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

Ontwikkeling emissietoetswaarden voor het beoordelen van duurzaam stortbeheer op pilotstortplaatsen

Fase 2: Voorstellen voor emissietoetswaarden
(Nederlandstalige verkorte versie van RIVM-rapport 607710002)

RIVM Rapport 2015-0167

E. Brand et al.

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

Ontwikkeling emissietoetswaarden voor het beoordelen van duurzaam stortbeheer op pilotstortplaatsen

Fase 2: Voorstellen voor emissietoetswaarden
(Nederlandstalige verkorte versie van RIVM-rapport 607710002)

RIVM Rapport 2015-0167

Colofon

© RIVM 2015
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.

Ellen Brand (auteur), RIVM
Ton de Nijs (auteur), RIVM
Jacqueline Claessens (auteur), RIVM
Joris Dijkstra (auteur), ECN
Rob Comans (auteur), ECN/WUR
Roland Lieste (auteur), RIVM

Contact:
Ellen Brand
Duurzaamheid, milieu en gezondheid (DMG)
ellen.brand@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM), Departement Duurzaamheid, in het kader van kennisontwikkeling en preventief beleid. Dit rapport is een Nederlandstalige verkorte versie van de RIVM-rapportage van Brand et al. 2014, RIVM Rapport 607710002.



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

Publiekssamenvatting

Ontwikkeling emissietoetswaarden voor het beoordelen van duurzaam stortbeheer op pilotstortplaatsen

Fase 2: Voorstellen voor emissietoetswaarden

Sinds de jaren negentig wordt internationaal onderzoek verricht naar 'duurzaam stortbeheer'. Het idee hierachter is dat de bron, de stortplaats zelf, schoner wordt, zodat er minder verontreinigingen uit de stortplaatsen kunnen weglekken. Op deze manier worden de bodem en het nabijgelegen grondwater beschermd. Tot nu toe zijn er nog geen technieken beschikbaar waarvan het effect op grote schaal bewezen is. In dat verband heeft het RIVM, in samenwerking met het Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN), onderzoek gedaan voor drie vuilstortlocaties in Nederland. Voor deze locaties zijn 'emissietoetswaarden' afgeleid, waarmee kan worden vastgesteld hoeveel schadelijke stoffen er maximaal in het water afkomstig van de stortplaats mag zitten.

Bij duurzaam stortbeheer wordt het afval geïnfiltreerd met water en lucht. Hierdoor treden er processen op die stimuleren dat de verontreinigingen in de stortplaats worden afgebroken of zich binden aan stoffen in het afval. Na een proefperiode van tien jaar zouden de nog aanwezige concentraties in de stortplaats lager moeten zijn. Het gaat om concentraties van organische stoffen (zoals PAK's), anorganische stoffen (zoals metalen) en 'macro-parameters' (zoals nitraat, fosfaat en chloride).

Het 'vertrekpunt' bij de berekening van de emissietoetswaarden zijn de maximaal toegestane concentraties van verontreinigende stoffen in het grondwater en oppervlaktewater dat zich naast de stortplaatsen bevindt. Van daaruit zijn deze concentraties omgerekend naar de hoeveelheden die het water dat afkomstig is van de stortplaats (percolaat) zou mogen bevatten. Het unieke hierbij is dat er rekening is gehouden met de mate waarin stoffen in het grond- en oppervlaktewater worden verdund, door bijvoorbeeld regenwater of nabijgelegen grondwater. Ook kunnen stoffen zich binden aan bodemdeeltjes. Daarmee is voor een locatiespecifieke aanpak gekozen.

Het huidige beleid voor het beheer van stortplaatsen is erop gericht om verontreinigingen in het afval volledig water- en luchtdicht in te pakken (zowel aan de boven- als aan de onderkant). Op deze manier is het risico zo klein mogelijk gemaakt dat de bodem en het grondwater verontreinigd raken. Een nadeel is dat eeuwigdurende en omvangrijke nazorg nodig is. Aangezien de verontreiniging niet wordt afgebroken, moeten de isolatiematerialen die op den duur poreus worden en gaan lekken, regelmatig worden vervangen. Hieraan zijn aanzienlijke kosten verbonden. Met de ontwikkeling van de emissietoetswaarden wordt een eerste stap gezet in het toestaan van proefprojecten om te onderzoeken of duurzaam stortbeheer het gewenste eindresultaat behaald.

Kernwoorden: duurzaam stortbeheer, emissietoetswaarden, stortplaatsen, grondwater, risicobeoordeling, ORCHESTRA, geochemisch transportmodel

Abstract

Development of emission testing values to assess sustainable landfill management in pilot landfills

Phase 2: Proposals for testing values

International research into sustainable landfill management has been carried out since the 1990s. The idea of this is that the source, the landfill itself, becomes cleaner, so that fewer harmful substances are emitted by landfills, and the surrounding soil and groundwater are protected. Up to now, there have been no techniques available whose effectiveness has been proven on a large scale. In that regard, the RIVM, in cooperation with the Energy Research Centre of the Netherlands (ECN), was asked to conduct research into three pilot landfills in the Netherlands. For these locations 'emission testing values' were derived that can be used to determine which emissions from landfills into the soil and groundwater are acceptable.

With sustainable landfill management, the waste is actively infiltrated with water and air (active treatment). This causes processes that stimulate the degradation and binding of the substances in the landfill during a trial period of approximately ten years. After approximately ten years, the concentrations of substances remaining in the landfill should be lower: that is, concentrations of organic substances (such as PAHs), inorganic substances (such as metals) and macroparameters (such as nitrate, phosphate and chloride).

The ‘starting point’ in the calculation of the emission testing values is the maximum allowable concentration of substances in groundwater and surface water next to the landfills. From there, these concentrations are converted to quantities in the landfill leachate. Unique to this approach is that account is being taken of the extent to which substances are diluted, by for example rainwater or groundwater nearby. In ground- and surface water substances can also bind to soil particles. This results in a site specific approach.

The current policy for landfill management is focused on the complete containment of substances in the waste (waterproof and airtight, with a top cover and bottom liner). The purpose of this is to minimize the risk of contaminating the soil and the groundwater. A disadvantage is that constant and comprehensive after care is needed. Since the contaminants are not reduced, the insulation materials, which eventually become porous and start leaking, must be replaced regularly, involving considerable costs. With the development of the emission testing values a first step is made towards pilot testing to determine if sustainable landfill management is provides the desired result.

Keywords: sustainable landfill management, emission testing values, landfill, groundwater, risk assessment, ORCHESTRA, geochemical transport model

Voorwoord

Het onderhavige rapport is een verkorte Nederlandstalige versie van het eerder gepubliceerde Engelstalige RIVM Rapport 607710002 getiteld 'Development of emission testing values to assess sustainable landfill management in pilot landfills. Phase 2: Proposals for testing values'. Het huidige rapport beperkt zich tot de hoofdzaken in het proces van de afleiding van de emissietoetswaarden voor drie pilotstortplaatsen in Nederland en is opgesteld als ondersteunend document voor de Ministeriële regeling Introductie Duurzaam Stortbeheer. De vertaling is zo veel mogelijk in lijn gehouden met het oorspronkelijke rapport. Echter, omdat dit een verkorte versie is, wordt indien nodig verwezen naar de relevante teksten in de Engelstalige rapportage van Brand et al. (2014) voor nadere toelichting. Ook zijn enkele stukken tekst uit de Engelstalige rapportage aan dit rapport toegevoegd op plaatsen waar deze in de Engelstalige rapportage niet stonden. Tevens zijn enkele onjuiste benamingen van de regelgeving waar nodig aangepast. Het wordt benadrukt dat in de onderhavige rapportage geen nieuwe of afwijkende inzichten worden gepresenteerd ten opzichte van de oorspronkelijke Engelstalige rapportage.

Op drie pilotstortplaatsen zal mogelijk in de toekomst duurzaam stortbeheer worden toegepast. Duurzaam stortbeheer is nog niet eerder toegepast op stortplaatsen in Nederland en daarom was er een relatief grote inspanning nodig om tot de emissietoetswaarden te komen en dit proces te beschrijven in een rapport. Tijdens dit proces is er intensief contact geweest met diverse partners als onderdeel van een werkgroep. De auteurs willen dan ook van de gelegenheid gebruikmaken om de volgende leden van deze werkgroep te bedanken voor hun inzet en bijdrage aan dit proces: dhr. W. Kattenberg (voorzitter, Ministerie van Infrastructuur en Milieu), dhr. J. van der Gun (secretariaat, BodemBeheer B.V.), dhr. H. Scharff (Afvalzorg), dhr. H. Woelders (Attero), mw. J. Wezenbeek (voormalig Grontmij, huidig RIVM), dhr. D. Britwhistle (Provincie Noord-Holland), dhr. P. Bijvank (Provincie Flevoland) en dhr. M. Romviel (Provincie Noord-Brabant).

De auteurs willen ook dhr K. Versluijs en dhr. F. Swartjes bedanken voor hun reactie op het rapport als onderdeel van een collegiale toets. Tevens willen zij dhr. R. Boerboom (ReneBoerboom advies) hartelijk danken voor zijn collegiale toets van de Nederlandstalige versie.

Inhoudsopgave

Uitgebreide samenvatting — 11

1 Inleiding — 23
1.1 De noodzaak voor duurzaam stortbeheer — 23
1.1.1 Toetsingskader — 24
1.1.2 Onderzoeksvraag en doel — 24
1.2 Leeswijzer — 25

2 Relevante wet- en regelgeving — 27
2.1 Wettelijke kaders — 27
2.2 Toelichting op gebruik van MTR_{eco}, MTT_{eco} en het VR_{eco} binnen de bodem- en grondwaterbescherming — 28

3 Uitgangspunten en aannames — 31
3.1 Selectie pilotstortplaatsen — 31
3.2 Conceptueel model stortplaats — 32
3.2.1 Algemeen — 32
3.2.2 Locatie van de Points of Compliance (POC) — 32
3.3 Selectie van relevante stoffen — 37
3.3.1 Algemeen — 37
3.3.2 Generieke stoffenlijst — 38
3.3.3 Aanvullende (stortplaatsspecifieke) stoffen per pilot — 40
3.4 Milieubeschermingsdoelstelling — 41
3.4.1 Algemene doelen — 41
3.4.2 Milieucriteria — 43
3.4.3 Uitzonderingen rond macroparameters en PAK — 46
3.4.4 Tijdraam — 49
3.5 Achtergrondconcentraties en verdunning in grondwater — 49
3.5.1 Beschikbare methodieken — 49
3.5.2 Voor en tegens van de methodieken om de achtergrondconcentraties te bepalen — 51
3.5.3 Conclusie — 53
3.5.4 Limits of Quantification (LOQ) — 53

4 Modellering van transport in bodem en grondwater — 57
4.1 Overzicht van de generieke model aannamen — 57
4.2 Berekening van de locatiespecifieke emissietoetswaarden — 60

5 Resultaten — 61
5.1 Algemene interpretatie van de resultaten en voorbeelden van verschillende concentraties/tijdsgedrag op $POC2_{gw}$ — 61
5.2 Berekende emissietoetswaarden — 64
5.2.1 Emissietoetswaarden voor pilotstortplaats Braambergen — 64
5.2.2 Emissietoetswaarden voor pilotstortplaats Kragge — 66
5.2.3 Emissietoetswaarden voor pilotstortplaats Wieringermeer — 68

6 Gevoeligheidsanalyse — 75
6.1 Uitgangspunten voor twee relevante parameters — 77
6.1.1 Een verhoogde DOC-concentratie — 77
6.1.2 Een verhoogde concentratie fosfaat — 78

6.2 Resultaten van de gevoeligheidsanalyse — 78
6.2.1 Effect van een verhoogde DOC-concentratie — 79
6.2.2 Effect van een verhoogde concentratie fosfaat — 79
6.3 Keuzes naar aanleiding van de resultaten van de gevoeligheidsanalyse — 80

7 Reflectie op het model en de resultaten — 81
7.1 Overwegingen bij aannamen en modelprincipes — 81
7.2 Reflectie op de resultaten — 87
7.2.1 Ammonium — 87
7.2.2 Hoge emissietoetswaarden in het percolaat — 89
7.2.3 Lood en arseen — 90
7.2.4 Emissietoetswaarden onder de LOQ — 91

8 Conclusies & aanbevelingen — 93
8.1 Conclusie — 93
8.2 Aanbevelingen — 96
8.2.1 Representatief monitoren — 96
8.2.2 Arseen — 97
8.2.3 Afbraak van ammonium — 98
8.2.4 Hydrologische modellering — 98
8.2.5 Het meten van minerale oliefracties (TPH) — 98
8.2.6 Emissietoetswaarde voor fosfaat — 99
8.2.7 Kwetsbare receptor op POC3 en herziening van de ETW — 100

Referenties — 101

Lijst met afkortingen — 105

Uitgebreide samenvatting

Inleiding

In overeenstemming met de huidige wet- en regelgeving voor stortplaatsen in Nederland is het verplicht om een stortplaats volledig te isoleren met boven-, onder-, en zij-afdichtingen om te voorkomen dat er water in de stortplaats kan intreden nadat de stortplaats gesloten is voor verdere stortactiviteiten. Door het afdichten van de stortplaats wordt het afval geconserveerd, evenals de ingesloten verontreinigende stoffen. Vanwege de beperkte levensduur (schattingen variëren van 50-75 jaar) van de beschermende bovenlaag (de bovenafdichting) blijft de noodzaak bestaan om deze periodiek te vervangen tegen aanzienlijke kosten.
Als gevolg daarvan wordt de verantwoordelijkheid voor het gestorte afval –namelijk de nazorg van de stortplaats en het behoud van een goede grondwaterkwaliteit – overgedragen aan toekomstige generaties.

Sinds de jaren negentig wordt onderzoek verricht naar duurzaam stortbeheer. Het doel van duurzaam stortbeheer is het verminderen van de impact van schadelijke stoffen in stortplaatsen op de bodem (inclusief grondwater) onder en het oppervlaktewater naast de stortplaats. Biologische afbraakprocessen en de immobilisatie van stoffen in het stortlichaam worden gestimuleerd door de gecontroleerde toevoeging van water en lucht in het stortmateriaal (de zogenoemde actieve behandeling). Het idee achter duurzaam stortbeheer is om het emissiepotentieel van het afval te verminderen tot een niveau waarop het gebruik van bovenafdichtingen (zoals folies) niet langer nodig is, waardoor minimale nazorg vereist is. Deze aanpak zou moeten leiden tot lagere concentraties van resterende schadelijke stoffen en een lager emissiepotentieel in de stortplaats, zodat de kwaliteit van het grondwater en het oppervlaktewater beschermd blijft. Op deze manier kan aanzienlijk bespaard worden op nazorgkosten en krijgen toekomstige generaties te maken met minder schadelijke emissies uit de stortplaatsen en minder gevolgen van grond- en oppervlaktewaterverontreiniging.

Om duurzaam stortbeheer in de toekomst mogelijk te maken dient de Nederlandse regelgeving voor stortplaatsen aangepast te worden. De eerste stap in deze richting is het toestaan van pilotprojecten om te onderzoeken of het gewenste eindresultaat van duurzaam stortbeheer in de praktijk kan worden behaald en of dit binnen een acceptabele termijn lukt. Tijdens het experiment zullen de langetermijnprocessen die hierbij betrokken zijn onderzocht worden. Het experiment zal worden uitgevoerd op drie pilotstortplaatsen in Nederland: Braambergen in Almere, Kragge II in Bergen op Zoom (hierna Kragge) en Wieringermeer in Middenmeer.

Doelstellingen

Om te kunnen beoordelen of de pilotprojecten succesvol zijn, heeft het Ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) het RIVM en ECN gevraagd om een set stortplaatsspecifieke criteria te ontwikkelen die kunnen dienen als referentiekader waar de emissies uit de pilotstortplaatsen mee vergeleken kunnen worden. Deze criteria zullen

de 'emissietoetswaarden' of ETW worden genoemd. Voor elk van de pilotstortplaatsen is een ETW-lijst afgeleid. In totaal worden er dus drie sets van stortplaatsspecifieke ETW afgeleid.

Het doel van dit referentiekader is, om vast te stellen of de emissies uit de stortplaats voldoende afgenomen zijn na de periode van actieve behandeling (ongeveer tien jaar). Als na de periode van actieve behandeling de concentraties in het percolaat van de pilotstortplaatsen zijn verminderd en gelijk of lager zijn dan de ETW, dan wordt het pilotproject als een succes beschouwd. Het aanbrengen van een bovenafdichting is dan niet langer verplicht en de nationale regelgeving op het gebied van stortbeheer kan worden aangepast worden om het gebruik van duurzaam stortbeheer ook toe te staan op de overige aangewezen stortplaatsen (ongeveer twintig) in Nederland.

Relevante wet- en regelgeving
Er zijn verschillende beleidskaders zoals de Wet milieubeheer, de Wet bodembescherming en de Waterwet, die belangrijk zijn voor het 'Introductie Duurzaam Stortbeheer'-project (hierna IDS-project). Op basis van deze beleidskaders worden voorwaarden gesteld aan de manier waarop afval gestort kan worden en in hoeverre toegestaan is dat dit gevolgen heeft voor de bodem en het oppervlaktewater.

1. Het storten van afval
   In Nederland is het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen (Bssa, Ministerie van VROM, 1997) van toepassing op het storten van afval. Dit besluit is een uitwerking van de EU-richtlijn 1999/31/EG betreffende het storten van afval. Daarnaast zijn het Stortbesluit bodembescherming en de bijbehorende Uitvoeringsregeling (Ministerie van VROM, 1993) van toepassing.

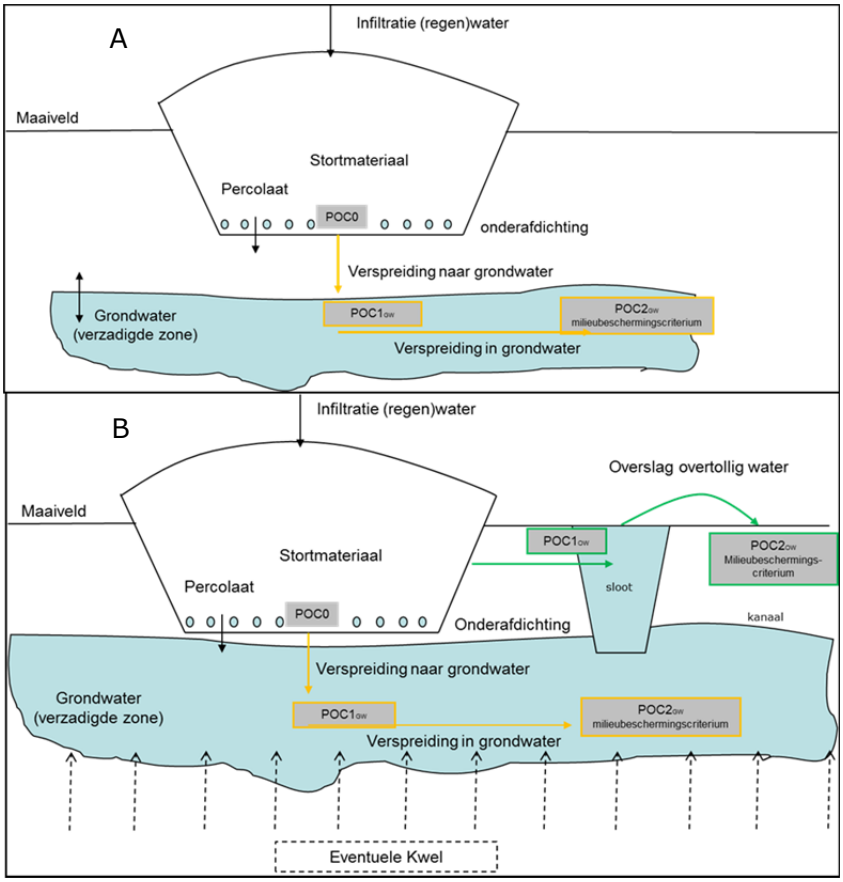
2. Bodem
   Voor de bodem is naast het Stortbesluit bodembescherming en de bijbehorende Uitvoeringsregeling met name het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) van belang, waaronder de paragraaf die gaat over bouwmaterialen. Dit besluit beschrijft het beleid en de voorwaarden voor hergebruik van (licht verontreinigde) bodem en het gebruik van bouwmaterialen als grootschalige bodemtoepassingen.

3. Grondwater
   Voor grondwater zijn de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) en de daarvan afgeleide Grondwaterrichtlijn (GWR) van toepassing.
   De bepalingen van de Grondwaterrichtlijn vallen in Nederland onder de Waterwet en het Waterbesluit. Voor het IDS-project is vooral artikel 6 van de Grondwaterrichtlijn van belang. Dit artikel beschrijft de maatregelen gericht op het voorkomen of beperken van de inbreng van gevaarlijke stoffen en verontreinigende stoffen in het grondwater.

Uitgangspunten en aannamen
Om de emissietoetswaarden af te kunnen leiden is een aantal uitgangspunten en aannamen gehanteerd. De belangrijkste worden hierna beschreven:

- Er is gebruikgemaakt van een bron-pad-receptormodel waarin de zogenoemde 'Points Of Compliance' (POC) ofwel in het grondwater (gw) ofwel in het oppervlaktewater (ow) zijn vastgelegd (zie Figuur S1.1). Welk pad relevant is, hangt af van de pilotstortplaatsen en de stoffen in de stortplaats. In dit onderzoek is het scenario voor oppervlaktewater alleen relevant voor de pilotstortplaats Wieringermeer.
- Er is beleidsmatig voor gekozen om geen extra milieubeschermingscriterium op te nemen voor de bodem direct onder de stortplaats.
- Het model dat gebruikt is om ETW af te leiden bevat drie POCs: POC0, POC1 en POC2. Het milieubeschermingscriterium wordt gehanteerd op POC2 en omvat zowel humane als ecologische beschermingsdoelen. Voor de modellering wordt de ligging van $POC2_{gw}$ vastgelegd op 20 meter benedenstrooms van de rand van de stortplaats in het grondwater (er is sprake van een infiltratiesituatie). Voor $POC2_{gw}$ is het milieubeschermingscriterium gelijk gesteld aan de beschermingsdoelen voor grondwater, te weten 1) het Maximaal Toelaatbare Risico (MTR) voor metalen, 2) het verwaarloosbaar risico (VR) voor organische stoffen en 3) de Nederlandse drinkwaternorm (alleen als deze lager is dan het MTR of VR). In oppervlaktewater is $POC2_{ow}$ gelegen in de vaart naast de ringsloot die om de pilotstortplaats Wieringermeer ligt (er is sprake van een kwelsituatie). Het milieubeschermingscriterium is gelijkgesteld aan de bescherming voor oppervlaktewater, te weten 1) de Jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm (JG-MKN), 2) het MTR voor oppervlaktewater voor metalen en organische stoffen (het MTR wordt alleen gebruikt als er geen JG-MKN bestaat) en 3) de door de lokale autoriteiten vastgestelde beschermingsdoelen voor macroparameters. Voorts geldt dat als de lokale achtergrondconcentratie hoger is dan het geldende milieubeschermingscriterium, het percolaat een concentratie mag bevatten die gelijk is aan de lokale achtergrondconcentratie.
- De ligging van $POC1_{gw}$ is vastgelegd in de eerste meter van de verzadigde zone van het watervoerende pakket onder de stortplaats (in geval van een infiltratiesituatie). $POC1_{ow}$ is vastgelegd in de sloot naast de stortplaats (in geval van een kwelsituatie).
- De ligging van POC0 is vastgelegd in de percolaatdrains in het stortlichaam, net boven de onderafdichting.
- Uitzonderingen: voor stoffen die de aangewezen POC2 in grondwater of oppervlaktewater niet binnen het gekozen tijdraam bereikten, vanwege binding aan bodemdeeltjes, is onderzocht of toetsing aan bodemnormen een uitkomst kon bieden. Hiervoor is gebruikgemaakt van gemiddelde concentraties die gelijk zijn aan het milieubeschermingscriterium voor bodem (MTR) in het totale bodemvolume tussen POC0 en $POC2_{gw}$/$POC1_{ow}$ (20 meter) onder de stortplaats.

- De stortplaatsspecifieke ETW zijn berekend voor een tijdraam van 500 jaar. Dit betekent dat het grondwater en het oppervlaktewater na de periode van actieve behandeling voor ten minste 500 jaar beschermd zijn als het percolaat voldoet aan de ETW. De beoordeling van het percolaat uit de stortplaatsen zal plaatsvinden na een periode van actieve behandeling van ongeveer tien jaar.
- Voor metalen en macroparameters zoals ammonium, sulfaat en chloride is bij het vaststellen van de milieubeschermingscriteria op POC2 rekening gehouden met de lokale achtergrondconcentraties in grondwater.
- Er wordt aangenomen dat de onderafdichting van het stortlichaam na de periode van actieve behandeling niet langer functioneert en dat de concentratie stoffen in het percolaat constant is.



Figuur S1.1: Conceptueel model van de stortplaats en omgeving. Figuur A toont een infiltratiesituatie. De gele pijlen geven het conceptuele pad van het percolaat naar het grondwater aan. De groene pijlen in figuur B geven het conceptuele pad van het percolaat naar het oppervlaktewater aan in een kwelsituatie.

- De infiltratie van regenwater in het stortlichaam wordt gesteld op 300 mm/jaar, overeenkomend met het gemiddelde netto neerslagoverschot in Nederland. Dezelfde hoeveelheid zal onderaan het stortlichaam weglekken in de onderliggende

bodem. Dit komt overeen met andere beleidskaders (bijvoorbeeld het afleiden van emissiegrenswaarden in het Besluit bodemkwaliteit voor het hergebruik van bouwmaterialen bij grootschalige bodemtoepassingen).
- Het milieubeschermingscriterium op POC2 in zowel grondwater als oppervlaktewater is omgerekend in een concentratie in het percolaat op POC0. Voor het omrekenen van het milieubeschermingscriterium op POC2 in een ETW op POC0 is gebruikgemaakt van het reactieve transportmodel ORCHESTRA.
- De relevante stoffen zijn geselecteerd (A) op basis van een generieke lijst van stoffen die relevant worden geacht in de regelgeving op het gebied van stortplaatsen en (B) uit de stortplaatsspecifieke stoffen die gemeten worden in overeenkomst met voorschriften in de omgevingsvergunningen van de stortplaatsen (zie overzicht Tabel S1.1).

Tabel S1.1: Lijst van relevante stoffen, gebaseerd op de generieke stoffenlijst van het beleidskader voor stortplaatsen, aangevuld met stortplaatsspecifieke stoffen, gebaseerd op de omgevingsvergunningen van de stortplaatsen.

Metalen	**Organische stoffen**	
Arseen	*VOX*	*Minerale olie*
Cadmium	Vinylchloride	Som EC10-EC40
Chroom	Dichloormethaan	Alifatisch EC5-EC6
Koper	1,1 dichloorethaan	Alifatisch EC6-EC8
Kwik	1,2 dichloorethaan	Alifatisch EC8-EC10
Lood	1,1 dichlooretheen	Alifatisch EC10-EC12
Nikkel	1,2 dichlooretheen (cis,trans)	Alifatisch EC12-EC16
Zink	Dichloorpropaan (1,2)	Alifatisch EC16-EC21
	Dichloorpropaan (1,3)	Aromatisch EC5-EC7
	Trichloormethaan (chloroform)	Aromatisch EC7-EC8
	1,1,1 trichloorethaan	Aromatisch EC8-EC10
	1,1,2 trichloorethaan	Aromatisch EC10-EC12
	Trichlooretheen (tri)	Aromatisch EC12-EC16
	Tetrachloromethane (tetra)	Aromatisch EC16-EC21
	Tetrachloroethene (per)	Aromatisch EC21-EC35
Macro parameters		**Locatiespecifieke toevoegingen**
Chloride		Fosfaat
Sulfaat	*PAK*	Cyanide
N-Kjeldahl/ ammonium	PAK Som 10	Fenolen
	Naftaleen	
	Fenantreen	*BTEX*
	Antraceen	Benzeen
	Fluorantheen	Xyleen
	Chryseen	Tolueen
	Benzo(a)antraceen	Ethylbenzeen
	Benzo(a)pyreen	
	Benzo(k)fluorantheen	
	Indeno(1,2,3cd)-pyreen	
	Benzo(ghi)peryleen	

Modellering van transport in bodem en grondwater
Voor de modellering van de ETW zijn verscheidene aannamen en uitgangspunten gehanteerd. De belangrijkste worden hieronder beschreven:

- De infiltratie van regenwater uit de pilotstortplaats in de onderliggende bodem is 300 mm/jaar.
- De onverzadigde laag onder de stortplaats heeft een generieke dikte van 1 meter, en iedere $1m^2$ in de onverzadigde zone ontvangt dus 300 liter percolaat per jaar (300 mm/jaar).
- Het ORCHESTRA-model berekent concentraties van stoffen in de onverzadigde zone en de bovenste meter van de verzadigde zone (=$POC1_{gw}$) als functie van de tijd. Het model is gebaseerd op thermodynamische (geochemische) sorptiereacties in combinatie met eendimensionaal transport.
- De geochemische benadering maakt stortplaatsspecifieke berekeningen mogelijk, gebaseerd op de lokale chemische eigenschappen van de ondergrond en is eerder gebruikt voor het afleiden van de emissiegrenswaarden voor het hergebruik van bouwmaterialen en bij grootschalige bodemtoepassingen in het Besluit bodemkwaliteit.
- Het geochemische model is gevalideerd door laboratoriumgegevens en veldgegevens (referenties staan in Brand et al., 2014).
- In het geval van infiltratie in het grondwater zal adsorptie van de stoffen in de bodem plaatsvinden in de eerste meter van de onverzadigde zone en de eerste meter van de verzadigde zone. Er vindt geen binding plaats in de 20 meter lange verzadigde zone tussen POC1gw en POC2gw.
- In het geval van een kwelsituatie vindt er binding plaats tussen POC0 en POC1ow. Dit is de bodempassage tussen het stortlichaam en de ringsloot rondom de stortplaats Wieringermeer (kwelsituatie).
- Verdunning van het percolaat in het grondwater zal plaatsvinden over de totale diepte van het watervoerende pakket (stortplaatsspecifiek). Er zal ook verdunning van het percolaat plaatsvinden in het oppervlaktewater (de ringsloot) rondom de stortplaats Wieringermeer.
- Het reactieve transportmodel heeft specifieke ondergrondinformatie nodig van de eerste 2 meter onder de stortplaats. Deze informatie is niet aanwezig in de monitoringsrapportages van de stortplaatsen. De benodigde informatie over de eigenschappen van de ondergrond zijn daarom afgeleid uit nabijgelegen bodemprofielen, geregistreerd in een grote Nederlandse database (STONE-database). Voor iedere stortplaats is een nabijgelegen STONE plot (binnen 2 km afstand van de stortplaats) geselecteerd om de benodigde gegevens te verkrijgen.

Gevoeligheidsanalyse
Er is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd om de invloed van verschillende belangrijke parameters/aannamen op de ETW te onderzoeken. De parameters/aannamen zijn geselecteerd na besprekingen in het projectteam en op basis van een aantal genoemde aandachtspunten in een advies van de TCB (Technische Commissie Bodem) A082(2013) (zie ook bijlage 1 van het rapport van Brand et al., 2014).

De volgende factoren zijn in de gevoeligheidsanalyse onderzocht: het effect van de pH van de ontvangende bodem, het effect van het uitgaan van een afnemende concentratie van stoffen in het percolaat (in plaats van de huidige aanname van een constante concentratie) en het effect van variaties in het gekozen tijdraam (korter en langer dan 500 jaar). Een ander onderzocht aspect was het effect dat een verhoogde fosfaatemissie uit de stortplaats kan hebben op de mobiliteit van andere stoffen in het percolaat en de hoogte van de ETW van deze stoffen. Tot slot is er in de gevoeligheidsanalyse gekeken naar de effecten van het gebruik van de locatiespecifieke dikte van de onverzadigde zone van de ontvangende bodem (in plaats van de generieke 1 meter zoals gebruikt bij het bouwstoffenbeleid) en naar de effecten van variaties in de achtergrondconcentraties in grondwater.

Op basis van de gevoeligheidsanalyse zijn de volgende conclusies getrokken:
- Goed oplosbare zouten (chloride, sulfaat en ammonium) zijn niet gevoelig voor variaties in chemische en fysische factoren zoals het gekozen tijdraam, de dikte van de onverzadigde laag en een afnemende versus constante concentratie van stoffen in het percolaat.
- Goed oplosbare zouten zijn wel gevoelig voor variaties in achtergrondconcentraties.
- Variaties in het tijdraam (van 500 jaar naar 100 jaar en van 500 jaar naar 1000 jaar) hebben de grootste invloed op de concentraties van metalen op $POC2_{gw}$. Dit komt overeen met de bevindingen bij het afleiden van de emissiegrenswaarden voor het hergebruik van bouwmaterialen (waarbij een tijdraam van 100 jaar geldt).
- De chemische factor met veruit de meeste invloed is het DOC-gehalte (Dissolved Organic Carbon), gevolgd door de pH. Redox (gereduceerd ijzeroxidegehalte) en een verhoogde fosfaatconcentratie in het percolaat hebben een effect op verschillende anionen (met name cyanide in de stortplaats Braambergen en voor arseen in de stortplaatsen Wieringermeer en Kragge).
- De meest invloedrijke fysische factoren zijn de dikte van de onverzadigde laag en het hanteren van afnemende versus constante concentraties in het percolaat.

Resultaten
De resultaten van de modellering zijn curves die het aankomstmoment van stoffen op $POC2_{gw}$ (infiltratiesituatie) of $POC1_{ow}$ (kwelsituatie) in de tijd weergeven. Het is mogelijk dat een stof $POC2_{gw}$ of $POC1_{ow}$ niet bereikt binnen het gekozen tijdraam, vanwege binding aan bodemdeeltjes. De ETW op POC0 kunnen worden vastgesteld met behulp van de berekende curves.

Als de concentraties in het percolaat na de periode van actieve behandeling gelijk of lager zijn dan de ETW, dan zal het demonstratieproject als een succes beschouwd worden en is een bovenafdichting niet langer noodzakelijk. In deze rapportage zijn de stortplaatsspecifieke lijsten van ETW voor de pilotstortplaatsen opgenomen.

Het is noemenswaardig dat het afleiden van deze ETW is gebaseerd op onze huidige kennis en begrip van de pilotstortplaatsen. Als de omstandigheden op de stortplaats na de tienjarige periode van actieve behandeling afwijken van de huidige input (met name het DOC-gehalte), raden wij aan dat er voor deze specifieke omstandigheden nieuwe ETW afgeleid worden.
Tabel S1.2 toont de ETW-lijsten die zijn berekend voor iedere pilotstortplaats.

*Tabel S1.2: De berekende ETW voor de pilotstortplaatsen Braambergen, Kragge en Wieringermeer. Waarden met een *, ** of *** behoeven extra uitleg (zie noten).*

Stof	Pilot-stortplaats Braambergen	Pilot-stortplaats Kragge	Pilot-stortplaats Wieringermeer
Anorganische stoffen (µg/L)			
Arseen	190	100	190
Cadmium	6,4	3,6	1,3
Chromium	210	140	37
Koper	50	64	19
Kwik	5,8	4,1	1
Lood	60.000*	130	11.000*
Nikkel	21	47	21
Zink	160	120	39
Vrije cyaniden	61	6,8	35
Macroparameters (mg/L)			
Chloride	450	160	2400
N-Kjeldahl/ammonium	1,8**	1,1**	50
Sulfaat	700	200	1400
Fosfaat	n.b.	n.b.	***
Organische stoffen (µg/L)			
Minerale olie alifatisch (µg/L)			
EC5-EC6	0,8	0,23	0,17
EC6-EC8	0,37	0,11	0,039
EC8-EC10	0,047	0,054	0,01
EC10-EC12	0,00127	0,014	0,0025
EC12-EC16	0,00071	0,0077	0,0014
EC16-EC21	n.b.	n.b.	n.b.
Minerale olie aromatisch (µg/L)			
EC5-EC7	4,7	1,4	1,2
EC7-EC8	3,9	2,3	0,83
EC8-EC10	2,6	1,5	0,55
EC10-EC12	1,5	0,87	0,32
EC12-EC16	1,3	0,38	0,28
EC16-EC21	0,36	0,21	0,076
EC21-EC35	0,06	0,035	0,0064
Minerale olie som EC10-EC40	470	270	100
VOX (µg/L)			
Vinylchloride	0,047	0,014	0,01
Dichloormethaan	0,047	0,014	0,01

Stof	Pilot-stortplaats Braambergen	Pilot-stortplaats Kragge	Pilot-stortplaats Wieringermeer
1,1 dichloorethaan	4,7	1,4	1
1,2 dichloorethaan	14	4,1	3
1,1 dichlooretheen	0,047	0,014	0,01
1,2 dichlooroetheen (cis, trans)	0,047	0,014	0,01
Dichloorpropaan (1,2)	3,8	1,1	0,8
Dichloorpropaan (1,3)	3,8	1,1	0,8
Trichloormethaan (chloroform)	4,7	1,4	1
1,1,1 trichloorethaan	0,047	0,014	0,01
1,1,2 trichloorethaan	0,047	0,014	0,01
Trichlooretheen (tri)	47	14	10
Tetrachloormethaan (tetra)	0,047	0,014	0,01
Tetrachlooretheen (per)	0,047	0,014	0,01
PAK (µg/L)			
Naftaleen	0,047	0,014	0,01
Fenantreen	0,028	0,016	0,006
Antraceen	0,0066	0,0038	0,0014
Fluorantheen	0,056	0,033	0,006
Chryseen	0,056	0,033	0,006
Benzo(a)antraceen	0,0019	0,0011	0,0002
Benzo(a)pyreen	0,0094	0,0054	0,001
Benzo(k)-fluorantheen	0,0075	0,0044	0,0008
Indeno(1,2,3cd)-pyreen	0,0075	0,0044	0,0008
Benzo(ghi)peryleen	0,0056	0,0033	0,0006
PAK (som 10)	1,9	1,1	0,2
BTEX (µg/L)			
Benzeen	0,94	0,27	0,2
Xyleen	0,94	0,27	0,2
Tolueen	4,7	1,4	1
Ethylbenzeen	4,7	1,4	1
Overige (µg/L)			
Fenolen	0,94	0,27	0,2

n.b. niet beschikbaar

* Beleidsmatig is er voor gekozen om deze waarde te verlagen naar 130 µg/l. In paragraaf 7.2.3 van deze rapportage is een nadere toelichting gegeven waarom hiervoor gekozen is.

** Als er een aanleiding is waarom een stortplaats niet kan voldoen aan de gestelde ETW, kan er beleidsmatig worden gekozen om een verhoogde emissie uit de stortplaats toe te staan met een maximum van 50 mg/L ammonium. Hierbij dient wel rekening te worden gehouden met de voorwaarden zoals deze zijn beschreven in paragraaf 7.2.1 van deze rapportage en bijlage 1 van de rapportage van Brand et al. (2014). Deze beleidsbeslissing wordt niet genomen in dit rapport.

*** Voor fosfaat konden geen betrouwbare ETW worden afgeleid (zie ook paragraaf 6.1.2). Uit een gevoeligheidsanalyse is gebleken dat zolang de concentraties fosfaat in het percolaat lager zijn dan 150 µg/L, fosfaat waarschijnlijk het oppervlaktewater niet zal bereiken. Deze waarde mag echter onder geen enkel beding worden geïnterpreteerd als een ETW. Het wordt dan ook aanbevolen om de fosfaatconcentraties in het percolaat van de stortplaatsen na de periode van actieve behandeling te monitoren.

Aanbevelingen
Voor verscheidene stoffen was de informatie over concentraties in grondwater en percolaat voor één of meerdere van de pilotstortplaatsen schaars. Het wordt daarom aanbevolen dat gedurende de periode van actieve behandeling op de pilotstortplaatsen de concentraties in grondwater (bovenstrooms van de pilotstortplaats) in het percolaat van de relevante stortvakken representatief gemonitord worden. Een representatieve monitoring betekent het hanteren van voldoende lage LOQ (Limit of Quantification) voor de totale lijst van stoffen die in dit rapport beschreven worden.

Verder wordt aanbevolen dat een nulmeting wordt uitgevoerd op de pilotstortplaatsen, om te bepalen welke overige stoffen (naast de stoffen die in dit rapport beschreven worden) aanwezig zijn. Als blijkt dat er nog andere stoffen aanwezig zijn en in relevante hoeveelheden, dient overwogen te worden of er voor deze stoffen additionele ETW afgeleid moeten worden.

Ammonium bleek een kritische stof te zijn voor alle drie de pilotstortplaatsen, omdat de ETW voor ammonium relatief laag zijn vergeleken met de verwachte concentraties in het percolaat na de periode van actieve behandeling. Tijdens het afleiden van de ETW is onderzocht of het mogelijk was om rekening te houden met de afbraak van ammonium in grondwater onder de stortplaatsen. Dit bleek echter niet mogelijk omdat de benodigde informatie hiervoor ontbrak. Om alsnog rekening te kunnen houden met de afbraak van ammonium onder de stortplaats bij het afleiden van de ETW, wordt aanbevolen dat gedurende de periode van actieve behandeling verder onderzoek wordt gedaan naar de afbraak van ammonium op de pilotstortplaatsen. Verder wordt aanbevolen dat nader onderzocht wordt hoe in de modellering van de ETW de afbraak van ammonium opgenomen kan worden.

De omstandigheden onder de stortplaats zijn cruciaal voor arseen. In de standaardmodellering (onder aerobe omstandigheden) zou arseen $POC2_{gw}$ niet binnen het gekozen tijdraam van 500 jaar bereiken. Daarom zijn de ETW op een alternatieve manier afgeleid door gebruik te maken van het milieubeschermingscriterium voor bodem. Dit resulteerde in een ETW van 190 µg/L voor de stortplaatsen Braambergen en Wieringermeer. Als de omstandigheden echter anaeroob worden (reducerende omstandigheden), dan zou arseen mobieler worden en is de ETW van 190 µg/L mogelijk onderbeschermend. Op dit moment is het moeilijk om te voorspellen hoe de omstandigheden onder de stortplaatsen zich zullen ontwikkelen. Het wordt daarom aanbevolen om deze omstandigheden gedurende en na de periode van actieve behandeling te monitoren.

Vanwege de complexiteit van de hydrologische situatie op de pilotstortplaats Wieringermeer is er een hydrologische modellering van deze situatie uitgevoerd in opdracht van de stortplaatsexploitant (zie Van Someren, 2013, voor de details). Dit bleek een nuttige exercitie, waardoor een meer locatiespecifieke benadering voor deze stortplaats mogelijk werd. Een modellering van de hydrologische situatie zou eveneens voor de stortplaatsen Kragge en Braambergen overwogen kunnen worden. Deze suggestie is ook van toepassing op de overige

stortplaatsen die geselecteerd zijn voor mogelijke actieve behandeling in de toekomst.

Tot nu toe is het meten van minerale olie, verdeeld in alifatische en aromatische TPH-fracties (Total Petroleum Hydrocarbons), geen routinebepaling voor laboratoria. Er is momenteel een discussie gaande over het meten van TPH-fracties binnen het beleidskader van verontreinigde bodems. Hoewel het uiteindelijke besluit om toe te zien op naleving van de ETW voor minerale olie nog genomen moet worden door het bevoegd gezag na de periode van actieve behandeling, wordt aanbevolen dat gedurende de periode van actieve behandeling oliefracties ten minste gerapporteerd worden door de laboratoria als som- EC10-12, EC12-16, EC16-21 en EC21-35 fracties zonder direct onderscheid te maken in aromatische of alifatische fracties. Dit zal inzicht verschaffen in de verdeling van de aanwezige fracties in de stortplaatsen, zonder dat het tot extra analysekosten leidt.

Voor fosfaat konden er geen ETW worden berekend omdat een validatie door metingen aantoont dat modelvoorspellingen voor fosfaat inadequaat zijn. Fosfaat is echter wel een stof die frequent gemeten wordt op stortplaatsen om te voldoen aan de vergunningsvoorschriften. Daarom is het toch noodzakelijk om het uittreden van fosfaat uit de pilotstortplaatsen te monitoren na de periode van actieve behandeling. Als de concentraties te hoog worden en er gevolgen voor het oppervlaktewater worden verwacht (zoals eutrofiëring), dient actie ondernomen te worden om het uittreden van fosfaat uit de stortplaats te voorkomen.

In het huidige model is het grondwater of oppervlaktewater op POC2 onder, respectievelijk naast de stortplaats aangewezen als de receptor die beschermd moet worden. Het is echter ook mogelijk dat er een kwetsbare receptor (zoals een natuurgebied) aanwezig is in de buurt van de stortplaats op een (nog te definiëren) POC3 waar speciale aandacht aan besteed moet worden. Deze receptor kan gevoeliger zijn dan het milieubeschermingscriterium op POC2. Het wordt aanbevolen dat in de eindevaluatie na de periode van actieve behandeling de mogelijke aanwezigheid van een kwetsbare receptor op POC3 wordt vastgesteld en indien nodig moeten er extra maatregelen genomen worden om blootstelling te voorkomen. Het bevoegde gezag zou kunnen overwegen de ETW te herzien om deze receptor te beschermen.

1 Inleiding

1.1 De noodzaak voor duurzaam stortbeheer

Het huidige Nederlandse beleid voor het beheer van stortplaatsen is gericht op het volledig rondom water- en luchtdicht inpakken van stoffen in stortplaatsen, met als doel het isoleren van deze stoffen en daarmee het minimaliseren van het risico van bodemverontreiniging. Deze methode zorgt ervoor dat er geen regenwater kan intreden in de stortplaats nadat het vullen van de stortplaats is afgerond en deze is gesloten voor ontvangst van afval. Door het afdichten van de stortplaats verandert de compositie van het afval en de bijbehorende stoffen niet. Vanwege de beperkte levensduur van de bovenafdichting blijft de noodzaak bestaan om deze periodiek te vervangen tegen aanzienlijke kosten. Daarnaast wordt de verantwoordelijkheid voor de nazorg van de stortplaats overgedragen aan de toekomstige generaties.

Sinds de jaren negentig wordt onderzoek verricht naar duurzaam stortbeheer. Het doel van duurzaam stortbeheer is om de afwenteling van de gevolgen van het storten van afval op toekomstige generaties te verminderen.
Dit gebeurt door een brongerichte aanpak. Deze aanpak is gericht op de vermindering van het emissiepotentieel van het afvalpakket door het stimuleren van biologische afbraakprocessen en de immobilisatie van stoffen in het stortlichaam. Hiervoor wordt water in het stortlichaam geïnfiltreerd en vindt er beluchting van het afval plaats. Deze procedure wordt actieve behandeling genoemd. Het idee van deze actieve behandeling is dat het emissiepotentieel van het stortlichaam gestabiliseerd wordt op een niveau waarbij het aanbrengen van een bovenafdichting niet langer noodzakelijk is en minimale nazorg vereist is.

Voor duurzaam stortbeheer zijn er momenteel in Nederland nog geen praktijkervaringen opgedaan. Om duurzaam stortbeheer in de toekomst mogelijk te maken moet het Nederlandse beleid ten aanzien van de stortplaatsen worden aangepast. Een eerste stap hierin is het toestaan van een (demonstratie)project om te onderzoeken of door middel van actieve behandeling van pilotstortplaatsen het gewenste eindresultaat in de praktijk kan worden behaald en of dit binnen een acceptabele termijn lukt. Dit experiment zal worden uitgevoerd op drie pilotstortplaatsen in Nederland (Braambergen in Almere, Kragge II in Bergen op Zoom en Wieringermeer in Middenmeer) en tijdens het experiment zullen de langetermijnprocessen onderzocht worden.

Het Ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) heeft aangegeven de ontwikkeling van innovatieve technieken te willen stimuleren en is daartoe het project ‘Introductie Duurzaam Stortbeheer’ (hierna IDS genoemd) gestart. Ook de betrokken provincies hebben aangegeven dit onderzoek te ondersteunen.

Indien het experiment succesvol verloopt, zal de mogelijkheid van duurzaam stortbeheer worden ingevoerd door aanpassing van het Stortbesluit bodembescherming (na 2023). Bij een succesvol resultaat

komen na 2023 nog circa twintig stortplaatsen voor de toepassing van duurzaam stortbeheer in aanmerking omdat zij voldoen aan de door het ministerie gestelde eisen voor verduurzaming. Deze locaties worden de PDS-locaties genoemd. PDS staat voor Potentieel Duurzame Stortlocaties.

Naast duurzaam stortbeheer kunnen ook andere mogelijke oplossingen voor stortplaatsen worden onderzocht (bijvoorbeeld afvalmining). Dit rapport zal zich echter alleen richten op duurzaam stortbeheer als veelbelovende oplossing voor het toekomstig stortbeheer.

1.1.1 Toetsingskader

Voor het beoordelen van de effectiviteit van duurzaam stortbeheer is een toetsingskader noodzakelijk. Aan de hand van dit toetsingskader kan worden bepaald of na de periode van actieve behandeling (en zonder de aanwezigheid van de traditionele bovenafdichting van een stortplaats) de risico's op bodem- en grondwaterbelasting van stoffen uit de stortplaats zodanig laag zijn, dat dit acceptabel is vanuit de doelen van het bodem- en grondwaterbeschermingsbeleid. Daarom zal er per pilotstortplaats een lijst met emissietoetswaarden (ETW) worden vastgesteld, die opgenomen wordt in een ministeriële regeling. De ETW geven de toelaatbare bodem- en grondwateremissies vanuit de pilotstortplaatsen weer. De toelaatbare bodem- en grondwateremissies bestaan uit een concentratie en een volume (vracht) van iedere stof die uit de stortplaats komt. Na afronding van deze fase (fase 2) van het IDS-project zal er per pilotstortplaats een lijst met stortplaatsspecifieke ETW beschikbaar zijn. Deze ETW fungeren na afloop van de periode van actieve behandeling (circa tien jaar) als toetsingskader. Indien na afronding van de actieve behandelingsperiode de emissies uit de stortplaats niet voldoen aan de milieucriteria (gepresenteerd in de vorm van de ETW), kan het bevoegd gezag alsnog een traditionele bovenafdichting verplicht stellen. Ook moet door de stortplaatsexploitanten worden aangetoond dat blijvend aan de ETW kan worden voldaan na de fase van actieve behandeling.

1.1.2 Onderzoeksvraag en doel

Het Ministerie van IenM heeft het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) en het Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN) opdracht gegeven om per pilotstortplaats een lijst met ETW af te leiden voor de periode van actieve behandeling. Er is hierbij gekozen voor een stortplaatsspecifieke aanpak, waardoor er rekening kan worden gehouden met specifieke eigenschappen zoals oppervlakte van de stortplaats en de eigenschappen van de ondergrond ter plaatse. Dit resulteert in drie stortplaatsspecifieke ETW-lijsten. De te ontwikkelen ETW dienen zo veel mogelijk aan te sluiten bij het overige preventieve beleid voor bodem- en grondwaterbescherming, waaronder het Besluit bodemkwaliteit (Bbk), het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen (Bssa), Stortbesluit bodembescherming, de Kaderrichtlijn Water (KRW), de Grondwaterrichtlijn (GWR) en de EU-richtlijn 1999/31/EG Storten van afvalstoffen. Bovendien zijn de ETW alleen van toepassing op de drie pilotstortplaatsen die een periode van actieve behandeling hebben ondergaan.

1.2 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 van deze rapportage worden de relevante (internationale) wet- en regelgeving genoemd die relevant zijn voor dit project. Voor een uitgebreide beschrijving van deze wet- en regelgeving wordt verwezen naar de rapportage van Brand et al. (2014). Hoofdstuk 3 van deze rapportage beschrijft de uitgangspunten en aannames voor het afleiden van de ETW. Hierin worden ook de gehanteerde milieucriteria beschreven. In hoofdstuk 4 wordt het gehanteerde rekenmodel kort omschreven. Voor een gedetailleerde beschrijving wordt verwezen naar Brand et al. (2014). Hoofdstuk 5 beschrijft de resultaten van de modellering en in hoofdstuk 6 worden de belangrijkste conclusies uit de gevoeligheidsanalyse samengevat. Voor een gedetailleerde beschrijving van de gevoeligheidsanalyse wordt wederom verwezen naar Brand et al. (2014). In hoofdstuk 7 wordt een reflectie gegeven op de belangrijkste uitgangspunten en resultaten. Tot slot worden in hoofdstuk 8 de conclusies en aanbevelingen gedaan.

2 Relevante wet- en regelgeving

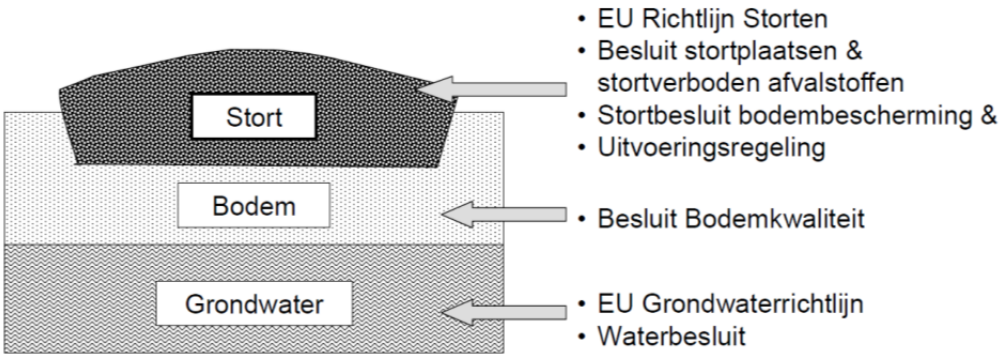
2.1 Wettelijke kaders

Vanuit de Wet milieubeheer, de Wet bodembescherming en de Waterwet bestaan verschillende beleidskaders die voor het project duurzaam stortbeheer van belang zijn (zie Figuur 2.1). Vanuit deze beleidskaders worden eisen gesteld aan de wijze waarop afvalstoffen gestort mogen worden en in welke mate zij de bodem mogen beïnvloeden. Het gaat daarbij om het beleid voor:

1. Storten van afval
Voor het storten van afval geldt in Nederland het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen (Ministerie van VROM, 1997). In dit besluit is het beleid uit de EU-richtlijn 1999/31/EG Storten van afvalstoffen overgenomen. Daarnaast geldt het Stortbesluit bodembescherming en de daarbij horende Uitvoeringsregeling stortbesluit bodembescherming (Usb) (Ministerie van VROM, 1993).

2. Bodem
Voor de bodem is naast het Stortbesluit bodembescherming en de bijbehorende Uitvoeringsregeling met name het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) van belang, inclusief het onderdeel bouwstoffen. Binnen dit besluit wordt het beleid en eisen beschreven voor het hergebruik van (licht verontreinigde) grond en voor de toepassing van bouwstoffen in grootschalige bodemtoepassingen. Ook het beleid rondom diepe plassen is voor dit project relevant.

3. Grondwater
Voor het grondwater gaat het om de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) en de dochterrichtlijn, de Grondwaterrichtlijn (GWR). In Nederland zijn de bepalingen uit de GWR overgenomen in de Waterwet en het Waterbesluit. Voor het project duurzaam stortbeheer is met name artikel 6 van de GWR van belang. Dit artikel beschrijft de maatregelen om de inbreng van gevaarlijke en verontreinigende stoffen in het grondwater te voorkomen of te beperken.



Figuur 2.1: Schematisch overzicht van de relevante wet- en regelgeving voor het IDS-project.

De oorspronkelijke rapportage (Brand et al., 2014) beschrijft in dit hoofdstuk de relevantie van deze beleidskaders voor het vaststellen van de ETW die binnen het project duurzaam stortbeheer worden afgeleid. Deze rapportage zal zich beperken tot een beschrijving van de begrippen: het Verwaarloosbaar Risico (VR_{eco}), de Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT_{eco}, alleen voor metalen), het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR_{eco}) en het Ernstig Risiconiveau (ER_{eco}) welke uiteindelijk gebruikt zijn als milieubeschermingscriterium voor de afleiding van de ETW.

2.2 Toelichting op gebruik van MTR_{eco}, MTT_{eco} en het VR_{eco} binnen de bodem- en grondwaterbescherming

Het Nederlandse beleid rond de bescherming van bodem- en grondwater is onder andere gebaseerd op de ecologische beschermingsniveaus: het VR_{eco}, de MTT_{eco} (alleen voor metalen), het MTR_{eco} en het ER_{eco}.

Anorganische stoffen (zoals metalen) komen van nature in het milieu voor. De van nature aanwezige concentratie in het grondwater of de bodem (achtergrondconcentratie of AW) kan effect hebben op het ecosysteem. Voor een bestaande bodemverontreiniging wordt in de bodemnormstelling het effect van deze stoffen niet meegewogen bij de risicobeoordeling. Daarom is de zogenoemde 'toegevoegd risico'-benadering opgesteld. Voor metalen wordt de concentratie in de grond die bij het gekozen risiconiveau (MTT_{eco}) hoort, opgeteld bij de natuurlijke achtergrondconcentratie in de bodem. De MTT_{eco} is gelijk aan het 95% beschermingsniveau, ook wel HC5 (Hazardous Concentration) genoemd. Bij een concentratie die gelijk is aan de MTT_{eco} wordt 95% van de organismen beschermd tegen schadelijke effecten. De MTT_{eco} wordt binnen andere kaders door middel van laboratoriumtoxiciteitsgegevens afgeleid. Voor anorganische stoffen wordt de MTT_{eco} opgeteld bij de natuurlijke achtergrondconcentratie, om tot een risicogrens (het MTR_{eco}) te komen. Voor anorganische stoffen is het MTR_{eco} dus gelijk aan MTT_{eco}+AW.

Organische stoffen zijn nagenoeg altijd van antropogene oorsprong. PAK vormen hier een uitzondering op. In paragraaf 3.4.3 zal nader worden ingegaan op PAK. Voor antropogene stoffen is het 95% beschermingsniveau uit de laboratoriumtoxiciteitsgegevens gelijk aan het MTR_{eco} en wordt de toegevoegde risicobenadering niet toegepast in het Nederlandse bodembeleid. Het is mogelijk dat verschillende stoffen eenzelfde werkingsmechanisme op het ecosysteem in de ontvangende bodem hebben, waardoor de totale negatieve effecten op het ecosysteem versterkt worden. Dit wordt combinatietoxicologie genoemd. In de beoordeling van combinatietoxicologie worden de effecten van de individuele stoffen dan ook bij elkaar opgeteld om tot een overall risico te komen. Door de antropogene oorsprong van de organische stoffen en het voorkomen van meerdere stoffen op dezelfde locatie, wordt het gebruik van het MTR_{eco} als milieubeschermingscriterium voor bodem en grondwater als te soepel beschouwd. Verder is het MTR_{eco} voor organische stoffen te hoog om in lijn te zijn met het 'prevent and limit'-principe van de Grondwaterrichtlijn (GWR) (zie kader 3 in paragraaf 2.4.1 in de rapportage van Brand et al., 2014). Voor

organische stoffen wordt dan ook gebruikgemaakt van het VR_{eco} als milieubeschermingscriterium.

Het VR_{eco} wordt verkregen door het 95% beschermingsniveau door 100 te delen (respectievelijk $MTT_{eco}/100$ voor metalen en het $MTR_{eco}/100$ voor organische stoffen). Voor de anorganische stoffen wordt vervolgens de natuurlijke achtergrondconcentratie bij het VR_{eco} opgeteld (Verbruggen et al., 2001; Verschoor & Swartjes, 2008; Ministerie van VROM, 2008). Het gebruik van het VR_{eco} als standaard voor organische stoffen wordt als conservatief beschouwd en past binnen het 'prevent and limit'-principe van de Grondwaterrichtlijn.

Voor macroparameters (o.a. chloride, sulfaat en stikstof) kan dezelfde toegevoegd risicobenadering worden gebruikt als voor anorganische stoffen. Macroparameters zijn immers ook van nature aanwezig. Toch zijn de vastgestelde normen voor macroparameters gebaseerd op het MTR_{eco}. Gezien de fysisch-chemische eigenschappen van bijvoorbeeld chloride is de oplosbaarheid dermate hoog dat de achtergrondconcentratie als volledig beschikbaar moet worden beschouwd (Verbruggen et al., 2008b). Voor chloride wordt dan ook aangenomen dat zowel de toegevoegde concentratie als de achtergrondconcentratie volledig biologisch beschikbaar zijn en voor schadelijke effecten op het ecosysteem kunnen zorgen. Voor chloride wordt gewoonlijk dezelfde totaalbenadering (MTR_{eco} zonder achtergrondconcentratie) toegepast als voor stoffen van antropogene oorsprong. Hierdoor is de beoordeling van chloride feitelijk strenger dan die van anorganische stoffen.

Voor sulfaat en stikstof wordt gewoonlijk de MTR_{eco} zonder achtergrondconcentratie (dus feitelijk een MTT_{eco}) gebruikt, al bestaat er geen te herleiden onderbouwing van de vastgestelde MTR_{eco}. Het is echter bekend dat de MTR_{eco} voor deze stoffen vooral is gebaseerd op secundaire effecten op aquatische ecosystemen (zoals eutrofiëring) en niet op basis van directe toxiciteit van de stoffen (Brand et al., 2008).

3 Uitgangspunten en aannames

In de volgende paragrafen worden de uitgangspunten beschreven die zijn gehanteerd om de ETW af te leiden.

3.1 Selectie pilotstortplaatsen

De drie pilotstortplaatsen waar duurzaam stortbeheer zal worden getest, zijn door de stortplaatsexploitanten voorafgaand aan fase 1 van het IDS-project in overleg met het Ministerie van IenM geselecteerd.

Bij de selectie is rekening gehouden met de variabiliteit in de Nederlandse stortplaatsen, zoals de verschillen in geohydrologische situatie, maar ook de samenstelling van het afval in de stortplaats. Alleen stortvakken van de stortplaatsen waarvoor geldt dat het afval over voldoende potentie beschikt voor stabilisatie werden geselecteerd. Stortvakken en stortplaatsen met bepaalde soorten gevaarlijk afval (gerelateerd aan emissiegrenswaarden en maximale samenstellingswaarden voor afval) werden uitgesloten. Tevens werden stortplaatsen uitgesloten indien de onderafdichting ontbreekt dan wel indien de aanwezige onderafdichting niet voldoet aan de bodembeschermende eisen of de levensduur tekort schiet (een levensduur van minder dan tien jaar). Tot slot is bij de selectie rekening gehouden met de potentie om emissies naar de lucht (stortgassen) te beperken en met de bedrijfseconomische haalbaarheid van duurzaam stortbeheer. Het gevolg is dat stortplaatsen of stortvakken die niet geschikt zijn voor actieve behandeling niet worden opgenomen in de ministeriële regeling.

De drie pilotstortplaatsen die zijn geselecteerd voor actieve behandeling zijn:
- stortplaats Braambergen in Almere;
- stortplaats Kragge II in Bergen op Zoom;
- stortplaats Wieringermeer in Middenmeer.

Het gekozen stortvak van stortplaats Braambergen wordt gedomineerd door anorganische materialen zoals verontreinigde grond en grondreinigingsresidu.
Het gekozen stortvak bij de stortplaats Kragge wordt gedomineerd door huisvuil. Het gekozen stortvak van stortplaats Wieringermeer wordt gedomineerd door bedrijfsafval en bouw- en sloopafval. Voor alle pilotstortplaatsen is de haalbaarheid van duurzaam stortbeheer onderzocht in een haalbaarheidsstudie.

De drie gekozen stortplaatsen hebben een afwijkende geohydrologie. Bij Braambergen en Kragge is sprake van een infiltratiesituatie. Dat wil zeggen dat er bij een falende onderafdichting sprake is van het infiltreren van het percolaat naar het dieper liggende grondwaterpakket. Van daaruit verspreidt het percolaat zich verder in deze grondlaag. De pilotstortplaats Wieringermeer ligt in een gebied waar de omringende grondwaterpeilen hoger zijn dan het waterpeil in het naast gelegen oppervlaktewater (de ringsloot om de vuilstortplaats). Tevens is de

stijghoogte in het onderliggende watervoerende pakket hoger dan in het afdekkende pakket waardoor een kwelstroom onder en in de omgeving van de stortplaats optreedt.

Voor een nadere beschrijving van de stortplaatsen wordt verwezen naar de plannen van aanpak welke zijn opgesteld binnen fase 3 van het IDS-project.

3.2 Conceptueel model stortplaats

3.2.1 Algemeen

In fase 1 van het IDS project (Versluijs et al., 2011) is een voorstel gedaan voor opbouw van een stortplaats en de omgeving. Het gehanteerde conceptuele model sluit aan bij de algemeen geaccepteerde bron-pad-receptorbenadering. Deze benadering beschrijft de blootstelling van een receptor (bijvoorbeeld een drinkwaterbron) via een blootstellingsroute (bodem en grondwater) vanuit een bron (stortplaats). Ook binnen andere beleidskaders wordt deze benadering gehanteerd (bijvoorbeeld in het beleidskader voor het hergebruik van bouwmaterialen en de herinrichting van diepe plassen).

In het conceptuele model wordt de stortplaats beschouwd als een blackbox gevuld met materiaal dat stoffen uitloogt als er water doorheen stroomt. Zelfs met de voorzieningen die volgens de huidige wet- en regelgeving moeten worden aangebracht (bijvoorbeeld een boven- en onderafdichting) stroomt er een bepaalde hoeveelheid regenwater de stortplaats binnen. Overeenkomstig met de huidige wet- en regelgeving wordt de grootte van deze infiltratiestroom, na afdichting van de stortplaats, beperkt door deze voorzieningen. Direct boven de onderafdichting bevinden zich percolaatdrains die het percolaat opvangen en afvoeren. De hoeveelheid die aan de onderzijde uit de stortplaats treedt, wordt bepaald door de kwaliteit van de onder- en bovenafdichtingen als geheel en de afvoer van percolaat uit de percolaatdrains boven de onderafdichting.

In de toekomstige situatie (na de periode van actieve behandeling) wordt verondersteld dat de onderafdichting volledig faalt en dat er geen sprake is van een bovenafdichting. Desalniettemin dient het grondwater voldoende beschermd te worden.

Er is voor een infiltratiedebiet van 300 mm/jaar in de stortplaats gekozen, wat overeenkomt met het gemiddelde netto neerslagoverschot in Nederland. Dit uitgangspunt is consistent met andere beleidskaders zoals dat voor hergebruik van bouwmaterialen en grote bodemtoepassingen in het Besluit bodemkwaliteit. Er wordt tevens verondersteld dat deze infiltratie van 300 mm/jaar weer weglekt naar de bodem, over de gehele breedte van de stortplaats. In werkelijkheid kan de infiltratie echter afwijken van deze aanname, afhankelijk van de vegetatie aan de bovenkant, de kwaliteit van de afdichting en geografische en hydrologische factoren.

3.2.2 Locatie van de Points of Compliance (POC)

Voor het vaststellen van de milieubeschermingsdoelstelling is een keuze nodig voor wat betreft de afstanden en tijdstippen die gebruikt worden

in de modellering. Hiervoor wordt het begrippenkader van de Europese Grondwaterrichtlijn gebruikt. De relevante afstanden worden POC genoemd. Dit zijn punten die relevant zijn voor de modelberekening. In het gehanteerde conceptuele model worden drie verschillende POCs gehanteerd, te weten:

- POC0 = in de stortplaats;
- POC1 = in de verzadigde zone van het grondwater of in het oppervlaktewater;
- POC2 = op het pad van het percolaat (bijvoorbeeld in het grondwater).

De emissies en concentraties op POC0 geven informatie over de aanwezige stoffen in het stortlichaam, maar kunnen nog niet gerelateerd worden aan het effect van deze stoffen op het grondwater. De concentraties op POC1 en POC2 zijn meer direct gerelateerd aan het risico op grondwaterverontreiniging. De aangetroffen concentraties in POC2 worden daarom gebruikt om te beoordelen of de emissies uit de stortplaats acceptabel zijn. Om te kunnen specificeren waar de verschillende POC geplaatst zouden moeten worden, is onderzocht hoe andere relevante beleidskaders hiermee omgaan.

Conform het voorstel van Versluijs et al. (2011) is ervoor gekozen om voor stortplaatsen waarbij sprake is van uittreding van percolaat naar het grondwater, de milieubeschermingsdoelstelling gelijk te stellen aan de bescherming van de grondwaterkwaliteit op POC2 (hierna aangegeven met $POC2_{gw}$). Met andere woorden; het grondwater naast de stortplaats wordt beschermd. Voor stortplaatsen waarbij uittreding van percolaat naar het oppervlaktewater plaatsvindt wordt POC2 in het te ontvangen oppervlaktewater gelegd (hierna aangegeven met $POC2_{ow}$). Vervolgens is er in dit project voor gekozen de milieubeschermingsdoelstelling middels een modelberekening terug te vertalen naar een emissietoetswaarde (ETW) die op POC0 geldt. In POC0 zal ook de uiteindelijke toetsing van de percolaatconcentraties aan de ETW plaatsvinden na de periode van actieve behandeling.

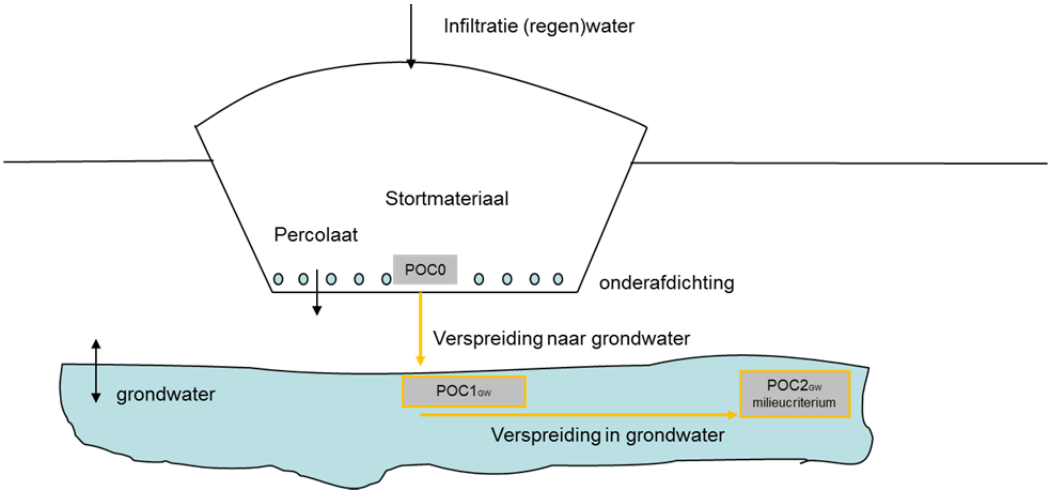
Er is beleidsmatig voor gekozen om geen extra milieubeschermingscriterium op te nemen voor de bodem direct onder de stortplaats (zie de paragraaf over uitzonderingen hieronder). Dit komt niet overeen met het afleiden van de emissiegrenswaarden voor bouwmaterialen in het Besluit bodemkwaliteit (Verschoor et al., 2006). In het Besluit bodemkwaliteit voor bouwmaterialen en grote bodemtoepassingen is er wel een bodembeschermingscriterium opgenomen, namelijk de $MTT_{eco\ soil}$. Dit criterium is de gemiddelde concentratie die zich gedurende 100 jaar mag ophopen in de eerste meter van de bodem (zie ook paragraaf 2.3 in Brand et al., 2014).

Infiltratie situatie – Uittreding naar het grondwater (pilotstortplaatsen Braambergen en Kragge)

In een infiltratiesituatie wordt de locatie van POC0 direct boven de falende onderafdichting van de stortplaats geplaatst (zie Figuur 3.1). Dit heeft twee voordelen. Ten eerste bevinden zich op dit punt percolaatdrains welke gebruikt kunnen worden voor het monitoren van de concentraties van het percolaat. Ten tweede worden de concentraties gemonitord nog voordat deze zich in het grondwater kunnen

verspreiden, zodat er tijdig actie kan worden ondernomen indien dit noodzakelijk is.

De POC0 is ook een goede plaats om gedurende de actieve behandelingsfase van de stortplaatsen de trend in de percolaatconcentraties te monitoren, aangezien de concentratie op POC0 volledig bepaald wordt door de processen in de stortplaats en de infiltratie van water in de stortplaats.



Figuur 3.1: Conceptueel model van een stortplaats en de omgeving indien er sprake is van een infiltratiescenario. De gele pijlen geven de verspreiding van het percolaat in het grondwater aan.

Aan het einde van de periode van actieve behandeling zal op basis van de concentraties in POC0 worden beoordeeld of de actieve behandeling succesvol was.

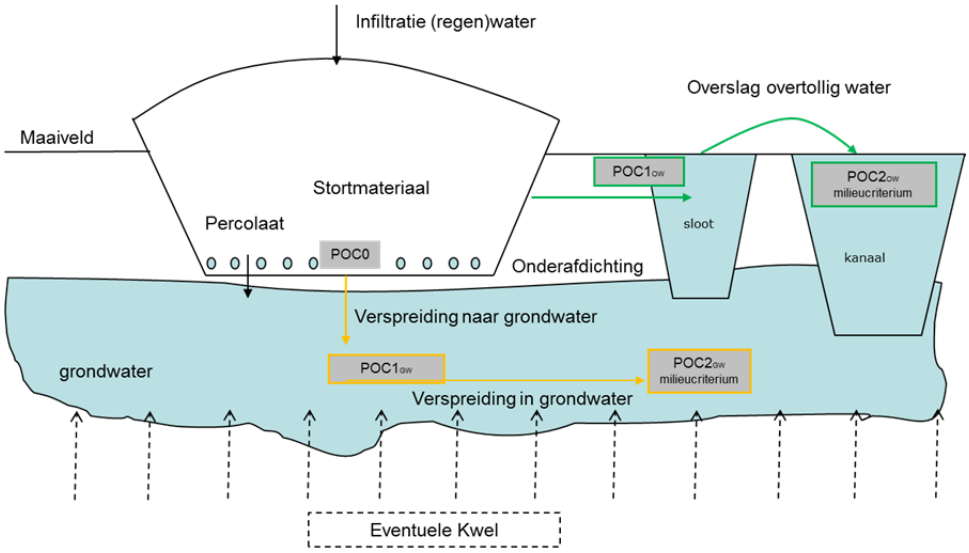
In het model bestaat de bodem onder de stortplaats uit een onverzadigde laag (1 m), met daaronder een met grondwater verzadigde laag (1 m) boven een afdichtingslaag (zoals een kleilaag). Voor de algemene dikte van de onverzadigde laag onder de stortplaats is gekozen voor een diepte van 1 meter, overeenkomstig met het beleidskader voor hergebruik van bouwmaterialen in het Besluit bodemkwaliteit. In de praktijk zal de dikte van de onverzadigde laag variëren ten opzichte van deze standaardwaarde van 1 meter. De locatie van POC1 in grondwater (hierna aangegeven met $POC1_{gw}$) wordt net als binnen het bouwstoffenkader gelegd in de bovenste meter van de verzadigde laag van het grondwater. De locatie van $POC1_{gw}$ wordt meegenomen in de toetsing of monitoring van de milieubeschermingsdoelstelling indien blijkt dat de percolaatdrains op POC0 niet meer werken. Daarnaast is de ligging van $POC1_{gw}$ relevant voor de modellering van de ETW, omdat hier het overgangspunt ligt tussen de verticale verspreiding uit de stortplaats in de onverzadigde zone en de horizontale verspreiding in het grondwater.

De ligging van $POC2_{gw}$ is in overeenstemming met de EU-richtlijn Storten. Voor de modellering wordt de ligging van $POC2_{gw}$ vastgelegd op 20 meter benedenstrooms van de rand van de stortplaats in het

grondwater. Met deze keuze wordt aangenomen dat een minimaal deel van het grondwater naast de stortplaats wordt beïnvloed door het uittredende percolaat en het biedt de mogelijkheid om rekening te houden met locatiespecifieke parameters zoals verdunning.

Er wordt voor $POC2_{gw}$ dus niet aangesloten bij het conceptuele model van het beleid rondom diepe plassen. Een belangrijk verschil met het conceptuele model van diepe plassen is dat stortplaatsen *boven* het watervoerende pakket liggen en daarmee ook niet de stroming van het grondwater beïnvloeden, zoals diepe plassen wel doen. Voor een volledige beschrijving van het beleid rondom diepe plassen wordt verwezen naar paragraaf 2.3.1 van de rapportage van Brand et al., 2014.

Kwelsituatie – Uittreding naar het grond- en oppervlaktewater (Wieringermeer pilotstortplaats)
In het geval van de stortplaats Wieringermeer is er sprake van een kwelsituatie.
Naast uittreding naar het grondwater is het mogelijk dat het percolaat direct opkwelt naar het oppervlaktewater (zie Figuur 3.2). In dit geval bereikt het percolaat het diepe grondwater niet en is er alleen een zijdelingse ondiepe afstroming van percolaatwater via een bodempassage (20 m) in de onverzadigde laag tussen de stortplaats en het oppervlaktewater. $POC1_{ow}$ voor oppervlaktewater wordt geplaatst net voor het punt waar het percolaat het oppervlaktewater bereikt (groene lijn in Figuur 3.2).



Figuur 3.2: Conceptueel model van een stortplaats en de omgeving indien er sprake is van een kwelscenario. De gele pijlen geven de verspreiding van het percolaat in het grondwater aan. De groene pijlen geven de verspreiding van het percolaat in oppervlaktewater aan.

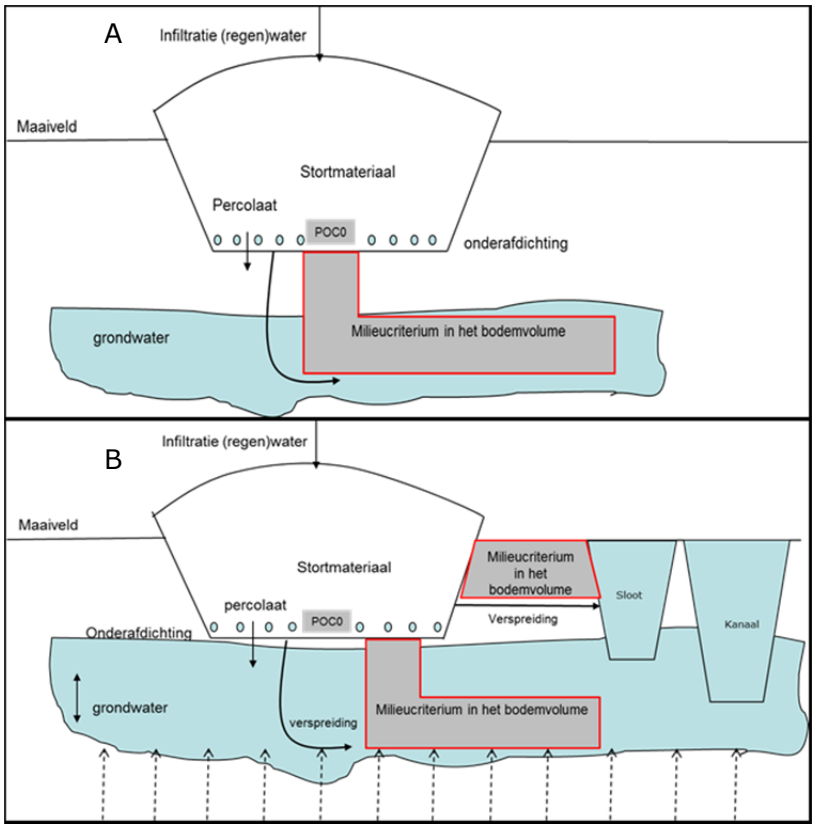
Afhankelijk van de hydrologische situatie per stortplaats kunnen verschillende oppervlaktewateren aangemerkt worden als receptor. Bij de pilotstortplaats Wieringermeer heeft het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK) de nabijgelegen Westfriesche Vaart

aangemerkt als receptor in plaats van de naastgelegen ringsloot (zie Figuur 3.2). De sloot wordt beschouwd als onderdeel van de stortplaats. Water uit de sloot wordt in de vaart geloosd als het waterpeil in de sloot boven een bepaald niveau komt. Daarom is $POC2_{ow}$ in de vaart geplaatst. Dit is in overeenstemming met de Kaderrichtlijn Water en daarom is dit conceptuele model aangenomen voor de pilotstortplaats Wieringermeer.

Uit onderzoek door Van Someren (2013) is gebleken dat niet alleen uittreding naar oppervlaktewater maar ook uittreding naar grondwater op lokale schaal relevant kan zijn. Daarom is voor de pilotstortplaats Wieringermeer besloten dat beide paden, zowel grondwater als oppervlaktewater, onderzocht dienden te worden om een ETW te kunnen afleiden. De meest stringente ETW van beide scenario's is geselecteerd als ETW. In het vervolg worden beide paden aangeduid als het grondwaterscenario en het oppervlaktewaterscenario voor de pilotstortplaats Wieringermeer. Zie paragraaf 4.6 en bijlage 7 van de rapportage van Brand et al., 2014, voor een meer gedetailleerde beschrijving van de stortplaats Wieringermeer.

Uitzonderingen– Uittreding in de bodem
In de conceptuele modellen voor een infiltratiesituatie en een kwelsituatie is een passage door de bodem (20 meter) opgenomen, hetzij onder de stortplaats (in de verzadigde laag in het grondwater), hetzij naast de stortplaats (in de onverzadigde laag richting het oppervlaktewater bij kwel). Tijdens deze bodempassage kunnen stoffen zich aan de bodem binden. Voor sommige stoffen is dit proces zo sterk dat ze nooit het grondwater/oppervlaktewater op de aangewezen POC2 bereiken. Voor deze stoffen is het daarom niet mogelijk om een haalbare ETW af te leiden, gebaseerd op doelen ter bescherming van het grondwater of oppervlaktewater. In deze gevallen is onderzocht of er middels het hanteren van een bodemmilieubeschermingscriterium en de gemiddelde concentratie in het totale bodemvolume onder of naast de stortplaats (in totaal 20 m^3 grond) een ETW afgeleid zou kunnen worden (zie Figuur 3.3). Dit criterium stelt de maximale hoeveelheid van een stof vast die de bodem binnen een vastgestelde termijn mag binnendringen. Deze maximale hoeveelheid wordt vervolgens vertaald in een concentratie in het percolaat (µg/L). Dit principe wordt ook toegepast in het beleid voor hergebruik van bouwmaterialen, met het verschil dat voor bouwmaterialen het meest stringente criterium voor bodem of grondwater is gekozen voor de emissiegrenswaarde.

De locaties van POC0, POC1 en POC2, zoals beschreven in de voorgaande paragrafen, werden geselecteerd voor het afleiden van de ETW. Hoe het monitoren van de percolaatconcentraties in de praktijk uitgevoerd zal worden is geen onderdeel van dit rapport maar wordt beschreven in een handreiking over het gebruik van de ETW. De keuzes die gemaakt worden in de uiteindelijke monitoring na de periode van actieve behandeling hebben een invloed op het eindresultaat het project.



Figuur 3.3: Als stoffen niet de aangewezen POC2 in grondwater of oppervlaktewater bereiken, wordt het milieubeschermingscriterium voor bodem gehanteerd in het bodemvolume (20 m^3) onder de stortplaats. In figuur B wordt de kwelsituatie gepresenteerd.

3.3 Selectie van relevante stoffen

3.3.1 Algemeen

Er is een selectie gemaakt van stoffen die relevant zijn voor het project. Gezien de stortplaatsspecifieke benadering binnen het IDS-project zijn er drie lijsten met ETW vastgesteld (één per pilotstortplaats).
Bij de selectie van relevante stoffen is uitgegaan van de generieke stoffenlijst zoals genoemd in de Uitvoeringsregeling Stortbesluit bodembescherming (Usb). Het Stortbesluit bodembescherming is het belangrijkste beleid voor bodembescherming bij stortplaatsen en de Usb omvat een lijst met stoffen die verplicht gemonitord dienen te worden door de stortplaatsexploitanten. De stoffen uit de Usb zijn zogenoemde triggerstoffen. Als deze stoffen worden aangetroffen in het grondwater onder een stortplaats, is er aanleiding voor nader onderzoek. De stoffenlijst in de Usb is gebaseerd op de stoffen waarvoor geldende A-, B- en C-waarden bestonden op het moment dat het beleid werd opgesteld (jaren negentig). De A-, B- en C-waarden zijn de voorlopers van de huidige streef- en interventiewaarden in de wetgeving op het gebied van bodembescherming. Deze lijst is destijds aangevuld met relevante stoffen op basis van expert judgement.

Voor het IDS-project zijn enkele stortplaatsspecifieke stoffen toegevoegd aan de generieke stoffenlijst. Dit zijn stoffen die de stortexploitanten aanvullend op de stoffenlijst uit de Usb moeten

monitoren. Hiermee is de gehanteerde stoffenlijst voor het afleiden van de ETW niet gelijk aan bijvoorbeeld de stoffenlijst die binnen het bodembeleid wordt gebruikt. Door uit te gaan van de stoffen uit het Usb zijn echter wel de meest relevante stoffen voor stortplaatsen geselecteerd.

Voor de stoffen die gebruikelijk binnen het grondwaterbeleid worden gemeten maar die vooralsnog niet zijn geselecteerd voor dit project, wordt geadviseerd eerst vast te stellen of deze ter plaatse van de pilotstortplaatsen worden aangetroffen. Dit kan bijvoorbeeld al plaatsvinden tijdens een nulonderzoek voorafgaande aan de start van de behandelingsfase. Als blijkt dat andere stoffen nog relevant zijn, kan alsnog worden overwogen om voor deze stoffen een ETW vast te stellen. Gedurende de actieve behandelingsfase van circa tien jaar kan tevens aanvullende informatie verzameld worden, zoals achtergrond-concentraties in grondwater.

3.3.2 Generieke stoffenlijst

In de Usb is een generieke lijst met stoffen opgenomen welke per stortplaats onder de huidige wetgeving moeten worden gemeten in het percolaat en het grondwater (zie Tabel 3.1). De stoffenlijst uit de Usb vormt daarmee de basis voor de stoffenlijst waarvoor ETW zullen worden afgeleid. Aan deze generieke stoffenlijst zullen nog stortplaatsspecifieke stoffen worden toegevoegd.

Tabel 3.1: Overzicht van de generieke stoffenlijst zoals omschreven in de Usb.

Metalen	**Organische stoffen**	
Arseen	*VOX*	*PAK*
Cadmium	Vinylchloride	PAK Som 10
Chroom	Dichloormethaan	Naftaleen
Koper	1,1 dichloorethaan	Fenantreen
Kwik	1,2 dichloorethaan	Antraceen
Lood	1,1 dichlooretheen	Fluorantheen
Nikkel	1,2 dichlooretheen	Chryseen
Zink	(cis,trans)	Benzo(a)antraceen
Macroparameters	Dichloorpropaan (1,2)	Benzo(a)pyreen
Chloride	Dichloorpropaan (1,3)	Benzo(k)fluorantheen
Sulfaat	Trichloormethaan	Indeno(1,2,3cd)-pyreen
N-Kjeldahl/ Ammonium[1]	(chloroform)	Benzo(ghi)peryleen
	1,1,1 trichloorethaan	
	1,1,2 trichloorethaan	*Minerale olie*
	Trichlooretheen (tri)	Som EC10-EC40
	Tetrachloromethane (tetra)	
	Tetrachloroethene (per)	

[1] N-Kjeldahl /ammonium is de som concentratie van organische stikstof, ammoniak (NH_3) en ammonium (NH_4^+) in het grondwatermonster. Deze worden bepaald onder voorgeschreven omstandigheden volgens Kjeldahl, door middel van een zwavelzuurdestructie. N-Kjeldahl/ammonium wordt uitgedrukt in de totale hoeveelheid ammoniumionen die tijdens de zwavelzuurdestructie ontstaan.

Minerale olie
Vanuit de Usb is voorgeschreven dat de som EC10-EC40 fractie voor minerale olie moet worden gemeten. Binnen het beleidskader voor bodembescherming wordt momenteel gesproken over het gebruik van de zogenoemde fractiebenadering voor minerale olie (de TPH-methode). Met de fractiebenadering wordt iedere afzonderlijke fractie van minerale olie aan een specifieke risicogrens voor die afzonderlijke fractie getoetst. Het toekennen van risicogrenzen aan afzonderlijke fracties maakt het mogelijk om oliefracties met een verschillende samenstelling te toetsen aan de norm. De veldmetingen worden getoetst aan de risicogrenzen voor de afzonderlijke fracties (veldmeting/risicogrens). De som van deze risico-indices voor de individuele fracties mag niet groter zijn dan 1. Het RIVM heeft zowel humane (Lijzen et al., 2001) als ecologische risicogrenswaarden afgeleid voor minerale olie fracties (Verbruggen, 2004; Verbruggen et al., 2008a), welke gebruikt kunnen worden voor de fractiebenadering.

Beleidsmatige besluiten over hoe om te gaan met de fractiebenadering binnen de bodembescherming moeten nog genomen worden. Om deze besluiten te faciliteren, is een consequentieonderzoek voor het toepassen van de TPH-benadering uitgevoerd (Pinedo et al., 2013). Omdat het IDS-project een minimale doorlooptijd heeft van ongeveer tien jaar is ervoor gekozen om bij het afleiden van de ETW rekening te houden met de fractiebenadering voor minerale olie. Of de pilotstortplaatsen op termijn ook daadwerkelijk aan deze waarde getoetst zullen worden is op dit moment nog niet vastgesteld. Aanvullend op het bepalen van de totale EC10-EC40 fractie zijn de volgende fracties voor minerale olie daarom aan de lijst met ETW-stoffen toegevoegd:

Minerale olie alifatisch:
- EC5-EC6
- EC6-EC8
- EC8-EC10
- EC10-EC12
- EC12-EC16
- EC16-EC21

Minerale olie aromatisch:
- EC5-EC7
- EC7-EC8
- EC8-EC10
- EC10-EC12
- EC12-EC16
- EC16-EC21
- EC21-EC35

Organische stof (DOC, TOC en CZV)
Een veel voorkomend probleem bij stortplaatsen is het vrijkomen van organische stof en zuurstof uit de stortplaats. De aanwezigheid van DOC (Dissolved Organic Carbon) heeft invloed op de concentraties en transportsnelheden van andere stoffen. Zo spoelen arseen en cyanide sneller uit bij aanwezigheid van DOC. Daarom wordt naast de stoffen zelf ook het DOC-gehalte, het TOC-gehalte (Total Organic Carbon) en

het CZV (Chemisch Zuurstof Verbruik) gemeten in het percolaat. Op dit moment ontbreekt echter een normering voor DOC, TOC of CZV. Daarom is het vooralsnog niet mogelijk om een ETW af te leiden voor organische stof. Wel wordt de invloed van DOC op de mobiliteit van andere stoffen onderzocht in een gevoeligheidsanalyse (zie hoofdstuk 6).

3.3.3 Aanvullende (stortplaatsspecifieke) stoffen per pilot

Om inzicht te krijgen in de stortplaatsspecifieke stoffen die moeten worden toegevoegd aan de lijst met stoffen voor het afleiden van de ETW zijn de monitoringsrapportages van de pilotstortplaatsen geraadpleegd. Hierin zijn alle stoffen gerapporteerd waarvoor de stortplaatsen vergunningplichtig zijn. De locatiespecifieke stoffen zijn aanvullend toegevoegd aan de stoffenlijst.

In de pilotstortplaats Wieringermeer is het percolaat aanvullend geanalyseerd op fosfaat, bicarbonaat en BTEX. In de pilotstortplaats Braambergen is aanvullend geanalyseerd op fosfaat, BTEX en fenolen en in de pilotstortplaats Kragge op cyanide en BTEX.

Samenvattend bestaat de stoffenlijst voor fase 2 van het IDS-project uit de in Tabel 3.2 gepresenteerde stoffen. Als deze pilotstudie succesvol is kan deze lijst verder aangepast worden voor de overige stortplaatsen die geselecteerd worden voor mogelijke actieve behandeling in de toekomst.

Tabel 3.2: Lijst met stoffen welke relevant worden geacht voor fase 2 van het project, gebaseerd op de generieke lijst met stoffen uit het beleidskader rondom stortplaatsen en aangevuld met de locatiespecifieke verplichtingen uit de vergunning van de individuele stortplaatsen.

Metalen	**Organische stoffen**	
Arseen	*VOX*	*Minerale olie*
Cadmium	Vinylchloride	Som EC10-EC40
Chroom	Dichloormethaan	Alifatisch EC5-EC6
Koper	1,1 dichloorethaan	Alifatisch EC6-EC8
Kwik	1,2 dichloorethaan	Alifatisch EC8-EC10
Lood	1,1 dichlooretheen	Alifatisch EC10-EC12
Nikkel	1,2 dichlooretheen (cis,trans)	Alifatisch EC12-EC16
Zink	Dichloorpropaan (1,2)	Alifatisch EC16-EC21
	Dichloorpropaan (1,3)	
	Trichloormethaan	Aromatisch EC5-EC7
	(chloroform)	Aromatisch EC7-EC8
	1,1,1 trichloorethaan	Aromatisch EC8-EC10
	1,1,2 trichloorethaan	Aromatisch EC10-EC12
	Trichlooretheen (tri)	Aromatisch EC12-EC16
	Tetrachloromethane (tetra)	Aromatisch EC16-EC21
	Tetrachloroethene (per)	Aromatisch EC21-EC35
Macroparameters	*PAK*	**Overige stoffen**
Chloride	PAK Som 10	Fosfaat
Sulfaat	Naftaleen	Cyanide
N-Kjeldahl/-	Fenantreen	Fenolen
Ammonium	Antraceen	
	Fluorantheen	*BTEX*
	Chryseen	Benzeen
	Benzo(a)antraceen	Xyleen
	Benzo(a)pyreen	Tolueen
	Benzo(k)fluorantheen	Ethylbenzeen
	Indeno(1,2,3cd)-pyreen	
	Benzo(ghi)peryleen	

3.4 Milieubeschermingsdoelstelling

3.4.1 Algemene doelen

De milieubeschermingsdoelstelling voor pilotstortplaatsen Braambergen en Kragge is de bescherming van het grondwater onder en naast de stortplaats. Vanwege de specifieke situatie rond pilotstortplaats Wieringermeer (kwel), is zowel de bescherming van het oppervlaktewater naast de stortplaats als de bescherming van het grondwater onder en naast de stortplaats als milieubeschermingsdoelstelling gesteld. De strengste milieubeschermingsdoelstelling (grondwater of oppervlaktewater) is leidend voor Wieringermeer.
Voor het afleiden van de ETW in POC0 zijn milieucriteria in het grondwater/ oppervlaktewater op POC2 noodzakelijk voor de relevante stoffen. In bijlage 2 van de rapportage van Brand et al. (2014) is een overzicht opgenomen van de verschillende milieucriteria in grondwater en oppervlaktewater die worden toegepast voor de stoffen die relevant zijn in het kader van duurzaam stortbeheer.

Om tot een eenduidig milieubeleid te komen eist de milieu-beschermingsdoelstelling dat (a) de kwaliteit van het grondwater voldoende moet zijn voor de bereiding van drinkwater en (b) dat de ecologische risico's acceptabel moeten zijn.

Voor het vaststellen van de milieucriteria voor stortplaatsen worden de volgende uitgangspunten gehanteerd:

1. De mogelijke effecten op ecosystemen en de mens (drinkwater) worden in beschouwing genomen. Het strengste criterium (humaan of ecologisch) van deze twee wordt gebruikt bij het vaststellen van de milieucriteria.

Aanvullend geldt voor de macroparameters:

2. Als de lokale achtergrondconcentratie in het grond- of oppervlaktewater hoger is dan het milieubeschermingscriterium (ecologie of drinkwater), mag het percolaat in principe een concentratie bevatten die gelijk is aan de lokale achtergrondconcentratie.

Aanvullend geldt voor de anorganische stoffen:

3. Indien voor anorganische stoffen het milieubeschermingscriterium voor drinkwater het strengste is maar de lokale achtergrondconcentratie in grond- of oppervlaktewater hoger is dan het milieubeschermingscriterium voor drinkwater, dan mag het percolaat in principe een concentratie die gelijk is aan de lokale achtergrondconcentratie bevatten.

Ad 1: Omdat grondwater een bron is voor drinkwater wordt de drinkwaternorm in beschouwing genomen voor stortplaatsen waar het grondwater in principe geschikt is voor drinkwaterbereiding. Dit geldt voor locaties waar de chloride en sulfaatconcentraties lager zijn dan 150 mg/L, zoals vermeld in het Drinkwaterbesluit (Ministerie van IenM, 2011). Voor drinkwater zijn alleen de normen in beschouwing genomen die zijn opgenomen in het Drinkwaterbesluit. Deze normen zijn gebaseerd op een voorzorgsprincipe en kennen daarom geen risico-onderbouwing (Ministerie van IenM, 2011b). Er is slechts voor een beperkt aantal stoffen een drinkwaternorm beschikbaar. De stoffen waarvoor een drinkwaternorm beschikbaar is zijn: metalen, macroparameters, vinylchloride, 1,2 dichlooretheen, trichlooretheen, tetrachlooretheen, som-PAK, benzeen en cyanide. Voor de stoffen waarvoor geen drinkwaternorm beschikbaar is wordt het mogelijke effect op het ecosysteem gehanteerd.

Ad 2 en ad 3: Op sommige plaatsen in Nederland overschrijden de natuurlijke achtergrondconcentraties in grondwater de normen voor grondwater. Voor deze gebieden wordt bij de afleiding van de ETW rekening gehouden met deze achtergrondconcentraties. Hierdoor wordt voorkomen dat op basis van normen voor ecologie of drinkwater te lage ETW voor het percolaat worden afgeleid. Op $POC2_{gw}$ wordt, indien de lokale achtergrondconcentratie groter is dan de norm voor ecologie of drinkwater, de lokale achtergrondconcentratie het milieubeschermingscriterium (standstill). Voor chloride en ammonium is aanvullend nog een andere aanpak noodzakelijk. Dit zal worden toegelicht in paragraaf 3.4.3.

3.4.2 Milieucriteria

Milieubeschermingscriterium voor grondwater

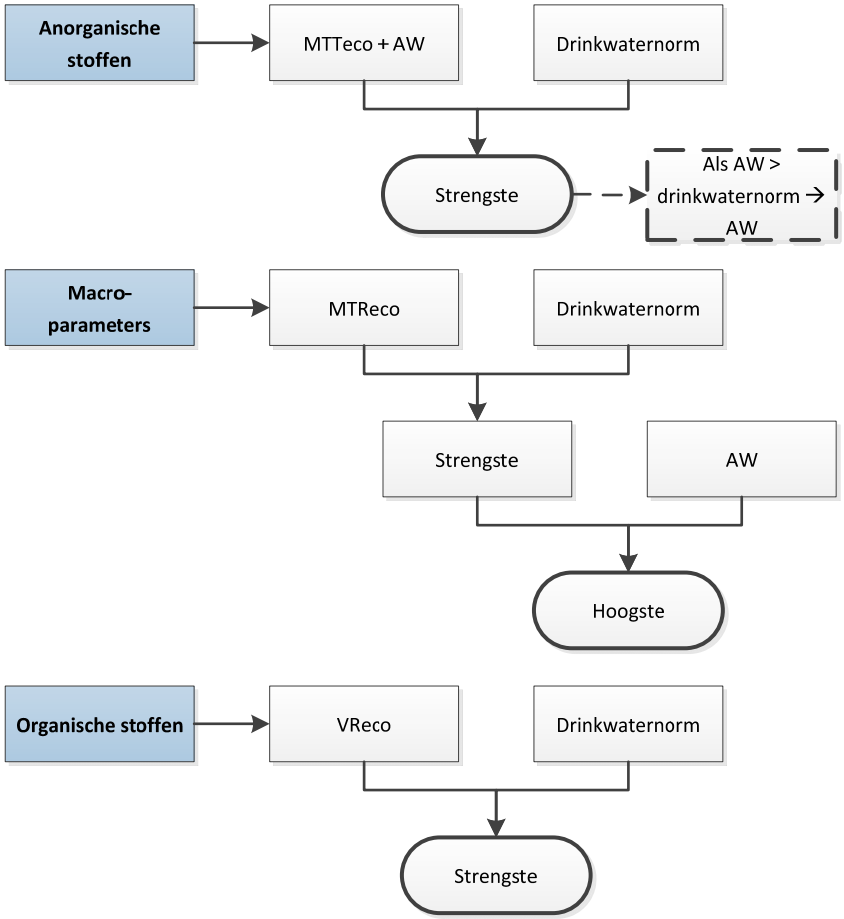
De volgende milieucriteria zijn gehanteerd voor de bescherming van het grondwater op $POC2_{gw}$ (zie Figuur 3.3). Deze uitgangspunten zijn van toepassing op het infiltratiescenario voor de pilotstortplaatsen Braambergen, Kragge en Wieringermeer.

- Voor anorganische stoffen is het milieubeschermingscriterium: MTT_{eco} + (lokale) achtergrondconcentratie = (lokale) MTR_{eco}). Alleen als de stortplaats in een gebied met zoet grondwater ligt worden anorganische stoffen aanvullend getoetst aan de drinkwaternormen. De strengste van deze twee wordt geselecteerd (dit sluit aan bij de beleidskaders rond bouwstoffen, herinrichting diepe plassen en het Europese stortbesluit). Voor brak grondwater wordt niet aan de drinkwaternorm getoetst omdat dit water niet gebruikt wordt voor de bereiding van drinkwater. Indien de lokale achtergrondconcentratie hoger is dan de drinkwaternorm, wordt het milieubeschermingscriterium in het grondwater op $POC2_{gw}$ gelijkgesteld aan de lokale achtergrondconcentratie (uit de stortplaats mag dan een concentratie die gelijk is aan de lokale achtergrondconcentratie uittreden).

- Voor de macroparameters is het milieubeschermingscriterium: MTR_{eco}. In het geval dat de drinkwaternorm lager is dan het MTR_{eco}, wordt gekozen voor de drinkwaternorm. Indien de lokale achtergrondconcentratie hoger is dan het MTR_{eco} of de drinkwaternorm wordt het milieubeschermingscriterium in het grondwater op $POC2_{gw}$ gelijkgesteld aan de lokale achtergrondconcentratie (uit de stortplaats mag dan een concentratie die gelijk is aan de lokale achtergrondconcentratie uittreden). Chloride vormt hierop een uitzondering. Voor chloride is het milieubeschermingscriterium in het grondwater op $POC2_{gw}$ gelijk aan het MTR_{eco} + lokale achtergrondconcentratie per stortplaats (zie paragraaf 3.4.3 voor een toelichting).

- Voor organische stoffen geldt het milieubeschermingscriterium: VR_{eco}. In het geval dat de drinkwaternorm lager is dan het VR_{eco} wordt gekozen voor de drinkwaternorm. Het principe van wel (metalen) of niet (organische stoffen) van nature voorkomende stoffen – die daarom dus wel of niet een natuurlijke achtergrondconcentratie in het grondwater hebben – verantwoordt

deze keuze. Daarnaast is er een verhoogd risico op negatieve effecten indien uitgegaan wordt van het MTR_{eco} als criterium, vanwege het mogelijk optreden van een gecombineerd effect van individuele stoffen op een receptor (combinatietoxicologie). Deze keuze sluit ook aan bij het TCB-advies betreffende het milieubeschermingscriterium voor organische stoffen in de herinrichting van diepe plassen.



Figuur 3.3: Overzicht van het milieubeschermingscriterium voor anorganische stoffen, macroparameters en organische stoffen voor de bescherming van het grondwater. Chloride vormt een uitzondering bij de macroparameters, omdat er voor gekozen is om voor chloride het milieubeschermingscriterium altijd gelijk te stellen aan het MTR_{eco} + de AW in grondwater.

Milieubeschermingscriterium voor oppervlaktewater

Het scenario met een kwelsituatie is alleen van toepassing op stortplaats Wieringermeer. Dit scenario is complexer dan het infiltratiescenario. Binnen de bestaande wetgeving (Ministerie van VROM, 2009), wordt de ringsloot welke is gelegen om en direct naast de stortplaats gezien als zelfstandig oppervlaktewater. Aanvullend is de ringsloot geen gesloten systeem maar vrij toegankelijk voor fauna en staat de sloot in direct contact met de omringende bodem en de naastgelegen vaart. Dit impliceert dat de ringsloot moet voldoen aan de normen voor oppervlaktewater.

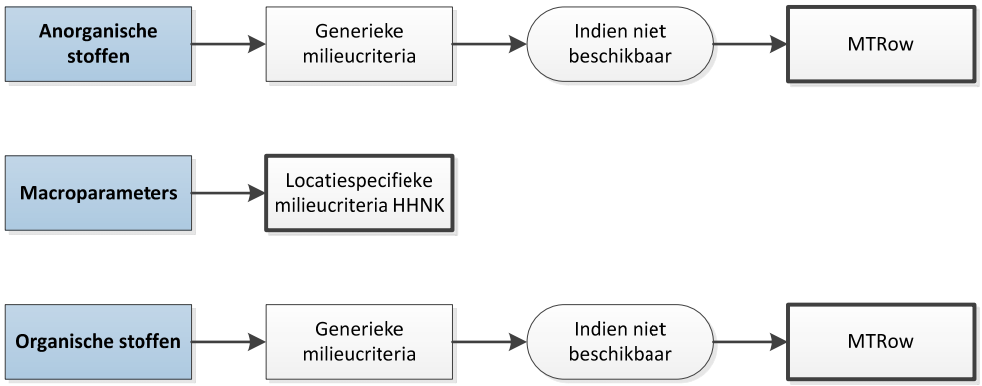
Tegelijkertijd wordt de ringsloot door het bevoegd gezag, het Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier (HHNK), als onderdeel van de van de stortplaats gekwalificeerd. Hoewel het toetsingspunt vergunningtechnisch niet is vastgelegd hanteert het HHNK het oppervlaktewater in de naastgelegen Westfriesche Vaart als toetsingspunt.

Rekening houdend met de lokale situatie is besloten dat $POC2_{sw}$ overeenkomstig de toetsingspunten zoals aangenomen door het Hoogheemraadraap (Ministerie van IenM, 2011a; Kleissen, 2012) geplaatst dient te worden. Dit betekent dat de ringsloot als een onderdeel van de stortplaats is beschouwd en dat de effecten op het oppervlaktewater getoetst worden in de Westfriesche Vaart ($POC2_{ow}$).

Voor de beoordeling van de effecten op het oppervlaktewater wordt de concentratie van de stoffen in het oppervlaktewater vergeleken met de oppervlaktewaterkwaliteitsnorm, ook wel de Jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm (JG-MKN) genoemd. Bij het ontbreken van een JG-MKN wordt het MTR_{eco} voor oppervlaktewater als alternatief gebruikt. Voor enkele stoffen wordt door het HHNK het standstill principe gehanteerd, uitgaande van de lokale gemeten waarden in de vaart. Deze waarden zijn niet formeel vastgesteld. De definitieve waarden zullen waarschijnlijk in 2014 worden vastgesteld bij de herziening van de lozingsvergunning van Wieringermeer. Hierbij zal gebruik moeten worden gemaakt van de immissie/emissietoets van de Kaderrichtlijn water (zie Figuur 3.4).

Gezien de voortgang van dit project is besloten niet op deze revisie te wachten en voor deze stoffen voorlopig uit te gaan van het standstill principe. De gemeten concentraties in de vaart zijn volgens het HHNK: chloride 460 mg/L; fosfor-totaal 0,57 mg/L (= circa 1,74 mg/L PO4); ammonium 0,65 mg/L.

Door middel van de immissietoets van de Kaderrichtlijn water is vastgesteld welke concentratie toegestaan is in de ringsloot, uitgaande van de milieucriteria in de vaart. Daarnaast zal het percolaat in de ringsloot verdund worden. In bijlage 7 van de rapportage van Brand et al. (2014) is een overzicht gegeven van de invoerparameters, uitgangspunten en resultaten van de immissietoets en de verdunningsfactoren voor de pilotstortplaats Wieringermeer.



Figuur 3.4: Overzicht van het milieubeschermingscriterium voor anorganische stoffen, macroparameters en organische stoffen voor de bescherming van het oppervlaktewater (HHNK staat voor Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier).

Uitzonderingen – Milieubeschermingscriterium voor grond
In het geval dat een stof het grondwater niet bereikt vanwege sterke binding in de onverzadigde zone onder de stortplaats kan er geen eenduidige ETW worden vastgesteld op basis van een milieubeschermingscriterium voor grondwater dan wel oppervlaktewater, en is er een aanvullend criterium nodig. In analogie met de bouwstoffensituatie is onderzocht of een aanvullend criterium in grond een ETW zou opleveren. Het gehanteerde milieubeschermingscriterium is gebaseerd op een MTT_{eco}-criterium voor grond (mg/kg grond, waarden uit Verschoor et al., 2006). Dit criterium bepaalt de maximum hoeveelheid van een stof die vanuit de stortplaats in de ontvangende bodem terecht mag komen binnen het gehanteerde tijdraam. De MTT_{eco}-waarde is in het onderhavige geval gerelateerd aan een volume van 20 m^3 bodem, dus het bodemvolume over de gehele transportafstand tussen POC0 en POC2.

3.4.3 Uitzonderingen rond macroparameters en PAK

Chloride
Het MTR_{eco} voor chloride geldt voor zoet grondwater. De pilotstortplaatsen Wieringermeer en Kragge bevinden zich echter in een grondwatergebied met brak water. Ook locaties waar mogelijk in de toekomst nog een actieve behandelingsfase kan gaan plaatsvinden, zullen zich soms in gebieden bevinden met brak grondwater. Voor deze stortplaatsen heeft het MTR_{eco} voor chloride geen betekenis, aangezien de emissie uit de stortplaats lager zou moeten zijn dan de van nature in het omliggende grondwater aanwezige chlorideconcentratie.

Het afleiden van een MTR_{eco} voor brak grondwater is niet mogelijk wegens het ontbreken van toxiciteitsgegevens voor organismen. Dit heeft ermee te maken dat de in het brakke grondwater levende organismen geadapteerd zijn aan de omstandigheden. Deze organismen zijn ofwel zoetwaterorganismen met een hoge tolerantie voor zoutwater ofwel zoutwaterorganismen met een hoge tolerantie voor zoetwater. Het is daarom niet mogelijk om voor deze organismen op basis van toxiciteitsstudies een beschermingsniveau voor chloride vast te stellen. Het is wel algemeen geaccepteerd dat de blootstelling van organismen

aan chloride in brakke grondwatersystemen hoger mag zijn dan de van nature aanwezige achtergrondconcentraties, in verband met de hogere tolerantie van de organismen. Hoeveel deze extra belasting mag zijn is niet op basis van wetenschappelijke kennis vast te stellen.

Binnen het IDS-project zijn diverse opties voor het toetsen van chloride overwogen. Bij de uiteindelijke keuze is een onderbouwde afweging gemaakt tussen de bescherming van het ecosysteem, de uitvoerbaarheid van het experiment en gangbaar milieubeleid. In bijlage 3 van de rapportage van Brand et al. (2014) zijn de afwegingen en de verschillende opties voor het vaststellen van een milieubeschermingscriterium in detail beschreven.
Samenvattend zijn de volgende opties overwogen:

- Optie 1: Altijd toetsen aan lokale achtergrondconcentratie + $MTR_{eco;}$
- Optie 2: Indien de lokale achtergrondconcentratie < MTR_{eco}, dan toetsen aan MTR_{eco}, indien lokale achtergrondconcentratie > MTR_{eco}, dan toetsen aan lokale achtergrondconcentratie +MTR_{eco};
- Optie 3: Indien de lokale achtergrondconcentratie < MTR_{eco}, dan toetsen aan MTR_{eco}, indien lokale achtergrondconcentratie > MTR_{eco}, dan toetsen aan lokale achtergrondconcentratie + een vast precentage van de lokale achtergrondconcentratie;
- Optie 4: Indien de lokale achtergrondconcentratie < MTR_{eco}, dan toetsen aan MTR_{eco}, indien lokale achtergrondconcentratie >MTR_{eco}, dan toetsen aan lokale achtergrondconcentratie.

Om de invloed van de bovenstaande opties te verduidelijken wordt in Tabel 3.3 een overzicht gegeven van de normering voor chloride per optie en de ruimte die hierbij wordt gecreëerd ten opzichte van de beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit op $POC2_{gw}$. De gehanteerde lokale achtergrondconcentraties zijn fictieve maar realistische concentraties.

Tabel 3.3: Milieucriteria voor chloride gebaseerd op verschillende opties(mg/L).

	Milieubeschermingscriterium in grondwater op $POC2_{gw}$ en de ruimte die dit creëert in relatie tot de achtergrondconcentratie							
Lokale AW	*Optie 1*		*Optie 2*		*Optie 3*		*Optie 4*	
	$POC2_{gw}$	*Ruimte tot AW*	*$POC2_{gw}$*	*Ruimte tot AW*	*$POC2_{gw}$*	*Ruimte tot AW*	*$POC2_{gw}$*	*Ruimte tot AW*
10	104	94	94	84	94	84	94	84
30	124	94	94	64	94	64	94	64
50	144	94	94	44	94	44	94	44
90	184	94	94	4	94	4	94	4
100	194	94	194	94	130	30	100	0
200	294	94	294	94	260	60	200	0
500	594	94	594	94	650	150	500	0
1000	1094	94	1094	94	1300	300	1000	0

Voor chloride is ervoor gekozen om altijd het MTR_{eco} + een lokale achtergrondconcentratie (optie 1) als milieubeschermingscriterium te hanteren, ook indien er sprake is van zoet grondwater. In tegenstelling tot het generieke grondwaterbeleid wordt er dus niet getoetst aan het MTR_{eco}. Hierbij moet worden opgemerkt dat het generieke (grond)waterbeleid uitgaat van een 'oude ' MTR_{eco} voor chloride van

200 mg/L. In de voorliggende rapportage wordt uitgegaan van het nieuwe wetenschappelijk onderbouwde MTR_{eco} van 94 mg/L (Verbruggen et al., 2008b). Aangenomen wordt dat eventuele effecten op zoetwaterorganismen vooral lokaal en minimaal van aard zijn.

De reden om voor optie 1 te kiezen is dat het aannemelijk is dat organismen in brak grondwater de extra emissie gelijk aan het MTR_{eco} bovenop de lokale AW goed kunnen verdragen. Hoewel de MTR_{eco} geen betekenis heeft voor de toxische effecten in brak grondwater is deze vanuit een pragmatisch oogpunt (herkenbaar getal) gekozen. Tevens sluit optie 1 aan bij de uitgangspunten in de KRW. In de KRW wordt voor oppervlaktewateren generiek getoetst aan het MTR_{eco}. Echter, indien hier per locatie aanleiding toe is kan er aanvullend rekening worden gehouden met de lokale achtergrondconcentratie (EC, 2000). Ook binnen de Grondwaterrichtlijn wordt ruimte geboden om rekening te houden met de natuurlijke achtergrondconcentratie (EC, 2006). Omdat binnen het project duurzaam stortbeheer sprake is van een stortplaatsspecifieke aanpak waarbij rekening wordt gehouden met lokaal aanwezige omstandigheden, wijkt optie 1 niet af van wat er binnen de Kaderrichtlijn Water en de Grondwaterrichtlijn wordt gedaan. De toetsing aan het MTR_{eco} + lokale achtergrondconcentratie voor chloride wordt binnen dit project dan ook gezien als aanvulling op het generiek toetsen aan het MTR_{eco}.

Stikstof
In deze rapportage worden de huidige milieucriteria voor grond- en drinkwater, voor stikstof in de vorm van ammonium, gehanteerd als uitgangspunt voor de ETW. Vooralsnog wordt er bij de afleiding van de ETW geen rekening gehouden met afbraak of binding van stoffen aan bodemdeeltjes in het watervoerende pakket. Wel wordt er rekening gehouden met hydrologische verdunning in de verzadigde zone van het grondwater (tussen $POC1_{gw}$ en $POC2_{gw}$).

Gedurende het project zijn de mogelijkheden verkend om bij de afleiding van ETW toch rekening te kunnen houden met afbraak en/of binding van ammonium aan bodem. In bijlage 4 van de rapportage van Brand et al. (2014) is een overzicht gegeven van deze verkenning. Deze verkenning heeft ertoe geleid dat wel de binding maar niet de afbraak van ammonium onder de stortplaats geïmplementeerd kon worden in het gebruikte model voor de afleiding van de ETW. De binding van ammonium heeft echter nauwelijks effect op de hoogte van de ETW, omdat de stof mobiel is in grondwater en daardoor $POC2_{gw}$ snel bereikt.

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK)
PAK zijn stoffen die zowel een natuurlijke als antropogene herkomst hebben. Zij kunnen worden gevormd als resultaat van verbranding in industrie maar ook door natuurlijke verschijnselen zoals bosbranden (Verbruggen, 2012). De achtergrondconcentraties van PAK in de bodem worden meestal veroorzaakt door atmosferische afzetting (74%) (Lijzen en Ekelenkamp, 1995). De achtergrondconcentratie kan bestaan uit PAK van natuurlijke en antropogene oorsprong. De nationale achtergrondconcentratie van PAK in grond is 1,5 mg/kg (Dirven van Breemen et al., 2007). Er is geen informatie beschikbaar over PAK-concentraties in grondwater, omdat PAK niet gemeten worden in het

Landelijk Meetnet Grondwater (LMG). Hoewel PAK een natuurlijke oorsprong kunnen hebben, is het aandeel van natuurlijk gevormde PAK aan achtergrondconcentraties lager dan die van PAK die het resultaat zijn van antropogene processen.

Aangezien het verschil tussen natuurlijk gevormde PAK en PAK die het resultaat zijn van antropogene processen in het veld niet vastgesteld kan worden en de bijdrage van natuurlijke oorzaken beperkt is, wordt ervan uitgegaan dat alle PAK een antropogene oorsprong hebben en worden deze ook als zodanig beoordeeld. Voor de beoordeling van het percolaat van de drie pilotstortplaatsen betekent dit dat het milieubeschermingscriterium voor PAK gelijkgesteld is aan het VR_{eco} op $POC2_{gw}$.

3.4.4 Tijdraam

Naast de milieubeschermingsdoelstelling is het ook noodzakelijk om een tijdraam te bepalen waarbinnen de doelstelling behaald dient te worden. In het IDS-project is gekozen voor een periode van 500 jaar, omdat (1) stortplaatsen een lange levensduur hebben en over het algemeen niet worden gesaneerd, (2) stortplaatsen een relatief dik afvalpakket hebben (circa 10 meter) die voor een langere periode voor emissies kan zorgen, en (3) bij een tijdraam van 500 jaar de hoogte van de berekende ETW minder afhankelijk is van het gekozen tijdraam. Het gebruik van een tijdraam van 500 jaar in deze toepassing is ook nodig omdat het geldende milieubeschermingscriterium op 20 meter benedenstrooms van de stortplaats ligt en het hierdoor lange tijd kan duren voordat de stoffen daadwerkelijk POC2 bereiken (in verband met binding aan bodemdeeltjes).

Deze keuze voor het tijdraam wijkt af van het scenario dat gebruikt werd voor de afleiding van de emissiegrenswaarden voor bouwstoffen in het Besluit bodemkwaliteit, waarbij een periode van 100 jaar is gebruikt (Verschoor et al., 2006). Beleidsmatig is hiervoor gekozen omdat opgebrachte bouwstoffen binnen 100 jaar weer kunnen worden weggenomen en hergebruikt. Verder bleek dat berekende emissiegrenswaarden voor matig mobiele stoffen bijzonder gevoelig zijn voor de keuze van het tijdraam (Verschoor et al., 2006). De TCB wees er in een advies destijds op dat de emissiegrenswaarden bij voorkeur voor een langere tijdsperiode zouden moeten worden vastgesteld om minder afhankelijk te zijn van het gekozen tijdraam. Dit is bij de beoordeling van stortplaatsen dan ook gedaan.

3.5 Achtergrondconcentraties en verdunning in grondwater

3.5.1 Beschikbare methodieken

Naast de invloed van de natuurlijke achtergrondconcentratie op de milieubeschermingsdoelstelling speelt de lokale achtergrondconcentratie ook een rol in de verdunning in de verzadigde zone van het grondwater. Voor alle van nature voorkomende stoffen (metalen en macroparameters) wordt namelijk van $POC1_{gw}$ naar $POC2_{gw}$ een verdunning uitgerekend welke rekening houdt met lokaal voorkomende concentraties. Op basis van de per stortplaats aangeleverde gegevens is onderzocht in hoeverre volgens een generieke aanpak

achtergrondwaarden kunnen worden bepaald voor zware metalen en macroparameters.

Binnen het huidige bodem- en grondwaterbeleid bestaat er geen uniform voorgeschreven methodiek voor het vaststellen van lokale achtergrondconcentraties in grondwater. Daarnaast bestaat er geen eenduidige definitie van de achtergrondconcentratie. Beide aspecten zijn ook relevant binnen het kader van bodem- en grondwaterbeoordeling. Daarom zou het Ministerie van IenM moeten overwegen om in een breder kader aandacht te besteden aan het bepalen van lokale achtergrondconcentraties in grondwater. Binnen de scope van dit project is het niet mogelijk om deze discussie te faciliteren. Daarom is er voor het IDS-project onderzocht hoe lokale achtergrondconcentraties vastgesteld kunnen worden met gebruikmaking van bestaande methodieken.
Fraters et al. (2001) definiëren drie typen achtergrondconcentratie: natuurlijk, semi-natuurlijk en regionaal. Voor dit project is besloten om de natuurlijke achtergrondconcentratie te gebruiken. Dit is de concentratie zoals die gemeten zou worden op locaties die geen menselijke beïnvloeding kennen. Omdat dergelijke locaties in Nederland nauwelijks bestaan, kan slechts een schatting gemaakt worden van de natuurlijke achtergrondconcentratie. Hiervoor zijn twee methodieken overwogen. Deze zullen hieronder worden toegelicht.

3.5.1.1 Methodiek op basis van signaalwaarden

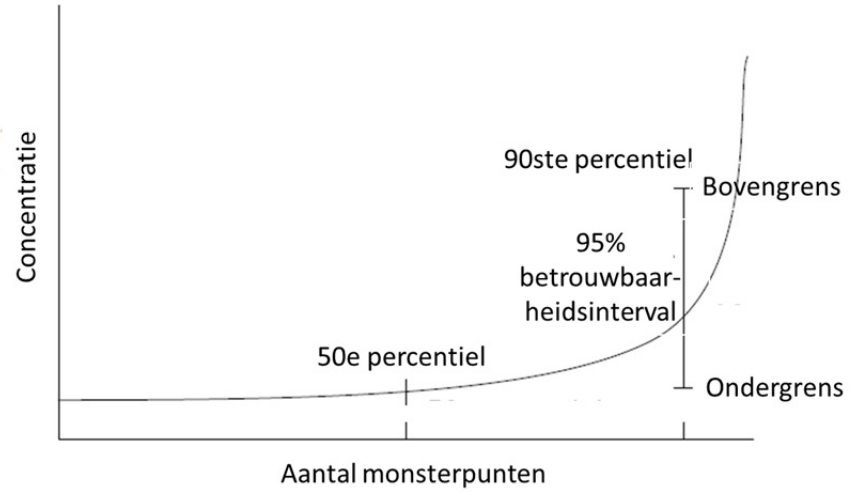
Binnen het kader van de Usb worden per stortplaats zogenoemde signaalwaarden en toetsingswaarden afgeleid, om een eventuele verslechtering van de grondwaterkwaliteit benedenstrooms van de stortplaats vast te kunnen stellen (signaalfunctie) en te toetsen.
De toetsingswaarde is opgebouwd uit de som van de signaalwaarde plus 0,3 maal de streefwaarde.
De signaalwaarde wordt vastgesteld op basis van meetpunten bovenstrooms van de stortplaats, waarvoor mag worden aangenomen dat het grondwater niet beïnvloed is door de stortplaats. Afhankelijk van het aantal beschikbare metingen is de signaalwaarde gelijk aan ofwel het 98ste-percentiel (P98) van de dataset (bij meer dan 30 metingen) ofwel het gemiddelde van de dataset x 1,3 (bij minder dan 30 metingen). Daarom kan overwogen worden om de signaalwaarde als achtergrondwaarde te hanteren.

3.5.1.2 Methodiek op basis van de Kaderrichtlijn Water

Als alternatief op het gebruik van signaalwaarden is de methodiek onderzocht waarmee nationale achtergrondwaarden in het kader van de Kaderrichtlijn Water zijn afgeleid (EC, 2009; De Nijs et al., 2011). De hiervoor benodigde meetgegevens zijn aangeleverd door de stortplaatsbeheerders. Deze gegevens zijn de afgelopen jaren verzameld tijdens de monitoring van het grondwater. Van de bovenstroomse filters is per filter een mediaan berekend over de gemeten periode. Van deze medianen is vervolgens de 90ste percentiel met een 95% betrouwbaarheidsinterval (hierna P90/95) berekend (zie Figuur 3.5).
In plaats van het 90ste percentiel kan ook gekozen worden voor het 95ste of 97ste percentiel. In de modellering voor dit project is voor het 90ste percentiel gekozen omdat de pilotstortplaatsen een beperkt aantal filters hebben. Hoe kleiner het aantal filters, hoe groter de onzekerheid in de vast

te stellen achtergrondconcentraties. Als er meer meetpunten beschikbaar zouden zijn, dan wordt de P90/P95 uiteindelijk gelijk aan de P90.

Deze methodiek wijkt af van het Usb, waar de P98 over de gehele dataset van de bovenstroomse meetpunten wordt gehanteerd voor het afleiden van een signaalwaarde (bij > 30 metingen).



Figuur 3.5: Het principe van het nemen van een 90ste percentiel met een 95% onderste betrouwbaarheidsgrens. Hoe groter het aantal monsterpunten, hoe kleiner de betrouwbaarheidsgrens wordt, resulterend in een meer realistische achtergrondconcentratie.

3.5.2 Voor en tegens van de methodieken om de achtergrondconcentraties te bepalen

Er zijn enkele kanttekeningen te plaatsen bij de bruikbaarheid van beide methodieken voor het IDS-project. Bij het afleiden van achtergrondconcentraties op basis van signaalwaarden kunnen de volgende kanttekeningen worden geplaatst:

- De methode dateert uit de jaren negentig en het is onduidelijk hoe deze methode destijds tot stand is gekomen en waarom er voor de P98 is gekozen. Wel is bekend dat deze methode dient als signalering voor het nemen van (sanerings)acties. Dit is een ander doel dan wat het IDS-project beoogd, namelijk het beschermen van het grondwater onder en naast de stortplaats.
- Het is onduidelijk waarom bij minder dan 30 metingen de signaalwaarde op het gemiddelde x 1,3 wordt gebaseerd.
- Door alle meetgegevens te gebruiken wegen de verschillende meetlocaties verschillend mee in de percentielwaarde afhankelijk van het aantal filters per locatie. Als er bijvoorbeeld 2 filters zijn op locatie 1 met 10 meetgegevens, en 100 meetgegevens op locatie 2, dan weegt locatie 2 tienmaal zo sterk mee in de percentielwaarde. Dit kan worden ondervangen door per filter de mediaan te nemen. Beide locaties wegen dan even zwaar mee in de achtergrondwaarde.
- Na evaluatie van de door de stortbeheerders aangeleverde signaalwaarden voor de pilotstortplaatsen bleken er verschillende uitgangspunten te zijn gehanteerd per stortplaats. Hierdoor was het vaststellen van achtergrondconcentraties op uniforme wijze

niet mogelijk. Voor twee van de stortplaatsen waren de signaalwaarden gelijkgesteld aan de streefwaarde grondwater en dus feitelijk niet gebaseerd op gemeten gegevens in de meetpunten bovenstrooms. Daarnaast werd gebruikgemaakt van de streefwaarde voor diep grondwater (> 10m) en de streefwaarde voor ondiep grondwater (< 10m). Het gebruik van streefwaarden heeft de volgende beperkingen:

- streefwaarden zijn niet locatiespecifiek;
- streefwaarden worden op veel plekken in Nederland al van nature overschreden;
- de huidige streefwaarden zijn inmiddels gedateerd (maar formeel nog wel van kracht).

Ook bij de methodiek voor het bepalen van nationale achtergrondwaarden in het kader van de KRW valt een kanttekening te plaatsen, namelijk het beperkte aantal filters dat voor het vaststellen van de achtergrondwaarde wordt gebruikt. Bij een klein aantal filters (< 30) zal de vastgestelde achtergrondwaarde dichter bij de onderste grens van de betrouwbaarheidsinterval liggen. Dit kan een onderschatting van de feitelijke achtergrondconcentratie geven. Indien er meer filters beschikbaar zijn (> 30) zal de onderste grens van de betrouwbaarheidsinterval dichter in de buurt van het 90ste percentiel liggen, en daarmee zal de berekende achtergrondwaarde de daadwerkelijke lokale achtergrondwaarde beter benaderen. In Tabel 3.4 is dit principe ter illustratie weergegeven.

Tabel 3.4: Illustratie van de invloed van het aantal monsterpunten op de hoogte van de achtergrondconcentratie van chloride bij de pilotstortplaats Kragge. Er zijn at random fictieve monsterpunten toegevoegd aan de berekening met concentraties voor chloride tussen de 32 en 275 mg/L. Hierdoor neemt het aantal monsterpunten toe van de huidige situatie van 3 (echte monsterpunten) naar 20 (waarvan 17 fictieve monsterpunten). Het gemiddelde en de standaard afwijking zijn hierbij gelijk gehouden.

Pilotstortplaats Kragge Chloride	**Aantal monsterpunten (filters)**	**Achtergrondconcentratie in grondwater (mg/L)**
Huidige situatie Gebaseerd op: – Filters 1: 32 mg/L – Filters 2: 230 mg/L – Filters 3: 270 mg/L	3	32
Fictief scenario Gebaseerd op: – At random geselecteerde fictieve monsterpunten met concentraties chloride tussen de 32 en 275 mg/L uitgaande van hetzelfde gemiddelde en standaard afwijking als bij de huidige situatie	5	135
	7	127
	10	218
	20	230

3.5.3 Conclusie

Rekening houdend met de bovenstaande kanttekeningen is besloten de methodiek van de KRW te gebruiken. De methodiek die gebruikt is in het Usb heeft een grotere onzekerheid met betrekking tot het vaststellen van achtergrondconcentraties dan de KRW-methode. Daarnaast heeft de methodiek op basis van signaalwaarden een ander doel dan het IDS-project, namelijk signalering van te nemen saneringsacties. Hierdoor wordt de methode als ongeschikt geacht.

De KRW-methodiek is binnen Nederland één van de geaccepteerde methoden in het grondwaterbeleid om tot achtergrondconcentraties te komen. Deze methode geeft een veilige en betrouwbare achtergrond-waarde. Daarnaast is deze methodiek ook daadwerkelijk bedoeld voor het vaststellen van lokale achtergrondconcentraties.

Tot slot heeft het de voorkeur om bij nieuwe projecten zoals het IDS-project gebruik te maken van de nieuwste wetenschappelijke inzichten. De KRW-methodiek is hier een voorbeeld van.

3.5.4 Limits of Quantification (LOQ)

Voor het vaststellen van achtergrondconcentraties in grondwater is informatie gebruikt welke is aangeleverd door de beheerders van de pilotstortplaatsen. Een punt van aandacht bij het gebruik van deze datasets is dat soms voor alle metingen en/of meetpunten kleiner dan de detectielimiet (< DL) wordt gerapporteerd. Het betreft hierbij voornamelijk anorganische stoffen (metalen). Voor de macroparameters zijn er veelal wel voldoende data beschikbaar.

In het algemeen wordt de term detectielimiet vaak gebruikt. Deze term kan verwarrend werken omdat deze zowel de Limit of Quantification (LOQ) als de Limit of Detection (LOD) omvat. In deze rapportage wordt daarom gesproken over de Limit of Quantification (LOQ) in plaats van het detectielimiet. De LOQ staat gelijk aan de meetgrens die een laboratorium onder gecertificeerde kwaliteitscontrole kan halen. De LOD staat daarentegen gelijk aan de laagste aantoonbaarheidsgrens die een laboratorium kan halen, maar deze waarnemingen vallen vaak niet binnen de kwaliteitscontrole en zijn daarom niet gecertificeerd. Als gevolg daarvan kan de LOD per analyse verschillend zijn.

Als een laboratorium rapporteert dat de concentratie van de desbetreffende stof onder de LOQ ligt, wil dit niet altijd zeggen dat de desbetreffende stof niet aanwezig is in het monster. Zeker indien een hoge LOQ wordt aangehouden, kan het voorkomen dat de stof wel degelijk in het monster aanwezig is.

De LOQ zoals gerapporteerd in de aangeleverde datasets van pilotstortplaatsen zijn hoog ten opzichte van wat er in bij laboratoria minimaal meetbaar is en in verhouding tot de te verwachten achtergrondconcentraties in grondwater. Gezien de gewenste voortgang van het IDS-project is het voor de pilotstortplaatsen niet mogelijk aanvullende metingen uit te voeren ten behoeve van de achtergrondconcentraties.

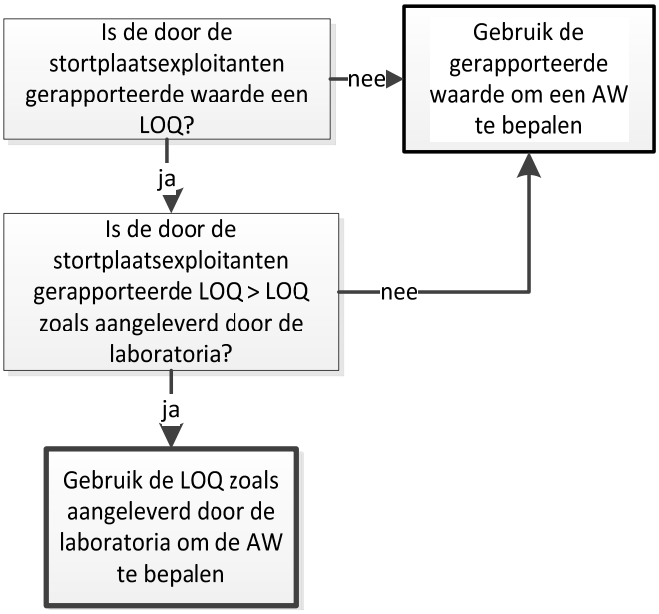
Om voor de pilotstortplaatsen toch tot een schatting van de achtergrondconcentraties te kunnen komen is ervoor gekozen om de gerapporteerde LOQ-waarde te vervangen door vooraf vastgestelde en geaccepteerde LOQ (Tabel 3.5). Deze geaccepteerde LOQ liggen lager dan de gerapporteerde LOQ voor de pilotstortplaatsen. Omdat het hier achtergrondwaarden betreft is het niet wenselijk om de hoge LOQ uit de aangeleverde datasets te hanteren.

In eerste instantie is gekeken naar de LOQ uit de Aquo parameterlijst[1]. Deze lijst is goedgekeurd door de Werkgroep Grondwater (bestaande uit onder andere provincies en de Rijksoverheid) en is een formele lijst waarmee binnen Nederland wordt aangegeven hoe grondwatergegevens gerapporteerd dienen te worden.
Toch blijkt in de praktijk dat de LOQ zoals genoemd in de Aquo parameterlijst nog niet voor alle stoffen haalbaar zijn bij gangbare laboratoria. Op basis van informatie die is aangeleverd door een drietal willekeurig geselecteerde laboratoria is een praktijklijst opgesteld met haalbare LOQ (zie Tabel 3.5). Hierbij is steeds die LOQ gekozen welke het dichtst bij de waarde van de Aquo parameterlijst zat. Daar waar de LOQ uit de Aquo parameterlijst in de praktijk nog niet haalbaar zijn, zijn de waarden zoals die aangeleverd zijn door de laboratoria gehanteerd als bruikbare LOQ voor het afleiden van lokale achtergrondconcentraties (zie Tabel 3.5 en Figuur 3.6).

Tabel 3.5: LOQs zoals genoemd in de Aquo parameterlijst en de LOQs gebaseerd op informatie van drie at random geselecteerde laboratoria.

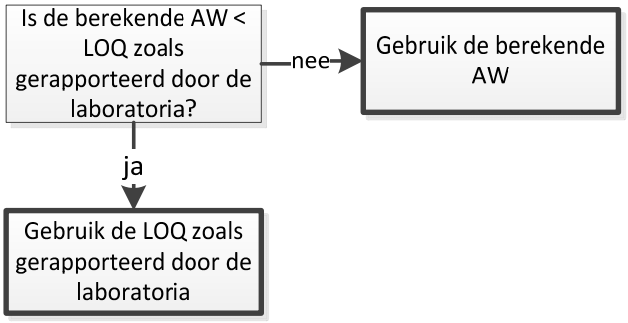
Stof	**Aquo parameter-lijst**	**Praktisch haalbare LOQ**
Arseen	0,1 ug/l	1 ug/l
Cadmium	0,01 ug/l	0,1 ug/l
Chroom	0,1 ug/l	1 ug/l
Lood	0,5 ug/l	1 ug/l
Nikkel	0,5 ug/l	1 ug/l
Koper	0,1 ug/l	5 ug/l
Kwik	0,01 ug/l	0,1 ug/l
Zink	1 ug/l	5 ug/l
Chloride	0,1 mg/L	1 mg/L
Sulfate	0,1 mg/L	1 mg/L
N-Kjeldahl	0,02 mg/L	0,3 mg/L

[1] http://www.aquo.nl/aquo-standaard/aquo/



Figuur 3.6: Schema voor de bepaling van de te hanteren LOQ. Als de Limit of Quantification (LOQ) zoals gerapporteerd door de stortplaatsexploitant groter is dan de LOQ zoals gerapporteerd door de laboratoria, dan wordt de LOQ van de laboratoria gekozen.

Als de achtergrondwaarden die zijn vastgesteld volgens de KRW-methodiek (zie paragraaf 3.5.1), door het gebruik van zowel de LOQ als daadwerkelijke meetgegevens (aangeleverd door de stortplaats-exploitanten), lagere concentraties opleveren dan de door de laboratoria aangeleverde LOQ, zal voor deze stoffen de LOQ van de laboratoria als achtergrondconcentratie in het grondwater gehanteerd worden (zie Figuur 3.7). Indien een aangeleverde dataset van de pilotstortplaatsen volledig uit LOQ bestaat, zullen de achtergrond-waarden volledig gebaseerd zijn op de LOQ die gerapporteerd zijn door de laboratoria. Op termijn is het wenselijk de LOQ uit de Aquo parameterlijst voor het meten van concentraties in het grondwater te gaan hanteren om de lokale achtergrondconcentraties in het grondwater te bepalen.



Figuur 3.7: Schema voor het vaststellen van de achtergrondwaarde. Is de berekende achtergrondconcentratie kleiner dan de LOQ zoals gerapporteerd door de laboratoria, dan wordt de LOQ gebruikt als achtergrondconcentratie in grondwater.

4 Modellering van transport in bodem en grondwater

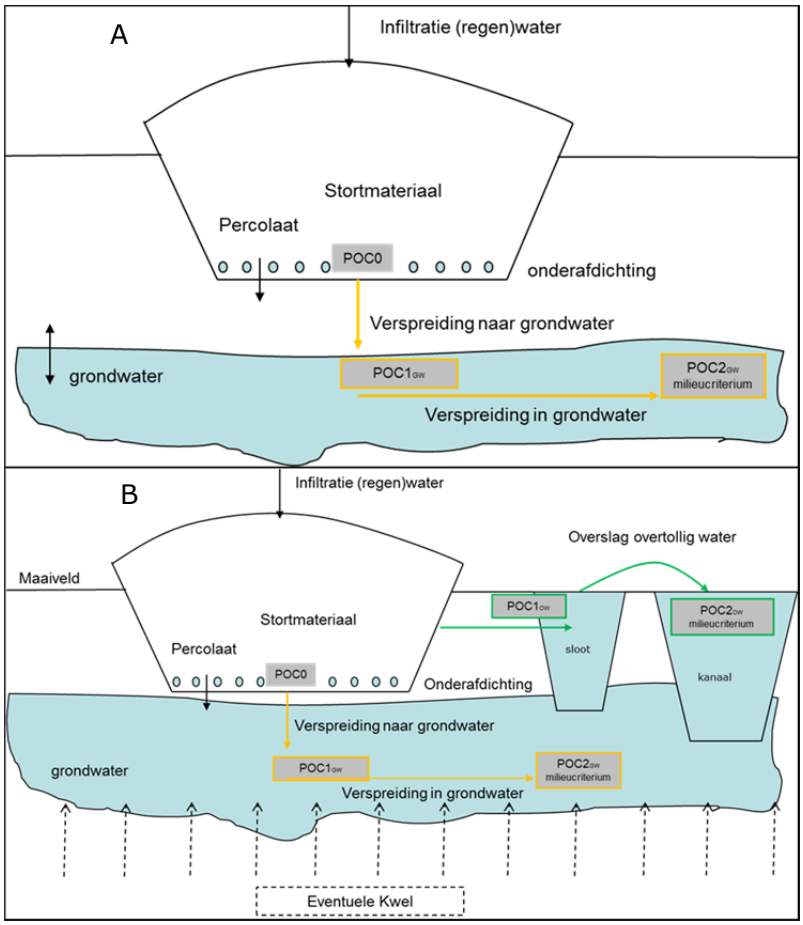
In hoofdstuk 4 van Brand et al. (2014) wordt het gehanteerde rekenmodel in detail beschreven. In het onderhavige rapport beperkt hoofdstuk 4 zich tot een beknopte beschrijving van het gehanteerde rekenmodel.

4.1 Overzicht van de generieke model aannamen

In hoofdstuk 3 van dit rapport worden het conceptueel model en de milieucriteria beschreven voor het transport van stoffen uit de stortplaats richting de bodem, grondwater en oppervlaktewater. Hierbij wordt de bron-pad-receptorbenadering gehanteerd.

Het doel van de modellering is om voldoende beschermende ETW af te leiden, gebaseerd op een aantal generieke uitgangspunten en aannamen aan de ene kant en de beschikbare locatiespecifieke informatie aan de andere kant. Daarom dient deze modellering niet gezien te worden als een poging om een gedetailleerde chemische, fysieke en hydrologische weergave van de werkelijkheid te geven.

In Figuur 4.1 wordt het gehanteerde conceptuele model voor de verspreiding van stoffen uit stortplaatsen weergegeven. De ETW worden berekend voor het percolaat dat de bodem op POC0 infiltreert en uiteindelijk het grondwater zal bereiken. Als de stortplaats zich in een gebied bevindt waar het grondwater zich opwaarts beweegt (kwelsituatie), dan zal het water uit de stortplaats zich ook richting het oppervlaktewater verspreiden. De ETW vormen de grens voor concentraties in het percolaat van de stortplaats op POC0, waarbij de milieucriteria op $POC2_{gw}$ en $POC2_{ow}$ niet overschreden worden.



Figuur 4.1: Het conceptuele model van de stortplaats en de omgeving. Figuur A toont een infiltratiesituatie. De gele pijlen geven de verspreiding van het percolaat in grondwater weer. De groene pijlen in figuur B tonen de verspreiding van het percolaat richting het oppervlaktewater in het geval er sprake is van een kwelsituatie.

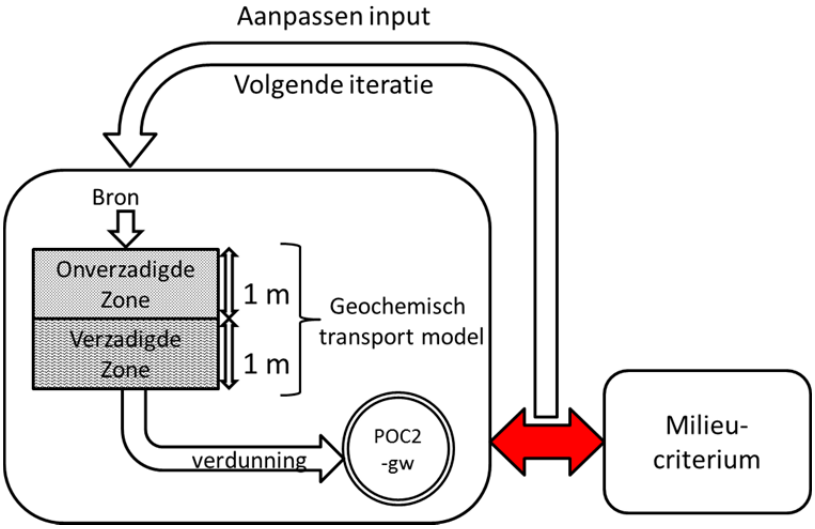
Het conceptuele model in Figuur 4.1 is 'vertaald' naar een model dat gebruikt wordt voor het berekenen van de ETW. De benadering is grotendeels gebaseerd op de benadering die ook gebruikt wordt om emissiegrenswaarden af te leiden voor het hergebruik van bouwmaterialen in het Besluit bodemkwaliteit. De benadering bestaat uit drie model 'componenten', die worden weergegeven in Figuur 4.2 en hieronder worden samengevat. Voor een gedetailleerde uitleg, zie paragrafen 4.2, 4.3, en 4.4 van Brand et al. (2014).

1. *Een beschrijving van de 'bronterm' (POC0).*
   De bronterm in het model is het verontreinigde percolaat van de stortplaats dat in de onderliggende bodem uittreedt en waarop de ETW (in eenheden van µg/l) in de praktijk van toepassing zijn. Bij het definiëren van de bronterm zijn aannames gedaan over de infiltratiesnelheid en concentraties (wel/niet constant in de tijd), en in zekere mate wordt er ook rekening gehouden met de stortplaatsspecifieke samenstelling. In deze benadering wordt ervan uitgegaan dat de concentraties in de bronterm in de tijd constant zijn, en dat het percolaat wat de onderliggende laag

binnendringt een omvang heeft van 300 mm/jaar. Dit komt overeen met de gemiddelde netto neerslaginfiltratie in Nederland.

2. *Een beschrijving van transport en retardatie in de bodem.*
   In de bodem vinden stofspecifieke geochemische processen plaats, die zorgen voor retardatie (vertraging) van het transport van stoffen die uit de stortplaats via de bodem uittreden naar het grondwater. In het model wordt de conservatieve aanname gedaan dat sorptie (binding) en retardatie alleen plaatsvinden in de onverzadigde zone en in de bovenste meter van de verzadigde zone direct onder de stortplaats (zie Figuur 4.2). In de bovenste meter van de verzadigde zone ($POC1_{gw}$) richting $POC2_{gw}$ wordt alleen rekening gehouden met verdunning. Hiervoor wordt een verdunningsfactor per stortplaats vastgesteld op basis van het gemiddelde netto neerslagoverschot in Nederland en de grondwaterstroming in de verzadigde zone. Het reactieve transport door de onverzadigde en verzadigde zone wordt eendimensionaal berekend met behulp van het geochemische en transportmodel ORCHESTRA (Meeussen, 2003). Dit model is state-of-the-art en houdt rekening met de geochemische processen die de stofspecifieke sorptie en retardatie in de bodems bepalen (Dijkstra et al., 2004; 2009). Dit model is eerder gebruikt om emissiegrenswaarden voor het hergebruik van bouwmaterialen af te leiden in het Besluit bodemkwaliteit (Verschoor et al., 2006). De eigenschappen van de onderliggende bodem die benodigd zijn voor dit model zijn locatiespecifiek (afkomstig uit de STONE-database) en bepalen de mate van stofspecifieke sorptie op iedere locatie.

3. Een schatting van de mate van verdunning van het percolaat tussen het water in de bovenste meter van de verzadigde zone ($POC1_{gw}$, model output uit de vorige stap) en $POC2_{gw}$ of $POC2_{ow}$. Dit is gebaseerd op een 3D schematisatie van de hydrologie van de stortplaatslocatie en is dus ook locatiespecifiek.



Figuur 4.2: Methodiek voor het berekenen van locatiespecifieke ETW voor de drie pilotstortplaatsen. De concentraties die voortvloeien uit het geochemische model en de verdunningsfactor op $POC2_{gw}$ worden vergeleken met de milieubeschermingscriteria. Als één of meer van de stoffenconcentraties niet gelijk zijn aan de milieubeschermingscriteria, dan wordt de bronterm aangepast en een nieuwe iteratie gestart totdat de resultaten van de concentraties in de bronterm gelijk zijn aan de milieubeschermingscriteria.

De ETW worden berekend op basis van de concentraties die zullen optreden gedurende een periode van 500 jaar in het grondwater op $POC2_{gw}$ of het oppervlaktewater op $POC2_{ow}$, overeenkomstig de principes die beschreven zijn in paragraaf 3.4.3.

4.2 Berekening van de locatiespecifieke emissietoetswaarden

Figuur 4.2 toont schematisch hoe de locatiespecifieke ETW voor stortplaatsen worden berekend. Alle stoffen hebben invloed op elkaar. De ETW worden dan ook voor alle stoffen tegelijkertijd afgeleid. Omdat de sorptieprocessen niet-lineair zijn, zijn er verschillende modeliteraties noodzakelijk om een set ETW af te kunnen leiden. Na iedere model-iteratie wordt de concentratie na 500 jaar op $POC2_{gw}$ vergeleken met het grondwatercriterium. Als de concentratie niet gelijk is aan het grondwatercriterium, wordt de concentratie op POC0 aangepast voor de volgende iteratie door middel van lineaire schaling, en wordt er een nieuwe modelrun gegenereerd. Dit iteratief proces gaat door totdat de ETW in de bronterm voor alle stoffen resulteren in concentraties die voldoen aan de milieubeschermingscriteria voor grondwater op $POC2_{gw}$ na 500 jaar, met een tolerantie van 1% (oftewel de voorspelde concentratie mag met een maximum van 1% van de doelwaarde afwijken; dit is het resultaat van het iteratieve en niet-lineaire berekeningsproces). De locatiespecifieke ETW worden vastgesteld als aan dit criterium is voldaan.

Deze zelfde benadering is ook gebruikt om de emissiegrenswaarde voor het hergebruik van bouwmaterialen in Nederland te ontwikkelen (Verschoor et al., 2006; Verschoor en Swartjes, 2008) en een vergelijkbare benadering is gebruikt voor gerecyclede bouwproducten in Duitsland (Dijkstra et al., 2013; Susset en Grathwohl, 2010).

5 Resultaten

In de volgende paragrafen worden de modelresultaten weergegeven. Eerst wordt er een algemene toelichting gegeven hoe de output van het model geïnterpreteerd dient te worden. Daarna worden de stortplaatsspecifieke ETW gepresenteerd. In hoofdstuk 7 wordt er in meer detail ingegaan op deze resultaten.

5.1 Algemene interpretatie van de resultaten en voorbeelden van verschillende concentraties/tijdsgedrag op $POC2_{gw}$

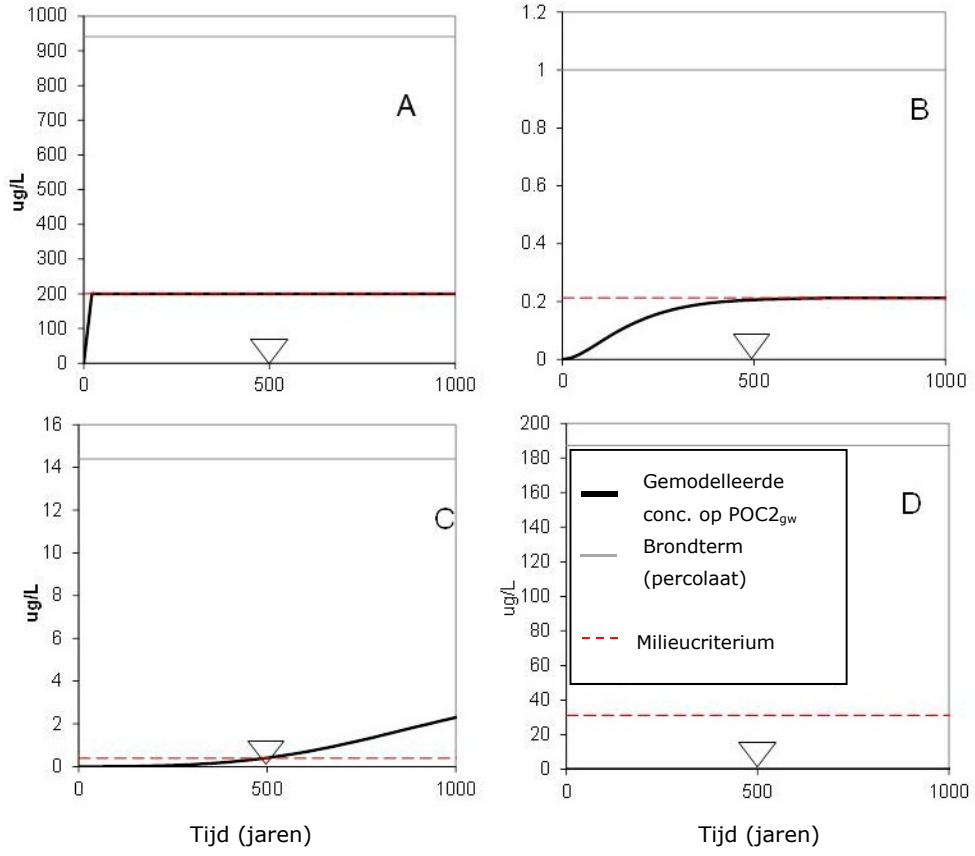
De mobiliteit van een stof, en dus de tijd die de stof nodig heeft om $POC2_{gw}$ te bereiken, is afhankelijk van de gemodelleerde bindingskracht van die stof aan de vaste fase van de grond. Oplosbare zouten bewegen zich snel door de bodem, terwijl veel zware metalen vertraging oplopen, omdat zij zich sterk binden aan de bodemdeeltjes. Het is echter belangrijk op te merken dat uitgaande van het huidige rekenmodel en ongeacht de mate waarin stoffen zich binden, een constante concentratie en volume van het uittredende percolaat impliceert dat alle stoffen vroeg of laat dezelfde concentratie op $POC2_{gw}$ als in het uittredende percolaat zullen bereiken (alleen als er sprake is van verdunning van het grondwater kunnen concentraties lager zijn op $POC2_{gw}$ dan in het percolaat).

Om deze resultaten te kunnen begrijpen, worden er hieronder voorbeelden gegeven. Voor het berekenen van een ETW is ook een tijdraam nodig waarbinnen de (gemodelleerde) concentratie op POC2 lager moet zijn dan een bepaald milieubeschermingscriterium (in grondwater, oppervlaktewater of bodem). Als er geen tijdraam gekozen wordt (en er dus uitgegaan wordt van een oneindig of eeuwigdurend tijdraam), en als er ook geen rekening wordt gehouden met hydrologische verdunning, dan zullen de ETW van de stortplaats gelijk zijn aan de grondwaterbeschermingscriteria, aangezien alle stoffen uiteindelijk de aangewezen POC2 zullen bereiken.

In dit onderzoek wordt alleen rekening gehouden met sorptie in de onverzadigde zone en in de bovenste meter van de verzadigde zone; tussen de verzadigde zone en $POC2_{gw}$ wordt er geen rekening gehouden met sorptie, alleen met hydrologische verdunning. Uitgaande van de randvoorwaarden van dit onderzoek zullen de locatiespecifieke ETW normaal gesproken verschillen van de milieucriteria op $POC2_{gw.}$ Dit komt door:

- retardatie (binding) van de stoffen in de onverzadigde zone en de eerste meter van de verzadigde zone. Hierdoor wordt de maximale concentratie op $POC2_{gw}$ niet binnen het gestelde tijdraam bereikt. Stoffen die zich daarentegen helemaal niet binden aan bodem (bijvoorbeeld zouten), bereiken de maximale concentratie binnen een paar jaar. Stoffen die een sterke binding laten zien zullen $POC2_{gw}$ binnen het gestelde tijdraam van 500 jaar slechts gedeeltelijk of helemaal niet bereiken;
- hydrologische verdunning van het uittredend percolaat (verdunningsfactor).

In het algemeen kan uit de resultaten een onderscheid worden opgemaakt tussen vier soorten stofgedrag op $POC2_{gw}$. Deze vier soorten gedrag worden beschreven als gedrag A, B, C en D voor het infiltratiescenario. In Figuur 5.1 worden de (constante) hoeveelheid en concentratie van het uittredende percolaat berekend op zo'n manier dat de concentratie in het grondwater op $POC2_{gw}$ voldoet aan het grondwatercriterium binnen de periode van 500 jaar, oftewel de concentratie in het percolaat is een weergave van de locatiespecifieke ETW en er zijn geen verdere iteraties noodzakelijk. In deze voorbeelden zijn de berekeningen uitgevoerd tot wel 1000 jaar om de effecten van de aankomst van deze stoffen op $POC2_{gw}$ na het tijdraam van 500 jaar aan te geven.



Figuur 5.1: Concentratie/tijd profielen van vier stoffen met verschillend retardatiegedrag op $POC2_{gw}$. De driehoekjes geven het einde van het tijdraam aan (500 jaar), gedurende welke de concentratie op $POC2_{gw}$ lager moet zijn dan het grondwatercriterium. Gedrag A: mobiele stoffen zoals oplosbare zouten bereiken $POC2_{gw}$ snel. Gedrag B: stoffen die een matige retardatie laten zien bereiken $POC2_{gw}$ toch binnen het tijdraam van 500 jaar. Gedrag C: sterke retardatie: stoffen bereiken $POC2_{gw}$ slechts gedeeltelijk binnen 500 jaar. Gedrag D: extreem sterke retardatie: stoffen bereiken $POC2_{gw}$ niet.

Gedrag A is representatief voor mobiele stoffen zoals oplosbare zouten (bijvoorbeeld chloride). Deze stoffen worden met dezelfde snelheid als het water getransporteerd en bereiken hun maximale concentratie in het grondwater na een paar jaar (Figuur 5.1A). Stoffen die een matige

retardatie laten zien, zoals bij gedrag B, kunnen hun maximale concentratie eveneens binnen 500 jaar bereiken.

In het geval van zowel gedrag A als gedrag B staat het verschil tussen de constante concentratie in het percolaat en de maximaal toelaatbare concentratie in het grondwater gelijk aan de verdunningsfactor op deze locatie. In het geval van gedrag A en B is de retardatie niet sterk genoeg om de berekening van de locatiespecifieke ETW te beïnvloeden. Stoffen die gedrag C vertonen zijn daarentegen sterk vertraagd, waardoor zij $POC2_{gw}$ na 500 jaar slechts gedeeltelijk bereiken. Ook in dit geval wordt de concentratie van het percolaat zo berekend dat de concentratie na 500 jaar voldoet aan het grondwatercriterium. In dit geval bestaat het verschil tussen de concentratie op $POC2_{gw}$ na 500 jaar en de maximaal toelaatbare concentratie komend uit de stortplaats uit een verdunningsfactor en een resterende factor als gevolg van de retardatie en de gedeeltelijke aankomst op $POC2_{gw}$.

Uit Figuur 5.1C blijkt duidelijk dat de ETW erg gevoelig zijn voor het gekozen tijdraam. Hierbij moet benadrukt worden dat in het geval van stoffen die gedrag C vertonen, de concentraties van stoffen na 500 jaar op $POC2_{gw}$ zullen blijven toenemen tot waarden die ver boven het milieubeschermingscriterium uitkomen. Gedrag C komt vaak voor bij 'matig mobiele' stoffen, waaronder zware metalen zoals koper en chroom. Het effect van het tijdraam op de berekende ETW hangt ook af van factoren als de aangenomen dikte van de (on)verzadigde zone waarin de sorptie van de stoffen verwacht wordt plaats te vinden, het grondwaterdebiet en de afstand tussen de bron en $POC2_{gw}$. De bevindingen met betrekking tot de afhankelijkheid van het tijdraam van de ETW voor 'matig mobiele stoffen' zijn niet uniek voor dit onderzoek alleen, maar werden ook al geïdentificeerd bij het berekenen van de emissiegrenswaarden voor bouwmaterialen voor het Besluit bodemkwaliteit (Dijkstra et al., 2013; Verschoor et al., 2006) en de emissiegrenswaarde voor het Duitse recyclingbesluit (Dijkstra et al., 2013; Susset en Grathwohl, 2010).

Gedrag D is kenmerkend voor stoffen die $POC2_{gw}$ helemaal niet bereiken binnen de rekenperiode. Dit gedrag komt soms voor bij stoffen waarvan aangenomen wordt dat zij neerslaan in de bodem onder de stortplaats, zoals $Pb(OH)_2$ bij hoge pH. Ook van arseen wordt soms voorspeld dat het zo sterk door de grond wordt geabsorbeerd (als arsenaat) dat het $POC2_{gw}$ niet bereikt. Onder deze omstandigheden wordt voorspeld dat de stoffen zich ophopen onder de stortplaats en dat zij niet getransporteerd worden naar $POC2_{gw}$. Dit gedrag impliceert dat het niet mogelijk is om een locatiespecifieke ETW vast te stellen gebaseerd op het grondwatercriterium op $POC2_{gw,}$ omdat de concentratie in het percolaat oneindig hoog zou worden. In het geval van gedrag D is onderzocht of het milieukwaliteitscriterium voor bodem (mg/kg) nuttig zou kunnen zijn voor het afleiden van de ETW, net zoals is gedaan voor het Besluit bodemkwaliteit voor bouwmaterialen en grootschalige toepassingen van (uitgegraven) grond en slib (Verschoor et al., 2006; Verschoor en Swartjes, 2008).

Of een specifieke stofgedrag A, B, C of D vertoont, hangt af van de intrinsieke chemische eigenschappen van de stof (chemische reactiviteit) en locatiespecifieke eigenschappen, zoals de pH en het aantal aanwezige reactieve oppervlakken (zoals organische stof, Fe/Al hydroxiden en kleideeltjes). Een algemene onderverdeling van stoffen in de bovengenoemde categorieën is dan ook niet mogelijk, omdat ze deels locatiespecifiek zijn. Een uitzondering daarop vormen oplosbare zouten, die chemisch niet-reactief zijn en die in alle scenario's een mobiliteit volgens gedrag A zullen laten zien. De volgende paragrafen gaan in op de berekende ETW per pilotstortplaats.

5.2 Berekende emissietoetswaarden

De volgende paragrafen tonen de gemodelleerde ETW. Om verschillende redenen kan het noodzakelijk zijn om van deze berekende waarde af te wijken bij het bepalen van de definitieve lijst. Dit is bijvoorbeeld het geval als de ETW lager zijn dan de LOQ. Ter volledigheid worden de berekende waarden echter in de volgende paragrafen uiteengezet. Bijlage 8 van de rapportage van Brand et al. (2014), toont de overeenkomstige modelleringscurves voor iedere pilotstortplaats.

5.2.1 Emissietoetswaarden voor pilotstortplaats Braambergen

Tabel 5.1 toont de achtergrondconcentratie in het grondwater, het milieubeschermingscriterium op $POC2_{gw}$ en de berekende ETW voor de pilotstortplaats Braambergen. In het algemeen zijn de ETW afgeleid van het milieubeschermingscriterium op $POC2_{gw}$. Waar dat niet het geval was, is dat aangegeven in de kolom 'Opmerkingen'.

Tabel 5.1: Achtergrondconcentraties in grondwater, het milieu-beschermingscriterium op $POC2_{gw}$ en de berekende ETW voor de pilotstortplaats Braambergen.

Stof	**Achtergrond concentratie**	**Milieu-beschermings-criterium op $POC2_{gw}$**	**ETW**	**Opmerkingen**
Anorganische stoffen (µg/L)				
Arseen	1	10	190	Gebaseerd op milieu-beschermings-criterium voor bodem vanwege binding aan ijzeroxiden
Cadmium	0,1	0,44	6,4	
Chroom	1	9,7	210	
Koper	5	6,1	50	
Kwik	0,1	0,33	5,8	
Lood	1	10	60.000	Gebaseerd op milieu-beschermings-criterium voor bodem vanwege neerslag als $Pb(OH)_2$
Nikkel	1	2,9	21	
Zink	5	12,3	160	
Vrije cyaniden	n.v.t.	5	61	

Stof	Achtergrond concentratie	Milieu-beschermings-criterium op $POC2_{gw}$	ETW	Opmerkingen
Macroparameters (mg/L)				
Chloride (mg/L)	8,1	102	450	
N-Kjeldahl/ ammonium (mg/L)	1,88	1,8	1,8	
Sulfaat (mg/L)	1	150	700	
Fosfaat (mg/L)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
Organische stoffen (µg/L)				
Minerale olie alifatisch				
EC5-EC6	n.v.t.	0,17	0,8	Berekende ETW kleiner dan LOQ
EC6-EC8		0,039	0,37	
EC8-EC10		0,005	0,047	
EC10-EC12		0,00127	0,00127	
EC12-EC16		0,00071	0,00071	
EC16-EC21		-	-	
Minerale olie aromatisch (µg/L)				
EC5-EC7	n.v.t.	1,23	4,7	Berekende ETW kleiner dan LOQ
EC7-EC8		0,83	3,9	
EC8-EC10		0,55	2,6	
EC10-EC12		0,32	1,5	
EC12-EC16		0,14	1,3	
EC16-EC21		0,038	0,36	
EC21-EC35		0,0032	0,06	
Minerale olie som EC10-EC40		50	470	
VOX (µg/L)				
Vinylchloride	n.v.t.	0,01	0,047	Berekende ETW kleiner dan LOQ
Dichloormethaan		0,01	0,047	
1,1 dichloorethaan		1	4,7	
1,2 dichloorethaan		3	14	
1,1 dichlooretheen		0,01	0,047	Berekende ETW kleiner dan LOQ
1,2 dichlooroetheen (cis, trans)		0,01	0,047	
Dichloorpropaan (1,2)		0,8	3,8	
Dichloorpropaan (1,3)		0,8	3,8	
Trichloormethaan (chloroform)		1	4,7	
1,1,1 trichloorethaan		0,01	0,047	Berekende ETW kleiner dan LOQ
1,1,2 trichloorethaan		0,01	0,047	
Trichlooretheen (tri)		10	47	
Tetrachloormethaan (tetra)		0,01	0,047	Berekende ETW kleiner dan LOQ
Tetrachlooretheen (per)		0,01	0,047	
PAK (µg/L)				
Naftaleen	n.v.t.	0,01	0,047	
Fenantreen		0,003	0,028	
Antraceen		0,0007	0,0066	Berekende ETW kleiner dan LOQ
Fluorantheen		0,003	0,056	

Stof	Achtergrond concentratie	Milieu-beschermings-criterium op $POC2_{gw}$	ETW	Opmerkingen
Chryseen		0,003	0,056	
Benzo(a)antraceen		0,0001	0,0019	Berekende ETW kleiner dan LOQ
Benzo(a)pyreen		0,0005	0,0094	
Benzo(k)-fluorantheen		0,0004	0,0075	
Indeno(1,2,3cd)-pyreen		0,0004	0,0075	
Benzo(ghi)peryleen		0,0003	0,0056	
PAK (som 10)		0,1	1,9	
BTEX (µg/L)				
Benzeen	n.v.t.	0,2	0,94	
Xyleen		0,2	0,94	
Tolueen		1	4,7	
Ethylbenzeen		1	4,7	
Overige (µg/L)				
Fenolen	n.v.t.	0,2	0,94	

n.v.t. niet van toepassing
- niet beschikbaar

5.2.2 Emissietoetswaarden voor pilotstortplaats Kragge

Tabel 5.2 toont de achtergrondconcentratie in grondwater, het milieu-beschermingscriterium op $POC2_{gw}$ en de berekende ETW voor de pilotstortplaats Kragge. In het algemeen zijn de ETW afgeleid van het milieubeschermingscriterium op $POC2_{gw}$. Waar dat niet het geval is, is dat aangegeven in de kolom 'Opmerkingen'.

Tabel 5.2: Achtergrondconcentraties in grondwater, het milieubeschermings-criterium op $POC2_{gw}$ en de berekende ETW voor de pilotstortplaats Kragge.

Stof	Achtergrond-concentratie	Milieu-beschermings-criterium op $POC2_{gw}$	ETW	Opmerkingen
Anorganische stoffen (µg/L)				
Arseen	1	10	100	
Cadmium	0,1	0,44	3.6	
Chroom	2,65	11,35	140	
Koper	5	6,10	64	
Kwik	0,1	0,33	4,1	
Lood	1	10	130	
Nikkel	5,15	7,05	47	
Zink	9,4	16,7	120	
Vrije cyaniden	n.v.t.	5	6,8	
Macroparameters (mg/L)				
Chloride (mg/L)	32	126	160	
N-Kjeldahl/ ammonium (mg/L)	1,1	1,1	1,1	
Sulfaat (mg/L)	6,2	150	200	
Fosfaat (mg/L)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
Organische stoffen (µg/L)				
Minerale olie alifatisch				

Stof	Achtergrond-concentratie	Milieu-beschermings-criterium op $POC2_{gw}$	ETW	Opmerkingen
EC5-EC6	n.v.t.	0,17	0,23	Berekende ETW kleiner dan LOQ
EC6-EC8		0,039	0,11	
EC8-EC10		0,005	0,054	
EC10-EC12		0,00127	0,014	
EC12-EC16		0,00071	0,0077	
EC16-EC21		-	-	
Minerale olie aromatisch (µg/L)				
EC5-EC7	n.v.t.	1,23	1,4	Berekende ETW kleiner dan LOQ
EC7-EC8		0,83	2,3	
EC8-EC10		0,55	1,5	
EC10-EC12		0,3	0,87	
EC12-EC16		0,14	0,38	
EC16-EC21		0,038	0,21	
EC21-EC35		0,0032	0,035	
Minerale olie som EC10-EC40		50	270	
VOX (µg/L)				
Vinylchloride	n.v.t.	0,01	0,014	Berekende ETW kleiner dan LOQ
Dichloormethaan		0,01	0,014	
1,1 dichloorethaan		1	1,4	
1,2 dichloorethaan		3	4,1	
1,1 dichlooretheen		0,01	0,014	
1,2 dichlooroetheen (cis, trans)		0,01	0,014	Berekende ETW kleiner dan LOQ
Dichloorpropaan (1,2)		0,8	1,1	
Dichloorpropaan (1,3)		0,8	1,1	
Trichloormethaan (chloroform)		1	1,4	
1,1,1 trichloorethaan		0,01	0,014	Berekende ETW kleiner dan LOQ
1,1,2 trichloorethaan		0,01	0,014	
Trichlooretheen (tri)		10	14	
Tetrachloormethaan (tetra)		0,01	0,014	Berekende ETW kleiner dan LOQ
Tetrachlooretheen (per)		0,01	0,014	
PAK (µg/L)				
Naftaleen	n.v.t.	0,01	0,014	Berekende ETW kleiner dan LOQ
Fenantreen		0,003	0,016	
Antraceen		0,0007	0,0038	
Fluorantheen		0,003	0,033	
Chryseen		0,003	0,033	
Benzo(a)antraceen		0,0001	0,0011	Berekende ETW kleiner dan LOQ
Benzo(a)pyreen		0,0005	0,0054	
Benzo(k)-fluorantheen		0,0004	0,0044	
Indeno(1,2,3cd)-pyreen		0,0004	0,0044	
Benzo(ghi)peryleen		0,0003	0,0033	
PAK (som 10)		0,1	1,1	
BTEX (µg/L)				

Stof	**Achtergrond-concentratie**	**Milieu-beschermings-criterium op $POC2_{gw}$**	**ETW**	**Opmerkingen**
Benzeen	n.v.t.	0,2	0,27	
Xyleen		0,2	0,27	
Tolueen		1	1,4	
Ethylbenzeen		1	1,4	
Overige (µg/L)				
Fenolen	n.v.t.	0,2	0,27	

n.v.t. niet van toepassing
- niet beschikbaar

5.2.3 Emissietoetswaarden voor pilotstortplaats Wieringermeer

Tabel 5.3 toont de achtergrondconcentratie in grondwater, het milieubeschermingscriterium op $POC2_{gw}$ en de berekende ETW voor zowel het scenario grondwater als het scenario oppervlaktewater voor de pilotstortplaats Wieringermeer. In het algemeen zijn de ETW voor het scenario grondwater afgeleid van het milieubeschermingscriterium op $POC2_{gw}$. Waar dat niet het geval is, is dat aangegeven in de kolom 'Opmerkingen'.
Voor Wieringermeer is ervoor gekozen om de laagste ETW (hetzij van het scenario grondwater, hetzij van het scenario oppervlaktewater) te hanteren als finale ETW. Tabel 5.4 geeft een overzicht van de uiteindelijk gekozen finale ETW voor de stortplaats Wieringermeer.

Tabel 5.3: Achtergrondconcentraties in grondwater, het milieubeschermings-criterium op $POC2_{gw}$ en de berekende ETW voor de pilotstortplaats Wieringermeer voor de oppervlaktewater (OW) en de grondwater-(GW) scenario's.

Stof	Achtergrond-concentratie grondwater	Milieu-beschermings-criterium op POC2		ETW		Opmerkingen
		OW	*GW*	*OW*	*GW*	
Anorganische stoffen (µg/L)						
Arseen	17,05	44,9	17,05	190	190	ETW**gw** en **ow** zijn gebaseerd op het milieu-beschermings-criterium in de bodem vanwege sterke binding
Cadmium	0,1	0,38	0,44	160	1,3	ETW**ow** is gebaseerd op het milieubescher-mingscriterium in bodem vanwege sterke binding
Chroom	3,05	7,8	11,75	79	37	
Koper	5	9,7	6,1	700	19	
Kwik	0,1	0,089	0,33	390	1	
Lood	1	10,8	10	11.000	25.000	ETW**gw** en **ow** zijn gebaseerd op het milieubescher-mingscriterium in bodem vanwege neerslag als $Pb(OH)_2$
Nikkel	19,75	30,8	20	54	21	ETW**ow** is gebaseerd op het milieubescher-mingscriterium in bodem vanwege sterke binding
Zink	5	20,6	12,3	3300	39	
Vrije cyaniden	n.v.t.	0,3	5	21	35	
Macroparameters (mg/L)						
Chloride (mg/L)	2300	1934	2394	1900	2400	
N-Kjeldahl/ ammonium (mg/L)	50	14,4	50	14	50	
Sulfaat (mg/L)	1400	860	1400	860	1400	
Fosfaat (mg/L)	n.v.t.	3,9	n.v.t.	*	n.v.t.	
Organische stoffen (µg/L)						
Minerale olie alifatisch						
EC5-EC6	n.v.t.	23,1	0,17	180	0,17	Berekende ETW**gw** kleiner dan LOQ. ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem
EC6-EC8		7,6	0,039	61	0,039	
EC8-EC10		0,97	0,005	7,8	0,01	
EC10-EC12		0,25	0,0013	2	0,0025	
EC12-EC16		0,13	0,00071	1,1	0,0014	
EC16-EC21		-	-	-	-	
Minerale olie aromatisch (µg/L)						
EC5-EC7	n.v.t.	159,9	1,23	1300	1,2	Berekende ETW**gw** kleiner dan LOQ. ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-
EC7-EC8		107,9	0,83	860	0,83	
EC8-EC10		0,97	0,55	570	0,55	

Stof	Achtergrond-concentratie grondwater	Milieu-beschermings-criterium op POC2		ETW		Opmerkingen
		OW	*GW*	*OW*	*GW*	
EC10-EC12	n.v.t.	43,5	0,32	350	0,32	criterium in bodem
EC12-EC16		19,0	0,14	150	0,28	
EC16-EC21		7,4	0,038	59	0,076	
EC21-EC35		0,62	0,0032	5	0,0064	
Minerale olie som EC10-EC40		68	50	540	100	ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem
VOX (µg/L)						
Vinylchloride	n.v.t.	0,17	0,01	0,17	0,01	Berekende ETW**gw** kleiner dan LOQ. ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem
Dichloormethaan		27,2	0,01	27	0,01	
1,1 dichloorethaan		910	1	910	1	ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem
1,2 dichloorethaan		13,6	3	14	3	
1,1 dichlooretheen		12,2	0,01	12	0,01	Berekende ETW**gw** kleiner dan LOQ. ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem
1,2 dichlooroetheen (cis, trans)		9,2	0,01	9,2	0,01	
Dichloorpropaan (1,2)		364	0,8	360	0,8	ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem
Dichloorpropaan (1,3)		98,8	0,8	99	0,8	
Trichloormethaan (chloroform)		4,9	1	4,9	1	
1,1,1 trichloorethaan		28,6	0,01	29	0,01	Berekende ETW**gw** kleiner dan LOQ. ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem
1,1,2 trichloorethaan		29,9	0,01	30	0,01	
Trichlooretheen (tri)		13,6	10	14	10	ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem
Tetrachloormethaan (tetra)	n.v.t.	16,3	0,01	16	0,01	Berekende ETW**gw** kleiner dan LOQ. ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem
Tetrachlooretheen (per)		13,6	0,01	14	0,01	

Stof	Achtergrond-concentratie grondwater	Milieu-beschermings-criterium op POC2		ETW		Opmerkingen
		OW	*GW*	*OW*	*GW*	
PAK (µg/L)						
Naftaleen	n.v.t.	4,7	0,01	19	0,01	Berekende ETW**gw** kleiner dan LOQ. ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem
Fenantreen		0,58	0,003	4,7	0,006	
Antraceen		0,19	0,0007	1,6	0,0014	
Fluorantheen		0,19	0,003	1,6	0,006	
Chryseen		1,7	0,003	14	0,006	
Benzo(a)antraceen		0,057	0,0001	0,46	0,0002	
Benzo(a)pyreen		0,095	0,0005	0,76	0,001	
Benzo(k)-fluorantheen		0,057	0,0004	0,46	0,0008	
Indeno(1,2,3cd)-pyreen		0,0038	0,0004	0,03	0,0008	
benzo(ghi)peryleen		0,0038	0,0003	0,03	0,0006	
PAK (som 10)		-	0,1	-	0,2	ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem
BTEX (µg/L)						
Benzeen	n.v.t.	13,6	0,2	14	0,2	ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem
Xyleen		4,7	0,2	4,7	0,2	
Tolueen		96,2	1	96	1	
Ethylbenzeen		481	1	960	1	
Overige (µg/L)						
fenolen	n.v.t.	130	0,2	130	0,2	ETW**ow** gebaseerd op het milieubeschermings-criterium in bodem

n.v.t. niet van toepassing

\- niet beschikbaar

* Voor fosfaat konden geen betrouwbare ETW worden afgeleid (zie ook paragraaf 6.1.2). Uit een gevoeligheidsanalyse is gebleken dat zolang de concentraties fosfaat in het percolaat lager zijn dan 150 µg/L, fosfaat waarschijnlijk het oppervlaktewater niet zal bereiken. Deze waarde mag echter onder geen enkel beding worden geïnterpreteerd als een ETW. Het wordt dan ook aanbevolen om de fosfaatconcentraties in het percolaat van de stortplaats na de periode van actieve behandeling te monitoren.

Tabel 5.4: Geselecteerde achtergrondconcentraties in grondwater, milieubeschermingscriterium $POC2_{gw}$ en de berekende ETW voor de pilotstortplaats Wieringermeer.

Stof	**Achtergrond concentratie grondwater**	**Milieu-beschermings-criterium op POC2**	**ETW**	**Opmerkingen**
Anorganische stoffen (µg/L)				
Arseen	17,05	17,05	190	
Cadmium	0,1	0,44	1,3	
Chroom	3,05	11,75	37	
Koper	5	6,1	19	
Kwik	0,1	0,33	1	
Lood	n.v.t.	10	11.000	ETW gebaseerd op het milieu-beschermings-criterium in de bodem
Nikkel	19,75	20	21	
Zink	5	12,3	39	
Vrije cyaniden	n.v.t.	5	35	
Macroparameters (mg/L)				
Chloride (mg/L)	n.v.t.	1934	2400	ETW gebaseerd op het milieu-beschermings-criterium voor oppervlaktewater
N-Kjeldahl/ Ammonium (mg/L)		14,4	50	
Sulfaat (mg/L)		860	1400	
Fosfaat (mg/L)		3,9	*	
Organische stoffen (µg/L)				
Minerale olie alifatisch (µg/L)				
EC5-EC6	n.v.t.	0,17	0,17	Berekende ETW**gw** kleiner dan LOQ
EC6-EC8		0,039	0,039	
EC8-EC10		0,005	0,01	
EC10-EC12		0,00127	0,0025	
EC12-EC16		0,00071	0,0014	
EC16-EC21		-	-	
Minerale olie aromatisch (µg/L)				
EC5-EC7	n.v.t.	1,23	1,2	Berekende ETW**gw** kleiner dan LOQ
EC7-EC8		0,83	0,83	
EC8-EC10		0,55	0,55	
EC10-EC12		0,32	0,32	
EC12-EC16		0,14	0,28	
EC16-EC21		0,038	0,076	
EC21-EC35		0,0032	0,0064	
Minerale olie som EC10-EC40		50	100	
VOX (µg/L)				
Vinylchloride	n.v.t.	0,01	0,01	Berekende ETW**gw** kleiner dan LOQ
Dichloormethaan		0,01	0,01	
1,1 dichloorethaan		1	1	
1,2 dichloorethaan		3	3	
1,1 dichlooretheen		0,01	0,01	Berekende ETW**gw**

Stof	Achtergrond concentratie grondwater	Milieu-beschermings-criterium op POC2	ETW	Opmerkingen
1,2 dichlooroetheen (cis, trans)	n.v.t.	0,01	0,01	kleiner dan LOQ
Dichloorpropaan (1,2)		0,8	0,8	
Dichloorpropaan (1,3)		0,8	0,8	
Trichloormethaan (chloroform)		1	1	
1,1,1 trichloorethaan		0,01	0,01	Berekende ETW**gw**
1,1,2 trichloorethaan		0,01	0,01	kleiner dan LOQ
Trichlooretheen (tri)		10	10	
Tetrachloormethaan (tetra)		0,01	0,01	Berekende ETW**gw**
Tetrachlooretheen (per)		0,01	0,01	kleiner dan LOQ
PAK (µg/L)				
Naftaleen	n.v.t.	0,01	0,01	Berekende ETW**gw**
Fenantreen		0,003	0,006	kleiner dan LOQ
Antraceen		0,0007	0,0014	
Fluorantheen		0,003	0,006	
Chryseen		0,003	0,006	
Benzo(a)antraceen		0,0001	0,0002	
Benzo(a)pyreen		0,0005	0,001	
Benzo(k)-fluorantheen		0,0004	0,0008	
Indeno(1,2,3cd)-pyreen		0,0004	0,0008	
Benzo(ghi)peryleen		0,0003	0,0006	
PAK (som 10)		0,1	0,2	
BTEX (µg/L)				
Benzeen	n.v.t.	0,2	0,2	
Xyleen		0,2	0,2	
Tolueen		1	1	
Ethylbenzeen		1	1	
Overige (µg/L)				
Fenolen	n.v.t.	0,2	0,2	

n.v.t. niet van toepassing

\- niet beschikbaar

* Voor fosfaat konden geen betrouwbare ETW worden afgeleid (zie ook paragraaf 6.1.2). Uit een gevoeligheidsanalyse is gebleken dat zolang de concentraties fosfaat in het percolaat lager zijn dan 150 µg/L, fosfaat waarschijnlijk het oppervlaktewater niet zal bereiken. Deze waarde mag echter onder geen enkel beding worden geïnterpreteerd als een ETW. Het wordt dan ook aanbevolen om de fosfaatconcentraties in het percolaat van de stortplaats na de periode van actieve behandeling te monitoren.

6 Gevoeligheidsanalyse

Om de invloed van een aantal belangrijke parameters op de hoogte van de ETW te onderzoeken is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. In Brand et al. (2014) wordt een volledige beschrijving van de gevoeligheidsanalyse en de bijbehorende resultaten gegeven. In het onderhavige rapport wordt voor de twee meest relevante parameters beschreven welke specifieke keuzes er zijn gemaakt in de gevoeligheidsanalyse en op welke wijze het resultaat van de analyse is gebruikt in het uiteindelijke geochemische transportmodel om de ETW af te leiden.

De definitieve parameterkeuzes voor de gevoeligheidsanalyse kwamen tot stand op basis van besprekingen binnen het projectteam en de aandachtspunten zoals benoemd in het TCB-advies A082(2013). Factoren die onderzocht zijn in de gevoeligheidsanalyse zijn: het effect van de pH van de ontvangende bodem, een afnemende concentratie in het percolaat (in plaats van een constante concentratie) en het tijdraam (korter en langer dan 500 jaar). Tevens is onderzocht welk effect de verhoogde emissie van fosfaat uit de stortplaats kan hebben op de mobiliteit en hoogte van de ETW van de overige stoffen die binnen het huidige kader relevant worden geacht. Tot slot is het effect van de lokaal aanwezige dikte van de onverzadigde zone van de ontvangende bodem (in plaats van de standaard gehanteerde 1 meter conform het Bouwstoffenbesluit) en het effect van variaties in de achtergrondconcentraties in grondwater in de gevoeligheidsanalyse onderzocht.

In Tabel 6.1 zijn de geselecteerde parameters samenvattend weergegeven, evenals de reden waarom elke parameter voor de gevoeligheidsanalyse is gekozen. De effecten van een verhoogde DOC- en fosfaatconcentratie in het percolaat worden hieronder in meer detail beschreven omdat deze twee factoren de grootste invloed hebben op de uitkomsten.

Andere factoren, zoals de effecten van de preferente stroming van stoffen in de bodem en een niet-stationaire percolaatstroming (volume) uit de stortplaats in de onverzadigde zone, zijn al eerder onderzocht en gerapporteerd bij de opzet van het model voor hergebruik van bouwmaterialen, waarvoor hetzelfde reactieve transportmodel is gebruikt (Verschoor et al., 2006; Comans et al., 2014).

Tot slot wordt opgemerkt dat de gevoeligheidsanalyse is uitgevoerd met een parametisering van het model die sterk leek op, maar niet exact gelijk was aan de definitieve versie van het model (zoals beschreven in hoofdstuk 4). Het verschil in beide versies zit voornamelijk in het hanteren van een lagere DOC-concentratie en een hogere PO_4 concentratie.

Tabel 6.1: Samenvatting van de factoren die relevant worden geacht voor de gevoeligheidsanalyse en de reden waarom zij zijn gekozen.

	Factor	Waarom relevant?
1	Verhoogde DOC-concentratie in het percolaat na de periode van actieve behandeling	De concentratie van DOC speelt een belangrijke rol in de mobiliteit van stoffen. Een over- of onderschatting van deze waarde zal een directe invloed hebben op de ETW. Deze parameter is gekozen na aanbeveling van het TCB en na overleg binnen het projectteam.
2	Variatie in de reducerende omstandigheden onder de pilot-stortplaatsen	De reducerende omstandigheden onder de stortplaats zijn van invloed op de mobiliteit van bepaalde stoffen (met name arseen, cyanide en fosfaat). Het valt niet te voorspellen hoe de omstandigheden onder de stortplaats na ongeveer tien jaar actieve behandeling zullen zijn. Als deze omstandigheden te veel afwijken ten opzichte van de modellering die beschreven is in dit rapport, zal de ETW over- of onderbeschermend zijn.
3	Variatie in pH onder stortplaats	De pH is van invloed op de mobiliteit van stoffen. Het valt niet te voorspellen hoe de pH onder de stortplaatsen zal zijn na ongeveer tien jaar van actieve behandeling. Als deze omstandigheden te veel afwijken ten opzichte van de modellering die beschreven is in dit rapport, zal de ETW over- of onderbeschermend zijn.
4	Afnemende percolaat-concentraties	In de huidige modellering wordt uitgegaan van een constante concentratie van stoffen in het percolaat gedurende 500 jaar. In werkelijkheid zullen de concentraties in het percolaat hoogstwaarschijnlijk in de tijd afnemen. Hoe dit precies zal plaatsvinden, valt niet te voorspellen.
5	Variatie in het gekozen tijdraam (100, 500 en 1000 jaar)	Het tijdraam dat gebruikt is bij het afleiden van de emissiegrenswaarden voor het hergebruik van bouwmaterialen was 100 jaar. Dit tijdraam bleek te kort voor het onderhavige project, omdat veel stoffen POC1 niet bereiken binnen dit tijdraam. Daarom was een ruimer tijdraam nodig. Om de invloed van het gekozen tijdraam vast te kunnen stellen is in de gevoeligheidsanalyse onderzocht wat de gevolgen zijn van het verkleinen van het tijdraam van 500 naar 100 jaar, evenals het effect van het vergroten ervan van 500 naar 1000 jaar.
6	Verhoogde fosfaatconcentraties in het percolaat	Fosfaat heeft een grote invloed op andere stoffen, met name arseen, cyanide en sulfaat. Het is daarom moeilijk om betrouwbare ETW af te leiden voor fosfaat. Fosfaat is echter wel aanwezig in het percolaat van de pilotstortplaatsen.
7	Variaties in dikte van de onverzadigde laag	In het model dat gebruikt is om de ETW af te leiden heeft de verzadigde zone een standaard dikte van 1 meter, zoals bij het hergebruik van bouwmaterialen. In werkelijkheid varieert de dikte van deze laag per pilotstortplaats.
8	Variatie in de natuurlijke achtergrond-concentratie in het grondwater	Tijdens het project bleek het moeilijk of zelfs onmogelijk om de natuurlijke achtergrondconcentraties in grondwater af te leiden. Als er geen gegevens voorhanden waren, werden de LOQ gebruikt om alternatieve achtergrondconcentraties af te leiden.

6.1 Uitgangspunten voor twee relevante parameters

6.1.1 Een verhoogde DOC-concentratie

In de oorspronkelijke modelopzet was de veronderstelde DOC-concentratie in de bodem gebaseerd op een schatting van de van nature aanwezige DOC-concentratie in de bodem. In haar aanbevelingen (zie TCB-advies A082(2013)) heeft de TCB nadrukkelijk gewezen op de mogelijke invaliditeit van de aanname dat DOC-concentratie in het percolaat na de periode van actieve behandeling niet meer zou leiden tot een verhoogde DOC-concentratie in de ontvangende bodem. Het was volgens de TCB eerder te verwachten dat er ook na deze periode een substantiële hoeveelheid DOC in het percolaat aanwezig zou zijn, die van invloed zou kunnen zijn op de mobiliteit van stoffen. Ook in het feit dat er aan het einde van de periode van actieve behandeling nog ammonium vrijkomt uit de stortplaats ziet de TCB als een teken dat er nog mineralisatie van organische stof en DOC-vorming plaatsvindt. Zij heeft daarom aanbevolen het effect van verhoogde DOC-concentraties op de ETW mee te wegen in de gevoeligheidsanalyse en de aanname met betrekking tot DOC naar aanleiding daarvan te heroverwegen.

Er wordt dan ook aandacht besteedt aan de mogelijke onderschatting van relatief hoge reactieve DOC-emissies uit de stortplaats (ten opzichte van de ontvangende bodem). In plaats van de natuurlijk aanwezige DOC-concentratie uit de STONE-database (het oorspronkelijke uitgangspunt) te gebruiken, is een aanname gedaan over het DOC-gehalte in het percolaat na de periode van actieve behandeling.

Naar verwachting zal het huidige DOC-gehalte in het percolaat na ongeveer tien jaar beluchting/recirculatie met een factor 3 tot 5 afnemen. Ook stikstof-Kjeldahl neemt met een vergelijkbare factor af in deze periode. De percolaatgegevens uit de LeachXS-database wijzen eveneens op een afname van DOC in percolaat met een factor 3 tot 5 in ongeveer tien jaar.
In het model is de 95ste percentiel van het DOC-gehalte in de betreffende pilotstortplaatsen gedeeld door een factor 4 (het midden tussen een factor 3 en 5). Van dit DOC-gehalte wordt aangenomen dat slechts de helft reactief is (ANVM 247-project; Comans et al., 2014). Dit resulteert in de volgende waarden per stortplaats:

- Braambergen: p95 DOC-waarde (852 mg/L) gedeeld door 4 = 213 mg DOC/L; hiervan is 50% reactief. Humuszuur bestaat voor 50% uit koolstof, dus de waarde in het model bedraagt 213 mg humuszuur/L. Deze waarde is constant in de tijd en over de diepte van het bodemprofiel.
- Kragge: dezelfde benadering genereert 721 mg humuszuur/L.
- Wieringermeer: dezelfde benadering genereert 173 mg humuszuur/L.

Ook zijn de mediane DOC-concentraties onderzocht in plaats van de 95ste percentielwaarden (na dezelfde correcties voor afbraak, en dezelfde aanname van 50% reactieve DOC voor metaalbinding). Dit leverde de volgende concentraties humuszuur op:

- Braambergen: 80 mg humuszuur/L. Deze waarde is constant in de tijd en over de diepte van het bodemprofiel.
- Kragge: 264 mg humuszuur/L.

- Wieringermeer: 123 mg humuszuur/L.

6.1.2 Een verhoogde concentratie fosfaat

Validatie van het model heeft uitgewezen dat fosfaat slechts matig te voorspellen is met het ORCHESTRA-model (zie voor details Dijkstra et al., 2009).
Voor fosfaat zelf is het daarom niet mogelijk om een eenduidige ETW af te leiden. Dit komt door een zeer sterke vastlegging van fosfaat in de bodem, waardoor fosfaat in de meeste gevallen het $POC2_{gw}$ niet zal bereiken. Als fosfaat wel wordt meegenomen in het model, zal door vastlegging een niet-realistische (hoge) ETW worden berekend. De grote hoeveelheid fosfaat zal tevens bovenin het bodemprofiel van het model veel adsorptieplaatsen bezetten, en zo het gedrag van andere stoffen gaan beïnvloeden waardoor voor die stoffen (zoals sulfaat en arseen) juist onrealistische (strenge) ETW zouden worden afgeleid.

Wegens het niet voldoende betrouwbaar kunnen bepalen van een ETW, wordt fosfaat dan ook aangemerkt als aandachtstof gedurende de uitvoeringsfase. Zeker voor stortplaats Wieringermeer blijft fosfaat een relevante stof, omdat hier sprake is van beïnvloeding van het oppervlaktewater en fosfaat een eutrofiërende werking heeft.

Ondanks dat het voor fosfaat niet mogelijk is om een eenduidige ETW af te leiden, ontstond in het projectteam de wens om in de gevoeligheidsberekeningen de invloed van een bepaalde hoeveelheid fosfaat te onderzoeken, om te bepalen welke gevolgen de verhoogde aanwezigheid van fosfaat zou kunnen hebben op de ETW van onder andere stoffen zoals arseen en cyanide (zie ook bijlage 6 van Brand et al., 2014).

Gegevens van de fosfaatconcentraties in het percolaat van de drie locaties blijken echter schaars te zijn. Voor stortplaats Kragge waren in het geheel geen meetgegevens beschikbaar. Voor de stortplaatsen Braambergen en Wieringermeer zijn de data incompleet en gebaseerd op totaal-P concentraties. De totaal-P concentraties zijn een overschatting van de werkelijke hoeveelheid fosfaat (doordat organische stof ook P bevat). De waarden zijn zeer variabel en vertonen onrealistische uitschieters tot 0,3 g P/L, waardoor een betrouwbare 95 percentielwaarde niet kon worden vastgesteld. De mediane waarde voor mg P/L van alle stortplaatsen bedraagt 0,34 mg P/L. Voor de stortplaats Braambergen is de mediane waarde 1,8 mg/L, en voor stortplaats Wieringermeer is dit 5,6 mg P/L. Uiteindelijk is een generieke (gemiddelde) waarde van 2,6 mg P/L berekend, op basis van de hierboven genoemde mediane waarden. Dit komt overeen met 8 mg PO4/L. De initiële achtergrondconcentratie van PO4 in de ontvangende bodem bedraagt 0,15 mg/L (overeenkomend met MTR_{eco}). De gevoeligheidsanalyse is op basis van deze gegevens uitgevoerd.

6.2 Resultaten van de gevoeligheidsanalyse

In het algemeen kunnen de volgende conclusies worden getrokken op basis van de gevoeligheidsanalyse:

- Goed oplosbare zouten (chloride, sulfaat en ammonium) zijn niet gevoelig voor variaties in chemische factoren en fysische factoren

zoals tijdraam, de dikte van de onverzadigde laag en afnemende versus constante percolaatconcentratie;
- Goed oplosbare zouten zijn wel gevoelig voor variatie in achtergrondconcentraties in grondwater;
- Variatie van het tijdraam (van 500 jaar naar 100 jaar en van 500 naar 1000 jaar) is het sterkst van invloed op de concentraties bij $POC2_{gw}$ voor matig mobiele metalen. Dit is conform de bevindingen bij de afleiding van emissiegrenswaarden voor bouwstoffen (met tijdraam = 100 jaar);
- Van de chemische factoren is een verhoogd DOC-gehalte in het algemeen veruit de meest gevoelige factor, gevolgd door pH. Redoxomstandigheden (verlaagd ijzeroxidegehalte) en fosfaatconcentraties in het percolaat zijn voor enkele anionen van belang (in het bijzonder cyanide in stortplaats Braambergen en arseen in stortplaatsen Wieringermeer en Kragge);
- Van de fysische factoren zijn in het algemeen de laagdikte en de keuze van een afnemende versus een constante concentratie van het percolaat het meest van invloed.

De belangrijkste waargenomen effecten van een verhoogde DOC- en fosfaatconcentratie op de mobiliteit van individuele stoffen worden hieronder nader omschreven.

6.2.1 *Effect van een verhoogde DOC-concentratie*

Een hoog DOC-gehalte blijkt een sterk mobiliserende invloed op metalen te hebben. Dit effect werkt het sterkst door op de metalen met de hoogste affiniteit voor binding aan organische stoffen (koper, chroom en lood) en in mindere mate op de zwakker bindende metalen (zink, cadmium en nikkel). Naar aanleiding van de gevoeligheidsanalyse, alsook het commentaar van de TCB, is de aangenomen DOC-concentratie in het percolaat van de stortplaatsen in het model aangepast aan de concentratie die na de periode van actieve behandeling verwacht mag worden.

6.2.2 *Effect van een verhoogde concentratie fosfaat*

Een verhoogde concentratie van fosfaat in het percolaat heeft, zoals verwacht mag worden, vooral effect op cyanide (Braambergen en Wieringermeer) en arseen (Kragge). In het scenario voor de stortplaats Kragge wordt arseen door fosfaat van het (ijzeroxide) adsorptieoppervlak gedesorneerd waardoor het arseen mobieler wordt. Sommige metalen lijken juist sterker te worden gebonden in aanwezigheid van fosfaat; dit komt door complexe interacties tussen stoffen in het model.

Fosfaat heeft geen waarneembaar effect op arseen (bij concentraties tot 190 µg/L) in de bodems van de Braambergen- en Wieringermeerstortplaatsen.

Hoewel fosfaat geen onmiddellijk risico vormt voor grondwater, heeft het wel een eutrofiërende werking op het oppervlaktewater. Fosfaat speelt vooral een belangrijke rol in de stortplaats Wieringermeer, omdat een deel van het percolaat in het nabijgelegen oppervlaktewater infiltreert (de ringsloot). Het is daarom wenselijk om een ETW voor

fosfaat in het oppervlaktewater af te leiden. Gezien de eerdergenoemde moeilijkheden bij het modelleren van fosfaat is dit echter onmogelijk.

In plaats daarvan is in het oppervlaktewaterscenario van stortplaats Wieringermeer een aanvullende gevoeligheidsanalyse gedaan tot de extreem hoge waarde van 150 mg/L fosfaat (tienmaal de 95ste percentielwaarde, gebaseerd op gegevens uit de stortdatabase). Hierbij bleken zowel fosfaat als arseen binnen 500 jaar $POC1_{ow}$ (na 20 m bodempassage) niet te bereiken. Beide stoffen bereikten in dit scenario $POC1_{ow}$ wel na de periode van 500 jaar.

Dit betekent echter niet dat concentraties van 150 mg/L geen risico met zich meebrengen en dat de waarde van 150 mg/L kan worden gebruikt als een indicatieve ETW, aangezien er ook infiltratie in het grondwater plaatsvindt. Hydrologische modellering door Van Someren (2013) toonde aan dat binnen 750 meter van de Wieringermeerstortplaats het percolaat in het grondwater het oppervlaktewater zal bereiken. Dit betekent dat een concentratie van 150 mg/L te hoog is, omdat voor het grondwaterscenario alleen binding plaatsvindt binnen de eerste 2 meter bodempassage en er geen verdunning plaatsvindt vanwege een kwelstroom in de verzadigde zone.

Gebaseerd op de resultaten van de gevoeligheidsanalyse wordt er een verhoogde concentratie van fosfaat in het percolaat verondersteld in het model.

6.3 Keuzes naar aanleiding van de resultaten van de gevoeligheidsanalyse

De uitkomsten van de gevoeligheidsanalyse hebben aanleiding gegeven om de hieronder beschreven wijzigingen voor beide parameters in het rekenmodel door te voeren. Dit resulteert in het aangepaste model zoals beschreven in hoofdstuk 4.

Verhoogde DOC-concentratie
Naar aanleiding van de gevoeligheidsanalyse, alsook het commentaar van de TCB, is de DOC-concentratie aangepast van de oorspronkelijke aanname van 'natuurlijke' DOC-concentratie in de bodem naar de DOC-concentraties die na de periode van actieve behandeling in het percolaat verwacht mogen worden. In dit geval is de mediane DOC-concentratie gekozen, gecorrigeerd voor afbraak gedurende de periode van actieve behandeling.

Verhoogde fosfaatconcentratie
Het projectteam heeft besloten om een verhoogde concentratie van fosfaat als model input mee te nemen. Deze concentratie bedraagt 0,13 mg P/L, gelijk aan 0,4 mg PO4/L.

Andere factoren die onderzocht zijn in de gevoeligheidsanalyse gaven geen aanleiding om de oorspronkelijke keuzes aan te passen in de definitieve berekeningen van de ETW.

7 Reflectie op het model en de resultaten

7.1 Overwegingen bij aannamen en modelprincipes

De berekening van het transport van stoffen afkomstig uit de stortplaats in het grondwater is gebaseerd op een modelmatige weergave van de werkelijkheid. Het doel van de modellering was om voldoende beschermende ETW af te leiden, gebaseerd op een aantal generieke concepten en aannamen aan de ene kant, en de beschikbare locatiespecifieke informatie aan de andere kant. Een modelbenadering moet dan ook niet worden gezien als een poging een gedetailleerde chemische, fysische en hydrologische weergave van de werkelijkheid te verschaffen. Het gebruik van modellen geeft een vereenvoudiging van de werkelijkheid. De resultaten worden voor een groot deel bepaald door het conceptuele model, de aannamen en de input waar het model van uitgaat.

Voor dit specifieke project zijn er aannamen gedaan op basis van onze huidige kennis van de pilotstortplaatsen, de modernste technieken voor het modelleren van emissies en op basis van consistentie met bestaande beleidskaders, zoals het beleidskader voor het hergebruik van bouwmaterialen en grootschalige bodemtoepassingen. Door voortschrijdend inzicht en veranderende risico-inschattingen kunnen kennis en aannamen in de loop van de tijd veranderen. Daarom is het van belang dat de invloed van bepaalde aannamen op de resultaten hieronder wordt besproken. Tabel 7.1 geeft de kwalificatie van de verschillende aannamen.

1. Er wordt aangenomen dat de onderafdichting van de stortplaats volledig faalt, en dat de emissie die uit de stortplaats komt constant blijft in zowel volume als concentratie. Ook wordt aangenomen dat er geen afvoer plaatsvindt van percolaat via de percolaatdrains in de stortplaats. In werkelijkheid zal de onderafdichting na de periode van actieve behandeling nog werkend zijn. De levensduur van de onderafdichting is echter niet geheel bekend. Hiernaar is door de AdviesKamer Stortbesluit (AKS) (voormalig ENS)[2] onderzoek verricht. Voor de periode kort na de fase van actieve behandeling zal de aanname met betrekking tot de afwezigheid van de onderafdichting een overschatting van de omvang van het uittredende percolaat inhouden. Op de lange termijn zal de concentratie in het percolaat afnemen als gevolg van verdere stabilisatie van het afval. Daarom wordt deze aanname als strenger dan de werkelijkheid beschouwd.
2. In de praktijk is het mogelijk dat een combinatie-onderafdichting (bestaande uit zowel minerale laag als een afdichtingslaag zoals een folie) aanwezig is in de stortplaatsen. In het model wordt de minerale component van de combinatie-afdichtingslaag als inert beschouwd. In werkelijkheid zal, afhankelijk van de

[2] De AdviesKamer Stortbesluit, voorheen Expertise Netwerk Stortplaatsen (ENS) genoemd, houdt zich bezig met de technische aspecten van stortplaatsen en beantwoordt vragen van de overheid en de stortsector.

samenstelling, deze laag een aanzienlijk vertragend effect hebben op het transport van de stoffen in de bodem. Daarom wordt de aanname dat de minerale laag inert is als strenger dan de werkelijkheid beschouwd. Als er echter geen minerale laag aanwezig is in de pilotstortplaatsen komt deze aanname wel overeen met de werkelijkheid. Binnen dit project is niet onderzocht of er een minerale laag aanwezig is in de pilotstortplaatsen.

3. In de modellering wordt geen rekening gehouden met een bovenafdichting. In werkelijkheid zal waarschijnlijk een afdeklaag van circa 1 meter schone grond aangebracht worden. Deze afdichting heeft invloed op de mate van infiltratie van neerslag in de stortplaats. Indien de afdeklaag een grote doorlatendheid heeft zal de keuze om geen rekening te houden met een afdeklaag in de praktijk minimale gevolgen hebben. Als de afdeklaag echter een lage doorlatendheid heeft (en er dus weinig infiltratie in de stortplaats plaatsvindt), dan zal de keuze om de afdeklaag buiten beschouwing te laten in de praktijk conservatief uitpakken.
4. In het geochemische transportmodel wordt geen rekening gehouden met de natuurlijke afbraak van organische stoffen onder de stortplaats. Hiervoor zijn twee redenen te noemen. Ten eerste bestaat de verwachting dat tijdens de periode van actieve behandeling het merendeel van de afbraak van organische stoffen in de stortplaats zal plaatsvinden. Na afronding van deze behandelingsfase worden geen hoge concentraties organische stoffen in het percolaat verwacht. Gedurende de actieve behandelingsfase moet blijken of deze verwachting klopt. Ten tweede is voor het beoordelen van de afbraak van organische stoffen specifieke kennis nodig over de omstandigheden onder de stortplaats. Deze kennis is op dit moment niet beschikbaar. Het niet meenemen van natuurlijke afbraak in het model is waarschijnlijk strenger dan de werkelijkheid, omdat in de praktijk toch een bepaalde hoeveelheid afbraak plaats zal vinden. Het is echter moeilijk de omvang van deze afbraak te voorspellen.
5. Bij de verspreiding van de stoffen in het grondwater tussen $POC1_{gw}$ en $POC2_{gw}$ is alleen rekening gehouden met een locatiespecifieke verdunning. In werkelijkheid zullen de stoffen zich hier net als tussen POC0 en $POC1_{gw}$ binden aan bodemdeeltjes. Organische stoffen kunnen eventueel afbreken in andere, hetzij meer, hetzij minder gevaarlijke afbraakproducten. In werkelijkheid zal door de binding het transport van stoffen richting $POC2_{gw}$ trager verlopen.
   Om hier rekening mee te kunnen houden is specifieke kennis van de bodemstructuur in de verzadigde zone noodzakelijk. Deze informatie ontbreekt, zelfs in de STONE-database. Er wordt aangenomen dat verdunning in de verzadigde zone plaatsvindt over de gehele dikte van de watervoerende laag onder de stortplaats. Uitgaande van een relatief ondiep watervoerend pakket (< 10 meter diep) en een tijdraam van 500 jaar valt deze aanname te verdedigen. Het is aannemelijk dat stoffen uit de stortplaats in 500 jaar over de volledige dikte van het watervoerende pakket kunnen mengen. Echter voor dikkere watervoerende pakketten (> 10 meter) moet deze aanname

heroverwogen worden. Daarom is de aanname dat verdunning in de gehele dikte van de watervoerende grondlaag plaatsvindt minder streng dan de werkelijkheid op de korte termijn, maar wel realistisch op de lange termijn.

6. Het geochemische transportmodel houdt geen rekening met het optreden van reducerende omstandigheden in de verzadigde zone.
   De huidige modellen zijn nog onvoldoende gevalideerd om het effect van met name sulfideprecipitatie kwantitatief te kunnen voorspellen. Voor de onverzadigde zone van de ontvangende bodem, in het bijzonder na de fase van actieve behandeling, is het aannemelijk om uit te gaan van aerobe omstandigheden. Mochten er reducerende omstandigheden ontstaan, dan zal een aantal stoffen zich anders gaan gedragen. Onder sterk reducerende omstandigheden kunnen sulfiden neerslaan en het transport van metalen, die met deze sulfiden neerslaan, wordt dan vertraagd. Of dit optreedt, hangt van verschillende factoren af, waaronder de beschikbaarheid van voldoende sulfaat in de directe omgeving van de stortplaats of in het percolaat. Een ander effect van reducerende omstandigheden is het oplossen van ijzeroxide-oppervlakken, waaraan sommige metalen en anionen zoals arseen kunnen binden. Als gevolg hiervan wordt het transport van deze metalen versneld. Tevens hebben oxiderende dan wel reducerende omstandigheden effect op de afbraak van organische stoffen. Deze processen kunnen afhankelijk van lokaal aanwezige condities (bijvoorbeeld de vorming van sulfiden) leiden tot versnelling of juist vertraging van de verspreiding van specifieke stoffen in grondwater. De keuze om wel of geen rekening te houden met reducerende omstandigheden kan dus zowel toleranter als strenger zijn dan de werkelijkheid en is stofafhankelijk.
7. In de modellering wordt niet expliciet rekening gehouden met dichtheidsstroming. Dichtheidsstroming kan de verspreiding van stoffen in werkelijkheid versnellen. Uitgaande van de regelgeving ten aanzien van te storten materialen in het Stortbesluit worden na de fase van actieve behandeling geen dusdanig hoge concentraties verwacht dat dit proces een rol gaat spelen (organische stoffen en metalen zullen zijn uitgespoeld/gebonden of afgebroken). Aanbevolen wordt om tijdens de monitoring rekening te houden met stoffen waarbij dichtheidsstroming kan optreden zoals minerale olie. Voor chloride zijn de concentraties te laag om dichtheidsstroming te laten optreden. Volgens Bot (2011) worden verschillen in dichtheid van chloride in grondwater significant in modellering als de gehalten aan chloride boven de 5000 mg/L komen. Hiervan is bij geen van de pilotstortplaatsen sprake. Omdat zouten ongehinderd in de bodem worden getransporteerd en ruim binnen het gekozen tijdraam van 500 jaar bij $POC2_{gw}$ arriveren, zou het wel meenemen van dichtheidsstroming eveneens geen invloed hebben op de berekende ETW van deze stoffen. Daarom is de beslissing om geen rekening te houden met dichtheidsstroming neutraal ten opzichte van de werkelijkheid.
8. De modelmatige ruimtelijke discretisatie van de onverzadigde zone (oftewel de onderverdeling van het grondwaterpakket in

een laag van 1 meter dik) verschilt van de discretisatie die gebruikt is om de emissiegrenswaarden af te leiden voor het hergebruik van bouwmaterialen en grootschalige bodemtoepassingen in het Besluit bodemkwaliteit (Verschoor et al., 2006). In het laatstgenoemde werk werd de onverzadigde zone onderverdeeld in tien lagen, ieder met een dikte van 0,1 meter, vergelijkbaar met de STONE database. Van deze benadering is afgeweken en in plaats daarvan is gekozen voor een homogene laag van 1 meter dikte. De redenen voor deze afwijking waren onzekerheids- en gevoeligheidsanalyses die uitgevoerd werden na de aanbevelingen van de TCB in 2006, en zijn beschreven in Comans et al. (2014). De TCB wees er in haar advies van 2006 op dat de modelbenadering met een fijn raster (dus met laagjes van 0,1 m) zoals gebruikt in Verschoor et al. (2006) de potentiële effecten van preferente stroming niet voldoende weergaf. Tevens adviseerde de TCB het model verder te ontwikkelen om een oplossing te vinden waarbij ook emissiegrenswaarden afgeleid konden worden die minder gevoelig waren voor het gekozen tijdraam (in het Besluit bodemkwaliteit is een tijdraam van 100 jaar gekozen). Een benadering die gebaseerd is op een homogene laag van 1 meter dikte resulteert in een grotere numerieke verspreiding van stoffen (menging), wat conservatiever is met betrekking tot het waarschijnlijke voorkomen van preferente stromingspaden, hun verandering in de tijd, en de menging die plaatsvindt als gevolg van bioturbatie door wormen over lange tijdschalen (Comans et al., 2014). Door de homogene laag bereiken sommige stoffen POC1 sneller in grondwater, terwijl er nog altijd rekening wordt gehouden met de volledige reactiviteit van de onverzadigde zone. Een grovere ruimtelijke discretisatie heeft een relatief klein effect op de concentratieniveaus (zie de vergelijking van verschillende modelbenaderingen in Comans et al., 2014).

9. Aanvullend maakt het uitgaan van een homogene laag van 1 meter dikte in de onverzadigde zone de resultaten minder afhankelijk van het gekozen tijdraam van 500 jaar. Als de onverzadigde zone onderverdeeld wordt in tien lagen van 0,1 m, zoals in de benadering die gebruikt werd voor bouwmaterialen (Verschoor et al., 2006), dan worden de concentratiefronten erg scherp, en worden de modelresultaten extreem gevoelig voor het exacte moment van aankomst op $POC2_{gw}$ (zie de discussie in Verschoor et al., 2006, en in Comans et al., 2014). Omdat er grotere vakken in het raster worden gebruikt, wordt het transport van stoffen meer verspreid weergegeven en worden de resultaten minder gevoelig voor het tijdraam.
10. Wat betreft de bovenste meter van de verzadigde zone dient opgemerkt te worden dat de concentraties ook gemengd werden bij het afleiden van de emissiegrenswaarden voor bouwmaterialen bij het gebruik met de PEARL- en ORCHESTRA-modellen (Verschoor et al., 2006). In Verschoor et al. (2006) werden de concentraties in de onderste 10 lagen in het model expliciet gemengd. Het verschil tussen het expliciet mengen van deze lagen en het gebruiken van een homogene laag van 1 meter dikte is bijzonder klein gebleken (Comans et al., 2014).

11. Er is geen rekening gehouden met diffusie als transportmechanisme in het transportmodel, omdat de bijdrage van diffusie aan de totale (vaste) transportsnelheid laag is (een poriewatersnelheid van ongeveer een meter per jaar, als gevolg van advectie van stoffen). Ook is de bijdrage aan de verspreiding van het concentratiefront verwaarloosbaar in vergelijking met de reeds substantiële numerieke verspreiding als gevolg van de homogenisatie van de onverzadigde zone.
12. De vaste neerwaartse infiltratie van 300 mm/j en de verzadigde porieruimte in de onverzadigde zone is een vereenvoudigde weergave van de werkelijkheid. In Verschoor et al. (2006) is er echter een directe vergelijking gemaakt (vergelijkbaar met het scenario dat in dit project is gebruikt) tussen het berekende transport van lineaire sorberende stoffen in onverzadigde, niet-stationaire omstandigheden in een zandige bodem (met het model PEARL-SWAP) en een scenario dat gebruikmaakt van stationaire verzadigde omstandigheden (met ORCHESTRA). Daarbij werd in beide modellen hetzelfde fijne raster (lagen van 0,1 m) en hetzelfde tijdraam van 100 jaar gebruikt. Onder deze omstandigheden bleken de verschillen erg klein te zijn (zie Figuur 4.6 in Verschoor et al., 2006). Eenzelfde soort vergelijking is gemaakt met ORCHESTRA gekoppeld aan SWAP voor onverzadigd, niet-stationair transport en een scenario dat gebruikmaakte van stationaire verzadigde omstandigheden, beide in combinatie met niet-lineaire sorptieprocessen (Comans et al., 2014). Ook hier waren de verschillen klein, wat suggereert dat het niet nodig is om de transportbenadering complexer te maken. Voor kleigrond kan de vaste neerwaartse infiltratie van 300 mm/j conservatief zijn omdat het water in werkelijkheid slecht doorlatende lagen passeert.
13. Het model houdt geen rekening met het ‘first flush’-effect als de onderafdichting daadwerkelijk faalt. Het resultaat van een dergelijk falen kan zijn dat er lokaal een grote hoeveelheid percolaat in één keer het grondwater instroomt. Het moment waarop de afdichting begint te falen is echter niet op voorhand bekend of te voorspellen. Voor de positie van de concentratiefronten (en daarmee de berekende ETW) is er echter geen verschil ten opzichte van wanneer het water zich door geleidelijke infiltratie in het grondwater mengt.

Tabel 7.1: Kwalificatie van aannamen die gedaan zijn om ETW af te leiden.

Aanname	**Veronderstelde kwalificatie**
Een constante concentratie in het percolaat vergeleken met het volledig falen van de onderafdichting en geen invloed van de percolaatdrains op de omvang van het percolaat	Strenger dan de werkelijkheid
De minerale laag van de onderafdichting is inert	Neutraal*/strenger dan de werkelijkheid
Afwezigheid van bovenafdichting	Neutraal/strenger dan de werkelijkheid
Geen natuurlijke afbraak van organische stoffen	Strenger dan de werkelijkheid
Verhoogde DOC-concentratie in het percolaat	Neutraal ten opzichte van de werkelijkheid
Verdunning over de totale dikte van de watervoerende laag	Toleranter dan de werkelijkheid op korte termijn; realistisch ten opzichte van de werkelijkheid op de lange termijn
Rekening houden met binding in de onverzadigde zone (POC0–$POC1_{gw}$) Geen rekening houden met binding in de verzadigde zone ($POC1_{gw}$–$POC2_{gw}$)	Neutraal ten opzichte van de werkelijkheid Strenger dan de werkelijkheid
Geen invloed van reducerende omstandigheden (het oplossen van ijzeroxide)	Er kan geen generieke kwalificatie worden gegeven omdat dit stof- en locatieafhankelijk is en zowel toleranter als strenger dan de werkelijkheid kan zijn
Geen rekening houden met dichtheidsstroming	Neutraal ten opzichte van de werkelijkheid
Impliciet rekening houden met een heterogene percolaatstroming en menging van de onverzadigde zone gedurende lange tijdschalen (homogene onverzadigde zone versus afzonderlijke lagen in het reactieve transportmodel)	Realistisch ten opzichte van de werkelijkheid op de lange termijn
Een vaste neerwaartse infiltratie van 300 mm/j in plaats van een niet-stationaire onverzadigde stroming	Neutraal ten opzichte van de werkelijkheid: voor kleibodems wellicht strenger
Geen rekening gehouden met diffusie in combinatie met vaste advectieve stroming en grote numerieke verspreiding	Neutraal ten opzichte van de werkelijkheid
Geen rekening gehouden met *first flush effect* (plaatselijk falen van de onderafdichting)	Neutraal ten opzichte van de werkelijkheid

* Neutraal betekent geen effect op de resultaten.

7.2 Reflectie op de resultaten

7.2.1 Ammonium

Voor het merendeel van de stortplaatsen wordt als beschermingsniveau voor ammonium de lokale achtergrondconcentratie gekozen conform de in hoofdstuk 3 (paragraaf 3.4) besproken uitgangspunten. De lokale achtergrondconcentratie in grondwater is veelal hoger dan de geldende norm in grondwater. Toetsing aan de geldende norm in grondwater zou in deze situatie onnodig streng zijn.

Vanuit de stortbranche is aangegeven dat een ETW tussen de 50 en 100mg/L mogelijk haalbaar is na de uitvoeringsfase. Dit is veel hoger dan de gehanteerde achtergrondconcentratie voor het afleiden van de ETW.
In opdracht van het Ministerie van IenM is daarom onderzocht onder welke strikte voorwaarden een verhoogde emissie van ammonium kan worden overwogen. Hierbij wordt een maximumconcentratie aangehouden van 50 mg/L.
Een toetsing aan een emissie van maximaal 50 mg/L op POC0 lijkt om de volgende redenen in de specifieke situatie van de te verduurzamen stortplaatsen gerechtvaardigd:

- Het betreft een van nature voorkomende stof die in grondwater relatief gezien niet zeer toxisch is;
- Onder de juiste omstandigheden kan ammonium snel worden omgezet waardoor concentraties afnemen;
- Ammonium is geen persistente stof en hoopt zich niet op in de voedselketen;
- Omdat er binnen dit project naar een beperkt aantal stortplaatsen wordt gekeken is het mogelijk om kwetsbare objecten in de nabijheid van de stortplaatsen te traceren en hiervoor een passende beschermingsgrens te hanteren;
- Het grootste bezwaar tegen hogere concentraties ammonium is de eutrofiërende werking indien ammonium in het oppervlaktewater terechtkomt.

In het kader wordt benoemd onder welke voorwaarden het Ministerie van IenM een verhoogde emissie van ammonium uit stortplaatsen zou kunnen overwegen.

Kader: Voorwaarden ter verhoging van de emissie van ammonium

Een verhoogde emissie voor ammonium van maximaal 50 mg/L in grondwater kan overwogen worden als aan de volgende strikte voorwaarden wordt voldaan:

- Er zal samen met de stortbranche per stortplaats moeten worden beoordeeld of een verhoogde emissie van 50 mg/L noodzakelijk is. Er wordt geadviseerd om een verhoogde emissie voor ammonium niet generiek voor de drie pilotstortplaatsen en alle PDS-locaties toe te passen. Om deze keuze te kunnen maken zal de branche eventuele gevraagde informatie moeten aanleveren zodat IenM een oordeel kan geven. Tevens zal de branche moeten aangeven waarom de gevraagde ETW niet kan worden gehaald voor deze specifieke stortplaats.
- Het wordt geadviseerd om de verhoogde emissie van 50 mg/L voorlopig alleen te laten gelden voor het drietal stortplaatsen die gedurende de uitvoeringsfase worden verduurzaamd en alleen als hier op basis van de hypothese over het verloop van ammonium, zoals opgenomen in de 'Deelplannen van Aanpak' per stortplaats, aanleiding toe bestaat. Zowel tijdens, als na afloop van de uitvoeringsfase zal op basis van de uitgevoerde monitoring, volgens het 'Monitoringplan', moeten worden beoordeeld wat de ontwikkeling is geweest van ammonium tijdens de uitvoeringsfase, wat het eindresultaat is en wat de eventueel nog te verwachten ontwikkelingen zijn na die periode. Vervolgens zal het resultaat van de uitvoeringsfase ook voor alle andere stoffen worden beoordeeld. Op basis daarvan kan dan een definitieve keuze worden gemaakt voor de toegestane emissie voor ammonium voor de pilot stortplaatsen. Hierbij kan rekening worden gehouden met de overall milieuvoordelen die worden bereikt met het verduurzamen van stortplaatsen versus de milieunadelen van het beperkt toestaan van een hogere voor ammonium.
- Er wordt geadviseerd de verhoogde emissie alleen toe te staan als in de 'Deelplannen van Aanpak' blijkt dat tijdens de uitvoering van het experiment gerichte maatregelen worden ingezet emissie van ammonium uit de stortplaatsen tot een minimum te beperken. Gedurende en na afloop van de uitvoeringsfase dient er verantwoording te worden afgelegd over de geboekte resultaten in de monitoringsrapportages en het verificatieonderzoek. Het valt te adviseren dat één en ander in verhouding wordt geplaatst tot de kosten van deze inspanning. Onderdeel van deze inspanning zou bijvoorbeeld een onderzoek kunnen zijn naar het effect van een langere verduurzamingsslag op de concentratie van ammonium.
- Als gedurende de uitvoeringsfase blijkt dat de concentraties in het percolaat sterk gaan afwijken van de prognoses zal moeten worden bijgestuurd en/of onderzocht moeten worden of het afbraakproces kan worden gestimuleerd, bijvoorbeeld door intensivering van de maatregelen.

Vervolg kader: Voorwaarden ter verhoging van de emissie van Ammonium

- Als blijkt dat de concentraties in het percolaat na afloop van de uitvoeringsfase nog een duidelijke neerwaartse trend vertonen, en de grondwatermonitoring (conform Stortbesluit) niet wijst op falen van de onderafdichting, kan in overleg met het Ministerie van IenM worden overwogen nog enkele jaren door te gaan met verduurzaming en/of om ten minste de monitoring (van het percolaat) nog door te zetten.
- Kwetsbare objecten dienen onverminderd beschermd te worden. Het gaat hierbij om de aangewezen te beschermen gebieden uit de stroomgebiedsbeheerplannen (implementatie Kaderrichtlijn Water), maar ook om de te beschermen grondwaterfuncties zoals drinkwater en industriële onttrekkingen (implementatie Grondwaterrichtlijn). Specifiek gaat het om de volgende kwetsbare objecten:
- intrekgebieden van de in het kader van de Kaderrichtlijn Water aangewezen grondwaterwinningen bestemd voor menselijke consumptie;
- industriële grondwateronttrekkingen;
- bodemvolumes, oppervlaktewaterlichamen, of bodem of oever van oppervlaktewaterlichamen vallend binnen of onderdeel uitmakend van: schelpdierwateren, water voor zalm- en karperachtigen, zwemwater en Natura2000-gebieden;
- bepaalde andere natuurgebieden (zoals aangewezen natuurmonumenten);
- bepaalde particuliere waterwinningen;
- gebieden waarop een strategische reservering rust voor de openbare drinkwaterwinning.
- In dit verband wordt geadviseerd om ten behoeve van de toetsing beleidsmatig vast te stellen dat de kwetsbare objecten geohydrologisch de komende 500 jaar niet bereikt mogen worden. De norm voor ammonium van 0,2 mg/L op basis van de Drinkwaterwet blijft bij drinkwaterwinningen onverminderd van kracht. De norm voor ammonium van 0,3 mg/L in oppervlaktewater blijft bij oppervlaktewaterlichamen onverminderd van kracht.

Het toetsen van ammonium aan een concentratie van 50 mg/L in oppervlaktewater wordt sterk afgeraden wegens de directe effecten van ammonium op het ecosysteem en aanvullend de eutrofiërende werking op het oppervlaktewater. Ook als blijkt dat grondwater op korte afstand van de stortplaats in direct contact staat met oppervlaktewater, wordt het toestaan van een verhoogde emissie van 50 mg/L afgeraden.

7.2.2 *Hoge emissietoetswaarden in het percolaat*

De ETW worden uitgedrukt in termen van concentratie (µg/L) in het percolaat (in tegenstelling tot de emissiegrenswaarden voor bouwstoffen, die uitgedrukt worden in mg/kg droge stof bij L/S 10).

Een consequentie van het uitdrukken van de ETW in termen van concentraties in het percolaat is dat de neiging kan bestaan om deze rechtstreeks te vergelijken met beschermingscriteria uit andere

beleidskaders (zoals bijvoorbeeld de beschermingscriteria in (grond)water) die in dezelfde eenheden zijn uitgedrukt.
Hierbij kan de indruk ontstaan dat de in deze rapportage afgeleide ETW minder streng zijn dan de beschermingscriteria voor grondwater. Het is van belang om te realiseren dat in dit project, net zoals in de normstelling voor hergebruik van bouwstoffen en grootschalige bodemtoepassingen, rekening wordt gehouden met verlaging van concentraties die uit de stortplaatsen komen, als gevolg van binding en/of dispersie in de ontvangende bodem. Binnen het gestelde tijdraam wordt op $POC2_{gw}$ voldaan aan het milieubeschermingscriterium in grondwater. Met andere woorden, op POC0 zijn de concentraties relatief hoog, terwijl de concentraties op $POC2_{gw}$ aan de in deze rapportage gestelde milieucriteria voor grondwater voldoen.

Ter vergelijking, ook de emissiegrenswaarden (POC0) voor bouwstoffen komen, wanneer uitgedrukt in mg/L, veelal ver uit boven milieubeschermingscriteria voor grondwater. Maar ook deze voldoen binnen het gestelde tijdraam aan de milieueisen op het gestelde POC1.

Tot slot moet worden opgemerkt dat de milieubeschermingscriteria voor grondwater zijn vastgesteld voor een geheel ander doel dan voor de ETW in deze rapportage. De milieubeschermingscriteria voor grondwater worden gebruikt om te bepalen of sanering noodzakelijk is, terwijl in dit project de ETW worden gebruikt om te bepalen welke emissies van stortplaatsen acceptabel zijn in termen van bescherming van het grondwater.

7.2.3 Lood en arseen

Voor zowel de stortplaatsen Braambergen als Wieringermeer (bij de laatste is sprake van zowel infiltratie in het grondwater als uittreding naar oppervlaktewater) zijn de afgeleide ETW voor lood hoog. De berekende grondwaterconcentraties variëren van 60.000 µg/L en 25.000 µg/L voor respectievelijk de Braambergen- en Wieringermeerstortplaatsen, en 11.000 µg/L voor oppervlaktewater bij de Wieringermeerstortplaats. Als gevolg van sterke binding in de bodem heeft lood de aangewezen POC niet bereikt als het milieubeschermingscriterium voor grondwater of oppervlaktewater werd gebruikt. Daarna is onderzocht of, net zoals binnen het kader van hergebruik bouwmaterialen, het milieubeschermingscriterium MTT_{eco} voor grond als alternatief gebruikt kon worden. Dit heeft geresulteerd in de hierboven genoemde concentraties. Zulke hoge ETW zijn niet wenselijk en onnodig voor het succes van de introductie van duurzaam stortbeheer op de pilotstortplaatsen. Het ministerie heeft daarom besloten om deze waarden te verlagen. Op verzoek van het ministerie zijn in de werkgroep alternatieven besproken en is er besloten dat voor beide stortplaatsen dezelfde ETW worden gehanteerd als voor de stortplaats Kragge (130 µg/l). Er is voor deze waarde gekozen omdat de ETW voor de pilotstortplaats Kragge gebaseerd is op een criterium voor grondwater en de gemodelleerde concentraties de aangewezen $POC2_{gw}$ bereikten binnen het gekozen tijdraam.

In mindere mate was een vergelijkbare situatie van toepassing op de ETW voor arseen op de stortplaatsen Braambergen en Wieringermeer. Uitgaande van de locatiespecifieke achtergrondconcentraties van

respectievelijk 1 (welke gelijk is aan de LOQ wegens onvoldoende data) en 17,0 µg/L, kan een ETW van 190 µg/L als hoog beschouwd worden. Toch kunnen concentraties van 190 µg/L ook van nature voorkomen in Nederland.

Zoals eerder besproken zijn de omstandigheden onder de stortplaats van cruciaal belang voor arseen. In de standaard modellering zou arseen $POC2_{gw}$ niet binnen 500 jaar bereiken. Als alternatief is daarom de ETW afgeleid van het milieubeschermingscriterium voor bodem. Dit resulteerde in de ETW van 190 µg/L. Als de omstandigheden in de toekomst echter anaeroob worden, dan zal arseen mobieler worden en dan zal een ETW van 190 µg/L niet langer beschermend zijn. Momenteel is het moeilijk te voorspellen hoe de omstandigheden onder de stortplaats zich zullen ontwikkelen.

Uit de gevoeligheidsanalyse is gebleken dat arseen onder worst case omstandigheden (bij een maximum van 50% van de te verwachten bindingplaatsen voor arseen) $POC2_{gw}$ niet binnen 500 jaar zal bereiken (zie hiervoor hoofdstuk 6 in Brand et al., 2014). Daarom worden de berekende ETW voor de stortplaatsen Braambergen en Wieringermeer voorlopig als voldoende beschermend beschouwd. Het verdient echter aanbeveling om de omstandigheden in het percolaat na de periode van actieve behandeling opnieuw vast te stellen. Als blijkt dat de situatie meer anaeroob is dan in het huidige model is aangenomen, dan zal een herziening van de ETW voor arseen noodzakelijk zijn om te kunnen voldoen aan het milieubeschermingscriterium op $POC2_{gw}$.

7.2.4 Emissietoetswaarden onder de LOQ

Verscheidene berekende ETW voor organische stoffen waren (ruim) lager dan de LOQ voor afvalwater, zoals gerapporteerd door drie willekeurig gekozen laboratoria. Het gaat om de volgende stoffen:

- minerale oliefracties, zowel alifatisch als aromatisch;
- vinylchloride;
- dichloormethaan;
- 1,1 dichloorethaan (alleen voor de Wieringermeer);
- 1,1 en 1,2 dichlooretheen;
- 1,1,1 en 1,1,2 trichloorethaan;
- tetrachloormethaan;
- tetrachlooretheen;
- naftaleen (alleen Kragge en Wieringermeer);
- anthraceen (alleen Braambergen en Wieringermeer);
- phenanthreen (alleen Wieringermeer);
- fluorantheen (alleen Wieringermeer);
- chryseen (alleen Wieringermeer);
- beno(a)anthraceen
- benzo(b)pyreen;
- benzo(k)fluorantheen;
- benzo(ghi)peryleen;
- indeno(1,2,3cd)-pyreen.

In de praktijk betekent dit dat er een beleidsbesluit genomen moet worden om dit probleem op te lossen. Een oplossing (ook gebruikt in het grondwaterbeleid en bodembeleid) is om de huidige LOQ van de laboratoria te gebruiken als tijdelijke ETW. Als de LOQ van de

laboratoria in de toekomst lager worden als resultaat van technische verbeteringen, zou het mogelijk kunnen zijn om alsnog de berekende ETW toe te passen. Deze beslissing dient aan het einde van de periode van actieve behandeling genomen te worden. Als de LOQ van de laboratoria echter nog steeds onvoldoende laag zijn, wordt aanbevolen om de laagste beschikbare LOQ als tijdelijke ETW te hanteren. Voor de volledigheid zijn in dit rapport de huidige LOQ opgenomen (zie Tabel 7.2). Hoe deze LOQ gebruikt zouden moeten worden na de periode van actieve behandeling is een beleidsmatig besluit.

Tabel 7.2: Overzicht van de gehanteerde LOQs voor afvalwater zoals gerapporteerd door drie at random geselecteerde laboratoria.

Stof	**LOQ afvalwater (µg/L)**
Minerale olie alifatisch	
EC5-EC6	< 10
EC6-EC8	< 10
EC8-EC10	< 10
EC10-EC12	< 10
EC12-EC16	< 10
EC16-EC21	< 10
Minerale olie aromatisch	
EC5-EC7	< 10
EC7-EC8	< 10
EC8-EC10	< 10
EC10-EC12	< 10
EC12-EC16	< 10
EC16-EC21	< 10
EC21-EC35	< 10
VOX	
Vinylchloride	< 0,2
Dichloormethaan	< 0,2
1,1 dichloorethaan	< 0,1
1,1 dichlooretheen	< 0,1
1,2 dichlooretheen (cis, trans)	< 0,1
1,1,1 trichloorethaan	< 0,1
1,1,2 trichloorethaan	< 0,1
Tetrachloormethaan (tetra)	< 0,1
Tetrachlooretheen (per)	< 0,1
PAK	
Naftaleen	< 0,05
Fenantreen	< 0,01
Antraceen	< 0,01
Fluorantheen	< 0,01
Chryseen	< 0,01
Benzo(a)antraceen	< 0,01
Benzo(a)pyreen	< 0,01
Benzo(k)-fluorantheen	< 0,01
Indeno(1,2,3cd)-pyreen	< 0,01
Benzo(ghi)peryleen	< 0,01

8 Conclusies & aanbevelingen

8.1 Conclusie

De modellering die is beschreven in dit rapport heeft geresulteerd in de ETW die hieronder in Tabel 8.1 gepresenteerd worden. Deze waarden kunnen na de periode van actieve behandeling op de stortplaatsen gebruikt worden om vast te stellen of de vermindering van de emissie succesvol is geweest. Stoffen met een *, ** of *** behoeven speciale aandacht. Deze uitleg volgt in de bijbehorende noten.

Verscheidene berekende ETW voor organische stoffen zijn veel lager dan de LOQ voor afvalwater. Er moet een beleidsbesluit genomen worden over hoe hiermee om te gaan. Een mogelijke oplossing (ook gebruikt in het grondwaterbeleid en bodembeleid) is om de LOQ van laboratoria te gebruiken als tijdelijke ETW. Als de LOQ van de laboratoria in de toekomst als resultaat van technische verbeteringen verlaagd worden, zou het alsnog mogelijk kunnen zijn om de berekende ETW te hanteren.

Tabel 8.1: Voorgestelde ETWs voor de pilotstortplaatsen Braambergen, Kragge en Wieringermeer.

Stof	Pilotstortplaats Braambergen	Pilotstortplaats Kragge	Pilotstortplaats Wieringermeer
Anorganische stoffen (µg/L)			
Arseen	190	100	190
Cadmium	6,4	3,6	1,3
Chroom	210	140	37
Koper	50	64	19
Kwik	5,8	4,1	1
Lood	60.000*	130	11.000*
Nikkel	21	47	21
Zink	160	120	39
Vrije cyaniden	61	6,8	35
Macroparameters (mg/L)			
Chloride (mg/L)	450	160	2400
N-Kjeldahl/ ammonium (mg/L)	1,8**	1,1**	50
Sulfaat (mg/L)	700	200	1400
Fosfaat (mg/L)	n.v.t.	n.v.t.	***
Organische stiffen (µg/L)			
Minerale olie alifatisch (µg/L)			
EC5-EC6	0,8	0,23	0,17
EC6-EC8	0,37	0,11	0,039
EC8-EC10	0,047	0,054	0,01
EC10-EC12	0,00127	0,014	0,0025
EC12-EC16	0,00071	0,0077	0,0014
EC16-EC21	-	-	-
Minerale olie aromatisch (µg/L)			
EC5-EC7	4,7	1,4	1,2
EC7-EC8	3,9	2,3	0,83
EC8-EC10	2,6	1,5	0,55
EC10-EC12	1,5	0,87	0,32
EC12-EC16	1,3	0,38	0,28
EC16-EC21	0,36	0,21	0,076
EC21-EC35	0,06	0,035	0,0064
Minerale olie som EC10-EC40	470	270	100
VOX (µg/L)			
Vinylchloride	0,047	0,014	0,01
Dichloormethaan	0,047	0,014	0,01
1,1 dichloorethaan	4,7	1,4	1
1,2 dichloorethaan	14	4,1	3
1,1 dichlooretheen	0,047	0,014	0,01
1,2 dichlooroetheen (cis, trans)	0,047	0,014	0,01
Dichloorpropaan (1,2)	3,8	1,1	0,8
Dichloorpropaan (1,3)	3,8	1,1	0,8
Trichloormethaan (chloroform)	4,7	1,4	1

Stof	Pilotstortplaats Braambergen	Pilotstortplaats Kragge	Pilotstortplaats Wieringermeer
1,1,1 trichloorethaan	0,047	0,014	0,01
1,1,2 trichloorethaan	0,047	0,014	0,01
Trichlooretheen (tri)	47	14	10
Tetrachloormethaan (tetra)	0,047	0,014	0,01
Tetrachlooretheen (per)	0,047	0,014	0,01
PAK (µg/L)			
Naftaleen	0,047	0,014	0,01
Fenantreen	0,028	0,016	0,006
Antraceen	0,0066	0,0038	0,0014
Fluorantheen	0,056	0,033	0,006
Chryseen	0,056	0,033	0,006
Benzo(a)antraceen	0,0019	0,0011	0,0002
Benzo(a)pyreen	0,0094	0,0054	0,001
Benzo(k)-fluorantheen	0,0075	0,0044	0,0008
Indeno(1,2,3cd)-pyreen	0,0075	0,0044	0,0008
Benzo(ghi)peryleen	0,0056	0,0033	0,0006
PAK (som 10)	1,9	1,1	0,2
BTEX (µg/L)			
Benzeen	0,94	0,27	0,2
Xyleen	0,94	0,27	0,2
Tolueen	4,7	1,4	1
Ethylbenzeen	4,7	1,4	1
Overige (µg/L)			
Fenolen	0,94	0,27	0,2

n.v.t. niet van toepassing

* Beleidsmatig is er voor gekozen om deze waarde te verlagen naar 130 µg/l. In paragraaf 7.2.3 van deze rapportage is een nadere toelichting gegeven waarom hiervoor gekozen is.

** Als er aanleiding is waarom een stortplaats niet kan voldoen aan de gestelde ETW, kan er beleidsmatig worden gekozen om een verhoogde emissie uit de stortplaats toe te staan met een maximum van 50 mg/L ammonium. Hierbij dient wel rekening te worden gehouden met de voorwaarden zoals deze zijn beschreven in paragraaf 7.2.1 van deze rapportage en bijlage 1 van de rapportage van Brand et al. (2014). Deze beleidsbeslissing wordt niet genomen in dit rapport.

*** Voor fosfaat konden geen betrouwbare ETW worden afgeleid (zie ook paragraaf 6.1.2). Uit een gevoeligheidsanalyse is gebleken dat zolang de concentraties fosfaat in het percolaat lager zijn dan 150 µg/L, fosfaat waarschijnlijk het oppervlaktewater niet zal bereiken. Deze waarde mag echter onder geen enkel beding worden geïnterpreteerd als een ETW waarde. Het wordt dan ook aanbevolen om de fosfaatconcentraties in het percolaat van de stortplaatsen na de periode van actieve behandeling te monitoren.

Om de ETW af te kunnen leiden zijn er verschillende aannamen en uitgangspunten gehanteerd (zie hoofdstuk 3 en 4). Hoewel er getracht is om zo veel mogelijk locatiespecifieke informatie te gebruiken, zijn er

ook enkele generieke aannamen gedaan. In het algemeen is daar waar belangrijke informatie ontbrak, uitgegaan van worst case aannamen om een overschatting van de ETW te voorkomen. Bijvoorbeeld het hanteren van de LOQ als achtergrondconcentraties in grondwater.
Onzekerheden over de aannamen zijn op een kwantitatieve manier geanalyseerd in de gevoeligheidsanalyse in Brand et al., 2014. Dit rapport beschrijft de gemaakte aannamen en de modelleringsprincipes die zijn gebruikt om de ETW af te leiden op hoofdlijnen.

Het dient echter opgemerkt te worden dat deze aannamen en uitgangspunten gebaseerd zijn op onze huidige kennis en begrip van de pilotstortplaatsen, de modernste technieken voor het modelleren van emissies en de beschikbare tijd en capaciteit. Inzichten en aannamen kunnen in de tijd veranderen als resultaat van voortschrijdend inzicht en veranderende risicopercepties. Als na de periode van actieve behandeling van ongeveer tien jaar de omstandigheden op de pilotstortplaatsen sterk afwijken van de aannamen en uitgangspunten die in dit rapport gehanteerd zijn, dan zullen de huidige ETW – die bepalen of de behandeling en dus het experiment succesvol was of niet – mogelijk herzien moeten worden. Geconcludeerd wordt dat kort voor de eindbeoordeling of de pilotstortplaatsen wel of niet voldoen aan de ETW, de situatie op de stortplaatsen vergeleken moet worden met de aannamen en de uitgangspunten in dit rapport. Daarbij dient speciale aandacht besteed te worden aan de samenstelling van het percolaat, zoals het DOC-gehalte en de aanwezigheid van aerobe of anaerobe omstandigheden onder de stortplaatsen.

8.2 Aanbevelingen

8.2.1 Representatief monitoren

Voor verscheidene stoffen was de informatie over concentraties in het grondwater en het percolaat voor een of meerdere pilotstortplaatsen schaars.
In de monitoringsrapportages van de stortplaatsen wordt vaak verwezen naar de LOQ. Deze LOQ bleken echter relatief hoog in vergelijking met wat technisch haalbaar is. Dit heeft diverse malen geresulteerd in onbetrouwbare uitkomsten om bijvoorbeeld een locatiespecifieke achtergrondconcentratie in grondwater af te leiden, of verdunningsfactoren in het oppervlaktewater vast te stellen (pilotstortplaats Wieringermeer). Om dit probleem op te lossen is als alternatief vaak een conservatieve benadering gekozen, omdat er geen wetenschappelijke aanwijzingen gevonden konden worden om een realistische casus vast te stellen. Dit heeft geresulteerd in achtergrondconcentraties die gelijk zijn aan de LOQ, die (in de meeste gevallen) lager zijn dan de verwachte concentraties in grondwater.

Het valt daarom aan te bevelen om tijdens de periode van actieve behandeling van de pilotstortplaatsen de concentraties in grondwater (bovenstrooms van de pilotstortplaatsen) en in het percolaat van de relevante stortvakken representatief te monitoren. Deze aanbeveling is ook van toepassing op de overige stortplaatsen die in de toekomst in aanmerking kunnen komen voor duurzaam stortbeheer, als het experiment op de drie pilotstortplaatsen succesvol is gebleken.

Met representatieve monitoring wordt bedoeld, dat er voldoende lage LOQ worden gehanteerd en dat het volledige stoffenpakket zoals beschreven in deze rapportage wordt gemeten.
In grondwater dient speciale aandacht besteed te worden aan metalen (cadmium, koper, lood, zink en kwik) en de macroparameters (sulfaat en fosfaat, maar ook calcium, natrium en carbonaat). In het percolaat dient ook gekeken te worden naar de organische stoffen (individuele PAK, VOX en minerale oliën). Als deze informatie eenmaal verzameld is, kan er gestreefd worden naar een realistischere locatiespecifieke afleiding van de ETW en kunnen worst case aannamen vervangen worden door realistische scenario's.

Verder wordt aanbevolen om bij aanvang van de actieve behandeling een nulmeting uit te voeren. Zo kan worden vastgesteld welke overige stoffen (naast de stoffen die in dit rapport beschreven worden) aanwezig zijn in de pilotstortplaatsen.

In dit rapport is een selectie gemaakt van de stoffen die het meest relevant geacht worden (zie paragraaf 3.3.2 en 3.3.3). Deze selectie is gemaakt op basis van de stoffen die gemeten moeten worden als onderdeel van de wettelijke voorschriften voor stortplaatsen. Locatiespecifieke stoffen zijn voor iedere pilotstortplaats aan deze lijst toegevoegd.

Het was duidelijk dat deze lijsten niet volledig zouden zijn met betrekking tot bijvoorbeeld de wetgeving op het gebied van bodem- en grondwaterkwaliteit. Het was echter onduidelijk of stoffen zoals barium, antimoon, tin, vanadium en selenium wel of niet relevante stoffen waren op de pilotstortplaatsen. Als blijkt dat ook andere stoffen van belang aanwezig zijn in relevante hoeveelheden, dan zal overwogen moeten worden om ook voor deze stoffen additionele ETW af te leiden.

8.2.2 Arseen

Zoals eerder besproken in zijn de omstandigheden onder de stortplaats van cruciaal belang voor arseen. In de standaardmodellering zou arseen niet binnen 500 jaar aankomen op $POC2_{gw}$. Daarom is de ETW voor arseen in plaats daarvan afgeleid van het milieubeschermingscriterium voor bodem. Dit resulteerde in de ETW van 190 µg/L. Als de omstandigheden in de toekomst echter anaeroob worden, dan zal arseen mobieler worden en dan is de ETW van 190 µg/L niet langer beschermend. Momenteel is het moeilijk te voorspellen hoe de omstandigheden onder de stortplaats zich gaan ontwikkelen.

Uit de gevoeligheidsanalyse is gebleken dat arseen onder worst case omstandigheden (bij een maximum van 50% van de te verwachten bindingplaatsen voor arseen) $POC2_{gw}$ niet binnen 500 jaar zal bereiken. Daarom worden de berekende ETW voor de stortplaatsen Braambergen en Wieringermeer voorlopig beschouwd als voldoende beschermend. Het verdient echter aanbeveling om de omstandigheden in het percolaat na de periode van actieve behandeling opnieuw vast te stellen. Als blijkt dat de situatie meer anaeroob is dan in het huidige model is aangenomen, dan zal een herziening van de ETW voor arseen noodzakelijk zijn om te kunnen voldoen aan het milieubeschermingscriterium op $POC2_{gw}$.

8.2.3 Afbraak van ammonium

Vanwege de relatief lage ETW in verhouding tot de te verwachte concentraties van ammonium in het percolaat na de periode van actieve behandeling, is ammonium een kritische stof gebleken bij alle drie pilotstortplaatsen. Hoewel verwacht wordt dat de huidige concentraties ammonium (significant) zullen afnemen gedurende de periode van actieve behandeling, wordt door de stortplaatsexploitanten toch verwacht dat de berekende ETW niet gehaald worden.

Tijdens het project is een beperkt onderzoek uitgevoerd (geïnitieerd door de stortplaatsexploitanten) om vast te stellen of ammonium buiten de stortplaats verder zou afbreken (zie bijlage 4 van de rapportage van Brand et al., 2014) voor een samenvatting van de resultaten). Uit de resultaten van dit onderzoek bleek dat er op oude stortplaatsen mogelijk afbraak van ammonium heeft plaatsgevonden. De waarschijnlijkheid van afbraakprocessen op de pilotstortplaatsen en het te verwachten niveau van ammoniumafbraak blijven echter onduidelijk.

Als het wenselijk is om rekening te houden met de afbraak van ammonium onder de stortplaats, valt het aan te bevelen dat gedurende de periode van actieve behandeling verder onderzoek wordt uitgevoerd naar de afname van ammonium op de pilotstortplaatsen. Op basis van de resultaten van het vooronderzoek dat uitgevoerd is door de stortplaatsexploitanten moet daarbij speciale aandacht besteed worden aan de aanwezigheid van het Anammox-proces op de stortplaatsen en de verwachte kwantitatieve bijdrage van deze afbraak.

Verder wordt aanbevolen dat nader onderzoek wordt gedaan naar hoe de afbraak van ammonium in de modellering van de ETW meegenomen kan worden.

8.2.4 Hydrologische modellering

Vanwege de complexiteit van de hydrologische situatie op de Wieringermeer pilotstortplaats is er een hydrologische modellering van deze situatie uitgevoerd in opdracht van de stortplaatsexploitant (zie Van Someren, 2013, voor de details). Dit bleek een nuttige exercitie, waardoor een nog meer locatiespecifieke benadering voor deze stortplaats mogelijk werd. Gedurende het project werd het duidelijk dat er ook onduidelijkheden waren met betrekking tot de hydrologische situatie op de pilotstortplaats Kragge.

Modellering van de hydrologische situatie zou ook overwogen kunnen worden voor de stortplaatsen Kragge en Braambergen. Hoewel opgemerkt dient te worden dat iedere modellering van de hydrologische situatie een aantal onzekerheden met zich meebrengt, zou de additionele informatie die dit onderzoek zou opleveren kunnen resulteren in een meer realistischere benadering voor het afleiden van de ETW. Deze aanbeveling is ook van toepassing op de overige stortplaatsen die in de toekomst nog in aanmerking kunnen komen voor duurzaam stortbeheer.

8.2.5 Het meten van minerale oliefracties (TPH)

Tot nu toe is het meten van TPH-fracties, verdeeld in alifatische en aromatische fracties, geen routine voor laboratoria. Er is momenteel een

discussie gaande over het meten van TPH binnen het beleidskader voor verontreinigde bodems. In afwachting van dit besluit zijn er ETW afgeleid voor de verschillende TPH-fracties, verdeeld in aromatische en alifatische fracties.

De uiteindelijke beslissing over de handhaving van deze ETW moet genomen worden door het bevoegd gezag na de periode van actieve behandeling. Tussentijds wordt het aanbevolen om tijdens de periode van actieve behandeling de oliefracties te rapporteren als som-EC10-12, EC12-16, EC16-21 en EC21-35 fracties. Dit zal inzicht verschaffen in de aanwezige verdeling van de fracties in de stortplaatsen, zonder dat het tot extra analysekosten leidt. Een verdeling in aromatische en alifatische fracties is in dit geval niet noodzakelijk.

8.2.6 Emissietoetswaarde voor fosfaat

Voor fosfaat zijn er geen ETW berekend omdat validatie door metingen aantoont dat modelvoorspellingen voor fosfaat nog steeds inadequaat zijn (Dijkstra et al., 2009). Tegelijkertijd heeft fosfaat wel een sterke invloed op het gedrag van anderen anionen, zoals arseen en sulfaat. Onder de huidige omstandigheden wordt in het model aangenomen dat fosfaat sterk zal sorberen in de grond, wat zou leiden tot een irrealistische hoge fosfaatconcentratie in de veronderstelde (modelmatige) emissies uit de stortplaats. Dit resulteert op zijn beurt weer tot onrealistisch lage berekende ETW voor de stoffen die worden beïnvloed door fosfaat.
Fosfaat is echter een stof die in stortplaatsen vaak gemeten wordt om te kunnen voldoen aan de vergunningsvoorschriften. Hoewel fosfaat geen onmiddellijke bedreiging vormt voor grondwater, heeft het wel een eutrofiërende werking als het grondwater in contact komt met oppervlaktewater. Daarom is het toch noodzakelijk om het uittreden van fosfaat uit de pilotstortplaatsen te monitoren na de periode van actieve behandeling. Als de concentraties te hoog worden en er gevolgen voor het oppervlaktewater worden verwacht, dient actie ondernomen te worden om het uittreden van fosfaat uit de stortplaats te voorkomen. Het monitoren van fosfaat is vooral van belang in de stortplaats Wieringermeer, omdat een deel van het percolaat in het nabijgelegen oppervlaktewater infiltreert (ringsloot). Uit de gevoeligheidsanalyse bleek dat fosfaat $POC2_{gw}$ pas bereikt bij concentraties van 150 mg/L. Hoewel deze concentraties niet verwacht worden op de pilotstortplaatsen (de huidige concentraties voor Wieringermeer liggen rond de 5–6 mg/L), zou toch gemonitord moeten worden of er geen ongewenste fosfaateffecten optreden in de sloot. Tevens dient de omvang van de fosfaatconcentraties in het percolaat te worden gemonitord. Indien nodig dient actie ondernomen te worden om negatieve effecten te voorkomen.

Verder dient opgemerkt te worden dat de waarde van 150 mg/L niet geschikt is als indicatieve waarde, referentiewaarde of ETW van welke soort dan ook. De hydrologische modellering door Van Someren (2013) toonde aan dat binnen
750 m van de pilotstortplaats Wieringermeer het percolaat in het grondwater, het oppervlaktewater zal bereiken. Bij deze concentraties worden dan negatieve effecten (zoal eutrofiëring) verwacht.

8.2.7 Kwetsbare receptor op POC3 en herziening van de ETW

In het huidige model is het grondwater of oppervlaktewater op POC2 naast de stortplaats aangewezen als receptor die beschermd moet worden. Voor dit doel zijn receptorspecifieke milieucriteria geselecteerd (bijvoorbeeld limieten voor grond- of oppervlaktewater). Het is echter ook mogelijk dat er een kwetsbare receptor (zoals een natuurgebied) aanwezig is in de buurt van de stortplaats – op een nog niet gedefinieerde POC3 – waar speciale aandacht aan besteed moet worden.

Deze receptor kan gevoeliger zijn dan het milieubeschermingscriterium op $POC2_{gw.}$ Ook kan er combinatietoxicologie tussen verschillende stoffen optreden waardoor de gevolgen voor deze receptor groter kunnen zijn. De gevolgen zijn dan groter dan de effecten van de individuele stoffen apart (de zogenoemde combinatietoxiciteit). Met andere woorden, stoffen vergroten elkaars effect op een receptor. In het huidige onderzoek is er geen rekening gehouden met een kwetsbare receptor op POC3, noch met combinatietoxicologie.

Het wordt aanbevolen dat in de eindevaluatie na de periode van actieve behandeling de mogelijke aanwezigheid van een kwetsbare receptor wordt vastgesteld. Verder moet zeker gesteld worden dat het milieubeschermingscriterium op POC2 ook voldoende bescherming biedt op POC3. Dit is waarschijnlijk het geval voor stoffen waarop het VR_{eco} van toepassing is (organische stoffen). Voor de stoffen waar het MTR echter het milieubeschermingscriterium is (anorganische stoffen) dient rekening te worden gehouden met mogelijke effecten op POC3 als er een kwetsbare receptor aanwezig is. Als dat zo is, moeten er additionele maatregelen genomen worden om negatieve effecten te voorkomen.

De bevoegde autoriteiten zouden kunnen overwegen de ETW te herzien om deze kwetsbare receptor te beschermen. Dit zou betekenen dat de ETW voor de periode na actieve behandeling strenger zijn dan de ETW die afgeleid zijn in dit rapport. Dit zou een verhoogde emissies uit de stortplaats na de periode van actieve behandeling voorkomen.

Referenties

Bot B. (2011). Grondwater boekje. Bot Raadgevend Ingenieur, Rotterdam, Nederland. ISBN: 9789081786904.

Brand E., Baars A.J., Verbruggen E.M.J., Lijzen J.P.A. (2008). Afleiding van milieurisicogrenzen voor sulfaat in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 711701069.

Brand E., De Nijs A.C.M., Claessens J.W., Dijkstra J.J., Comans R.N.J., Lieste R., (2014). Ontwikkeling emissietoetswaarden voor het beoordelen van duurzaam stortbeheer op pilotstortplaatsen. Fase 2: Voorstellen voor emissietoetswaarden. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 607710002.

Comans R.N.J., Dijkstra J.J., Meeussen J.C.L., Spijker J., Groenenberg B.J. (2014). Inventarisatie van bodemproceskennis in relatie tot gevoeligheden en onzekerheden in modellen voor uitloging en reactief transport van stoffen in de bodem, Gouda, Nederland. ECN report ECN-E--13-072.

De Nijs A.C.M., Verweij W., Buis E., Janssen G. (2011). Methodiekontwikkeling Drempelwaarden Grondwater: Achtergrondconcentraties en Attenuatie- en Verdunningsfactoren. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 607402003.

Dijkstra J.J., Meeussen J.C.L., Comans R.N.J. (2004). Leaching of heavy metals from contaminated soils: An experimental and modelling study. Environmental Science and Technology, v. 38, no. 16, pp. 4390–4395.

Dijkstra J.J., Meeussen, J.C.L., Comans, R.N.J. (2009). Evaluation of a generic multi-surface model for inorganic soil contaminants. Environ. Sci. Technol. v. 43, no. 16, pp. 6196–6201.

Dijkstra J.J., van Zomeren A., Susset B. (2013). Technical principles underlying limit values for release of substances for the percolation test TS3: Comparison DE and NL. Presentatie voor CEN/TC 351 TG1, 25 April 2013.

Dirven van Breemen E.M., Lijzen J.P.A., Otte P.F., van Vlaardingen P.L.A., Spijker J., Verbruggen E.M.J., Swartjes F.A., Groenenberg J.E., Rutgers M. (2007). Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 711701053.

EC (2000). Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad nr. L 327/1.

EC (2006). Richtlijn 2006/118/EG van het Europees parlement en de raad van 12 december 2006 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand. Publicatieblad nr. L 372/19.

EC (2009). Guidance Document No. 18 Guidance on groundwater status and trend assessment Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Retrieved on 6-2-2015

https://circabc.europa.eu/sd/a/ff303ad4-8783-43d3-989a-55b65ca03afc/Guidance_document_N%C2%B018.pdf
Fraters B., Boumans L.J.M., Prins H.P. (2001). Achtergrondconcentraties van 17 sporenmetalen in het grondwater van Nederland. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 711701017.
Kleissen F.M. (2012). Emissie-Immissietoets voor oppervlaktewateren. Functionele ontwerp en technische beschrijving Versie 3.0 Deltares, Utrecht, Nederland. Referentie nr. 1207132-000-ZKS-0005.
Lijzen J.P.A. & Ekelenkamp A., (1995). Bronnen van diffuse bodembelasting. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 950011007.
Lijzen J.P.A., Baars A.J., Otte P.F., Rikken M.G.J., Swartjes F.A., Verbruggen E.M.J., van Wezel A.P. (2001). Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater (Engels). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 711701023.
Meeussen J.C.L. (2003). ORCHESTRA: An object-oriented framework for implementing chemical equilibrium models. Environmental Science and Technology, v. 37, no 6, pp. 1175-1182.
Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2011a). Handboek Immissietoets, toetsing van lozingen op effecten voor het oppervlaktewater. Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag, Nederland.
Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2011b). Drinkwaterbesluit. Staatsblad nr. 293. http://wetten.overheid.nl/BWBR0030111/geldigheidsdatum_08-03-2013#BijlageA (retrieved on 21-01-2015).
Ministerie van VROM (1993). Uitvoeringsregeling Stortbesluit bodembescherming (1993). http://wetten.overheid.nl/BWBR0005877/ (retrieved on 21-01-2015).
Ministerie van VROM (1997). Besluit Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen. (1997). http://wetten.overheid.nl/BWBR0032095 (retrieved on 21-01-2015) .
Ministerie van VROM (2008). NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Voormalige Ministerie van VROM, Den Haag, Nederland. http://www.rwsleefomgeving.nl/publish/pages/91751/rapportage_nobo_normstellling_en_bodemkwaliteitsbeoordeling_24_263999.pdf (retrieved on 21-01-2015).
Ministerie van VROM (2009). Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Staatsblad nr. 15 (2010). http://wetten.overheid.nl/BWBR0027061 (retrieved on 21-01-2015).
Pinedo J., Lijzen J.P.A., Verbruggen E.M.J., Hutter J.W. (2013). Implementation of risk based assessment of total petroleum hydrocarbons in soils. Proceedings AquaConsoil 2013, Theme, C1.2 Human risk. http://www.aquaconsoil.org/Previous/AquaConSoil2013/Proceedings.html (retrieved on 21-01-2015).
Susset B., Grathwohl P. (2010). Leaching standards for mineral recycling materials – A harmonized regulatory concept for the upcoming German Recycling Decree. Waste Management, v. 31, pp. 201-214.

TCB (2006). TCB advies: Modellering uitloging bouwstoffen. Technische Commissie Bodem, Den Haag, Nederlands. Referentie nr. S21(2006).
Van Someren M. (2013). Grondwater Modellering. Introductie Duurzaam stortbeheer. Stortplaats Wieringermeer in Middenmeer. Van Bodem en water, Wijk aan Zee, Nederlands Referentienr. 2013.27.5.WIERAPP.CON2.
Verbruggen E.M.J. (2004). Milieugrenzen voor minerale olie. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 601501021.
Verbruggen E.M.J., Posthumus R., Van Wezel A.P. (2001). Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and water: Updated
proposals for first series of compounds (Engels). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 711701020.
Verbruggen E.M.J., Beek M., Pijnenburg J., Traas T.P. (2008a). Ecotoxicological environmental risk limits for total petroleum hydrocarbons on the basis of internal lipid concentrations. Environmental Toxicology and Chemistry, v. 27, no. 12, pp. 2436-2448.
Verbruggen E.M.J., Moermond C.T.A., Janus J.A., Lijzen J.P.A. (2008b). Afleiding van milieurisicogrenzen voor chloride in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 711701075.
Verschoor A.J., Lijzen J.P.A., Van den Broek H.H., Cleven R.F.M.J., Comans R.N.J., Dijkstra J.J., Vermij P.H.M. (2006). Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen. Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 711701043.
Verschoor A.J. en Swartjes F.A., (2008). Emissies naar grondwater. Overzicht van beleidsuitgangspunten en procedures voor beoordeling. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 711701070.
Versluijs C.W., Brand E., Claessens J.W., Wezenbeek J. (2011). Ontwikkeling toetswaarden voor pilotstortplaatsen duurzaam stortbeheer. Fase 1. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM Rapport 607710001.

Lijst met afkortingen

AW	Achtergrondwaarde
Bbk	Besluit Bodemkwaliteit
Bssa	Besluit Stortplaatsen en Stortverboden Afvalstoffen
CZV	Chemisch zuurstofverbruik
DHI	Deens Hydrologisch Instituut
DOC	Dissolved organic carbon
ECN	Energie Centrum Nederland
ETW	Emissietoetswaarden
GWR	Grondwaterrichtlijn
HC	Hazardous concentration
HHNK	Hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier
IBC	Isolatie, beheren en controleren
IDS	Introductie duurzaam stortbeheer
Ministerie van I&M	Ministerie van Infrastructuur en Milieu
JG-MKN	Jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm
KRW	Kaderrichtlijnwater
Kd	Distributiecoëfficient
LOD	Limit of Detection
LOQ	Limit of Quantification
MTT	Maximum Toelaatbare Toevoeging
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico
NAVOS	NAzorg VOormalige Stortplaatsen
VR	Verwaarloosbaar risiconiveau, soms ook wel streefwaarde genoemd
POC	Point of compliance; de toevoeging van 1, 2 of 3 geeft de locatie van de POC in het gehanteerde conceptuele model aan en de toevoeging gw of ow staat voor grondwater of oppervlaktewater
P95	95ste percentiel
PAK	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen
Rbk	Regeling Bodemkwaliteit
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
SRC	Serious risk concentration
TCB	Technische Commissie Bodem
TOC	Total organic carbon
Usb	Uitvoeringsregeling Stortbesluit bodembescherming
VOX	Vluchtige organische gehalogeneerde verontreinigingen

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag