



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

Milieukwaliteitswaarden voor PFOS

Uitwerking van generieke en gebiedsspecifieke
waarden voor het gebied rond Schiphol

RIVM Briefrapport 2016-0001
A.M. Wintersen | J.P.A. Lijzen | R. van Herwijnen



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

Milieukwaliteitswaarden voor PFOS

Uitwerking van generieke en gebiedsspecifieke
waarden voor het gebied rond Schiphol

RIVM Briefrapport 2016-0001

A.M. Wintersen | J.P.A. Lijzen | R. van Herwijnen

Colofon

© RIVM 2016

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.

A.M. Wintersen (auteur), RIVM
J.P.A. Lijzen (auteur), RIVM
R. van Herwijnen (auteur), RIVM

Contact:
J.P.A. Lijzen
RIVM-DMG
030-2743557

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Provincie Noord Holland, in het kader van het project 'Risicogrenzen PFOS'

Dit is een uitgave van:
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Milieukwaliteitswaarden voor PFOS

In opdracht van de provincie Noord-Holland heeft het RIVM de beschikbare kennis over de blootstelling en effecten van de stof PFOS verzameld en generieke risicogrenzen afgeleid. Op basis daarvan kan de provincie een zogenoemde gebieds- of locatiegerichte aanpak opstellen. Binnen deze aanpak kan bijvoorbeeld worden bepaald of een verontreiniging een bedreiging vormt voor het gebruik van de bodem en het grondwater, en of maatregelen nodig zijn.

Aanleiding voor de vraag is dat PFOS in de omgeving van Schiphol in sloten, de bodem en het grondwater is aangetroffen. Deze stof is in het verleden gebruikt als brandvertragend middel in blusschuim. De verontreinigingen zijn het gevolg van een incident waarbij blusschuim naar de bodem en het grondwater kon weglekken. Inmiddels is het gebruik van PFOS sterk aan banden gelegd.

Voor PFOS zijn voornamelijk geen landelijke normen voor bodem en grondwater vastgesteld. Om een gebiedsgerichte aanpak mogelijk te maken, worden in dit rapport niet alleen generieke onder- en bovengrenzen aangereikt, maar ook overwegingen geboden die van belang zijn bij de beoordeling van PFOS in het gebied. De feitelijke uitwerking van de gebiedsaanpak valt buiten het bestek van dit onderzoek. De risicogrenzen zijn afgeleid volgens nationale, generieke methoden.

Kernwoorden: PFOS, gebiedsgerichte aanpak, risicogrenzen, blootstelling, effecten

Synopsis

Environmental quality criteria for PFOS

Parts of the surface water, soil and subsoil in the area of the Dutch national airport Schiphol are contaminated with the substance PFOS. PFOS was used in the past as a flame retardant in firefighting foam. The contaminations are the result of a spill which led to emissions of PFOS to soil and groundwater.

Currently there are no national environmental quality criteria in The Netherlands for PFOS. The Province of Noord Holland has asked RIVM to derive generic risk limits based on the exposure and effects of PFOS that can be used in a so called area specific approach.

This report contains lower and upper boundaries for determining the bandwidth for area specific policy. Furthermore the report summarizes the available generic risk criteria for human health, the ecosystem and the spreading of contaminations to surface waters, along with other considerations that are relevant for assessing PFOS in the area. This information can be used by the competent authorities to formulate an area specific approach. The formulation of an area specific approach is not part of this report.

Keywords: PFOS, area specific approach, environmental risk limits, exposure, effects

Inhoudsopgave

Samenvatting—9

1 Achtergrond — 11

- 1.1 Aanleiding en doel — 11
- 1.2 Welke kwaliteitscriteria? — 11
- 1.3 Status en toepassingsbereik van de risicogrenzen en criteria — 12
- 1.4 Leeswijzer — 12

2 Onder- en bovengrenzen voor bodem, sediment, grond- en oppervlaktewater — 13

- 2.1 Doelen — 13
- 2.2 Samenvatting van gevonden waarden — 13
- 2.3 Betekenis en methodiek onder- en bovengrenzen — 14
 - 2.3.1 Bodem en sediment — 14
 - 2.3.2 Grondwater — 14
 - 2.3.3 Oppervlaktewater — 14
- 2.4 Herijking blootstellingsmodel CSOIL — 15
 - 2.4.1 Algemeen — 15
 - 2.4.2 Partitie bodem/water — 15
 - 2.4.3 Partitie poriewater/gewassen — 15
- 2.5 Ondergrenzen - achtergrond en getallen — 16
 - 2.5.1 Bodem — 16
 - 2.5.2 Sediment — 16
 - 2.5.3 Grondwater — 16
 - 2.5.4 Oppervlaktewater — 17
- 2.6 Bovengrenzen — 17
 - 2.6.1 Bodem — 17
 - 2.6.2 Sediment — 18
 - 2.6.3 Grondwater — 18
 - 2.6.4 Oppervlaktewater — 18

3 Bouwstenen voor gebiedsspecifieke normen voor hergebruik — 19

- 3.1 Inleiding — 19
- 3.2 Risicogrenzen — 19
- 3.3 Uitwerking generieke Maximale Waarden voor hergebruik — 21
 - 3.3.1 Uitwerking Maximale waarde 'Wonen met tuin' grond en bagger — 21
 - 3.3.2 Uitwerking maximale waarde 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie' grond en bagger — 22
- 3.4 Uitwerking functiespecifieke kwaliteitswaarden voor grondwater — 22
 - 3.4.1 Uitwerking functiespecifieke kwaliteitswaarde 'Wonen met tuin' grondwater — 23
 - 3.4.2 Uitwerking functiespecifieke kwaliteitswaarde voor grondwater voor de functie 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie' — 25
- 3.5 Berekening van gewassen met oppervlaktewater uit poldersloten — 26
- 3.6 Synthese: naar gebiedsspecifieke criteria — 26

4 Referenties — 29

Bijlage 1. Overzicht van milieurisicogrenzen voor PFOS — 33

Bijlage 2. Inventarisatie gegevens doorvergiftiging – 35

Bijlage 3. Verdunning van grondwater naar oppervlaktewater – 37

Samenvatting

In 2008 is nabij luchthaven Schiphol als gevolg van een incident een nieuwe verontreiniging met PFOS ontstaan in grond en grondwater. Door de provincie Noord-Holland is (mede namens Hoogheemraadschap Rijnland, Gemeente Haarlemmermeer en Schiphol Nederland BV) aan het RIVM gevraagd risicogrenzen en criteria voor PFOS af te leiden om de aanpak en omgang met verontreinigingen in het gebied op en rond Schiphol te ondersteunen.

In opdracht van de provincie Noord-Holland heeft het RIVM de beschikbare kennis over de blootstelling en effecten van de stof PFOS verzameld. Op basis daarvan kan de provincie een zogenoemde gebieds- of locatiegerichte aanpak opstellen. Binnen deze aanpak kan bijvoorbeeld worden bepaald of een verontreiniging een bedreiging vormt voor het gebruik van de bodem en het grondwater, en of maatregelen nodig zijn.

Aanleiding voor de vraag is dat PFOS in de omgeving van Schiphol in sloten, de bodem en het grondwater is aangetroffen. Deze stof is in het verleden gebruikt als brandvertragend middel in blusschuim. De verontreinigingen zijn het gevolg van een incident waarbij blusschuim naar de bodem en het grondwater kon weglekken. Inmiddels is het gebruik van PFOS sterk aan banden gelegd.

Voor PFOS zijn vooralsnog geen landelijke normen voor bodem en grondwater vastgesteld. Om een gebiedsgerichte aanpak mogelijk te maken, worden in dit rapport niet alleen generieke onder- en bovengrenzen aangereikt, maar ook overwegingen geboden die van belang zijn bij de beoordeling van PFOS in het gebied. De feitelijke uitwerking van de gebiedsaanpak valt buiten het bestek van dit onderzoek. De risicogrenzen zijn afgeleid volgens nationale, generieke methoden.

1 Achtergrond

1.1 Aanleiding en doel

In 2008 is nabij luchthaven Schiphol als gevolg van een incident een nieuwe verontreiniging¹ met PFOS ontstaan in grond en grondwater. Door de provincie Noord-Holland is (mede namens Hoogheemraadschap Rijnland, Gemeente Haarlemmermeer en Schiphol Nederland BV) aan het RIVM gevraagd risicogrenzen en criteria voor PFOS af te leiden om de aanpak en omgang met verontreinigingen in het gebied op en rond Schiphol te ondersteunen.

In overleggen op 17 maart en 11 september 2014 is geconstateerd dat er behoefte is aan een generiek kader en aan een gebiedsgerichte aanpak voor het geven van richting aan het omgaan met vrijkomende grond uit het gebied en de aanpak van hotspots. De gegevens uit deze rapportage kunnen gebruikt gaan worden in een beleidsmatige uitwerking op basis van artikel 13 van de Wet bodembescherming (zorgplicht).

Het RIVM is gevraagd te adviseren over de te hanteren risicogrenzen en criteria op basis van risico's voor de mens en het milieu vanuit de bestaande uitgangspunten in het generieke beleid en vanuit mogelijke uitgangspunten voor gebiedsspecifiek beleid. Naast behoefte aan kwaliteitscriteria is er behoefte aan een bestuurlijk-juridisch kader. Rijkswaterstaat-Bodem+ is gevraagd hiervoor ondersteuning te leveren.

Doel van deze rapportage is de elementen aan te leveren waarmee de betrokken overheden tot gebiedsspecifiek beleid kunnen komen. De risico-technische uitwerking is waar mogelijk uitgevoerd volgens gevestigde risicobeoordelingsmethoden. De formulering van een locatie- of gebiedsgerichte aanpak kan door het bevoegd gezag onderbouwd worden met de informatie uit dit rapport. De totstandkoming van deze aanpak vormt geen onderdeel van dit rapport.

1.2 Welke kwaliteitscriteria?

Beleidsmatig is aangegeven dat er behoefte is aan voorstellen voor een ondergrens en bovengrens voor hergebruik van grond en bagger² binnen en buiten een nader te definiëren gebied. Er is ook behoefte aan een 'ondergrens' voor uitslaan van oppervlaktewater naar de ringvaart en een 'ondergrens' voor grondwater. Met een ondergrens wordt bedoeld een waarde waaronder geen actie ondernomen hoeft te worden. Naast milieurisicogrenzen kunnen beschikbare gegevens over achtergrondgehalten (bijvoorbeeld in sediment) bij de bepaling daarvan betrokken worden.

¹ PFOS wordt steeds meer aangetroffen als diffuse verontreiniging in bodem, sediment en grondwater. Daarnaast wordt PFOS algemeen aangetroffen in de buurt van locaties waar met PFOS houdend blusschuim werd geoefend. Met 'nieuwe verontreiniging' wordt hier verwezen naar de evident verhoogde gehalten die onder en nabij de opslagbassins zijn aangetroffen.

² De waarden voor bagger/sediment worden in dit rapport op dezelfde grondslag berekend als waarden voor grond. De waarden zijn ook toepasbaar op aquatisch sediment, maar er wordt niet uitgegaan van evenwicht tussen oppervlaktewater en sediment, waardoor de eindpunten 'doorvergiftiging naar aquatische organismen' en 'humane visconsumptie' geen onderdeel uitmaken van de afleiding voor bagger.

Er is ook behoefte aan een bovengrens ('interventieniveau'). De risicogrenzen voor de mens en het ecosysteem worden daartoe afgeleid volgens de systematiek van interventiewaarden-afleiding (Lijzen et al. 2001).

Voor gebruik binnen een gebiedsspecifiek kader worden voorstellen voor functiespecifieke kwaliteitswaarden gedaan die binnen het bereik van de voornoemde onder- en bovengrenzen vallen. De aanpak in een eerdere rapportage (RIVM Rapport 607083001/2011) zal hierbij betrokken worden. Hoe dit gebiedsspecifiek kader bestuurlijk juridisch vormgegeven kan worden volgt uit het genoemde advies van Rijkswaterstaat-Bodem+. Het is daarvoor ook van belang, op basis van vast te stellen geohydrologische eenheden, te bepalen binnen welke ruimtelijke eenheid grond herschikt mag worden.

1.3 Status en toepassingsbereik van de risicogrenzen en criteria

De risicogrenzen en criteria in dit rapport zijn afgeleid volgens wettelijk verankerde (Bbk, Circulaire) of op andere wijze gedocumenteerde methodieken. Omdat hierbij een generieke systematiek wordt gevolgd kunnen de waarden ook worden gebruikt in nationaal beleid of op andere locaties. Die toepassing valt buiten het bestek van dit project, omdat de verantwoordelijkheid hiervoor bij het ministerie van IenM ligt. De samengestelde kwaliteitswaarden (bestaande uit meerdere eindpunten) gelden voor een standaardbodem met 10% organisch stof. Voor toepassing in specifieke situaties dient een bodemtypecorrectie uitgevoerd te worden.

De genoemde gehalten in dit rapport gelden voor een zogenaamd technisch mengsel van PFOS, dat voor 60 tot 70 % uit lineair PFOS bestaat en voor het overige deel uit vertakte isomeren (Chu en Letcher, 2008). Er zijn in Nederland nog geen gestandaardiseerde bewerkings- en analysemethoden beschikbaar voor PFOS. Indien waarden uit dit rapport vergeleken worden met veldwaarnemingen dient men hier rekening mee te houden.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 beschrijft het resultaat van het vaststellen van ondergrenzen en bovengrenzen voor de verschillende compartimenten. Hoofdstuk 3 geeft de bouwstenen voor gebiedsspecifieke waarden, binnen het bereik van de onder- en bovengrenzen uit Hoofdstuk 2. De bouwstenen (risicogrenzen) vormen onderdeel van de afleiding van functiespecifieke kwaliteitswaarden voor grond en grondwater voor de functies 'Wonen met tuin' en 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie'. In hoofdstuk 3 worden verder aanvullende gegevens en uitgangspunten benoemd die van belang kunnen zijn voor de vaststelling van gebiedsspecifieke waarden.

2 Onder- en bovengrenzen voor bodem, sediment, grond- en oppervlaktewater

2.1 Doelen

In dit hoofdstuk worden onder- en bovengrenzen voor bodem, sediment, grond- en oppervlaktewater geïnventariseerd op basis van beschikbare informatie. De doelen voor de afleiding van deze onder- en bovengrenzen zijn als volgt:

1. Het vaststellen van de bandbreedte waarbinnen een gebiedsgerichte aanpak van grond en bagger zich dient te bevinden;
2. Inventariseren van informatie voor de vaststelling van een ondergrens voor de lozing van oppervlaktewater naar de ringvaart;
3. Het vaststellen van 'interventieniveaus' voor bodem, sediment en grondwater.
4. Het inventariseren van beschikbare risicogrenzen als bouwstenen voor functiespecifieke kwaliteitswaarden (Hoofdstuk 3).

Voor de vaststelling van de onder- en bovengrenzen wordt de landelijke systematiek voor de onderbouwing van Streef- en Interventiewaarden voor bodem, sediment en grondwater gevolgd. Voor oppervlaktewater zijn voor PFOS inmiddels normen vastgesteld als gevolg van verplichtingen die voortvloeien uit de Kaderrichtlijn Water (KRW).

2.2 Samenvatting van gevonden waarden

Tabel 2.1 geeft een overzicht van de beschikbare onder- en bovengrenzen voor de verschillende milieucompartimenten. In de volgende paragrafen wordt de betekenis en onderbouwing van deze waarden uitgewerkt. De waarden voor grond en grondwater uit dit overzicht zijn nog niet op elkaar afgestemd door middel van evenwichtspartitie. Dit vindt in Hoofdstuk 3 plaats.

Tabel 2.1. Onder- en bovengrenzen voor PFOS in verschillende milieucompartimenten. MTR = Maximaal Toelaatbaar Risico, RG=rapportagegrens, ER=Ernstig Risiconiveau, DW=drinkwater, JG-MKE=Jaargemiddelde milieukwaliteitseis, MAC-MKE = Maximaal toegestane piekbelasting

Compartiment	Ondergrens	Bovengrens
Bodem	0,1 µg/kg ds (RG)	6.600 µg/kg ds (MTR _{humaan-bodem})
Bagger/sediment	0,1 µg/kg ds (RG)	16.000 µg/kg ds (ER _{eco})
Grondwater	0,23x10 ⁻³ µg/l	4,7 µg/l (DW)
Oppervlaktewater	- (ivm bovengrens) (achtergrondwaarden NL: 4,7x10 ⁻³ – 32x10 ⁻³ µg/l)	0,65x10 ⁻³ µg/l (JG-MKE) 36 µg/l (MAC-MKE)*

* normen voor jaargemiddelde concentraties en maximale concentraties, zie verder 2.6.4

2.3 Betekenis en methodiek onder- en bovengrenzen

De betekenis van de onder- en bovengrenzen verschilt per milieucompartiment. De juridische haalbaarheid en consequenties van de toepassing van de grenswaarden uit dit rapport wordt nader beschouwd in samenspraak met RWS leefomgeving.

2.3.1 *Bodem en sediment*

Voor bodem en sediment vormt de ondergrens de zogenaamde "altijd-grens" voor hergebruik op land uit het Besluit bodemkwaliteit. De ondergrens wordt – indien mogelijk – gebaseerd op achtergrondconcentraties in (relatief) onbelaste gebieden (Dirven et al. 2007). Wanneer deze informatie niet of onvoldoende beschikbaar is, wordt de ondergrens vastgesteld op het niveau van de bepalingsgrens. Informatie over achtergrondwaarden kan dan alsnog bruikbaar zijn bij de vaststelling van gebiedsspecifieke waarden in Hoofdstuk 3.

De bovengrenzen voor bodem en sediment worden vastgesteld conform de methodiek voor de onderbouwing van Interventiewaarden. De bovengrens wordt voor bodem vastgesteld als de laagste van de waarden voor het $MTR_{\text{humaan, bodem}}$ en het ER_{eco} . Voor sediment is de bovengrens gelijk aan de waarde van het ER_{eco} (Lijzen et al, 2001). De bovengrens voor bodem vormt de afbakening van de bandbreedte voor de vaststelling van gebiedsspecifieke waarden voor hergebruik van bagger en bodem op land. De bovengrenzen voor bodem en sediment vormen tevens 'interventieniveaus' die bij overschrijding aanleiding geven voor de beoordeling van de noodzaak voor maatregelen (beheren/saneren).

2.3.2 *Grondwater*

De ondergrens voor grondwater wordt vastgesteld op het niveau van de Streefwaarde. Streefwaarden voor grondwater zijn afgeleid van het VR_{eco} (Verwaarloosbaar Risico voor het ecosysteem). De ondergrens voor grondwater vormt een generieke doelstelling voor herstel bij saneringen.

De bovengrens voor grondwater wordt afgeleid conform de methodiek voor afleiding van Interventiewaarden (Lijzen et al., 2001). Voor grondwater wordt deze waarde vastgesteld als de laagste van de volgende waarden: $MTR_{\text{humaan, grondwater}}$, MTR_{DW} (veilige waarde voor consumptie drinkwater) en het $ER_{\text{eco, grondwater}}$.

2.3.3 *Oppervlaktewater*

Voor oppervlaktewater zijn er geen formele normen die qua betekenis zijn te vergelijken met de ondergrenzen zoals hiervoor beschreven voor de overige compartimenten. In dit rapport wordt voor de ondergrens voor oppervlaktewater een inventarisatie gedaan van bepalingsgrenzen en achtergrondwaarden.

De bovengrenzen voor oppervlaktewater zijn vastgelegd in het Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (BKMW; Staatscourant 2015). De normen bestaan uit een jaargemiddelde waarde waaraan de waterkwaliteit van oppervlaktewateren op lange termijn dient te voldoen en een maximale norm die een rol speelt bij de beoordeling van lozingen op oppervlaktewater (JG-MKE, MAC-MKE).

2.4 Herijking blootstellingsmodel CSOIL

2.4.1 *Algemeen*

Bij de afleiding van risicogrenzen in Lijzen et al. (2011) is aangegeven dat de partiticoëfficiënten voor PFOS, gezien het karakter van het amfifiele sulfonaat, onzeker zijn. Onduidelijk was of de verdeling van PFOS in biotische en abiotische milieus gezien deze eigenschappen met de gebruikelijke evenwichtspartitie kon worden beschreven.

2.4.2 *Partitie bodem/water*

In een studie door Zareitalabad et al. (2013) werd specifiek gekeken naar het partitiedrag van PFOS en PFOA tussen organische stof en water. Men concludeert dat de partitie van PFOS onder laboratoriumomstandigheden boven verwachting goed kan worden voorspeld aan de hand van experimenteel bepaalde K_{oc} -waarden. Men gaat hierbij uit van een $\log K_{oc}$ van circa 2,8. Dit bevestigt de keuze voor de waarde van 2,57 die eerder werd gehanteerd door Lijzen et al. (2011). Zareitalabad et al. concluderen echter wel dat de partiticoëfficiënten in bodem en sediment *in situ* mogelijk aanzienlijk hoger zijn, wat zou betekenen dat de binding aan organisch materiaal in de praktijk sterker is dan op grond van laboratoriumexperimenten zou worden verondersteld. Dit beeld wordt bevestigd door het onderzoek van Kwadijk et al. (2010) waarin *in situ* $\log K_{oc}$ waarden van gemiddeld 3,7 werden gevonden.

Concluderend kan gesteld worden dat de in 2011 geselecteerde, waarde voor de $\log K_{oc}$ van 2,57 als voldoende conservatief kan worden beschouwd op basis van nieuw onderzoek. Daarnaast kan op grond van dit onderzoek voorlopig worden geconcludeerd dat de partitie van PFOS tussen bodem/sediment en water voldoende betrouwbaar met behulp van evenwichtspartiticoëfficiënten is te beschrijven. Meer onderzoek is wenselijk in verband met de specifieke stofeigenschappen van PFOS. Vanwege deze eigenschappen is het goed mogelijk dat het partitiedrag van PFOS afhankelijk is van het milieu (pH, redox, etc.). Totdat hierover meer bekend is, is het gerechtvaardigd om met een $\log K_{oc}$ te rekenen die zich - voor de normstelling - aan de conservatieve kant van het spectrum bevindt.

2.4.3 *Partitie poriewater/gewassen*

Om de blootstelling aan PFOS via de route gewasopname te kunnen berekenen is informatie nodig over de partitie tussen bodem (poriewater) en gewassen. Voor de evaluatie in 2011 is gebruik gemaakt van gewasopnamegegevens uit Stahl (2009). In een studie uit 2011 door Lechner & Knapp (2011) werd de opname van PFOS en PFOA door eetbare groenten (aardappel, komkommer en wortel) onderzocht. Alhoewel de studie niet voldoende gegevens oplevert om de eerder gehanteerde bioconcentratiefactoren (BCF) aan te passen, wordt bevestigd dat PFOS door planten wordt opgenomen. De door Lechner & Knapp berekende overdrachtsfactoren voor de eetbare delen van de planten zijn nihil tot laag. Uit de studie blijkt verder dat de opname in de niet eetbare delen (stengels, bladeren) aanzienlijk hoger is. Voor andere gewassen kan dit anders zijn.

In een andere studie naar opname door tarwekiemen werd vastgesteld dat gewasopname het grootst is bij een pH tussen 4 en 6 (Zhao et al. 2013). Of dit ook voor andere gewassen geldt, blijkt niet uit het

onderzoek, maar het is aannemelijk dat het partitiedrag afhankelijk is van de bodemchemische omstandigheden.

Op basis van het bovenstaande worden de BCF-waarden die zijn gebaseerd op Stahl (2009) gehandhaafd voor de berekening van de humane blootstelling met het model CSOIL.

2.5 Ondergrenzen – achtergrond en getallen

2.5.1

Bodem

Inventarisatie

In Nederland is nog geen landsdekkend onderzoek uitgevoerd naar de (achtergrond)concentraties van PFOS in diffuus verontreinigde gebieden. Wereldwijd is er wel steeds meer aandacht voor de verspreiding van PFOS en komt er ook meer informatie beschikbaar over de aanwezigheid van de stof in belaste en onbelaste gebieden. Xiaou et al. (2015) verzamelden in een overzichtsstudie de resultaten uit een groot aantal onderzoeken wereldwijd en rapporteren een mediane achtergrondwaarde voor bodem van ca. 5 µg/kg. Het is echter niet duidelijk wat het aandeel van lokaal belaste gebieden is in de studie.

Ondergrens

Voor Nederland zijn geen bruikbare achtergrondwaarden in bodem bekend. De ondergrens voor bodem wordt daarom gelijk gesteld aan de rapportagegrens van **0,1 µg/kg ds** (Lijzen et al. 2011). Wereldwijd worden op uiteenlopende locaties hogere gehalten in bodem aangetroffen (zie boven). Bij de vaststelling van gebiedsspecifieke waarden in Hoofdstuk 3 is het daarom raadzaam om vast te stellen wat de voor het gebied geldende achtergrondgehalten zijn.

2.5.2

Sediment

Inventarisatie

De ondergrens voor sediment wordt conform de generiek landelijke systematiek gelijkgesteld aan die voor bodem. Er zijn daarnaast gegevens beschikbaar over de achtergrondkwaliteit van bagger die voor de vaststelling van gebiedsspecifieke kwaliteitswaarden relevant kunnen zijn. Kotterman & Kwadijk (2009, 2011) voerden referentiemetingen uit in bagger in het gebied in Noord Holland. De laagste van deze waarden bedraagt 0,9 µg/kg ds. Deze waarde is in lijn met waarden gevonden in een landsdekkend onderzoek waarbij gehalten in sediment werden gevonden uiteenlopend van 0,5 µg/kg ds tot 8,7 µg/kg ds (Kwadijk et al. 2010).

Ondergrens

De ondergrens voor sediment wordt gelijkgesteld aan de rapportagegrens in bodem van **0,1 µg/kg ds**. Voor de vaststelling van gebiedsspecifieke waarden in Hoofdstuk 3 kan rekening gehouden worden met de beschikbare informatie over lokale (en landelijke) achtergrondgehalten in sediment.

2.5.3

Grondwater

Inventarisatie

Conform de landelijke afleiding voor Streef- en Interventiewaarden is de ondergrens voor grondwater gelijk aan het VR_{eco} . Het VR_{eco} is vastgesteld door Moermond et al. (2010) ($MTR_{eco}/100$). Het MTR_{eco} is

gebaseerd op directe toxiciteit. Het MTR voor doorvergiftiging en blootstelling van de mens via visconsumptie is voor grondwater buiten beschouwing gelaten. Het VR ligt voor PFOS lager dan de bepalingsgrens die is vastgesteld op 5×10^{-3} µg/l (Lijzen et al., 2005). In de praktijk zal de ondergrens gevormd worden door de haalbare bepalingsgrens.

Ook voor grondwater is informatie over de achtergrondwaarden relevant in relatie tot de ondergrens. In Nederland is nog geen onderzoek gedaan naar achtergrondconcentraties van PFOS in het grondwater. Lijzen et al. (2011) stelden op basis van de destijds beschikbare internationale onderzoeken vast dat de achtergrondconcentratie 0,01 µg/l bedroeg. Uit de overzichtsstudie van Xiaou et al. (2015) volgt een mediane achtergrondconcentratie in grondwater van ongeveer 0,2 µg/l. Hierbij dient te worden opgemerkt dat een deel van de geïnventariseerde onderzoeken mogelijk is uitgevoerd in lokaal belaste gebieden.

Ondergrens

De ondergrens wordt vastgesteld op het niveau van het VR_{eco} : $0,23 \times 10^{-3}$ µg/l. Bij de vaststelling van gebiedsspecifieke kwaliteitswaarden is het mogelijk om rekening te houden met de beschikbare kennis over achtergrondconcentraties van PFOS in grondwater.

2.5.4

Oppervlaktewater

Kwadijk et al. (2010) hebben verspreid over het land in diverse grote oppervlaktewateren op onverdachte locaties metingen uitgevoerd. De waarden voor PFOS varieerden in dit onderzoek tussen $4,7 \times 10^{-3}$ en $3,2 \times 10^{-2}$ µg/l.

Ondergrens

De ondergrens wordt beïnvloed door de lage waarde voor de bovengrens in oppervlaktewater (zie 2.6.4). Gezien deze bovengrens (met een formele status) is het niet mogelijk om een ondergrens vast te stellen.

2.6 Bovengrenzen

2.6.1

Bodem

Inventarisatie

De bovengrens wordt voor bodem vastgesteld als de laagste van de waarden voor het $MTR_{\text{humaan, bodem}}$ en het ER_{eco} . Beide waarden zijn opgenomen in de inventarisatie uit 2011 (Lijzen et al.).

Bovengrens

Het ER_{eco} bedraagt 16000 µg/kg ds en is daarmee hoger dan het $MTR_{\text{humaan, bodem}}$ van 6600 µg/kg ds. De laatste waarde wordt daarmee vastgesteld als bovengrens in bodem.

Op basis van evenwichtspartitie kan worden berekend dat deze waarde niet beschermend is voor het grondwater wanneer het criterium voor veilig gebruik van grondwater als drinkwater wordt gehanteerd (zie 2.6.3). In Lijzen et al. (2011) werd aangetoond dat een veilige waarde voor bodem waarbij ook het grondwater als drinkwater wordt beschermd 100 µg/kg ds bedraagt.

2.6.2 *Sediment*

Inventarisatie

Conform de landelijke afleiding van Interventiewaarden wordt de bovengrens voor sediment vastgesteld op het niveau van het ER_{eco}.

Bovengrens

Het ER_{eco} op basis van directe toxiciteit bedraagt 16000 µg/kg ds. De risico's van doorvergiftiging en humane risico's maken geen onderdeel uit van deze onderbouwing. Bij de afleiding van gebiedsspecifieke waarden kunnen deze aspecten alsnog in beschouwing worden genomen.

2.6.3 *Grondwater*

Inventarisatie

De bovengrens voor grondwater wordt afgeleid conform de methodiek voor afleiding van Interventiewaarden (Lijzen et al. 2001). Voor grondwater wordt deze waarde vastgesteld als de laagste van de volgende waarden uit Lijzen et al. (2011).:

- MTR_{humanaan, grondwater} (berekend met het CSOIL) 310 µg/l;
- MTR_{DW} (veilige waarde voor directe consumptie grondwater als drinkwater): 4,7 µg/l;
- ER_{eco, grondwater} (Ernstig ecologisch Risiconiveau): 930 µg/l.

Bovengrens

De laagste van bovengenoemde waarden wordt vastgesteld als bovengrens voor grondwater: 4,7 µg/l. Bij overschrijding van deze waarde dient – conform de landelijke betekenis van Interventiewaarden – vastgesteld te worden of sprake is van een spoedeisende bodemverontreiniging.

2.6.4 *Oppervlaktewater*

Inventarisatie

In april 2013 is PFOS aangemerkt als prioritaire stof in het kader van de KRW. Hieruit volgt de verplichting voor lidstaten om Europese kwaliteitsnormen voor oppervlaktewater vast te stellen. In het Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (BKMW; Staatscourant 2015) zijn dientengevolge met ingang van 2015 waarden voor de JG-MKE (jaargemiddelde Milieukwaliteitseis, op basis van het MTR uit Moermond et al. 2010) en MAC-MKE (maximale Milieukwaliteitseis, op basis van ER_{eco} uit Moermond et al. 2010) opgenomen. De eerste van beide waarden is de milieukwaliteitsnorm waaraan oppervlaktewateren normaal gesproken aan dienen te voldoen. De tweede norm kan in beeld komen bij de beoordeling van lozingen op oppervlaktewater. Uit de inventarisatie van ondergrenzen (2.5.3) blijkt dat achtergrondwaarden in Nederland zeer waarschijnlijk boven de JG-MKE liggen.

Bovengrens

De waarden voor de JG-MKE en het MAC-MKE bedragen respectievelijk $0,65 \times 10^{-3}$ µg/l en 36 µg/l. Beide waarden zijn opgenomen in Tabel 2.1.

3 Bouwstenen voor gebiedsspecifieke normen voor hergebruik

3.1 Inleiding

Om functies en bodemgebruik te definiëren en bijbehorende kwaliteitsgrenzen af te leiden is vanuit het beleid verzocht om eerst waarden voor hergebruik af te leiden volgens de landelijke methode voor de vaststelling Maximale waarden. Met de uitkomsten daarvan, en de onderliggende risicogrenzen kunnen gebiedsgericht desgewenst andere keuzes worden gemaakt.

Dit betekent dat voor grond en bagger Maximale waarden voor de functies 'Wonen met tuin' en 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie'³ zullen worden afgeleid. Voor grondwater zijn de methoden voor gebiedsspecifieke aanpak niet landelijk uitgewerkt. Wel zijn er voorstellen voor functiespecifieke normen voor grondwater (Otte et al. 2013). Op basis van deze voorstellen worden in dit hoofdstuk functiespecifieke kwaliteitswaarden voor PFOS in grondwater uitgewerkt. In paragraaf 3.2 worden de risicogrenzen samengevat die worden gebruikt voor de onderbouwing van de Maximale waarden en de kwaliteitswaarden. De getalsmatige uitwerking en een meer gedetailleerde toelichting voor de keuzes die gemaakt zijn per risicogrens is opgenomen in paragraaf 3.3.

3.2 Risicogrenzen

In paragraaf 3.3 worden functiespecifieke kwaliteitswaarden voor (hergebruik van) grond en bagger en voor grondwater afgeleid. Voor de afleiding van de waarden voor hergebruik van grond en bagger wordt de landelijke systematiek voor de afleiding voor functiespecifieke referentiewaarden gevolgd (Dirven-van Breemen, 2007). Voor grondwater zijn er vooralsnog geen landelijk voorgeschreven methoden voor de afleiding van functiespecifieke gebruikswaarden. Otte et al. (2013) hebben voor verschillende situaties voorstellen gedaan voor risico-eindpunten die gebruikt kunnen worden voor de onderbouwing van functiespecifieke kwaliteitswaarden voor grondwater. In tabel 3.1 worden de uitgangspunten (en keuzen) voor de afleiding van kwaliteitswaarden voor grond en bagger en grondwater samengevat. In deze tabel is ook het eindpunt 'visconsumptie' opgenomen omdat in de Ringvaart sprake is van beroepsvisserij. Dit eindpunt komt in de generieke methodieken voor normafleiding niet voor, met uitzondering van de bepaling van het $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$. Verder speelt dat er sprake is van beregening van landbouwgewassen met oppervlaktewater uit poldersloten. Dit eindpunt is niet opgenomen in tabel 3.1. Verderop in dit hoofdstuk wordt deze blootstellingsroute besproken.

³ Deze functies komen overeen met de bodemfunctieklassen 'Wonen' en 'Industrie' uit het Bbk

Tabel 3.1. Risicogrenzen en beschermingsniveaus behorende bij de functies 'Wonen met tuin' en 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie'

Functiespecifieke kwaliteitswaarden - toegepaste risicogrenzen		
Wonen met tuin	Bodem en bagger	Grondwater
Humane risico's	10% gewasconsumptie uit eigen tuin Grondingestie 100 %	Dmv evenwichtspartitie grond
Ecologische risico's	Middenniveau terrestrisch (HC20)	MTR/HC50-niveau aquatisch (zonder visconsumptie)
Ecologische risico's doorvergiftiging	-	-
Verspreiding	Zie drinkwater	Rekening houden met uitspoeling naar opp. water
Drinkwater ⁴	Via blootstellingsscenario humaan. WHO grens via evenwichtspartitie.	WHO grens
Visconsumptie	Via MTR oppervlaktewater en verspreiding naar oppervlaktewater	
Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	Bodem en bagger	Grondwater
Humane risico's	Geen gewasconsumptie uit eigen tuin Grondingestie 20 %	Dmv evenwichtspartitie grond
Ecologische risico's	HC50-niveau terrestrisch	MTR/HC50-niveau aquatisch (zonder visconsumptie)
Ecologische risico's doorvergiftiging	HC50-niveau terrestrisch	-
Verspreiding	Zie drinkwater	Rekening houden met uitspoeling naar opp. water
Drinkwater	Via blootstellingsscenario humaan. WHO grens via evenwichtspartitie.	WHO grens
Visconsumptie	Via MTR oppervlaktewater en verspreiding naar oppervlaktewater	

De risicogrenzen en beschermingsniveaus voor bodem zijn ontleend aan de systematiek voor vaststelling van de 'landelijke referentiewaarden', met uitzondering van de waarden voor verspreiding. Landelijk zijn tot nu toe uitsluitend Maximale waarden voor hergebruik vastgesteld voor relatief immobiele, niet-vluchtige stoffen. De noodzaak om verspreiding in beschouwing te nemen was daarmee beperkt. Van PFOS is bekend dat de stof in grondwater relatief mobiel is. Daarom is in overleg met de opdrachtgever besloten om de risico's van verspreiding voor PFOS wel nader te beschouwen. Uitgangspunt daarbij is dat het oppervlaktewater in de ringvaart beschermd wordt in geval van uitspoeling. Verder wordt hier aanvullend op de systematiek voor afleiding van referentiewaarden voor grond en bagger de veilige waarde voor drinkwater vertaald in een

⁴ Voor zover bekend is er in het gebied geen sprake van drinkwateronttrekking. In dat geval kan ook het hogere criterium uit de Interventiewaardemethodiek worden toegepast (zie 2.6.3)

waarde voor bodem door middel van evenwichtspartitie ('EqP-methode').

Welk van de bodemgebruiken of eindpunten uit tabel 3.1 gebiedsspecifiek van toepassing zijn is aan de bevoegde overheid.

3.3 **Uitwerking generieke Maximale Waarden voor hergebruik**

3.3.1 *Uitwerking Maximale waarde 'Wonen met tuin' grond en bagger*

De maximale waarde voor hergebruik van grond en bagger voor de functie 'Wonen met tuin' wordt vastgesteld als laagste van de risicogrenzen weergegeven in *Tabel 3.1*. Getalsmatig betekent dit het volgende:

Humaan

Het humane MTR_{wontuin} gebaseerd op het standaard blootstellingsscenario in het model CSOIL bedraagt 6600 $\mu\text{g}/\text{kg ds}$ (Lijzen et al. 2011).

Ecologische risico's grond (zonder doorvergiftiging)

Het middenniveau wordt berekend als het geometrisch gemiddelde van het MTR en het ER gebaseerd op directe toxiciteit (Bodar et al. 2011). Deze waarde bedraagt: 400 $\mu\text{g}/\text{kg ds}$.

Voor de vaststelling van ecologische risico's bij de bodemfunctie 'Wonen met tuin' wordt geen rekening gehouden met waarden voor doorvergiftiging in verband met de beperkte areaalgrootte. Dit argument is in de onderhavige situatie mogelijk niet van toepassing, het verdient de aanbeveling om hiermee rekening te houden bij de keuze voor gebiedsspecifieke waarden.

Verspreiding

In Bijlage 3 is aangetoond dat het mogelijk is om rekening te houden met verdunning van PFOS in de polder bij transport via de poldersloot naar de ringvaart. Voor bodemtoepassingen dient een locatiespecifieke factor afgeleid te worden die is gebaseerd op het relatieve oppervlak van de toepassing met verontreinigd materiaal.

Uitloging van grond en drinkwater

In de landelijke methodiek voor de afleiding van functiespecifieke referentiewaarden worden geen risicogrenzen voor de uitloging naar het grondwater vastgesteld. Voor het relatief mobiele PFOS gelden echter andere uitgangspunten dan voor de stoffen waarvoor tot nu toe landelijke referentiewaarden zijn afgeleid. Voor bodem kan door middel van evenwichtspartitie een risicogrens worden afgeleid die is gebaseerd op de veilige waarde voor gebruik van grondwater als drinkwater van 0,53 $\mu\text{g}/\text{l}$ (Bodar et al. 2011). Op basis van een $\log K_{\text{OC}}$ waarde van 2,57 (zie paragraaf 2.4.2) wordt hiermee een waarde van **11 $\mu\text{g}/\text{kg}$** verkregen voor standaardbodem.

Maximale waarde voor hergebruik grond en bagger

Het bovenstaande resulteert in een Maximale waarde voor hergebruik van grond en bagger voor de functie wonen met tuin van **11 $\mu\text{g}/\text{kg}$** .

3.3.2 *Uitwerking maximale waarde 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie' grond en bagger*

Humaan

Het humane $MTR_{\text{industrie}}$ gebaseerd op het standaard blootstellingsscenario (zonder gewasconsumptie) in het model CSOIL bedraagt **16.000 µg/kg** (Lijzen et al. 2011).

Ecologische risico's (zonder doorvergiftiging)

Het ER_{eco} voor directe toxiciteit is vastgesteld op een waarde van: **16.000 µg/kg** (Bodar et al. 2011).

Ecologische risico's inclusief doorvergiftiging

De methodiek voor de afleiding van referentiewaarden omvat voor dat voor de functie 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie' ook een waarde voor doorvergiftiging. Het uitgangspunt hierbij is dat de areaalgrootten van gebieden met deze functie doorgaans groot genoeg zijn om als leefgebied voor vogels en zoogdieren te dienen, waardoor doorvergiftiging naar hogere organismen in de voedselketen een rol kan spelen. Voor de functie 'Wonen met tuin' is aangenomen dat het areaal te klein is.

Door Bodar et al. (2011) is een $ER_{\text{eco,DV}}$ berekend van **8 µg/kg**. In Bijlage 2 wordt een overzicht gegeven van de beschikbare informatie over doorvergiftiging van PFOS. Geconcludeerd wordt dat een nieuwe inventarisatie van de beschikbare gegevens noodzakelijk is om na te gaan of de waarde uit 2011 nog altijd volstaat. Wanneer een gebiedsspecifieke waarde wordt gebaseerd op het beschermingsniveau voor doorvergiftiging verdient het de aanbeveling om hiermee rekening te houden.

Verspreiding

Zie 'Wonen met tuin'.

Drinkwater

Wanneer rekening wordt gehouden met gebruik van grondwater als drinkwater, dan volgt – net als voor de functie 'Wonen met tuin' – een waarde van **11 µg/kg**.

Maximale waarde voor grond en bagger

Het voorgaande resulteert in een Maximale waarde voor hergebruik van grond en bagger voor de functie 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie' van **8 µg/kg**.

3.4 **Uitwerking functiespecifieke kwaliteitswaarden voor grondwater**

In de volgende secties worden de functiespecifieke kwaliteitswaarden voor grondwater uitgewerkt. Hiervoor wordt voor het merendeel geput uit de voorstellen van Otte et al. (2013) voor functiespecifieke kwaliteitswaarden voor grondwater. Vooraf plaatsen we twee kanttekeningen die van belang zijn wanneer de voorgestelde waarden toegepast worden voor de afleiding van gebiedsspecifieke waarden in de Haarlemmermeer:

- In Otte et al. (2013) is de functie-indeling uit het Besluit bodemkwaliteit overgenomen. Inmiddels is in de praktijk

bewezen dat deze indeling werkt voor functies in de bovengrond. De toepassing van een dergelijke functiescheiding op grondwater is minder vanzelfsprekend. Grondwaterlichamen staan in contact met elkaar en bestrijken als zodanig grotere oppervlakten. In het specifieke geval van de Haarlemmermeer is het de vraag of naast de uitgewerkte functies, niet ook de functie 'Landbouw/natuur' aanwezig is. Het belangrijkste verschil tussen deze functie en de uitgewerkte functies zijn de eindpunten voor ecologie. Om bij de vaststelling van gebiedsspecifieke waarden toch te kunnen putten uit alle mogelijke relevante eindpunten, zijn de eindpunten voor 'Landbouw/natuur' benoemd onder de uitwerking voor de functie 'Wonen met tuin';

- Otte et al. (2013) stellen voor om voor de functie 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie' niet te toetsen aan ecologische eindpunten. Dit uitgangspunt is alleen verdedigbaar op zeer kleine schaal, bijvoorbeeld in geval van grondwater nabij technische werken. Aangezien het type gebied in de Haarlemmermeer een uitgestrekter en landelijker karakter heeft, is er in dit rapport voor gekozen om binnen het beheersgebied altijd aan het ER_{eco} te toetsen en buiten het beheersgebied⁵ aan het MTR_{eco} .

3.4.1 *Uitwerking functiespecifieke kwaliteitswaarde 'Wonen met tuin' grondwater*

In *Tabel 3.1* zijn risicogrenzen ter onderbouwing van de functiespecifieke kwaliteitswaarde voor grondwater weergegeven voor de functie 'Wonen met tuin'. Hierna wordt de keuze voor deze waarden beargumenteerd en wordt een en ander getalsmatig uitgewerkt.

Humane risico's 'Wonen met tuin' grondwater

Otte et al. (2013) stellen voor om voor de humane risicogrenzen ter onderbouwing van functiespecifieke kwaliteitswaarden voor grondwater aan te sluiten bij waarden die voor bodem berekend worden met het blootstellingsmodel CSOIL. Concreet betekent dit dat de waarden uit onderdeel 3.3.1 (6600 µg/kg) door middel van evenwichtspartitie worden vertaald in waarden voor grondwater. Deze waarde bedraagt: **310 µg/l**.

Ecologische risico's grondwater

In het rapport over functiespecifieke kwaliteitswaarden voor grondwater (Otte et al. 2013) wordt onderscheid gemaakt tussen normen binnen het beheersgebied en buiten het beheersgebied. Vanwege dit onderscheid zijn in *Tabel 3.1* twee risiconiveaus aangegeven per functie. Het is verder mogelijk om voor waarden met een hoger beschermingsniveau te kiezen wanneer er sprake is van beïnvloeding vanuit de bodem of oppervlaktewater. Omdat deze eindpunten hierna nog apart worden geadresseerd is daar niet voor gekozen in dit rapport.

Voor de functie 'Wonen met tuin' wordt voorgesteld om binnen het beheersgebied te toetsen aan het 'Ernstig Risico' niveau (ER). Dit komt overeen met de $HC_{50,eco, aquatisch}$ uit Bodar et al. (2011) van **930 µg/l**.

⁵ De term 'beheersgebied' wordt in dit rapport uitgelegd als het gebied waarvoor mogelijk gebiedsspecifieke kwaliteitswaarden worden vastgesteld

Buiten het beheersgebied wordt voorgesteld om te toetsen aan het MTR_{eco} van: **0,023 $\mu\text{g/l}$** .

Zoals beargumenteerd onder Paragraaf 3.4 kan het zinvol zijn om eveneens de beschermingsniveaus bij de functie 'Landbouw/natuur' te kennen. Deze waarde bedragen 0,023 $\mu\text{g/l}$ voor het beheersgebied (MTR_{eco}) en 0,00023 $\mu\text{g/l}$ buiten het beheersgebied (VR_{eco}).

Verspreiding van grondwater naar oppervlaktewater

In Bijlage 3 is aangetoond dat het mogelijk is om rekening te houden met verdunning van PFOS in poldersloten en bij het transport naar de Ringvaart. De vaststelling van een verdunningsfactor voor grondwater is mede gebaseerd op een inschatting van het relatieve volume/oppervlak van verontreinigd grondwater ten opzichte van relatief schoon grondwater. Ten behoeve van dit rapport is die verhouding conservatief ingeschat op een factor 10. Uit de emissietoets volgt verder dat er geen sprake is van overschrijding van het criterium voor concentratietoename bij een concentratie in het oppervlaktewater van de polder van 0,033 $\mu\text{g/l}$ of lager. Dit gaat uit van een bestaande achtergrondconcentratie in het water van de ringvaart (0,02 $\mu\text{g/l}$). Wanneer de concentratie daar lager zou zijn, ontstaat in deze berekening niet meer ruimte voor lozing vanuit de polder.

Samen met de factor 10 voor opmenging met relatief schoon grondwater geeft dit een maximaal toegestane concentratie van **0,33 $\mu\text{g/l}$** in het grondwater om te voldoen aan de emissietoets. Het verdient de aanbeveling om de factor 10 beter gebiedsgericht te onderzoeken door de huidige grondwaterkwaliteitsgegevens ruimtelijk in beeld te brengen en/of door aanvullende metingen in grondwater te verrichten.

Rijkswaterstaat heeft een emissie/immissietoets ontwikkeld die toegepast kan worden op deze normwaarden. De toets wordt in de praktijk niet gebruikt voor toetsing van hergebruik van grond en bagger. De redenen hiervoor zijn dat de emissie/immissietoets vooral is gericht op puntbronnen en bekende en bestaande verontreinigingen.

Bij de afleiding van emissiewaarden voor stortplaatsen (Brand et al. 2014) is een methodiek ontwikkeld om de emissie/immissie toets toe te passen op situaties waarin uitloging plaatsvindt naar sloten die vervolgens afwateren op het hoofdwatersysteem. Op basis van deze methodiek zijn voor dit rapport verdunningsfactoren afgeleid. Bijlage 3 toont de afleiding van de verdunningsfactoren voor de hydrologische situatie in de Haarlemmermeer.

Grondwater voor drinkwater

Voorgesteld wordt om voor het eindpunt grondwater voor drinkwaterconsumptie de risicogrens te hanteren die is vastgesteld volgens de internationaal erkende WHO richtlijn (WHO, 2011), waarbij

maximaal 10%⁶ van de Toegestane Dagelijkse Inname van PFOS mag bestaan uit de bijdrage vanuit drinkwater. Dit is de waarde die in Otte et al. (2013) wordt toegepast buiten het beheersgebied. Het argument hiervoor is dat bij de selectie van een gebiedsspecifieke waarde nader kan worden beschouwd of het grondwater in het gebied daadwerkelijk wordt gebruikt als drinkwater (via particuliere bronnen en/of als gevolg van drinkwaterproductie). In dat geval dient aan de norm voor drinkwaterveiligheid getoetst te worden. Is van drinkwaterconsumptie of grondwatergebruik geen sprake, dan kan ervoor worden gekozen om deze risicogrenzen niet door te laten werken in de gebiedsspecifieke kwaliteitswaarden.

De veilige waarde voor drinkwater die is afgeleid volgens de internationale WHO richtlijn bedraagt **0,53 µg/l** (Bodar et al. 2011).

Grondwater in relatie tot visconsumptie

Het $MTR_{\text{oppervlaktewater}}$ van $0,65 \times 10^{-3}$ µg/l is gebaseerd op de humane risicogrenswaarde uitgaande van visconsumptie (Moermond et al. 2010). Met de verdunningsfactor uit Bijlage 3 kan deze waarde worden omgerekend naar een waarde in grondwater van **0,038 µg/l**.

Functiespecifieke kwaliteitswaarde 'Wonen met tuin' voor grondwater

Op basis van het voorgaande wordt de kwaliteitswaarde voor de functie 'Wonen met tuin' in grondwater vastgesteld op **0,038 µg/l**.

3.4.2 *Uitwerking functiespecifieke kwaliteitswaarde voor grondwater voor de functie 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie'*

Humaan

De humane risicogrens in bodem (16000 µg/kg) wordt door middel van evenwichtspartitie vertaald in een waarde voor grondwater: **740 µg/l**.

Ecologische risico's grondwater

Zoals toegelicht in Paragraaf 3.4 wordt in dit rapport het ER_{eco} als bovengrens van de te toetsen ecologische eindpunten beschouwd. In Otte et al. (2013) wordt onderscheid gemaakt tussen kwaliteitswaarden voor grondwaterbeheersgebieden en waarden voor daarbuiten. Voor het bodemgebruik 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie' wordt voorgesteld om binnen het beheersgebied niet te toetsen aan risico's voor directe ecotoxiciteit. Buiten het beheersgebied wordt voorgesteld om te toetsen aan het ER_{eco} . Voor PFOS bedraagt deze waarde: **930 µg/l** (Bodar et al. 2011).

Verspreiding van grondwater naar oppervlakte water.

Zie 'Wonen met tuin'.

Drinkwater

Zie 'Wonen met tuin'.

Functiespecifieke kwaliteitswaarde 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie' voor grondwater

⁶ In de laatste versie van de WHO richtlijn is dit percentage voor de meeste stoffen aangepast naar 20%. Voor dit rapport wordt de waarde uit Bodar et al. (2011) gehandhaafd.

Op basis van het voorgaande wordt de kwaliteitswaarde voor de functie 'Wonen met tuin' in grondwater vastgesteld op **0,038 µg/l**.

3.5 Berekening van gewassen met oppervlaktewater uit poldersloten

PFOS kan worden opgenomen in gewassen door opname uit verontreinigd water. Bij de afleiding van humane risicogrenzen voor de functie 'Wonen met tuin' is rekening gehouden met de blootstellingsroute gewasconsumptie. Voor deze blootstellingsroute wordt verondersteld dat de opname plaatsvindt vanuit poriewater (grondwater) naar de wortels van de gewassen. Verder veronderstelt dit scenario een gewasconsumptie van 10% uit eigen tuin (en 90 % vanuit andere – niet verontreinigde bronnen).

De blootstelling als gevolg van berekening met verontreinigd oppervlaktewater verloopt anders. Een deel van het water wordt door huidmondjes op het blad opgenomen, in plaats van door de wortels. De BCF's die gebruikt zijn voor de afleiding van de humane risicogrenzen in dit rapport voorzien weliswaar niet in deze blootstellingsroute, maar het vormt op dit moment de beste schatting van de effecten van berekening. De kwaliteitswaarde voor het beregeningswater wordt dan gelijkgesteld aan de humane risicogrens voor grondwater⁷. Tabel 3.2 toont de berekende gehalten in de plant bij de humane risicogrens voor de functie 'Wonen met tuin'. De relatie tussen deze gehalten is lineair. Wanneer een maximale waarde in gewassen beschikbaar is ('warenwetnorm'), kan hiermee de corresponderende concentratie in poriewater/beregeningswater worden berekend. Gezien de kennislacunes verdient het de aanbeveling om dit onderdeel te evalueren indien er meer kennis beschikbaar komt over de opname van PFOS in gewassen.

Tabel 3.2. Berekende concentratie beregeningswater en plantgehalte bij risicogrens 'Wonen met tuin'

Risicogrens poriewater 'Wonen met tuin' (µg/l)	Berekende gehalten in plant (µg/kg versgewicht)
310	Bladgewas: 380
	Knolgewas: 5,2

3.6 Synthese: naar gebiedsspecifieke criteria

Op basis van de uitgangspunten genoemd in paragraaf 3.2 is in de paragrafen daarna een uitwerking gemaakt volgens de methodiek voor Maximale waarden 'Wonen' en 'Industrie'. Voor grondwater bestaat een dergelijke methodiek niet, maar zijn de uitgangspunten gebaseerd op die van Otte et al. (2013), voor gebiedspecifiek grondwater beheer. Voor verspreiding is een aparte analyse gedaan (zie bijlage 3). Natuur/landbouw ontbreekt omdat dat bij de generieke uitwerking al is gedaan.

Uiteindelijk te hanteren waarden in gebiedsspecifieke aanpak zijn afhankelijk van te stellen beleidsmatige uitgangspunten. Het huidige en toekomstige gebruik van het gebied is ook van belang voor de uiteindelijk te hanteren uitgangspunten.

⁷ Merk op dat het eindpunt in dat geval ontleend is aan de functie 'Wonen met tuin'. Dit eindpunt is voor de toetsing van geschiktheid van landbouwgewassen mogelijk minder relevant.

Uit de hier gepresenteerde resultaten blijkt dat effecten via de voedselketen (doorvergiftiging) en de verwachte verspreiding van PFOS naar het oppervlakte water maatgevend zijn voor de uiteindelijk te hanteren kwaliteitsgrenzen in grond, bagger, grondwater en oppervlaktewater.

Tabel 3.3. Afgeleide waarden voor risicogrenzen voor bodem en bagger op basis van beschermingsniveaus behorende bij de functies 'Wonen met tuin' en 'Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie. De waarden voor grondwater volgen niet een vast gestelde methodiek, maar de benadering volgens Otte et al., 2013. Zie Tabel 3.1 voor de gehanteerde grondslag.

Waarden tussen haakjes zijn door middel van evenwichtspartitie verkregen op basis van de concentratie in het andere compartiment.

Functiespecifieke kwaliteitswaarden - toegepaste risicogrenzen		
Wonen met tuin	Bodem en bagger ug/kg ds	Grondwater binnen beheersgebied µg/l
Humane risico's	6600	(310)
Ecologische risico's	400	930 (19)
Ecologische risico's doorvergiftiging	Nvt	Nvt
Verspreiding naar oppervlaktewater	(7,1)	0,33 (indicatief)
Drinkwater	11	0,53
Visconsumptie	(0,78)	0,038
Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	Bodem en bagger	Grondwater binnen beheersgebied
Humane risico's	16000	(740)
Ecologische risico's	16000	930
Ecologische risico's doorvergiftiging	8 (indicatief)	nvt
Verspreiding naar oppervlaktewater	(7,1)	0,33 (indicatief)
Drinkwater	11	0,53
Visconsumptie	(0,78)	0,038

De omvang (oppervlakte) van een beheersgebied met verhoogde gehalten heeft een relatie met ecologische beschermingsniveaus en eindpunten.

In de normstellingspraktijk worden ecologische beschermingsniveaus (HC₅, HC₅₀, etc.) en eindpunten (directe of indirecte effecten) gekoppeld aan het type functie en de omvang van het areaal (Rutgers et al. 2008). Bij het vaststellen van locatie- of gebiedsspecifieke kwaliteitswaarden kan opnieuw overwogen worden of doorvergiftiging van belang is in het gebied en welk ecologisch beschermingsniveau van toepassing is. De relatie tussen gebiedsomvang en de ecologische waarde is niet hard, wat betekent dat deze afweging op basis van 'expert judgement' gemaakt dient te worden. Een mogelijkheid is om hierbij gebruik te maken van de gebiedstypering uit het bodemsaneringsbeleid. Tabel 3.4 geeft de indelingen naar functie en oppervlakte zoals die werd gehanteerd in de Circulaire bodemsanering uit 2006⁸. Uit de tabel blijkt bijvoorbeeld dat een verontreiniging met een omvang van meer dan 50 m² in een natuurgebied (met hoge ecologische waarde) als spoedeisend

⁸ De huidige circulaire gaat uit van een vergelijkbare indeling, maar deze wordt toegepast in een som-toxiciteitsbeoordeling die voor de beoordeling van individuele stoffen zoals in dit rapport minder bruikbaar is

wordt beoordeeld, terwijl dit stedelijk gebied (lage ecologische waarde) pas bij een omvang van meer dan (tenminste) 5.000 m² het geval is. Om te bepalen of en in welke mate bij de vaststelling van gebiedsspecifieke kwaliteitswaarden rekening gehouden dient te worden met ecologische risico's kunnen de oppervlakten uit tabel 3.4 een uitgangspunt vormen. De criteria uit tabel 3.4 dienen als bovengrens beschouwd te worden, aangezien bij overschrijding ervan een nieuwe spoedeisende verontreiniging wordt gecreëerd.

De waarden in tabel 3.4 hebben betrekking op directe toxiciteit. Echter, van doorvergiftiging wordt algemeen verondersteld dat het meer van belang is naarmate de omvang van onbedekte aaneengesloten gebieden toeneemt. Daartegenover staat dat ook in de bebouwde omgeving soorten kunnen voorkomen (bijvoorbeeld mollen, roofvogels) die kwetsbaar zijn voor de gevolgen van doorvergiftiging. Of doorvergiftiging een relevant eindpunt is op een specifieke locatie kan daarom het beste op basis van de ecologie van het gebied (soorten, fourageergebieden, etc.) en de gevoeligheid van de functie worden bepaald.

Tabel 3.4. Oppervlakten in relatie tot ecologische beschermingsniveaus (Circulaire bodemsanering 2006)

Gebiedstype ²	Oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (HC50 < gem.conc. < 10 x HC50)	Oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (gem. conc. > 10 x HC50)
- natuurgebieden - kern- en ontwikkelingsgebieden in de EHS ³	50 m ²	50 m ²
- weilanden - akkerbouw - wonen met tuin - grootschalig openbaar groen - recreatie	5.000 m ²	500 m ²
- stedelijk gebied - bollenteelt - (glas)tuinbouw - industrie - braakliggend terrein - infrastructuur	0,5 km ²	5.000 m ²

² De indeling in gebiedstypen is gerelateerd aan de 'ecologische waarde' van gebieden. Indien een locatie in meerdere typen ingedeeld kan worden, dient voor het gevoeligste type gekozen te worden.

³ EHS = Ecologische hoofdstructuur.

4 Referenties

3M. 2003. Environmental and Health Assessment of Perfluorooctane sulfonic acid and its salts. EPA Docket nr. AR 226-1486.

Brand, E., Nijs, T., Claessens, J., Dijkstra, J. Comans, R., Lieste, R. (2013) Development of emission testing values to assess sustainable landfill management on pilot landfills : Phase 2: Proposals for testing values. RIVM rapport 607710002.

Bodar, C.W.M., Lijzen, J.P.A., Moermond, C.T.A., Peijnenburg, W.J.G.M., Smit, C.E., Verbruggen, E.M.J., Janssen, M.P.M. (2011) Advies risicogrenzen grond en grondwater voor PFOS. RIVM rapport 601050002.

Chu, S., Letcher, R.J. (2008) Linear and Branched Perfluorooctane Sulfonate Isomers in Technical Product and Environmental Samples by In-Port Derivatization-Gas Chromatography-Mass Spectrometry. Anal. Chem. 2009, 81, 4256-4262.

Das, P., Megharaj, M., Naidu, R. (2013) Perfluorooctane sulfonate release pattern from soils of fire training areas in Australia and its bioaccumulation potential in the earthworm *Eisenia fetida*. Environmental Science and Pollution Research. 1-9.

Dirven-van Breemen EM, Lijzen JPA, Otte PF, van Vlaardingen P, Spijker J, Verbruggen EMJ, Swartjes FA, Groenenberg JE, Rutgers M (2007) Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid. RIVM rapport 711701053.

Higgins, C.P., McLeod, P.B., Macmanus-Spencer, L.A., Luthy, R.G. (2007) Bioaccumulation of perfluorochemicals in sediments by the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus*. Environmental Science and Technology. 41: 4600-4606.

Kotterman MJJ, Kwadijk CJAF (2009) PFOS onderzoek in waterbodem en vis. IMARES C064/09.

Kotterman MJJ, Kwadijk CJAF (2011) Bepalen achtergrondwaarde PFOS Schiphol. IMARES C097/11 [Vertrouwelijk].

Kwadijk, C.J.A.F., Korytar, P., Koelmans, A. A. (2010) Distribution of Perfluorinated Compounds in Aquatic Systems in The Netherlands. Environmental Science and Technology 44, pp. 3746-3751.

Lechner, M. & Knapp, H. (2011) Carryover of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) from Soil to Plant and Distribution to the Different Plant Compartments Studied in Cultures of Carrots (*Daucus carota* ssp. *Sativus*), Potatoes (*Solanum tuberosum*), and Cucumbers (*Cucumis Sativus*). J. Agric. Food Chem. 2011, 59, 11011-11018.

Lijzen JPA BA, Otte PF, Rikken M, 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. RIVM rapport 711701023.

Lijzen, J.P.A., Janssen, M.P.M., Van Herwijnen, R., Wintersen, A., Zijp, M.C., Posthuma, L. (2011) Verkenning doelstelling voor herstel verontreiniging met PFOS. RIVM rapport 607083001.

Moermond, C.T.A., Verbruggen, E.M.J., Smit, C.E. 2010. Environmental risk limits for PFOS - A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive. RIVM rapport 601714013.

Otte PF, Swartjes FA, van Beelen P (2013) Functiespecifieke risicogrenswaarden voor grondwaterkwaliteit : Verkenning en methodiekontwikkeling. RIVM rapport 607050012.

Rich, C.D., Blaine, A.C., Hundal, L., Higgins, C.P. 2015. Bioaccumulation of perfluoroalkyl acids by earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to contaminated soils. *Environmental Science and Technology*. 49: 881-888.

Rutgers M, Tuinstra J, Spijker J, Mesman M, Wintersen A, Posthuma L (2008) Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium. RIVM rapport 711701072.

Staatscourant (2007) Besluit van 22 november 2007, houdende regels inzake de kwaliteit van de bodem (Besluit bodemkwaliteit). Den Haag.

Staatscourant (2015) Besluit tot wijziging van het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009 en het Waterbesluit (implementatie EU-wijzigingsrichtlijnen prioritair stoffen en grondwater). Den Haag.

Wen, B., Zhang, H., Li, L., Hu, X., Liu, Y., Shan, X.Q., Zhang, S. 2015. Bioavailability of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in biosolids-amended soils to earthworms (*Eisenia fetida*). *Chemosphere*. 118: 361-366.

WHO (2011) Guidelines for drinking-water quality, fourth edition. ISBN 978 92 4 154815 1 (NLM classification: WA 675). World Health Organization, Switzerland.

Zareitalabad P, Siemens J, Hamer M, Amelung W. (2013) Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in surface waters, sediments, soils and wastewater - A review on concentrations and distribution coefficients. *Chemosphere* 91(6):725-32.

Zhao, S., Zhu, L., Liu, L., Liu, Z., Zhang, Y. 2013. Bioaccumulation of perfluoroalkyl carboxylates (PFCAs) and perfluoroalkane sulfonates (PFASs) by earthworms (*Eisenia fetida*) in soil. *Environmental Pollution*. 179: 45-52

Zhao, S., Fang, S., Zhu, L., Liu, L., Liu, Z., Zhang, Y. 2014. Mutual impacts of wheat (*Triticum aestivum* L.) and earthworms (*Eisenia fetida*) on the bioavailability of perfluoroalkyl substances (PFASs) in soil. *Environmental Pollution*. 184: 495-501.

Bijlage 1. Overzicht van milieurisicogrenzen voor PFOS

Momenteel zijn er in Nederland geen officieel vastgestelde normen voor PFOS. Onder de kaderrichtlijn water zijn echter wel normen vastgesteld die ook vastgelegd (1) zullen worden in Nederlandse wetgeving (2). Hieronder worden Nederlandse normafleidingen uitgevoerd door het RIVM weergegeven, waar deze afwijkt van normafleiding voor de KRW wordt dit in voetnoten weergegeven.

Water

Zoet oppervlaktewater ($\mu\text{g/L}$) (Moermond et al. (3))

	ECO	DV	HH
MTR	0.023 ^a	0.0026 ^b	0.00065
ER _{eco}	930	nvt.	nvt.
MAC _{eco}	36	nvt.	nvt.
VR	-	-	6.5 x 10⁻⁶
MTR _{dw}	0.53		

^a Voor de KRW norm is de toegepaste assessmentfactor een factor 10 lager en is de AA-EQS_{fw, eco} 0.23 $\mu\text{g/L}$.

^b Voor de KRW norm is een ander eindpunt voor zoogdieren gebruikt en is de AA-EQS_{fw, sp} 0.002 $\mu\text{g/L}$.

Zout oppervlaktewater ($\mu\text{g/L}$) (Moermond et al. (3))

	ECO	DV	HH
MTR	0.0046 ^a	0.00053^b	0.00065 ^c
ER _{eco}	930	nvt.	nvt.
MAC _{eco}	7.2	nvt.	nvt.
VR	-	5.3 x 10⁻⁶	-

^a Voor de KRW norm is de toegepaste assessmentfactor een factor 5 lager en is de AA-EQS_{fw, eco} 0.023 $\mu\text{g/L}$.

^b Voor de KRW norm is een ander eindpunt voor zoogdieren gebruikt en is de AA-EQS_{sw, ps} 0.00047 $\mu\text{g/L}$.

^c Voor de KRW norm is een extra BMF2 toegepast en is de QS_{fw, hh} 0.00013 $\mu\text{g/L}$, deze vormt ook het uiteindelijke JG-EQS voor zout water.

De BCF voor water gebruikt in Moermond et al. (3) en voor de KRW EQS (1) is 2800 L/kg en BMF₁ en BMF₂ zijn beide 5 kg/kg.

Grondwater ($\mu\text{g/L}$) (Bodar et al. (4))

	ECO	HH
MTR	0.023	0.53
ER	930	nvt.
VR	0.00023	0.0053

De bovengenoemde waarden zijn gebaseerd op Moermond et al. (3)

Sediment

Voor sediment zijn geen risicogrenzen beschikbaar. Voor de KRW is geconcludeerd dat er onvoldoende gegevens beschikbaar zijn om te

concluderen of een risicogrens voor sediment noodzakelijk is⁹. Ook zijn er onvoldoende gegevens om een risicogrens voor sediment af te leiden (1).

Bodem

Bodem (µg/kg) (Bodar et al. (4))

	ECO	DV	HH
MTR	10 ^a	3.2	-
ER	16000	-	-
VR	0.1	0.032	-

^a Gebaseerd op directe toxiciteit voor regenwormen en planten, gevoelige groepen (insecten en nematoden) mogelijk niet beschermd.

Er waren onvoldoende gegevens beschikbaar om humane blootstelling te beoordelen.

De BSAF gebruikt voor de doorvergiftiging is 2.5 kg/kg (obv. niet genormaliseerde bodem en droog gewicht wormen) afkomstig uit een rapport uit 2003. Deze waarde is gebaseerd op opname in wormen na 14 dagen bij één blootstellingsconcentratie uit een toxiciteitsstudie gerapporteerd in een rapport van 3M (5). De studie zelf is niet voorhanden ook een uitgebreide samenvatting is niet beschikbaar. Het eindpunt wordt als zeer onzeker gezien maar is gebruikt omdat het in 2011 het enige beschikbare getal was.

Voor stapeling in de voedselketen is in Bodar et al. (4) net zoals bij de risicogrenzen voor water een BMF gebruikt van 5.

Bronnen:

1. EU. Factsheet on Perfluorooctane Sulphonate (PFOS) for the Water Framework Directive. Brussels: European Union, 2011.
2. Nederlandse Overheid. Voorpublicatie van het ontwerpbesluit tot wijziging van het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009 en het Waterbesluit (implementatie EU-wijzigingsrichtlijnen prioritair stoffen en grondwater). Staatscourant. 2015 (concept);1852:1-45.
3. Moermond CTA, Verbruggen EMJ, Smit CE. Environmental risk limits for PFOS - A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive. Bilthoven: RIVM, 2010 601714013.
4. Bodar CWM, Lijzen JPA, Moermond CTA, Peijnenburg WJGM, Smit CE, Verbruggen EMJ, et al. Advies risicogrenzen grond en grondwater voor PFOS. Bilthoven: RIVM, 2011 601050002.
5. 3M. Environmental and health assessment of perfluorooctane sulfonic acid and its salts. 2003.

⁹ Voor de KRW kunnen sedimentnormen worden vastgesteld waarmee bepaald kan worden of de oppervlaktewaterkwaliteit negatief wordt beïnvloed

Bijlage 2. Inventarisatie gegevens doorvergiftiging

In deze bijlage is een eerste verkenning gedaan voor een nieuw af te leiden ER voor doorvergiftiging in bodem. Een definitieve uitwerking volgt in fase 2.

In Moermond et al. [6] en het rapport voor de KRW [4] staan toxiciteitsgegevens voor vijf soorten zoogdieren en twee soorten vogels. Op basis hiervan kan een ERoraal berekend worden door het geometrisch gemiddelde te nemen van de meeste gevoelige eindpunten voor deze vijf zeven soorten. Dit geeft een waarde van 0.099 mg/kg. Op basis van de ERoraal kan een ERdv berekend kan worden.

Berekening ERdv volgens de TGD:

$$ERdv = ERoraal * (1 + Fgut * CONVsoil) / (BSAF + Fgut)$$

In deze berekening worden de volgende parameters ingevuld:

ERoraal	0.099	[mg.kgfd-1]
BSAF	2.5	kg kg-1
Fgut (default)	0.1	[kgdw.kgww-1]
RHOearthworm (default):	1	[kgwwt.L-1]
CONVsoil (default):	1.13	[kgww.kgdw-1]
ERdv =	0.04	mg/kg

In Bodar et al. 2011 wordt ook stapeling in de terrestrische voedselketen meegenomen door middel van een BMF van 5. Dit is ook hier van toepassing:

$$ERbodem, dv = 0.0497/5 = 0.008 \text{ mg/kg} = 8 \text{ } \mu\text{g/kg}$$

Kanttekeningen bij gebruikte BSAF

Zoals hierboven is aangemerkt, is de waarde van 2.5 kg/kg gebaseerd op een zeer beperkte dataset. Daarom is een zoekactie in de literatuur uitgevoerd om na te gaan of aanvullende gegevens beschikbaar zijn.

Hierin is de volgende zoekterm gebruikt:

(TITLE-ABS-KEY (pfos) AND TITLE-ABS-KEY (bioaccumulation) AND TITLE-ABS-KEY (soil))

Deze zoekactie heeft de volgende studies opgeleverd met bioaccumulatiegegevens voor wormen. Alle waarden zijn (indien nodig) omgerekend voor niet genormaliseerde bodems en nat gewicht wormen zodat de waarden uit de verschillende studies onderling vergelijkbaar zijn.

- Rich et al. (2015) : BAF = 3.7; 2.8; 11.6 en 8.6 kg/kg voor vier verschillende bodems.
- Higgings et al. (2007) rapporteert BAF waarden voor opname vanuit sediment van 28 tot 288 kg/kg.
- Zhao et al. (2013) BAF waarden: 2.0; 2.7 en 3.0 kg/kg.
- Zhao et al. (2014) BAF waarden: 15.9; 12.7 en 11.2 kg/kg.
- Wen et al. (2015) BAF 0.64; 0.54; 0.52; 0.44; 0.49; 0.36 en 0.24 kg/kg voor zeven verschillende bodems, allemaal bodems

met rwzi slib. Het is echter onzeker of deze waarden zijn gebaseerd op drooggewicht bodem.

- Das et al. (2013): BAF waarden van 1.23 tot 13.9 kg/kg. Het is echter onzeker of deze waarden zijn gebaseerd op drooggewicht bodem en nat gewicht worm.

Bovenstaande waarden zijn indicatieve waarden en indien nodig berekend op basis van gegevens uit de studies. De studies zijn echter niet beoordeeld en het kan zijn dat na een uitgebreide beoordeling eindpunten onbetrouwbaar worden geacht. Ook kunnen waarden anders uitvallen als bij de beoordeling blijkt dat gegevens anders geïnterpreteerd moeten worden. De uitkomsten geven echter wel aan dat de waarde van 2.5 kg/kg zoals gebruikt in het voorgaande rapport aan de lage kant is en de afgeleide risicogrenzen voor doorvergiftiging mogelijk niet streng genoeg zijn. De inschatting is dat een uitgebreide beoordeling van deze zes studies een halve tot een hele dag per studie zal duren.

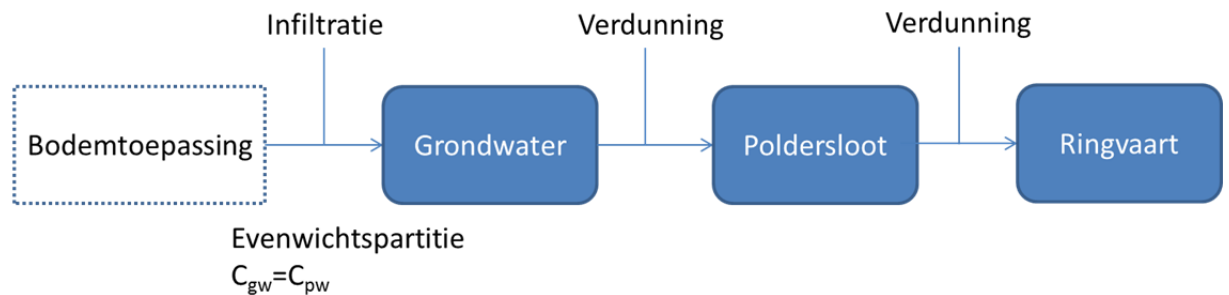
Er moet vermeld worden dat ook de waarde van 5 voor de BMF slechts een inschatting is, voor een gedegen afleiding wordt aanbevolen om ook deze waarde op basis van beschikbare literatuur te verfijnen. De verwachting is dat dit uiteindelijk tot een nog strengere (=lagere) risicogrens zal leiden.

Aanvullende gegevens:

De zoekactie heeft ook een studie van Stahl et al. [9] opgeleverd. Deze studie rapporteert onderzoek naar opname van PFOS door planten en heeft geconcludeerd dat planten ook een mogelijke schakel in de voedselketen zijn. Ook in de studies van Zhao [12, 13] staan gegevens over opname in planten. De opname van PFOS in koeien is onderzocht door Verstergren et al. [10]. Deze studie kan mogelijk relevant zijn om doorvergiftiging via planten te beoordelen. Er is echter geen methodiek voorhanden. Het wordt aanbevolen om ook doorvergiftiging via planten te beoordelen.

Bijlage 3. Verdunning van grondwater naar oppervlaktewater

Lokaal verhoogde hoeveelheden van PFOS in het grondwater (op een bestaande locatie of na toepassing van grond elders) zullen via het grondwater worden getransporteerd. Uit het MWH rapport over het stoftransport van PFOS nabij de bassins (MWH, 2015) blijkt dat al het grondwater en neerslagoverschot uit de polder via een relatief kort transportpad wordt afgevoerd naar de poldersloten. Via een stelsel van sloten en tochten wordt het water uitgeslagen naar de Ringvaart (boezem). Het pad van grondwater naar oppervlaktewater is in een dergelijke polder relatief kort en direct. Het is daarom van belang om rekening te houden met de consequenties van grondwaterverontreinigingen voor het oppervlaktewatersysteem. Figuur 1 geeft het transport van bodemtoepassing/grondwater naar de Ringvaart schematisch weer.



Figuur 1. Transport van stoffen van bodemtoepassing of verontreinigd grondwater naar Ringvaart.

Tijdens het transport van grondwater vanuit een bronzone naar het oppervlaktewater treedt er verdunning op (concentraties nemen af) als gevolg van de volgende processen:

1. Diffusie en dispersie: processen die zorgen voor het "uitsmeren" van een verontreinigingsfront;
2. Retardatie: als gevolg van adsorptie aan de vaste fase beweegt een stof zich minder snel dan het grondwater;
3. Verdunning wegens menging met schonere grondwaterstromen;
4. Verdunning in de slo(o)t(en) wegens menging met schonere bronnen (grondwater/neerslag en ingelaten water);
5. Verdunning in de Ringvaart in de mengzone van polderwater en water dat door het kanaal stroomt.

Een aantal van deze processen wordt hierna beschouwd om een conservatieve inschatting te maken van de verdunning tussen grondwater en het water in de Ringvaart (toetspunt). Deze verdunningsfactor kan gebruikt worden om te toetsen of kwaliteitswaarden voor bodem en grondwater beschermend zijn voor het oppervlaktewater in de ringvaart.

Ad 1 & 2: Diffusie, dispersie en retardatie

De eerste twee processen zorgen voor het afvlakken van de concentratiepiek op een gegeven afstand van de bronzone in het geval van een eindige bron. Bij grotere emissies en pluimen wordt echter vaak gerekend alsof er sprake is van een oneindige bron. Diffusie, dispersie en retardatie zorgen in een grondwaterstroombaan in dat geval in theorie niet voor verdunning ten opzichte van de bronzone op de (zeer) lange termijn. In dit geval is er daarom voor gekozen om geen rekening te houden met deze processen bij de berekening van een verdunningsfactor. Retardatie zal er wél toe leiden dat de emissie uit een bodemtoepassing lager is. Voor deze situatie gaan we echter uit van de conservatieve aanname dat de concentraties in het grondwater onder de toepassing in evenwicht zijn met de concentraties in de vaste fase. Inzicht in de effecten van dispersie en retardatie kan relevant kan zijn voor het stellen van eisen aan bodemtoepassingen nabij oppervlaktewateren, daarom is ter indicatie met een simpel 1-D transportmodel (Fetter, 1994) berekend wat het effect van dispersie en retardatie op de concentratie van PFOS is bij een transport door het freatisch grondwater voor een bepaalde afstand en tijdsduur. Hiervoor is de gemeten retardatiecoëfficiënt van 17 uit MWH (2015) gebruikt. De resultaten van deze berekening worden getoond in tabel 1. De berekening laat zien dat de verspreiding van PFOS door het zandige watervoerend pakket relatief langzaam verloopt als gevolg van de relatief sterke adsorptie. Emissies als gevolg van bodemtoepassingen nabij waterlopen zouden op basis van deze berekeningen zich langzaam door het grondwater verplaatsen. Dit beeld komt overeen met de modelberekeningen door MWH voor de bassins. Wanneer wordt uitgegaan van een conservatief berekende retardatiecoëfficiënt voor zandgrond ($OS=0,5\%$) zal de concentratietoename nabij een emissie sneller verlopen. Hiertoe wordt de $\log K_{oc}$ van 2,57 uit dit rapport gebruikt. Met de onderstaande vergelijking wordt een lagere retardatiecoëfficiënt verkregen van 7,1:

$$R = 1 + \frac{\rho \cdot K_d}{\theta}$$

Waarbij:

ρ bulkdichtheid zandig watervoerend pakket: 1,7 kg/l
 K_d Adsorptiecoëfficiënt ($=K_{oc} \cdot \text{fractie OC}$), met $OC= 0,27\%$: 1,08 l/kg
 θ porositeit: 0,3

Tabel 1. Percentages PFOS t.o.v. bronconcentratie na 50 en 100 jaar in als gevolg van dispersie retardatie in 1-D grondwaterstroombaan (Ogata Banks)

1-D transport in verzadigd grondwater. Uitgedrukt als % van bronconcentratie

Tabel 2a: R = 17

Transportafstand	Tijd				
	1 jaar	5 jaar	10 jaar	50 jaar	100 jaar
5 m	0	0	0	97	100
10 m	0	0	0	0	100
20 m	0	0	0	0	0
100 m	0	0	0	0	0

Tabel 2b: R = 7,1

Transportafstand	Tijd				
	1 jaar	5 jaar	10 jaar	50 jaar	100 jaar
5 m	0	0	0	100	100
10 m	0	0	0	100	100
20 m	0	0	0	0	0
100 m	0	0	0	0	0

Ad 3: Verdunning wegens menging met schonere grondwaterstromen
Concentraties in een verontreinigingspluim gereduceerd worden als gevolg van menging met schone laterale grondwaterstromen of stromen afkomstig uit dieper gelegen grondwater. In een poldersituatie is het transportpad echter kort en kan er sprake zijn van laminaire stroombanen (Schmidt et al. 2002) waardoor niet of nauwelijks van verdunning sprake is. Om te toetsen of deze vorm van verdunning inderdaad niet plaatsvindt, is locatiespecifieke kennis noodzakelijk van de hydrologische situatie. Voor de afleiding van een generieke verdunningsfactor wordt deze vorm van menging daarom niet beschouwd.

Ad 4: Verdunning in sloten

Het water in de poldersloten is afkomstig van neerslag (na inzijging) op het omliggende land. Daarnaast draagt kwel uit diepere lagen in beperkte mate bij aan de aanvoer van water in de sloten. De verhouding tussen de omvang (oppervlakte) van een bodemtoepassing of ondiepe grondwaterverontreiniging ten opzichte van de oppervlakte van het 'invloedsgebied' van één of meer sloten vormt een sterk versimpelde indicatie van de mate van verdunning in de sloot. Deze wijze van vaststelling van de verdunningsfactor tussen grondwater en slootwater is ontleend aan de methodiek voor de afleiding van emissietoetswaarden van stortplaatsen (Brand et al. 2014). Tabel 2 is een voorbeeld van de berekening van een verdunningsfactor voor een stortplaats in de Wieringermeer (eveneens polderlandschap).

Tabel 2. Voorbeeld berekening verdunningsfactor tbv afleiding emissietoetswaarde

Different surfaces at Wieringermeer pilot landfill	Surface area (ha)	Precipitation (mm/year)	Contribution precipitation to dilution in ditch	Flow (m ³ /year)
Seepage	75.4	36.5	100%	27,521
Arable land	17.9	300	100%	44,700
Business park run-off (built)	21.7	650	67%	94,504
Business park infiltration		300	33%	21,483
Wieringermeer East (built)	20	300	40%	27,600
Wieringermeer West (built)	10.8	300	100%	32,400
Wieringermeer West (not built)	5	300	100%	15,000
Total water flow into ditch	75.4			263,208

Voor specifieke situaties in de Haarlemmermeerpolder kan een vergelijkbare berekening worden uitgevoerd. De verdunningsfactor wordt bepaald als de verhouding tussen slootdebiet als gevolg van de bijdrage van het verontreinigd oppervlak ten opzichte van het totale slootdebiet. Een verdere versimpeling is mogelijk indien er sprake is van een bodemtoepassing met een beperkte oppervlakte in een invloedsgedebied van een sloot dat uitsluitend bestaat uit onbedekt oppervlak. Er is dan geen correctie nodig voor afvoer van water via het riool en de verdunningsfactor wordt berekend als het quotiënt van het oppervlak van de toepassing en het oppervlak van het totale invloedsgedebied van de sloot¹⁰.

Voor grondwater kan rekening worden gehouden met een vergelijkbare verdunning als gevolg van uitmiddeling van zones met hogere concentraties PFOS en relatief schone zones. Op basis van het MWH rapport (2013) wordt ten behoeve van de berekening van verdunningsfactoren voor grondwater vooralsnog (conservatief) rekening gehouden met een aandeel van 10% van (sterk) verontreinigd grondwater en 90% schoon grondwater. Het wordt aanbevolen om op basis van de kennis van de verontreinigingssituatie deze verhouding beter in kaart te brengen en op basis hiervan een gebiedsspecifieke verdunningsfactor te bepalen.

Ad 5. Verdunning door menging in Ringvaart

Het water in poldersloten wordt via een stelsel van sloten en tochten naar gemalen gevoerd waar het wordt uitgeslagen op de ringvaart. In het geval van verontreinigd grondwater kan dit worden beschouwd als een lozing. Rijkswaterstaat heeft de zogenaamde immissie emissie toets ontwikkeld om vast te stellen of een lozing leidt tot concentratieverandering van meer dan 10% van het JG-MKN aan de grens van de mengzone (= criterium). In dit rapport wordt het model bij deze toets toegepast om de verdunning vast te stellen tussen sloot en ringvaart. Hierbij wordt uitgegaan van de versimpelde veronderstelling

¹⁰ Hierbij wordt de bijdrage van kwel uit dieper grondwater genegeerd (conservatieve aanname). Uit het MWH onderzoek is gebleken dat de bijdrage van kwel beperkt is en lastig te bepalen. Ten opzichte van neerslag is de hoeveelheid kwel verwaarloosbaar. In de directe nabijheid van de Ringvaart is wel sprake van kweldruk.

alsof verontreinigd grondwater in het stelsel van sloten en tochten volledig menging ondergaat alvorens het door gemalen wordt uitgeslagen op de ringvaart. De hydrologie van een polder varieert sterk gedurende het jaar. Gemiddeld is sprake van afvoer van boezemwater, maar gedurende drogere perioden wordt water uit de polder niet of nauwelijks afgevoerd of zelfs ingelaten. De situatie is dan onvergelijkbaar met de gemiddelde situatie. De 'pulsgevijze' afvoer die als gevolg hiervan ontstaat, kan leiden tot pieken in de emissies naar de ringvaart.

De uitgangspunten en uitkomsten van de emissietoets zijn samengevat in tabel 3.

Tabel 3. Uitgangspunten en uitkomsten emissietoets

Invoerwaarden emissietoets		
"Debiet" poldergemalen (op basis van jaargemiddelden)	1593	m ³ /u
Achtergrondwaarde PFOS in ringvaart	0,020	ug/l
Debiet ringvaart	5,6	m ³ /s
Breedte ringvaart	45	M
Diepte ringvaart	2,9	M

IMMISSIE TOETS VOOR BESTAANDE EN NIEUWE LOZINGEN

INVOER GEGEVENS OPPERVLAKTE WATER			
		rivier kanaal sloot of klein kanaal meer	bestaande lozing nieuwe lozing
afvoer	Q _{opp.}	5,30	m ³ /s
diepte	h	2,9	m
breedte	b	45	m
C-achtergrond	C _w	0,020000	0
L	=	450	m

INVOER GEGEVENS LOZING			
debiet	Q lozing	1593	m ³ /hr
diameter lozingspijp	Ø	1	m
stof	Stof X		
effluent concentratie	C _e	0,03	0
Stof: Stof X			
Geef eenheid norm [µg/l, mg/l of g/l]			
Is MAC-waarde beschikbaar?			
MAC of ER =			
MKN of MTR =	0,0023	MKN/MTR =	0,0230 0
MAC < MKN ?			

LIJST VAN STOFFEN	
Chlooraan	
totaal Fosfaat	
totaal Stikstof	
Stof X	
alachloor (zoet)	
alachloor (zout)	
atrazine	
prioritaire stof ? nee	
MII (C _e /delta C _{II})	2,27
delta C _{II}	0,00 #
C _{II}	0,02 #
M _L (= C _e /delta C _L)	4,83
delta C _L	0,00 #

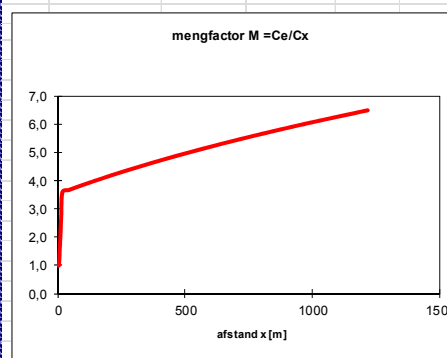
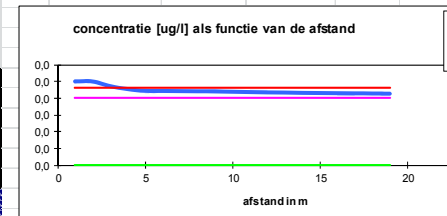
In geval er JG-MKN en/of MAC-waarden zijn afgeleid moeten deze waarden worden gebruikt, in andere gevallen de MTR of ad-hoc MTR-waarde en/of ER-waarden

Delta C na volledige menging: 4,4 % van MKN

IMMISSIE TOETS VOOR BESTAANDE LOZINGEN		Stof X	C _L = 0,02223 #
Stap 1	C _{effl} >= MKN ?		
	↓		
	Ja		
	↓		
Stap 2	delta C-voll-meng. > 0,01 * MKN ?	→	Er wordt niet voldaan aan trivialetoets!
	↓		
	JA		
	↓		
	Is achtergrondconc. bekend?		
	↓		
	JA		
	↓		
Stap 3	delta C _L > [10%] * MKN ?	→	NEE → lozing voldoet aan immissietoets
lengte van mengzone: 17 m < (L: 450 m)			
JG-MKN-mengzone is limiterend; voor bepaling kritische condities: voer immissietoets uit met (lage) afvoer-condities geschikt voor het testen van JG-MKN criteria			

1,48448043

Type oppervlaktewater:		kanaal	LOZING																																											
afvoer Q	5,3	m ³ /s	lozingsdebiet Q-loz	1593 m ³ /h = 0,443 m ³ /s																																										
breedte b	45	m	pijp diameter D	1 m																																										
diepte h	2,9	m	oppervlak pijp A	0,7854 m ²																																										
stroomsnelheid v	0,041	m/s	α =	2 lozing in het midden a = 1, lozing aan de oever a = 2																																										
k-waarde	0,05	m	b =	1 lozing op de bodem of het oppervlak b = 1, lozing op gemiddelde diepte b = 2																																										
Chezy C	50,22	m(1/2)/s	c =	2 c = ratio snelheden bij overgang van jet naar pluim (v-jet-max / v)																																										
alpha-coëfficiënt	0,6	-	lozingsnelheid v-loz	0,56 m/s																																										
disp-y (b)	0,004	m ² /s	hydraulische straal l(Q):	0,886 m																																										
disp-y (s)	0,001	m ² /s	maximale mengfactor Q-afvoer/Q-loz:	11,97740113																																										
disp-y (u)	0,004	m ² /s	jet of pluim bij het lozingspunt:	JET																																										
L-menging y	5376	m		x-jet-max (m) = 43																																										
beta-coëfficiënt	0,067	-		x-jet-max/l(Q) = 49																																										
disp-z (b)	0,0005	m ² /s		x-jet-max/l(Q) > ?? JA																																										
disp-z (s)	0,001	m ² /s		x-jet-riverbed/surface (m) = 17,8																																										
disp-z (u)	0,001	m ² /s		minimum x-jet-max (m) = 17,8																																										
L-MKN-mengzone	450	m		x-slide (m) = 507																																										
			<table border="1"> <thead> <tr> <th>x (m)</th> <th>Ce/Cx</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>0</td><td>1,00</td></tr> <tr><td>4</td><td>1,00</td></tr> <tr><td>9</td><td>1,79</td></tr> <tr><td>13,3</td><td>2,68</td></tr> <tr><td>17,76</td><td>3,58</td></tr> <tr><td>43</td><td>3,66</td></tr> <tr><td>68</td><td>3,74</td></tr> <tr><td>93</td><td>3,83</td></tr> <tr><td>118</td><td>3,90</td></tr> <tr><td>218</td><td>4,20</td></tr> <tr><td>318</td><td>4,49</td></tr> <tr><td>418</td><td>4,75</td></tr> <tr><td>518</td><td>5,00</td></tr> <tr><td>618</td><td>5,24</td></tr> <tr><td>718</td><td>5,47</td></tr> <tr><td>804</td><td>5,65</td></tr> <tr><td>918</td><td>5,89</td></tr> <tr><td>1018</td><td>6,10</td></tr> <tr><td>1218</td><td>6,49</td></tr> <tr><td>11,6</td><td>2,33</td></tr> </tbody> </table>		x (m)	Ce/Cx	0	1,00	4	1,00	9	1,79	13,3	2,68	17,76	3,58	43	3,66	68	3,74	93	3,83	118	3,90	218	4,20	318	4,49	418	4,75	518	5,00	618	5,24	718	5,47	804	5,65	918	5,89	1018	6,10	1218	6,49	11,6	2,33
			x (m)	Ce/Cx																																										
			0	1,00																																										
			4	1,00																																										
			9	1,79																																										
			13,3	2,68																																										
			17,76	3,58																																										
			43	3,66																																										
			68	3,74																																										
			93	3,83																																										
			118	3,90																																										
			218	4,20																																										
			318	4,49																																										
			418	4,75																																										
			518	5,00																																										
618	5,24																																													
718	5,47																																													
804	5,65																																													
918	5,89																																													
1018	6,10																																													
1218	6,49																																													
11,6	2,33																																													
berekende dimensies mengzone			L-MKN-mengzone																																											
			L-MAC	géén Mac-MZ																																										
Toestafstand immissietoets			L-MKN-mengzone	450,0 4,83																																										
			L-MAC	11,3 2,27																																										
flexibel gekozen dimensies van mengzone			X ₁	15,7 3,15																																										
			X ₂	6500,0 11,98																																										



Figuur 2. Invoer en mengberekening emissietoets

Uit de toets volgt dat de concentraties aan de rand van de mengzone in de Ringvaart een factor 5,8 lager zijn dan de concentratie in de poldersloten. Bij een concentratie van 0,033 ug/l wordt nog voldaan aan de emissietoets met de instellingen zoals weergegeven in Tabel 3. Concentraties boven deze waarde leiden tot een overschrijding van het 10 % criterium van het JG-MKN (concentratietoename in ringvaart). Dit uitgaande van een bestaande achtergrondconcentratie van 0,02 in de Ringvaart.

Conclusie verdunningsfactoren

Bij de vaststelling van kwaliteitseisen voor bodem en grondwater kan rekening worden gehouden met de beïnvloeding van oppervlaktewater door verontreinigd grondwater. Uit metingen en berekeningen waarbij rekening wordt gehouden met de adsorptie van PFOS blijkt dat de verplaatsing van PFOS door het grondwater relatief langzaam verloopt. In de praktijk wordt daarentegen op grotere schaal diffuus verspreid PFOS aangetroffen in het oppervlaktewatersysteem (MWH, 2015). Het verontreinigingsfront verspreidt zich mogelijk sneller dan op basis van stofkarakteristieken en berekeningen verwacht zou worden. Het verdient daarom de aanbeveling om het verspreidingsgedrag van PFOS in het veld nauwlettend te blijven volgen.

Bodemtoepassingen nabij sloten leiden naar verwachting niet op korte termijn tot een verslechtering van de grondwaterkwaliteit. Wel dient rekening gehouden te worden met de mogelijkheid van oppervlakteafspoeling. Het is daarom raadzaam om grond minimaal 5 meter van de slootkant toe te passen.

Om na te gaan of de kwaliteitseisen voor grondwater het oppervlaktewater voldoende beschermen, kan rekening gehouden te worden met verdunning in slootwater en in de ringvaart. Een inschatting van deze verdunning bestaat uit een factor 58 (10x5,8). Voor bodemtoepassingen dient de factor 10 vervangen te worden door een op oppervlakten gebaseerde locatiespecifieke factor voor verdunning in de sloten.

Referenties

Fetter, C.W. (1994). Applied Hydrogeology, Third Edition. Published by Prentice-Hall Inc., New Jersey, USA.

MWH (2015) Modelling grondwater en stoftransport PFOS verontreiniging opslag-bassins, Schiphol-Zuidoost. MWH rapportnr. M14A0626 definitief.r01. MWH Delft.

Schmidt, C.A., Cornelissen, G., Cuypers, C., De Lange, W.J., Van Vliet, K., Vink, J.P.M. (2002) Bepaling actueel risico van verspreiding via grondwater. Achtergronddocument in het kader van Richtlijn Nader Onderzoek Verontreinigde Waterbodems. AKWA rapport nr. 02.005. RIZA rapport nr. 2002.025. ISBN 9036954479

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag