname grond | AI Dc,a | 1,00E-04 | 5,00E-05 | [kg ds/d] |
| gewasconsumptie aardappelen of knolgewas | Qk'c,a | 5,95E-02 | 1,22E-01 | [kg vg/d] |
| gewasconsumptie bladgroente | Qb'c,a | 5,83E-02 | 1,39E-01 | [kg vg/d] |
| drinkwaterconsumptie | Qdw,c,a | 1,00E+00 | 2,00E+00 | [dm ³ /d] |
| geinhaleerde bodem deeltjes | ITSPc,a | 3,13E-07 | 8,33E-07 | [kg/d] |
| verblijftijd binnen (jaargemiddeld per dag) | Tiic,a | 9,14E+00 | 1,49E+01 | [h] |
| verblijftijd buiten (jaargemiddeld per dag) | Tioc,a | 2,86E+00 | 1,14E+00 | [h] |
| ademvolume | Avc,a | 3,17E-01 | 8,33E-01 | [m ³ /h] |
| oppervlak lichaam | Atotc,a | 9,50E-01 | 1,80E+00 | [m ²] |
| blootgesteld oppervlak binnen | Aexpci,a | 5,00E-02 | 9,00E-02 | [m ²] |
| blootgesteld oppervlak buiten | Aexpc,ao | 2,80E-01 | 1,70E-01 | [m ²] |
| bedekkingsgraad huid binnen | DAEci,ai | 5,60E-04 | 5,60E-04 | [kg/m ²] |
| bedekkingsgraad huid buiten | DAEco,ao | 5,10E-03 | 3,75E-02 | [kg/m ²] |
| dermale absorptiesnelheid | DARc,a | 1,00E-02 | 5,00E-03 | [1/h] |
| tijd blootstelling contact grond binnen | Tbci,ai | 9,14E+00 | 1,49E+01 | [h/d] |
| tijd blootstelling contact grond buiten | Tbco,ao | 2,86E+00 | 1,14E+00 | [h/d] |
| verdunningssnelheid | Vfc,a | 1,61E+02 | 3,25E+02 | [m/h] |

Bijlage 8. Zoogdier en vogel toxiciteitsgegevens

Table 1. Overview of HFPO-DA toxicity test with birds and mammals. '-' indicate not published/not able to determine.

| Species | Strain | Test compound | Conc. Expressed as | Exposure duration | Type of study | Assessment factor – study type | Route of exposure | Effect | Criterion | Dose [mg/kg bw/d] ^a | Body weight [g] ^b | C (energy normalized) [mg/kJ] ^c | Criterion | Diet conc. [mg/kg diet] | Energy content diet [kJ/kg] | C (energy normalized) [mg/kJ] | Ref ^d |
|---------|----------------|---------------|--------------------|-------------------|---------------|--------------------------------|-------------------|-------------------------------------|-----------|--------------------------------|------------------------------|--|-----------|-------------------------|-----------------------------|-------------------------------|------------------|
| Quail | Bobwhite Quail | FRD-902 | HFPO-DA | 20w | Chr. | 1 | Diet | Survival; weight; reproduction | NOAEL | ≥67.3 | 228 | ≥0.0363 | - | - | - | - | [1] |
| Mouse | CrI: CD1 ICR | FRD-902 | HFPO-DA | 28d | Sub ac. | 10 | Oral (gavage) | Cumulative BW gains (male & female) | NOAEL | 2.50 | 30.8 | 0.00102 | - | - | - | - | [2] |
| Mouse | CrI: CD1 ICR | FRD-902 | HFPO-DA | 90d | Sub chr. | 3 | Oral (gavage) | BW increase F1 | NOAEL | 0.398 | 56.6 | 0.000193 | - | - | - | - | [3] |
| Rat | CrI: CD SD | FRD-902 | HFPO-DA | GD 6-20 | Sub chr. | 3 | Oral (gavage) | Early deliveries; lower fetal BW | NOAEL | 7.96 | 431 | 0.00689 | - | - | - | - | [4] |
| Rat | CrI: CD SD | FRD-902 | HFPO-DA | 90d | Sub chr. | 3 | Oral (gavage) | Mortality (female) | NOAEL | 79.6 | 292 | 0.0617 | - | - | - | - | [5] |
| Rat | CrI: CD SD | FRD-902 | HFPO-DA | 2y | Chr. | 1 | Oral (gavage) | BW change (female) | NOAEL | 39.8 | 540 | 0.0367 | - | - | - | - | [6] |

^a Dose has been corrected for purity (84%, resp., 88%) and ammonium counter ion.

^b Related to body weight at the end of study (if not stated otherwise). If no specific gender effects were observed, an overall average body weight was calculated.

^c Assessment factor not yet applied.

^d References: [1] Temple et al., 2010; [2] Haas et al., 2008; [3] Edwards et al., 2010a; [4] Edwards et al., 2010b; [5] Haas et al., 2009; [6] Craig et al., 2013

Bijlage 9. Zoogdieren en vogel accumulatie

Onderstaande tabel is overgenomen uit Lijzen et al. (2018) en aangevuld met omgerekende BMF waarden voor planten. De tabel geeft voor PFOA relevante BMF waarden voor zoogdieren en vogels weer die uitgedrukt zijn in 'kg_{ww vis} / kg_{ww zoogdier}' of in 'kg_{ww zoogdier} / kg_{ww zoogdier}'. Deze waarden zijn in Lijzen et al. (2018) omgerekend naar 'kg_{ww worm} / kg_{ww zoogdier}' door gebruik te maken van de standaard energie content (ww) zoals vermeldt in het rapport van Verbruggen (2014). Dezelfde aanpak is in dit rapport gebruikt om de BMF waarden om te zetten naar 'kg_{ww plant} / kg_{ww zoogdier}'. Hiertoe zijn de gegevens van bladgroenten gebruikt die een energiegehalte hebben van 11.2 kJ/g dw, en een vochtgehalte van 88.6% (Smit, 2005). Van de afzonderlijke BMF waarden is voor wormen en planten een geometrisch gemiddelde BMF berekend van 7.71 kg_{ww worm} / kg_{ww zoogdier}, en 18,4 kg_{ww plant} / kg_{ww zoogdier}, respectievelijk. Deze waarden zijn gebruikt in het kader van dit rapport.

Tabel 2 Whole body estimate BMF waarden die gebruikt zijn voor het afleiden van een BMF waarde voor extrapolatie van zoogdieren naar wormen danwel planten. z = zoogdieren.

| Ref. | BMF waarde gerapporteerd | | Energie genormaliseerde BMF (ww) | | BMF waarde omgerekend voor wormen | | BMF waarde omgerekend voor planten | |
|------|--------------------------|---------------------------------|----------------------------------|-------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|------------------------------------|-----------------------------------|
| | Waarde | Eenheid | Waarde | Eenheid | Waarde | Eenheid | Waarde | Eenheid |
| [1] | 13 | $\frac{kg\ ww\ vis}{kg\ ww\ z}$ | 9.8 | $\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$ | 23.6 | $\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$ | 56.2 | $\frac{kg\ ww\ plant}{kg\ ww\ z}$ |
| [1] | 13 | $\frac{kg\ ww\ vis}{kg\ ww\ z}$ | 9.8 | $\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$ | 23.6 | $\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$ | 56.2 | $\frac{kg\ ww\ plant}{kg\ ww\ z}$ |
| [1] | 2.7 | $\frac{kg\ ww\ vis}{kg\ ww\ z}$ | 2.0 | $\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$ | 4.9 | $\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$ | 11.7 | $\frac{kg\ ww\ plant}{kg\ ww\ z}$ |
| [1] | 2.3 | $\frac{kg\ ww\ vis}{kg\ ww\ z}$ | 1.7 | $\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$ | 4.2 | $\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$ | 9.9 | $\frac{kg\ ww\ plant}{kg\ ww\ z}$ |
| [1] | 6.4 | $\frac{kg\ ww\ vis}{kg\ ww\ z}$ | 4.8 | $\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$ | 11.6 | $\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$ | 27.7 | $\frac{kg\ ww\ plant}{kg\ ww\ z}$ |
| [1] | 1.8 | $\frac{kg\ ww\ vis}{kg\ ww\ z}$ | 1.4 | $\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$ | 3.3 | $\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$ | 7.8 | $\frac{kg\ ww\ plant}{kg\ ww\ z}$ |
| [2] | 2.4 | $\frac{kg\ ww\ z}{kg\ ww\ z}$ | 2.4 | $\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$ | 5.8 | $\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$ | 13.8 | $\frac{kg\ ww\ plant}{kg\ ww\ z}$ |
| [2] | 2.1 | $\frac{kg\ ww\ z}{kg\ ww\ z}$ | 2.1 | $\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$ | 5.1 | $\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$ | 12.1 | $\frac{kg\ ww\ plant}{kg\ ww\ z}$ |

[1] Houde, M., et al., Biomagnification of perfluoroalkyl compounds in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) food web. *Environ Sci Technol*, 2006. 2006(40): p. 4138-4144.

[2] Müller, C., et al., Biomagnification of perfluorinated compounds in a remote terrestrial food chain: lichen-caribou-wolf. *Environ Sci Technol*, 2011. 45(20): p. 8665-8673.

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag