



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

Ontwikkeling toetswaarden voor pilotstortplaatsen duurzaam stortbeheer

Fase 1: Een inventarisatie

Rapport 607710001/2011

C.W. Versluijs | E.Brand | J.W. Claessens |
J. Wezenbeek



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

Ontwikkeling toetswaarden voor pilotstortplaatsen duurzaam stortbeheer

Fase 1: Een inventarisatie

RIVM Rapport 607710001/2011

Colofon

© RIVM 2011

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'.

C.W. Versluijs, RIVM
E. Brand, RIVM
J.W. Claessens, RIVM
J. Wezenbeek, Grontmij

Contact:
Kees Versluijs
Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling
kees.versluijs@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu, DGM directie Duurzaam produceren (DP), in het kader van het project 607710 kennisontwikkeling preventief beleid. Het betreft rapportversie april 2011.

Rapport in het kort

Ontwikkeling toetswaarden voor pilotstortplaatsen duurzaam stortbeheer

Fase 1: Een inventarisatie

Sinds eind jaren negentig doet de afvalstortbranche onderzoek naar methoden om een afvalstortplaats te verduurzamen. De gedachte is dat hierdoor minder verontreinigingen in de stortplaats uitspoelen naar het grondwater. Bij dergelijk duurzaam stortbeheer worden de natuurlijke afbraakprocessen gestimuleerd door lucht en (regen)water aan het afval op de stortplaats toe te voegen. Organische stoffen in het afval breken op deze manier af en metalen spoelen gecontroleerd (deels) uit met het water dat de stortplaats verlaat. Dit water wordt vervolgens gezuiverd en desgewenst hergebruikt, waardoor schadelijke stoffen uit het afval verdwijnen. Verwacht wordt dat op termijn een 'stabiele' stortplaats overblijft waar nauwelijks stoffen uit komen die het grondwater kunnen bedreigen.

Om te testen of deze gedachte haalbaar is, wil de stortbranche op vier pilotstortplaatsen in Nederland het principe van duurzaam storten onderzoeken. Hiervoor heeft het ministerie van IenM het RIVM gevraagd om zogenoemde toetswaarden af te leiden waarmee kan worden getoetst of de emissies van schadelijke stoffen naar het grondwater na de pilots voldoende zijn gereduceerd.

Momenteel worden volle stortplaatsen van boven en onderen afgedekt, zodat er geen vocht bijkomt. Omdat hierdoor de samenstelling van de stortplaats en daarmee ook de verontreinigingen niet veranderen, blijven de organische stoffen en metalen erin zitten. Vanwege de beperkte levensduur van de beschermende afdichting dient de bovenafdekking te worden vervangen. Dit brengt aanzienlijke kosten met zich mee. Door duurzaam storten zou deze afdichting minder of niet noodzakelijk kunnen zijn.

Het onderzoek van het RIVM is opgedeeld in twee fasen. In de eerste fase (deze rapportage) zijn de uitgangspunten voor de modellering geïnventariseerd. Zo is onderzocht of bestaande wet- en regelgeving, zoals het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen en de Regeling Bodemkwaliteit, bruikbaar zijn om toetswaarden te ontwikkelen. Daarnaast is een eerste indicatie voor de te hanteren normen berekend en worden de werkzaamheden in fase 2 deels ingevuld. In de vervolgfase zullen de toetswaarden daadwerkelijk worden bepaald.

Trefwoorden: operationele stortplaatsen, duurzaam stortbeheer, verlaging emissiepotentieel, toetswaarden

Abstract

Development of testing values for pilot landfills for sustainable landfilling

Phase 1: An inventory

Since the 1990s the waste industry has been carrying out research on sustainable landfill practices aimed at stimulating the biological degradation and immobilisation of contaminants within the landfill site. The rationale behind a sustainable landfilling policy is that less contamination from the landfill will leach into the groundwater. During sustainable landfilling the natural degradation processes within the landfill are stimulated by allowing air and (rain)water to enter the landfill. This allows organic contaminants to be degraded and metals to be leached from the landfill together with the excess water under controlled conditions. The excess water is then cleaned and can be reused if so desired. This approach results in the removal of contaminants from the landfill. It is believed that the end result will be a stable landfill from which scarcely any contaminants can infiltrate the groundwater.

To test if this end result is achievable the industry has proposed carrying out long-term research on sustainable landfilling at four pilot landfills in the Netherlands. The Ministry of Infrastructure and the Environment has therefore requested RIVM to develop a set of criteria – the so-called testing values – that will serve as a reference framework against which the emissions from the experimental landfills can be compared. The aim of this framework is to determine whether the emissions from the landfill are sufficiently reduced.

It is currently a common practice to seal the landfill at the bottom and top to prevent water from entering. However, the composition of the landfill, including the contaminations therein, does not change with this practice. The protective sealing covering the landfill must also be replaced regularly due to its limited lifespan – at considerable costs. If the concept of sustainable landfilling does work, the need for sealing the landfill could become non-existent or at least less costly.

A two-phase research approach has been decided upon. Phase 1 (this report) provides an inventory of possible starting points for the derivation of testing values (reference framework). Based on the Dutch Landfill Directive and the Soil Quality Directive a preliminary assessment of possible testing values has been performed. This report also describes the basis for the derivation of the testing values in phase 2 of the project.

Keywords: operational landfills, sustainable landfilling, reducing emission potential, testing values

Voorwoord

Dit rapport beschrijft de eerste stap in de afleiding van toetswaarden voor vier pilotstortplaatsen binnen het concept duurzaam storten. Gedurende het onderzoek is intensief contact geweest met een externe begeleidingsgroep, bestaande uit dhr W. Kattenberg (Ministerie van Infrastructuur en Milieu) (voorzitter), dhr R. Boerboom (Royal Haskoning), dhr E. Foppen (provincie Zuid-Holland), dhr R. Heijnsman (DCMR), dhr H. Hermkes (Attero), dhr H. Mulleneers (NIVB) en dhr H. Scharff (Afvalzorg). De schrijvers van dit rapport willen de leden van deze groep bedanken voor hun aanvullingen op deze rapportage.

Speciale dank gaat uit naar dhr J. van der Gun (BOdemBeheer B.V.) die naast zijn deelname aan de externe begeleidingsgroep ook een bijdrage heeft geleverd aan delen van deze rapportage.

Tot slot willen de auteurs dhr F. Swartjes (RIVM) en dhr R. Lieste (RIVM) bedanken voor hun commentaar als onderdeel van een collegiale toetsing.

Inhoud

Samenvatting—13

1	Inleiding—15
1.1	Duurzaam stortbeheer, onderzoeksopdracht en verloop project—15
1.1.1	Duurzaam stortbeheer—15
1.1.2	Onderzoeksopdracht—16
1.1.3	Verloop project fase 1—16
1.2	Huidig beleid en introductie duurzaam stortbeheer—17
1.2.1	Huidig beleid—17
1.2.2	Introductie Duurzaam Stortbeheer—18
1.2.3	Samenvatting milieudoelen duurzaam stortbeheer—19
1.3	Doel ontwikkeling toetswaarden—20
1.4	Beoogd toetsingskader en gehanteerde begrippen—21
1.4.1	Referentiewaarden—21
1.4.2	Toetswaarden—21
1.4.3	Toelichting beoogd kader—22
1.5	Aanpak en rapportage fase 1—23
2	Inventarisatie bestaande beleidskaders—25
2.1	Inleiding—25
2.2	Huidige Stortbesluit bodembescherming en uitvoeringsregeling (1993)—25
2.2.1	Technische richtlijnen voor de afdichting—25
2.2.2	Metingen percolaat- en grondwaterkwaliteit—26
2.2.3	Interventiepunt—26
2.2.4	Bruikbaarheid voor deze rapportage—27
2.3	EU Richtlijn Storten (1999) en Annex II bij EU Richtlijn Storten (2003)—27
2.3.1	Metingen percolaat- en grondwaterkwaliteit—27
2.3.2	Acceptatiecriteria voor afval—28
2.3.3	Bruikbaarheid voor deze rapportage—29
2.4	Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen (Bssa, 2009)—29
2.4.1	Uitloog- en samenstellingswaarden—29
2.4.2	Bruikbaarheid voor deze rapportage—32
2.5	Besluit bodemkwaliteit (Bbk, 2007) en Regeling bodemkwaliteit (Rbk, 2007)—32
2.5.1	Onderbouwing van normen voor uitloging in de Rbk—32
2.5.2	Definitie van bouwstoffen en soorten bouwstoffen—32
2.5.3	Emissiewaarden Bbk- onderdeel bouwstoffen—34
2.5.4	Samenstellingswaarden Rbk - onderdeel grootschalige bodemtoepassingen—39
2.5.5	Bruikbaarheid voor deze rapportage—43
2.6	Stortplaatsen baggerspecie op land—43
2.6.1	Wijze van toetsen stortplaatsen baggerspecie—43
2.6.2	Bruikbaarheid voor deze rapportage—44
2.7	Keuze verder uit te werken kaders in fase 1—45
3	Uitwerking bestaande kaders vanuit het bron-pad-receptormodel—47
3.1	Inleiding—47
3.2	Rekenwijze bron-pad-receptor—47
3.2.1	Rekenwijze anorganische stoffen—47
3.3	Resultaten berekeningen bron-pad-receptor vanuit normen Bssa en Rbk—52
3.3.1	Inleiding—52
3.3.2	Gehanteerde uitgangspunten—53
3.3.3	Resultaten toetswaarden anorganische stoffen—54

- 3.3.4 Resultaten concentraties anorganische stoffen op POC1—56
- 3.3.5 Resultaten concentraties anorganische stoffen op POC2—57
- 3.3.6 Resultaten organische stoffen—58
- 3.4 Conclusies over bestaande kaders vanuit bron-pad-receptormodel—59
- 3.5 Conclusies over mogelijkheden voor toetsing—63

4 Schatting emissie uit huidige stortplaatsen—67

- 4.1 Basisgegevens—67
- 4.2 Discussie basisgegevens—68
 - 4.2.1 Gemiddelde waarden—68
 - 4.2.2 Organische stoffen—69
 - 4.2.3 Trends in tijd—69
 - 4.2.4 Ruimtelijke spreiding stortplaatsen en stortvakken—70
 - 4.2.5 Variaties binnen een stortplaats/meetvak—72
- 4.3 Resultaten emissie en grondwaterconcentraties—73
- 4.4 Conclusie emissie uit huidige stortplaatsen—75

5 Mogelijkheden voor normering met milieudoelstelling als basis—77

- 5.1 Inleiding—77
- 5.2 Van een milieudoelstelling naar normen—77
- 5.3 Keuzes en randvoorwaarden bestaande kaders—79
 - 5.3.1 Keuzes en randvoorwaarden voor normen Bssa—79
 - 5.3.2 Keuzes en randvoorwaarden voor normen Rbk—80
 - 5.3.3 Keuzes en randvoorwaarden in de Regeling stortplaatsen voor baggerspecie op land—82
- 5.4 Te maken keuzes en randvoorwaarden voor toetswaarden voor pilotstortplaatsen—82
 - 5.4.1 Inleiding—82
 - 5.4.2 Keuzes en randvoorwaarden milieudoelstelling—83
 - 5.4.3 Keuzes en randvoorwaarden omrekenen milieudoelstelling naar toetswaarden—85
 - 5.4.4 Vertaling van het beoogde toetsingskader naar de praktijk—86

6 Conclusies—89

- 6.1 Conclusies op hoofdlijnen—89
- 6.2 Conclusies per hoofdstuk—90
 - 6.2.1 Bestaande beleidskaders (hoofdstuk 2)—90
 - 6.2.2 Uitwerking bestaande kaders vanuit bron-pad-receptormodel (hoofdstuk 3)—90
 - 6.2.3 Schatting emissie uit huidige stortplaatsen (hoofdstuk 4)—91
 - 6.2.4 Keuzes bij het hanteren van de milieudoelstelling als vertrekpunt (hoofdstuk 5)—91

7 Voorstel voor invulling fase 2—93

- 7.1 Inleiding—93
- 7.2 Keuzes en randvoorwaarden milieudoelstelling—95
- 7.3 Keuzes en randvoorwaarden omrekenen milieudoelstelling naar toetswaarden—97
- 7.4 Vertaling naar de praktijk (tijdens implementatiefase)—98

Referenties—101

Bijlage 1: Rekenwijze op basis van het bron-pad-receptormodel—105

- B 1.1 Van uitloogcriteria naar toetswaarden—105
 - B 1.1.1 Uitlooggedrag anorganische stoffen—105
- B1.2 Van uitloogcriteria naar concentraties in het grondwater—109

B1.2.1	Conceptueel model stortplaats en beïnvloede omgeving—109
B1.2.2	Grondwaterbelasting op POC0 –Rekenwijze anorganische stoffen—111
B1.3	Grondwaterconcentratie in POC1—112
B1.3.1	Verplaatsing van grondwater van POC0 naar POC1—112
B1.3.2	Indringdiepte—115
B1.4	Horizontale stroming van POC1 naar POC2/3—116
B1.5	Normering grondwaterconcentraties—118

Bijlage 2: Berekening toetswaarden uit relevante beleidskaders—121

B2.1	Inleiding—121
B2.2	Berekening toetswaarden voor Bssa –inerte afvalstoffen—121
B2.3	Berekening toetswaarden voor Bssa –niet-gevaarlijke afvalstoffen—124
B2.4	Berekening toetswaarden voor Rbk –niet-vormgegeven bouwstoffen—129
B2.5	Berekening toetswaarden voor Rbk – IBC-bouwstoffen—132
B2.6	Berekening toetswaarden schone grond—135

Bijlage 3: Beoordelingsperiode en toepassingshoogte—141

B3.1	Invloed van de beoordelingsperiode op de TW—141
B3.1.1	Bij een lekstroom van 300 mm/jaar (INA)—141
B3.1.2	Bij een lekstroom van 5 mm/jaar (NGA)—144
B3.2	Invloed van toepassingshoogte op berekende toetswaarden uit normering Bbk of Bssa—146

Bijlage 4: Stoffen en parameters met meer dan 30 metingen in ECN database stortplaatsen—149

Bijlage 5: Vergelijking van emissie-eisen van Bbk met uitkomsten van dit rapport—153

B5.1	Materialen toepasbaar zonder afdichtingen—153
B5.2	Materialen toepasbaar met afdichtingen—156

Samenvatting

Vanaf eind jaren negentig is door de stortbranche onderzoek gedaan naar het verduurzamen van stortplaatsen door middel van het stimuleren van biologische afbraakprocessen en het vastleggen van de verontreinigingen in de stort. De stortbranche en de betrokken provincies hebben het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) verzocht om een langjarig vervolgonderzoek op vier pilotstortplaatsen te mogen verrichten.

In dit vervolgonderzoek zal worden onderzocht tot hoever het emissiepotentieel van deze stortplaatsen kan worden verminderd en met welke methode dit overtuigend kan worden beoordeeld en vastgesteld. Het ministerie van IenM heeft aangegeven de ontwikkeling van innovatieve technieken te stimuleren en heeft daartoe het project Introductie Duurzaam Stortbeheer (IDS) opgericht. Het doel van het IDS-project is om samen met provincies, het Interprovinciaal Overleg (IPO) en de stortbranche dit vervolgonderzoek wetgevingstechnisch en beleidsmatig mogelijk te maken. Voorafgaand aan de start van de praktijkproeven bij de vier pilotstortplaatsen moet bekend zijn welke bodembelasting op de geselecteerde locaties na afloop van de proeven ten hoogste mag optreden om te kunnen spreken van geslaagde praktijkproeven.

Binnen haar verantwoordelijkheid voor de normstelling voor het bodembeleid heeft het ministerie van IenM het RIVM opdracht gegeven om op korte termijn normen te ontwikkelen voor de maximaal aanvaardbare bodembelasting, de zogenoemde toetswaarden (TW), op de betreffende pilotstortplaatsen. Deze te ontwikkelen toetswaarden moeten passen in of consistent zijn met het overige preventieve beleid voor bodembescherming, waaronder het Besluit bodemkwaliteit, het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen en de EU Grondwaterrichtlijn.

Gekozen is om het onderzoek in twee fasen te doen. Fase 1 van het onderzoek (dit rapport) geeft een inventarisatie van de uitgangspunten en het toetsingskader voor de ontwikkeling van toetswaarden voor pilotstortplaatsen. Daarnaast worden enkele indicatieve berekeningen gemaakt. In fase 2 zal een rapportage worden gemaakt met daarin een model voor de berekening van locatiespecifieke toetswaarden en per pilotstortplaats een lijst met toetswaarden.

In fase 1 is gestart met een inventarisatie naar bestaande relevante kaders voor de beoordeling van bodembelasting. De bestaande kaders omvatten het eerdergenoemde Stortbesluit bodembescherming (Stbo) en de bijbehorende uitvoeringsregeling en richtlijnen, het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen (Bssa) en het Besluit en de Regeling bodemkwaliteit (Bbk en Rbk). In de loop van het project is het beoogde toetsingskader in beeld gekomen, bestaande uit:

- referentiewaarden die aangeven bij welke kwaliteit van de bodem en het grondwater er sprake is van voldoende bescherming. Deze referentiewaarden zijn de invulling van de milieudoelstelling;
- toetswaarden die aangeven hoeveel bodembelasting er in $\text{mg/m}^2/\text{tijdseenheid}$ aanvaardbaar wordt geacht, zodat de milieudoelstelling niet in gevaar komt.

Vervolgens is een rekenmodel opgesteld, om bestaande normen voor de uitloging uit afvalstoffen (Bssa) en uit bouwstoffen (Rbk) om te rekenen naar (mogelijk) optredende bodembelasting (toetswaarden) en naar het effect op de grondwaterkwaliteit. Er is uitgegaan van het bron-pad-receptormodel en van de

situatie van een stortplaats. De normen die zijn omgerekend hebben betrekking op inerte afvalstoffen, niet-gevaarlijke afvalstoffen, niet-vormgegeven bouwstoffen en niet-vormgegeven bouwstoffen waarvoor isolatie-, beheers- en controle- maatregelen noodzakelijk zijn (IBC-bouwstoffen).

De belangrijkste conclusie van deze rapportage is dat in fase 2 van dit project niet de bron van het bron-pad-receptormodel als uitgangspunt moet worden genomen, maar de receptor. Van daaruit kan door terug te redeneren de toegestane emissie uit de stort worden vastgesteld. Met dit uitgangspunt zijn nog enkele stappen en keuzes te maken. In deze rapportage wordt hier een eerste invulling aan gegeven.

Daarnaast wordt in deze rapportage aanbevolen om voor de uitwerking van de toetswaarden in fase 2 de achtergrondconcentratie plus maximaal toelaatbare toevoeging (MTT) als milieudoelstelling te kiezen. Tenzij de drinkwaternormering aanleiding geeft om voor een lagere toevoeging dan MTT te kiezen. In het merendeel van de gevallen zal de drinkwaternorm niet bepalend zijn voor de invulling van de referentiewaarde voor grondwater, omdat de drinkwaternorm veelal hoger is dan achtergrondconcentratie plus MTT. Voor de macroparameters (chloride, nitraat en dergelijke) dient nog een nadere invulling aan de milieudoelstelling te worden gegeven wegens het veelal ontbreken van MTT waarden.

1 Inleiding

1.1 Duurzaam stortbeheer, onderzoeksopdracht en verloop project

1.1.1 Duurzaam stortbeheer

Vanaf eind jaren negentig is nationaal en internationaal onderzoek gedaan naar het verduurzamen van stortplaatsen door middel van innovatieve technieken voor het stimuleren van biologische afbraakprocessen, immobilisatie en adsorptie.

De stortbranche heeft onlangs het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) verzocht om langjarig (5 tot 10 jaar) vervolgonderzoek te mogen verrichten in de vorm van grootschalige praktijkproeven op vier pilotstortplaatsen. In dit onderzoek zal worden onderzocht tot hoever het emissiepotentieel van deze stortplaatsen kan worden verminderd en daarmee de kans op het ontstaan van emissies uit het afvalpakket van het daarna nog aanwezige restemissiepotentieel. Tevens wordt bekeken met welke methode dit overtuigend kan worden beoordeeld en vastgesteld. Daarnaast heeft de TU Delft onlangs subsidie ontvangen van de Stichting STW om flankerend technischwetenschappelijk onderzoek op deze pilotstortplaatsen uit te voeren. Dit is ondermeer gericht op meet- en monitoringsstrategieën en -technieken.

Het huidige beleid rond beheer van stortplaatsen is gericht op het voorkomen van emissies door middel van bodembeschermende voorzieningen aan de onderzijde van de stortplaats en afdichtingsconstructies aan de bovenzijde en zijkanten. Omdat er na het isoleren nagenoeg geen reductie van het emissiepotentieel meer kan plaatsvinden, vergt het in stand houden van deze methode een eeuwigdurende nazorg.

Het ministerie van IenM wil de ontwikkeling van innovatieve technieken stimuleren en heeft het project Introductie Duurzaam Stortbeheer (IDS) opgestart. Het doel is om samen met provincies, IPO en de stortbranche dit vervolgonderzoek wetgevingstechnisch en beleidsmatig mogelijk te maken. Hiermee wordt voortgebouwd op technieken die in het buitenland al langer worden toegepast.

Het bedrijfsleven heeft aangegeven dat langetermijnzekerheid van de wettelijke randvoorwaarden en commitment van de rijksoverheid en decentrale overheden van groot belang zijn voor de praktijkproeven en de verdere implementatie na een succesvolle uitvoering van de proeven. Een belangrijke randvoorwaarde daarbij is, dat voorafgaande aan de start van de pilots door de verschillende overheden helderheid wordt gegeven over het te behalen eindresultaat, de wijze waarop dit resultaat gemeten wordt, alsmede wanneer de geslaagde pilots een vertaling in (de toepassing van) nieuw beleid en regels krijgen. Als blijkt dat de pilots zijn geslaagd, zal dat bijvoorbeeld leiden tot het stellen van andere eisen aan de eindafwerking en het invoeren van de nazorg vanuit de overheid. Het voorgaande houdt ondermeer in dat voor de start van de praktijkproeven bekend moet zijn welke bodembelasting in de toekomst ten hoogste mag optreden op basis van het preventieve bodembeleid en op welke wijze dit zal moeten of kunnen worden gewaarborgd.

1.1.2 *Onderzoeksopdracht*

Binnen haar verantwoordelijkheid voor de normstelling voor het bodembeleid, heeft het ministerie van IenM het initiatief genomen om op korte termijn normen te ontwikkelen voor de maximaal aanvaardbare bodembelasting, de zogenoemde toetswaarden (TW).

Deze te ontwikkelen toetswaarden moeten passen in of consistent zijn met het overige preventieve beleid voor bodembescherming, waaronder het Besluit bodemkwaliteit, het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen en de EU Grondwaterrichtlijn.

Het ministerie van IenM heeft in dit kader het RIVM verzocht om een rapportage op te stellen waarin de opties worden verkend voor het samenstellen en berekenen van een lijst met toetswaarden die betrekking hebben op de uitloging van verontreinigende stoffen uit stortplaatsen en daarmee op de belasting van de onderliggende bodem. Dit als eerste fase van een onderzoek naar een definitieve lijst met maximaal toelaatbare toetswaarden. Dit rapport beschrijft de eerste fase van het project.

1.1.3 *Verloop project fase 1*

Tijdens de uitvoering van de eerste fase van het project bleek een koerswijziging noodzakelijk. Aanvankelijk waren, in overleg met de voor dit project ingestelde ad-hocwerkgroep, de uitloogcriteria in het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen (Bssa) en het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) als uitgangspunten gekozen voor de berekeningen. Dit leidde echter niet tot resultaten waar zonder meer mee verder kon worden gegaan. Daarom is voorgesteld om in plaats van bestaande kaders zoals het Bssa en Bbk, direct uit te gaan van de bestaande milieudoelstelling: de normering van de grondwaterkwaliteit. Op basis hiervan wordt door middel van modelberekeningen aangegeven welke bodembelasting (emissie vanuit een stortplaats en immissie naar de bodem) mag optreden, zodat de milieudoelen niet in gevaar komen.

Daarna kunnen zo nodig afwegingen worden gemaakt die relevant zijn voor het stortbeleid. Bij deze beleidsmatige afwegingen kan alsnog ook de afstemming met het bestaande Bbk en Bssa een aandachtspunt zijn.

In de modellering van dit rapport is aandacht besteed aan uitloging vanuit de stortplaats en verdunning in het grondwater. In de modellering van het Bbk is meer aandacht gegeven aan de modellering van adsorptieprocessen en chemische speciatie en minder aan verdunning. In situaties waarbij de verdunning van het percolaat een geringe rol speelt (zonder afdichtingen) leveren de verkennende berekeningen van dit rapport vanuit de milieunormen voor de grondwaterkwaliteit een vergelijkbare orde grootte op voor de toetswaarden als bij de berekeningen van de emissiewaarden voor het Bbk in 2006 door RIVM en het Energy research Centre of the Netherlands (ECN). Bij het opstellen van het model van dit rapport was ingeschat dat juist door het geringe lekverlies uit de stortplaatsen de verdunning in het grondwater een belangrijk aspect is voor de berekening van de resulterende grondwaterkwaliteit. In dit rapport is hier in de eerste plaats aandacht aan besteed, mede vanwege de oorspronkelijke opzet als quickscan. Indien noodzakelijk kan in de volgende fase de aandacht voor verschillende aspecten meer in evenwicht worden gebracht. Een belangrijk aandachtspunt daarbij is, dat bij de modellering in deze fase van het onderzoek is uitgegaan van bestaande stortplaatsen, dus van een situatie waarbij (nog) niet sprake is van verduurzamen (geen stabilisatie afvalpakket).

Bij de definitieve uitwerking van de toetswaarden (fase 2) zullen de bestaande milieudoelen voor het grondwater als vertrekpunt worden genomen. Daarnaast is een analyse gemaakt van bestaande kaders, gehanteerde uitgangspunten en achtergronden, om een voorstel te schetsen voor de verdere aanpak in fase 2. Op basis van modellen kan worden afgeleid welke bodembelasting (toetswaarde) mag optreden, zodat de milieudoelen niet in gevaar komen. Hierbij kan tevens in kaart worden gebracht of er *specifieke* aspecten vanuit het *stort*beleid zijn, waarvan het wenselijk is om ze te betrekken bij de ontwikkeling van de toetswaarden.

1.2 Huidig beleid en introductie duurzaam stortbeheer

1.2.1 Huidig beleid

Het huidige beleid rond stortplaatsbeheer is gericht op het volledig isoleren van de stortplaats na beëindiging van de stortactiviteiten. Het huidige Stortbesluit bodembescherming (Stbo) stelt technische eisen aan afdichtingen in de vorm van middelvoorschriften. Deze voorschriften zijn begin jaren negentig ontwikkeld met als doel het zoveel als technisch mogelijk is beperken van de kans op het ontstaan van emissies van verontreinigende stoffen naar de omgeving. Door het isoleren van de stortplaats wordt zoveel mogelijk voorkomen dat regenwater door het stortmateriaal heen dringt en met verontreinigende stoffen uit de stortplaats in de bodem en in het grondwater terecht kan komen.

Het huidige Stortbesluit, de Uitvoeringsregeling Stbo en de Nederlandse technische richtlijnen betreffende stortplaatsen bestaan vrijwel geheel uit middelvoorschriften. Dit geldt ook voor de technische eisen aan boven- en onderafdichtingen. Dit vloeit voort uit een in het verleden gemaakte afweging en de op dat moment voorziene problemen om te komen tot voldoende onderbouwde en handhaafbare doelvoorschriften met een daaraan gekoppelde resultaatsverplichting ten aanzien van de realisatie ervan.

De middelvoorschriften zijn destijds gebaseerd op, en nader uitgewerkt vanuit de algemene preventieve beleidsdoelstelling dat die maatregelen dienen te worden getroffen die redelijkerwijs kunnen worden geleverd teneinde verontreiniging te voorkomen, dan wel, indien de verontreiniging zich voordoet die verontreiniging te beperken en zoveel mogelijk ongedaan te maken (vergelijk artikel 13 Wet bodembescherming en artikel 1.1a Wet milieubeheer). Bij de nadere invulling van het begrip redelijkerwijs kunnen onder meer de 'best beschikbare technieken' een belangrijke rol spelen, analoog aan de uitwerking van de zorgplicht in het Activiteitenbesluit.

Het voorgaande heeft voor wat betreft het Stortbesluit destijds geresulteerd in het voorschrijven van een combinatieafdichting. Het voordeel van middelvoorschriften was ondermeer dat voor alle stortplaatsen een generiek en eenduidig beschermingsniveau zou gelden met een goede handhaafbaarheid ten aanzien van de realisatie ervan. Aan de realisatie is een inspanningsverplichting gekoppeld. De combinatieafdichting is eind jaren tachtig aangemerkt als 'best beschikbare techniek' om aan de milieudoelstelling van het bodembeschermingsbeleid te voldoen. Aan dit type constructie is op basis van de stand der techniek een prestatiekenmerk van ten hoogste 5 mm/jaar toegekend voor de lektheid. Deze waarde is op basis van de toenmalige kennis aangemerkt als maximaal optredend lekverlies in de beginperiode en bij een zorgvuldige uitvoering. Het criterium voor de maximale bodembelasting, dat in paragraaf 2.3.1 van de Richtlijn onderafdichting is beschreven (< 5 mm/jaar bij standaardcondities) en gebaseerd op een standaardcombinatieafdichting is

niet zondermeer aan te merken als doelvoorschrift maar heeft de functie gekregen van minimale prestatienorm voor de gelijkwaardigheidsbeoordeling van andere constructietypen.

Hieruit volgt dat het huidige Stortbesluit geen *directe* eisen stelt aan de maximale belasting van de bodem en het grondwater met verontreinigende stoffen vanuit de stortplaats en/of aan maximale concentraties in de bodem en het grondwater als gevolg van belasting vanuit de stortplaats. Via monitoring moet worden gecontroleerd of dit inderdaad het geval is (zie paragraaf 2.2 voor de verdere invulling hiervan).

De huidige aanpak, gericht op het volledig voorkomen van emissies door middel van het isoleren van de stortplaats, vereist eeuwigdurende nazorg. Dit ondermeer omdat de onderafdichting haar functie verliest (en uiteraard niet vervangen kan worden) en omdat de bovenafdichting (die in de traditionele aanpak de functie van de onderafdichting dient over te nemen) na verloop van tijd ook haar functie verliest en periodiek moet worden vervangen.

1.2.2 *Introductie Duurzaam Stortbeheer*

Bij het project Introductie Duurzaam Stortbeheer en de in het kader hiervan te ontwikkelen toetswaarden wordt gewerkt vanuit doelvoorschriften, uitgaand van milieudoelstellingen. Uitgangspunt is dat de milieudoelstellingen in het kader van het algemene preventieve beleid (zoals die ondermeer voor het Besluit bodemkwaliteit gelden) ook toepasbaar zijn voor het preventieve beleid in het kader van de beoordeling van de resultaten van de pilots voor duurzaam stortbeheer.

Een nadeel van de huidige (traditionele) aanpak is dat na het aanbrengen van de afdichtende voorzieningen nagenoeg geen reductie van het emissiepotentieel meer kan plaatsvinden. Het stortmateriaal komt goeddeels droog te liggen, waardoor natuurlijke afbraakprocessen weinig actief zijn.

Vanaf eind jaren negentig is veel onderzoek gedaan naar het verduurzamen van stortplaatsen. Het doel ervan is het substantieel verminderen van het emissiepotentieel van stortplaatsen. Onder de noemer 'duurzaam stortbeheer' wordt onderzoek gedaan naar innovatieve technieken om het emissiepotentieel van stortplaatsen structureel te verlagen. In het percolaat dat uit een stortplaats komt, bevindt zich veel opgeloste organische stof met hieraan gebonden metalen en organische microverontreinigingen. Het basisprincipe van 'duurzaam stortbeheer' is het op een gecontroleerde manier verminderen van de hoeveelheid organisch materiaal in de stortplaats. Dit kan worden gerealiseerd door het toelaten van vocht en lucht in het stortmateriaal waardoor de biologische afbraakprocessen worden versneld. Het daarbij vrijkomende percolaat zal dan gedurende een bepaalde periode moeten worden opgevangen en gereinigd. Dit kan gecontroleerd worden uitgevoerd, omdat als wettelijke randvoorwaarde zal gelden dat de uitvoering plaatsvindt gedurende de periode dat de onderafdichting nog goed functioneert. De beoogde aanpak moet ertoe leiden dat het emissiepotentieel van metalen en organische microverontreinigingen structureel vermindert (door afname van de hoeveelheden verontreinigingen en van de mobiliteit van de verontreinigingen). De technieken zijn in diverse Europese landen toegepast en voor bepaalde situaties geaccepteerd. In Nederland moet nog ervaring worden opgedaan, aansluitend op Nederlandse regelgeving en stortsituaties. Tevens dient een robuuste beoordelingsmethode te worden ontwikkeld. Het voornemen is om

experimenteel te demonstreren dat voor bepaalde specifieke gevallen (de pilotstortplaatsen) binnen een acceptabele periode een zodanig stabiele situatie kan worden bereikt, dat nazorg overbodig wordt dan wel substantieel verminderd kan worden.

Duurzaam stortbeheer heeft volgens de basisgedachte niet alleen positieve gevolgen voor de nazorg, maar ook voor de kosten die daarvan het gevolg zijn, zoals het afzien van een volledige bovenafdichting en het onderhouden ervan. In het Stortbesluit is opgenomen dat uiterlijk 30 jaar na het aanbrengen van de onderafdichting de exploitant verplicht is tot het aanbrengen van een bovenafdichting. De bovenafdichting neemt – zoals gezegd – de functie over van de onderafdichting en moet als zodanig in stand worden gehouden.

De verwachting van de initiatiefnemers is dat duurzaam stortbeheer naast kostenbesparingen op termijn ook kan leiden tot een verruiming van de gebruiksmogelijkheden van stortplaatsen. De huidige mogelijkheden van een afgedichte stortplaats zijn beperkt, onder andere omdat periodiek de bovenafdichting moet worden vervangen.

1.2.3 *Samenvatting milieudoelen duurzaam stortbeheer*

Vanuit het preventieve milieubeleid zijn de doelen voor de inrichting en het beheer van stortplaatsen gericht op het zoveel als mogelijk voorkomen van milieubelasting. De doelen richten zich dus niet primair op het voorkomen van het *ontstaan* van emissies, maar op het voorkomen of beperken van de *gevolgen* van deze emissies. Met andere woorden: het minimaliseren van de milieubelasting als gevolg van emissies. Voor de bodem en het grondwater betekent dit, dat moet worden voorkomen dat een (eventueel beperkte) belasting van de bodem en het grondwater op den duur leidt tot bodemverontreiniging.

Als algemeen uitgangspunt van preventief bodembeleid geldt dat die maatregelen dienen te worden getroffen die redelijkerwijs kunnen worden geveerd om een eventuele verontreiniging te voorkomen, dan wel, indien de verontreiniging zich voordoet, deze te beperken en zoveel mogelijk ongedaan te maken (vergelijk zorgplicht artikel 13 Wet bodembescherming en artikel 1.1a Wet milieubeheer). Bij de nadere invulling van het begrip redelijkerwijs spelen ondermeer de best beschikbare technieken (BBT) een belangrijke rol.

Bij duurzaam stortbeheer gaan de doelen verder. Ten eerste gaat het hierbij (nog steeds) *primair* om het zoveel mogelijk beperken van het *ontstaan* van emissies in een stortplaats en in het vervolg daarop op het minimaliseren van milieubelasting als gevolg van de nog aanwezige restemissies na het verduurzamen van een stortplaats.

Ten tweede ligt vanuit de beginselen van *duurzaamheid* de nadruk op het treffen van *brongerichte* maatregelen en voorzieningen om daarmee het aanwezige emissiepotentieel van stortplaatsen substantieel te verminderen.

De verwachting is dat daarmee de ecologische, economische en sociaal-maatschappelijke belangen (de kernbegrippen van duurzaamheid) beter in balans zullen zijn of meer in evenwicht zullen komen.

Ook bij duurzaam stortbeheer zullen dus de al bestaande preventieve doelen gericht op het minimaliseren van milieubelasting altijd blijven bestaan.

Of als gevolg van duurzaam stortbeheer ook minder stringente eisen kunnen worden gesteld aan de maatregelen en voorzieningen die in dat kader moeten worden getroffen, is met name afhankelijk van:

- de mate waarin aantoonbaar tot verlaging van het emissiepotentieel wordt gekomen;
- de eventuele gevolgen van het restpotentieel en
- de zekerheid dat de gerealiseerde situatie in een stortplaats ook in de toekomst stabiel blijft (robuustheid en toekomstvastheid).

Ook bij duurzaam stortbeheer blijft een *onderafdichtings*constructie noodzakelijk voordat de verduurzaming heeft plaatsgevonden. Hiervoor geldt dat er voldoende zekerheid moet zijn dat de constructie aan de gestelde functievereisten voldoet, zowel in de exploitatieperiode als in de aansluitende periode van verduurzaming.

De noodzaak van een *bovenafdichtings*constructie is afhankelijk van de resultaten van het verduurzamen. Dit geldt ook voor de eventuele functievereisten voor deze constructie, indien uiteindelijk uit de resultaten blijkt dat niet met zekerheid kan worden gesteld dat deze (ook op termijn) niet noodzakelijk is.

Bij duurzaam stortbeheer kunnen zowel de noodzaak als de eventuele functievereisten voor een toekomstige bovenafdichting volledig worden afgestemd op de mate en de effectiviteit van de reductie van het emissiepotentieel en de daarbij mogelijk nog optredende restemissies.

1.3 Doel ontwikkeling toetswaarden

Om duurzaam stortbeheer te kunnen effectueren is, zoals in paragraaf 1.1 vermeld vervolgonderzoek nodig op voldoende ruime schaal. Hiervoor zijn enkele pilotprojecten voor het uitvoeren van verduurzamingsproeven geselecteerd. In deze pilots moet worden aangetoond:

- in welke mate het emissiepotentieel kan worden teruggebracht;
- welke eindafwerking van de stortplaats hierbij dan nog noodzakelijk is;
- hoe kan worden beoordeeld en vastgesteld dat de bodem en het grondwater voldoende zijn beschermd.

Een essentiële randvoorwaarde voor de uitvoering van het vervolgonderzoek is dat vooraf wordt vastgelegd welke doelen aan de verduurzamingsproeven worden gesteld om te kunnen spreken van geslaagde pilots. Overheden en branche willen vooraf weten wat de aanvaardbare toetswaarden moeten zijn waaraan de pilotstortplaatsen na afloop van de praktijkproeven dienen te voldoen. Daarnaast dient ook voldoende zekerheid te bestaan dat voor de toekomst zal gelden dat de bodem en het grondwater voldoende zijn beschermd. Ook bij eventuele veranderende omstandigheden in de stortplaats.

Om aan deze gewenste duidelijkheid tegemoet te komen heeft de branche het Ministerie van IenM gevraagd vast te stellen bij welke toetswaarden de stortplaats de bodem en het grondwater voldoende zijn beschermd. Op basis van deze toetswaarden en de tijdens de praktijkproeven te verzamelen informatie over verduurzaming, zal na afloop van de pilots in 2018 dan wel in 2023 worden beoordeeld of duurzaam stortbeheer leidt tot een dusdanige verlaging van het emissiepotentieel dat een minder dichte eindafwerking dan wel een vereenvoudigde nazorg toegestaan kan worden.

De te ontwikkelen toetswaarden voor de pilots voor duurzaam stortbeheer moeten passen in of consistent zijn met het overige preventieve beleid voor bodembescherming, zoals vastgelegd in bijvoorbeeld het Besluit bodemkwaliteit.

1.4 Beoogd toetsingskader en gehanteerde begrippen

In de fase van de ontwikkeling van de onderzoeksvraag voorafgaande aan deze rapportage is het begrip emissie-eis als een containerbegrip gebruikt, waarbij de maatstaf kon worden gelegd bij concentraties in grond, grondwater en/of percolaat of bij de emissie uit de stortplaats en/of immissie in de bodem (bodembelasting). De termen emissie en immissie worden hier gebruikt voor de hoeveelheid verontreinigende stof per oppervlak en per tijdseenheid. Gedurende de uitwerking van deze rapportage is voor de emissie-eis het begrip toetswaarde (TW) gedefinieerd. De hier gebruikte toetswaarde is een specifieke invulling voor stortplaatsen van een algemener begrip dat ook breder wordt gebruikt. De term referentiewaarde wordt in deze rapportage ook gebruikt als algemene term voor een doelstelling voor de milieukwaliteit (in een generieke situatie). De begrippen referentiewaarden en toetswaarden zoals gehanteerd in deze rapportage worden in de subparagrafen hierna verder ingekaderd.

1.4.1 Referentiewaarden

Referentiewaarden geven aan bij welke kwaliteit van de bodem en het grondwater sprake is van voldoende bescherming conform het preventieve beleid voor bodembescherming. Referentiewaarden worden weergegeven in $\mu\text{g/l}$ voor het grondwater en in mg/kg droge stof (d.s.) voor de grond. De referentiewaarden dienen als uitgangspunt voor de milieudoelstelling.

De referentiewaarden voor het grondwater kunnen bij stortplaatsen worden vergeleken met meetresultaten in het grondwater nabij of onder de stortplaats. De status van deze referentiewaarden en de wijze waarop meetresultaten hieraan worden getoetst, moeten nog worden bepaald.

1.4.2 Toetswaarden

In deze rapportage wordt gesproken van toetswaarden als normwaarde om aan te geven hoeveel *belasting vanuit de stortplaats* in $\text{mg/m}^2/\text{tijdseenheid}$ naar de onderliggende bodem (en vervolgens naar het grondwater) aanvaardbaar wordt geacht binnen het huidige preventieve beleid.

De aanvaardbare hoeveelheid belasting vanuit de stortplaats naar de onderliggende bodem kan niet direct worden gemeten. Deze belasting is afhankelijk van drie parameters die wel (min of meer) direct kunnen worden bepaald of geschat:

- de kwaliteit van het percolaat van een stortplaats (te bepalen via de percolaatdrains boven de onderafdichting);
- de hoeveelheid infiltratie van water per tijdseenheid door de synthetische laag als onderdeel van de onderafdichting van een stortplaats;
- de eventuele vastlegging van stoffen in de minerale afdichtingslaag van de onderafdichting.

Als deze parameters bekend zijn, kan de belasting vanuit de stortplaats naar de onderliggende bodem worden berekend. Deze parameters zijn dus de variabelen die er uiteindelijk in samenhang voor zorgen of aan de toetswaarden kan worden voldaan. Voor een situatie waarbij kan worden aangenomen dat de onderafdichting niet meer functioneert en er ook geen vastlegging van stoffen (meer) plaatsvindt in de minerale afdichtingslaag, zou uiteindelijk kunnen

worden volstaan met het stellen van normen voor alleen de percolaatkwaliteit. Ervan uitgaande dat er geen bovenafdichting op de stortplaats aanwezig is, kan de gemiddelde hoeveelheid infiltratie dan gelijk worden gesteld aan het jaarlijkse neerslagoverschot.

Voor stortplaatsen geldt als uitgangspunt dat gedurende de hele exploitatieperiode een goed functionerende onderafdichting aanwezig is en ook gedurende de verduurzamingsperiode. Het lekdebiet door de onderafdichting is dan beperkt en kan worden aangehouden op de afgeleide normwaarde voor een dergelijke constructie van 5 mm/jaar.

Pas op langere termijn zal de functionele kwaliteit van de onderafdichting geleidelijk afnemen. Bij een volledig functieverlies en geen bovenafdichting kan het maximale lekdebiet gelijk worden gesteld aan het aanwezige neerslagoverschot. In de tussenliggende periode is het lekdebiet altijd lager. Omdat na het verduurzamen naar verwachting sprake is van een (binnen een zekere bandbreedte) constante gemiddelde percolaatkwaliteit kan de eindsituatie met het maximale lekdebiet als maatgevend worden beschouwd voor de bepaling van toetswaarden.

Een complicerende factor voor het te ontwikkelen beoordelingskader is dat de hoeveelheid toegestane bodembelasting (en dus de toetswaarden) op verschillende manieren afhankelijk is van de hoeveelheid infiltratie: niet alleen via de bronterm (die het uitloggedrag in de stortplaats beschrijft) maar ook in de grondwatermodellering. Dit heeft te maken met het meer of minder optreden van verdunning met het langsstromende grondwater, afhankelijk van de hoeveelheid water die van bovenaf wordt toegevoerd. Om een doorkijkje te kunnen geven naar de toekomst, moet ook duidelijk worden wat er met de toetswaarden gebeurt als de infiltratie door de onderafdichting op termijn hoger wordt (scenario's).

1.4.3 *Toelichting beoogd kader*

Het bepalen van de milieudoelstelling – in de vorm van referentiewaarden - is een belangrijke eerste stap die door het ministerie van IenM zal worden gezet. Ter vergelijking: bij de invulling van de normen voor bouwstoffen in de Regeling bodemkwaliteit (Rbk) is als milieudoelstelling bijvoorbeeld gekozen voor bescherming van het ecosysteem op het niveau van het maximaal toelaatbaar risico voor ecologie (MTR_{eco}) in het bovenste grondwater en in de bovenste bodemlaag (zie VROM, 2008).

De gekozen milieudoelstelling moet passen bij generieke uitgangspunten voor het preventieve beleid, zoals het in principe zoveel mogelijk beperken van de belasting als deze niet te voorkomen is. Ook moet worden voldaan aan algemene eisen, zoals aan de EU Grondwaterrichtlijn.

Vervolgens is het de bedoeling grenzen te stellen aan de bodembelasting - in de vorm van toetswaarden – zodat wordt voldaan aan de milieudoelstelling. Hiertoe moet de milieudoelstelling met behulp van een door de wetenschap gedragen model worden gekoppeld aan de bodembelasting.

Voor de Rbk is vervolgens verder doorgerekend om te komen tot normen voor uitloging voor de toe te passen materialen. Voor bouwstoffen is dit handig. Er kan vooraf gemeten worden of de bouwstof hieraan voldoet. Voor duurzaam stortbeheer zijn normen voor uitloging niet bruikbaar. Het afval ligt er

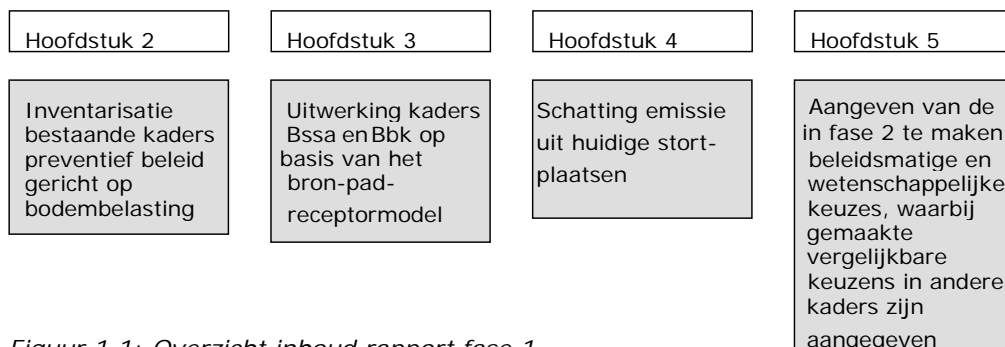
(grotendeels) al en het gaat uiteindelijk om de situatie na het verduurzamen van de stortplaats, dus na het stabiliseren van het afvalpakket.

Voor duurzaam stortbeheer is een grens aan de bodembelasting goed hanteerbaar: op basis van de percolaatkwaliteit. Deze kan zowel worden gemeten tijdens de exploitatieperiode als intensief tijdens de periode van het verduurzamen en na afronding ervan. Mede op basis van de percolaatkwaliteit kan de mate van stabiliteit van het afvalpakket worden aangetoond. Op basis van de hoeveelheid infiltratie (die op termijn kan worden geregeld door het toepassen van een bepaalde vorm van bovenafdichting aan te passen) kan in zekere mate worden gestuurd op de bodembelasting. Een grens aan de bodembelasting geeft dus zicht op de haalbaarheid van duurzaam stortbeheer op de langere termijn. Dit zicht op de haalbaarheid is nodig om de investeringen in de pilots voor duurzaam stortbeheer van de grond te krijgen.

Bij het stellen van grenzen aan de bodembelasting kunnen aanvullende voorwaarden gelden. Dit soort aanvullende voorwaarden zijn geen onderdeel van deze rapportage.

1.5 Aanpak en rapportage fase 1

Zoals in paragraaf 1.1 is aangegeven is de opzet van het beoogde toetsingskader met referentiewaarden en toetswaarden in de loop van het project duidelijk geworden. Figuur 1.1 geeft een overzicht van de inhoud van dit rapport van fase 1.



Figuur 1.1: Overzicht inhoud rapport fase 1

Uitgangspunt bij het ontwikkelen van toetswaarden is consistentie met bestaande kaders voor preventief bodembeleid. Op basis van dit uitgangspunt was de eerste stap in het project relevante bestaande beleidskaders voor preventief beleid gericht op uitloging en bodembelasting te inventariseren, waarbij de focus lag op bestaande normen voor uitloging (zie hoofdstuk 2). Vervolgens zijn hieruit de meest geschikte kaders uitgekozen om verder uit te werken. Dit betreft de kaders van het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen (Bssa, 2009) en van het Besluit bodemkwaliteit (Bbk, 2007). De verdere uitwerking is ingevuld op basis van het bron-pad-receptormodel (zie hoofdstuk 3). Hiernaast is een schatting gemaakt van de huidige emissies uit bestaande stortplaatsen (zie hoofdstuk 4).

Het resultaat van deze stappen is dat zicht is ontstaan op de kritische wetenschappelijke keuzes en beleidskeuzes bij het uitvoeren van berekeningen op basis van het bron-pad-receptormodel. Het is duidelijk geworden dat het niet de beste weg is om via de bestaande kaders de toetswaarden in te vullen,

omdat daarin ook aanvullende belangen zijn verwerkt, zoals de toelaatbaarheid van bepaalde bouwstoffen. Wel zijn de gehanteerde uitgangspunten en randvoorwaarden bruikbaar bij de afleiding van de beoogde toetswaarden. In het rapport is een voorbeeld gegeven van een berekening met de milieudoelstelling van het MTR_{eco} voor de gemiddelde grondwaterkwaliteit, zoals ook is gebruikt voor bouwstoffen in het Bbk.

In fase 2 zal worden gestart met de invulling van de milieudoelstelling voor de receptor (referentiewaarden grond en grondwater). Deze moet consistent zijn met vergelijkbare keuzes in andere vergelijkbare beleidskaders. Vervolgens moet een keuze gemaakt worden voor de kenmerken van een generieke situatie of voor een locatiespecifieke benadering. In dit rapport van fase 1 wordt aangegeven welke keuzes er in fase 2 verder nodig zijn om vanuit de gekozen milieudoelstelling te komen tot toetswaarden voor de bodembelasting. Hierbij komt de focus ook te liggen op situaties met het verduurzamen van een stortplaats. Tevens zal worden aangegeven welke vergelijkbare keuzes er in andere kaders zijn gemaakt (zie hoofdstuk 5).

De consistentie met andere kaders wordt dus niet ingevuld door uit te gaan van bestaande normen, maar door uit te gaan van bestaande wetenschappelijke en beleidsmatige keuzes bij de onderbouwing van bestaande normen. Net als voor andere kaders geldt, kunnen er uiteindelijk na afronding van het wetenschappelijke traject nog beleidsmatige keuzes worden gemaakt voor de uiteindelijke invulling van de vast te stellen normen, waarbij in een breder kader specifieke aspecten vanuit het stortbeleid kunnen worden meegewogen.

Hoofdstuk 6 van deze rapportage geeft een overzicht van belangrijke conclusies per hoofdstuk. In hoofdstuk 7 wordt een eerste invulling gegeven van de inhoudelijke keuzes die gemaakt moeten worden voor de start van fase 2 van het project.

2 Inventarisatie bestaande beleidskaders

2.1 Inleiding

De volgende paragrafen lichten de verschillende relevante beleidskaders en de hierin gehanteerde normering kort toe. Vanuit het uitgangspunt van consistentie met bestaande kaders, lag de focus bij deze inventarisatie op bestaande normen voor uitloging naar de bodem en voor de grondwaterkwaliteit. Per beleidskader wordt aangegeven of het desbetreffende kader bruikbaar is binnen deze rapportage en waarom.

2.2 Huidige Stortbesluit bodembescherming en uitvoeringsregeling (1993)

2.2.1 *Technische richtlijnen voor de afdichting*

Het huidige Stortbesluit bodembescherming regelt met behulp van technische richtlijnen het zo volledig mogelijk isoleren van de stortplaats. In de richtlijnen Richtlijn onderafdichtingsconstructies voor stort- en opslagplaatsen (VROM, 1993) en Richtlijn voor dichte eindafwerking op afval- en reststofbergingen (VROM, 1991) staat beschreven hoe een stortplaats kan worden voorzien van voldoende bescherming om het indringen van regenwater en lekkage van percolaat te voorkomen. Momenteel worden deze richtlijnen herzien in één gezamenlijke richtlijn met als doel aansluiting op de huidige stand der techniek. De planning is om deze nieuwe richtlijn medio 2011 af te ronden.

Hoewel hier niet de verschillende voorschriften zullen worden beschreven, is de doorlatendheid, die gehanteerd wordt binnen deze richtlijnen, van belang. In zowel de richtlijn voor onderafdichtingen als voor eindafwerking worden als isolatiemaatregel een combinatieonderafdichting voorgeschreven. De referentieafdichting bestaat uit een synthetische laag (bijv. hdpe-folie) met direct daaronder een minerale laag bestaande uit een mengsel van zand en bentoniet. Op de korte termijn (tot 30 tot 40 jaar) wordt verwacht dat de doorlatendheid van de synthetische afdichting minder dan 5 mm/jaar is en van de minerale afdichting onder ontwerpcondities 20 mm/jaar. Op de lange termijn (tot 50 tot 80 jaar) geldt een inspanningsverplichting voor de combinatie van onder- en bovenafdichting voor een lekverlies van niet meer dan 5 mm/jaar.

Nadat er geen afval meer wordt gestort dient het betreffende stortvak zo spoedig als technisch mogelijk te worden afgewerkt met een in de richtlijn voor eindafwerking beschreven bovenafdichting. De onderafdichting heeft op dat moment dan nog steeds een functie maar het lekverlies door deze onderafdichting kan na verloop van tijd toenemen (door toedoen van allerlei factoren, met name door veroudering van het synthetische materiaal). Op den duur zal het lekverlies door de onderafdichting waarschijnlijk hoger zijn dan het lekverlies door de net aangelegde bovenafdichting. Het uiteindelijke lekverlies door de gehele stortplaats wordt op den duur dan ook in eerste instantie bepaald door het lekverlies door de bovenafdichting. In de richtlijnen wordt na het aanbrengen van de bovenafdichting uitgegaan van een lekverlies van de combinatiebovenafdichting van minder dan 5 mm/jaar.

Los van de desbetreffende richtlijnen tonen recente berekeningsmethodes door Needham et al. (2004) en Buss et al. (2004) aan dat het lekverlies van combinatieafdichtingen kleiner kan zijn. Dit kan ondermeer worden verklaard door technologische ontwikkelingen, de lering uit ervaringen bij de realisatie, en

de toegenomen kwaliteitszorg voor en kwaliteitseisen aan de aanleg van afdichtingen in de jaren nadat deze waarde van 5 mm/jaar is opgesteld. Door het Nederlands Informatiecentrum Bodembeschermende Voorzieningen (NIBV) wordt geschat dat met inachtneming van de huidige kwaliteitscontrole het lekverlies van de referentiecombinatiebovenafdichting in een ordegrootte van slechts 0,15 mm/jaar kan liggen. De daadwerkelijk gehaalde waarden zijn echter ook afhankelijk van de kwaliteit van het werk bij de aanleg en de lokale situatie. Het aantal constructiefouten en de omvang van de lekkage die daardoor optreedt is moeilijk te bepalen of in te schatten, maar wel erg bepalend voor het daadwerkelijke lekverlies. Lokale factoren van individuele stortplaatsen kunnen sterk verschillen (ondergrond, stortmateriaal, wijze van storten, onderhoud) en daarmee van invloed zijn op de orde grootte van het lekverlies. Bij de berekeningen in dit rapport is als de maximale waarde voor het lekverlies 5 mm/jaar aangehouden, omdat de berekeningen in de eerste plaats gebaseerd zijn op de gestelde eisen. In de praktijk kan de bescherming beter zijn en dit heeft grote waarde omdat daarmee goed geborgd kan worden dat in de werkelijke situatie aan de gestelde eisen wordt voldaan. (In Bijlage 2 wordt, bij de behandeling van niet-gevaarlijke afvalstoffen, ingegaan op het effect van een lager lekverlies op de grondwaterkwaliteit).

2.2.2 *Metingen percolaat- en grondwaterkwaliteit*

Het Stortbesluit schrijft de aanleg voor van drainagebuizen beneden de gemiddeld laagste grondwaterstand, en stroomopwaarts en stroomafwaarts gelegen bemonsteringsbuizen. Verder gaat het Stortbesluit in op de verplichting tot opvangen, verzamelen, afvoeren en zuiveren van het percolaat en de verplichting tot het bemonsteren van grondwater. De Uitvoeringsregeling stortbesluit bodembescherming (1993) geeft de parameters waarop het percolaat en grondwater moeten worden onderzocht:

- chemisch zuurstofverbruik (CZV);
- Kjeldahl-N of ammoniak (NH₃);
- cadmium, chroom, koper, nikkel, lood, zink, kwik en arseen;
- chloride, sulfaat, zuurgraad (pH), elektrische geleidbaarheid;
- vluchtige organische gehalogeneerde koolwaterstoffen (VOX);
- minerale olie;
- polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's);
- eventueel aromaten.

2.2.3 *Interventiepunt*

Om de verslechtering van de grondwaterkwaliteit te kunnen vaststellen moet een interventiepunt (in tijd) worden bepaald. Het interventiepunt wordt als volgt bepaald:

De toetsingswaarde¹ voor een stof wordt berekend door de signaalwaarde van de desbetreffende stof, gemeten op het referentiemeetpunt, te vermeerderen met 0,3 maal de streefwaarde van die stof vermeld in de Circulaire bodemsanering 2009 (VROM, 2009).

De signaalwaarde van de desbetreffende stof is:

- indien minder dan 30 metingen op een referentiepunt zijn verricht: het rekenkundig gemiddelde van de achtergrondwaarden voor grondwater die op grond van de artikelen 10 en 11 op een referentiemeetpunt zijn gemeten vermenigvuldigd met 1,3;
- indien meer dan 30 metingen op een referentiepunt zijn uitgevoerd: de waarde waar beneden 98% van de waarnemingen liggen.

¹ Let op: deze is niet gelijk aan de in deze rapportage af te leiden toetswaarde

Bij overschrijding van de toetsingswaarde² is het interventiepunt bereikt en dienen er maatregelen te worden getroffen.

2.2.4 *Bruikbaarheid voor deze rapportage*

De volgende elementen uit het Stortbesluit bodembescherming en de Uitvoeringsregeling Stortbesluit bodembescherming (VROM, 1993) kunnen (voor een generieke situatie) bruikbaar zijn voor deze rapportage:

- de hiervoor genoemde 5 mm/jaar en 0,15 mm/jaar aan lekverlies als uitgangspunt voor de berekeningen van emissies uit het stortmateriaal naar de bodem;
- de methode om een maximale lokale achtergrondwaarde te bepalen (in deze regeling: de signaalwaarde);
- de methode om voor het toetsen van de meetresultaten van de grondwaterkwaliteit bovenop de maximale lokale achtergrondwaarde enige ruimte te bieden door hier 0,3 maal de streefwaarde bij op te tellen (in deze regeling: de toetsingswaarde²).

Een maximale lokale achtergrondwaarde kan bruikbaar zijn als onderdeel voor de invulling van de in fase 2 van dit project vast te stellen milieudoelstelling (referentiewaarden grondwater). De methode voor het toetsen van meetresultaten kan in fase 2 bruikbaar zijn voor het toetsen van meetresultaten van het grondwater aan de referentiewaarden.

2.3 **EU Richtlijn Storten (1999) en Annex II bij EU Richtlijn Storten (2003)**

2.3.1 *Metingen percolaat- en grondwaterkwaliteit*

In Annex II van de EU Richtlijn Storten (EC, 2003) staan de controle en toezichtprocedures in de exploitatie en nazorgfase van een stort uitgewerkt. Onderdelen hiervan zijn bemonsteren van percolaat en grondwater, ter bescherming van de grondwaterkwaliteit.

Het percolaat moet op representatieve plaatsen worden bemonsterd. De te meten stoffen variëren al naar gelang de samenstelling van het gestorte materiaal maar zij moeten de uitloogkenmerken van de afvalstoffen weerspiegelen.

Voor grondwater moeten er tenminste één meetpunt stroomopwaarts en 2 meetpunten stroomafwaarts zijn. Voor het vaststellen van de referentiewaarden moet voor het storten aanvangt op drie plaatsen worden bemonsterd. De te bepalen parameters worden bepaald aan de hand van te verwachten samenstelling van percolaat en grondwaterkwaliteit. Aanbevolen parameters zijn: pH, TOC, fenolen, zware metalen, fluoride, arseen, olie/koolwaterstoffen.

Voor de signalering van een significante verandering van de grondwaterkwaliteit moet een interventiepunt worden bepaald. De bepaling van het interventiepunt is voor Nederland uitgewerkt in de Uitvoeringsregeling stortbesluit bodembescherming (zie paragraaf 2.2). Waarnemingen worden beoordeeld door middel van controlekaarten met vastgestelde controleregels en -niveaus voor elke lagergelegen bron. Controleniveaus worden bepaald op grond van plaatselijke veranderingen in de grondwaterkwaliteit.

² Let op: deze is niet gelijk aan de in deze rapportage af te leiden toetswaarde

2.3.2 Acceptatiecriteria voor afval

Voor de EU Richtlijn Storten zijn acceptatiecriteria opgesteld. Deze zijn opgenomen in Annex II van de EU Richtlijn Storten (EC, 2003), Beschikking tot vaststelling van criteria en procedures voor het aanvaarden van afvalstoffen op stortplaatsen. Hierbij is een bron-pad-receptormethode gehanteerd, waarbij als receptor een (virtuele) drinkwaterbron op enige afstand van de stortplaats is gehanteerd. De uitgangspunten voor deze modelberekeningen zijn vastgelegd in een document getiteld 'Development of acceptance criteria for landfilling' uit februari 2003 (Miljøstyrelsen, 2003). Dit document is opgesteld voor de Europese Commissie door het Danish Hydraulic Institute (DHI) en ECN in opdracht van het Deense Miljøstyrelsen. POC1 (point of compliance) en POC2 zijn op respectievelijk 20 m en 200 m benedenstreams van de rand van de stortplaats gekozen. Er zijn criteria opgesteld voor stortplaatsen voor inert afval, niet-gevaarlijk afval en gevaarlijk afval. Deze laatste categorie wordt in de onderliggende rapportage niet meegenomen.

Voor de stortplaatsen voor *inert afval* zijn geen isolerende voorzieningen bovenop de stortplaats vereist. Men is uitgegaan van 300 mm/jaar netto-infiltratie door het afvalpakket in de ondergrond. Voor de hoogte van de 'inerte stortplaats' is 20 m aangehouden. Alle andere uitgangspunten zijn in bovengenoemd stuk beschreven. Er zijn uitlooggrenswaarden voor uitloging uit het afval bepaald voor $L/S = 0,1; 2$ en 10 l/kg (L/S staat voor de verhouding Liquid/Solid in liter/kg in de uitloogproef). Bij 20 m hoogte en een dichtheid van $1,5$ ton/m³ komt dit overeen met een periode van respectievelijk 10, 200 en 1000 jaar. Uit de combinatie van deze getallen kan voor elke periode de gemiddelde belasting van de bodem en het grondwater in kg/(m².jaar) worden bepaald.

Voor stortplaatsen voor *niet-gevaarlijk afval* is de situatie iets complexer. Men is hierbij uitgegaan van 40 m hoogte en een dichtheid van $1,5$ ton/m³. Het uitrekenen binnen welke periode $L/S = 0,1; 2$ en 10 l/kg worden bereikt is ingewikkelder. Er worden namelijk vijf scenario's onderscheiden voor de infiltratie (zie Tabel 2.1).

Tabel 2.1: Scenario's van Miljøstyrelsen

Scenario	Onderafdichting (bepaalt lekverlies)	Bovenafdichting (bepaalt infiltratie)
1	Permanent intact	Geen
2	Permanent intact	Na opbouw stort (30 jaar), afbraak in 50 jaar (periode 30-80 jaar)
3	Permanent intact (31,5 mm/jaar)	Na opbouw stort (30 jaar), permanent (31,5 mm/jaar)
4	Permanent intact	Na opbouw stort (30 jaar), afbraak in 500 jaar (periode 30 - 530 jaar), initieel lage infiltratie
5	Alleen synthetische, geen minerale onderafdichting, afbraak in 200 jaar (periode 0-200 jaar)	Na opbouw stort, afbraak in 50 jaar (periode 30-80 jaar)

Uit de combinatie van uitloging en infiltratie kan met een spreadsheet voor elke periode de gemiddelde belasting van de bodem en het grondwater in kg/(m².jaar) worden bepaald. In het model van dit rapport is ook de

mogelijkheid opgenomen om dergelijke scenario's door te rekenen. Op deze manier kan rekening worden gehouden met een vermindering van het functioneren van de afdichtingen. Dit is realistischer dan de berekeningen met vaste waarden voor infiltratie en lekverlies, maar in dit stadium nog niet opgenomen.

2.3.3 *Bruikbaarheid voor deze rapportage*

Voor Nederland zijn de metingen aan de percolaat- en grondwaterkwaliteit geregeld in de Uitvoeringsregeling stortbesluit bodembescherming (1993). De hiervoor beschreven acceptatiecriteria voor afval uit Annex II van de EU Richtlijn Storten zijn vertaald naar de Nederlandse regelgeving die in paragraaf 2.4 wordt toegelicht. De EU Richtlijn Storten levert verder geen directe input voor deze rapportage.

2.4 **Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen (Bssa, 2009)**

2.4.1 *Uitloog- en samenstellingswaarden*

De laatste wijziging in 2009 van het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen (Bssa, 2009) heeft plaatsgevonden om de uitlooggrenswaarden voor acceptatie van afvalstoffen zoals vastgelegd in Annex II van de EU Richtlijn Storten (EC, 2003) in de Nederlandse regelgeving te implementeren. Het besluit maakt onderscheid in inerte, niet-gevaarlijke en gevaarlijke stoffen. Stortplaatsen voor inert afval komen niet voor in Nederland. In de praktijk worden stortplaatsen voor inerte afvalstoffen niet geaccepteerd door de vergunningverlener. De toepassing van inert afval zou overigens niet helemaal vrij zijn. Er wordt in het Bssa uitgegaan van een kleilaag onder de inerte afvalstoffen. In deze rapportage geldt het meenemen van inerte afvalstoffen alleen als referentie.

Voor de inerte, niet-gevaarlijke en gevaarlijke afvalstoffen is voor een aantal parameters uitlooggrenswaarden (mg/kg) vastgesteld die gelden bij een L/S verhouding (Liquid/Solid ratio) van 10 liter/kg. Hiernaast geldt voor een aantal parameters samenstellingswaarden. De uitloog- en samenstellingswaarden staan voor inerte afvalstoffen in Tabel 2.2 en voor niet-gevaarlijke afvalstoffen in Tabel 2.3. De uitloog- en samenstellingswaarden voor gevaarlijk afval zijn een stuk hoger dan de waarden in Tabel 2.3 en minder relevant voor deze rapportage.

De uitloogwaarden in onderstaande tabellen uit het Bssa (VROM, 2009) zijn identiek aan de uitlooggrenswaarden vermeld in de Annex II van de EU Richtlijn Storten (EC, 2003).

Tabel 2.2: Bssa (VROM, 2009): Uitloog- en samenstellingswaarden inerte afvalstoffen

Stof/Parameter	Uitloogwaarde bij L/S=10 l/kg mg/kg d.s.
Arseen (As)	0,5
Barium (Ba)	20
Cadmium (Cd)	0,04
Chroom (Cr) totaal	0,5
Koper (Cu)	2
Kwik (Hg)	0,01
Molybdeen (Mo)	0,5
Nikkel (Ni)	0,4
Lood (Pb)	0,5
Tin (Sb)	0,06
Selenium (Se)	0,1
Zink (Zn)	4
Chloride (Cl)	800
Fluoride (F)	10
Sulfaat (SO ₄)	1000*
Fenolindex	1
Opgeloste organische koolstof (DOC)	500
Totaal opgeloste vaste stoffen (TDS)	4.000
Stof/Parameter	Samenstellingswaarde (mg/kg)
Totaal organische koolstof (TOC)	30.000
BTEX (benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen)	6
PCB's (polychloorbifenylen, 7 ongenereerd)	1
Minerale olie (C10 t/m C40)	500
PAK's (polycyclische aromatische koolwaterstoffen)	40

Tabel 2.3: Bssa (VROM, 2009): Uitloog- en samenstellingswaarden niet-gevaarlijke afvalstoffen

Stof/Parameter	Uitloogwaarde bij L/S=10 l/kg mg/kg d.s.
Arseen (As)	2
Barium (Ba)	100
Cadmium (Cd)	1
Chroom (Cr) totaal	10
Koper (Cu)	50
Kwik (Hg)	0,2
Molybdeen (Mo)	10
Nikkel (Ni)	10
Lood (Pb)	10
Tin (Sb)	0,7
Selenium (Se)	0,5
Zink (Zn)	50
Chloride (Cl)	15.000
Fluoride (F)	150
Sulfaat (SO ₄)	20.000
Opgeloste organische koolstof (DOC)	800
Totaal opgeloste vaste stoffen (TDS)	60.000
Stof/Parameter	Samenstellingswaarde
Totaal organische koolstof (TOC)	5% (gewichtspcent)
Zuurgraad	Minimaal 6

De uitloogwaarden worden getoetst met standaarduitloogproeven in het laboratorium door meting aan monsters van de afvalstoffen. Ten behoeve van de normering is voor de relatie van de laboratoriumproeven met de veldsituatie uitgegaan van generieke situaties.

In het besluit staat niet op welke milieukwaliteitseisen de uitloogwaarden zijn gebaseerd. Dat staat in het achtergronddocument getiteld 'Development of acceptance criteria for landfilling' uit februari 2003 (Miljøstyrelsen, 2003): op respectievelijk 20 m en 200 m benedenstrooms van de rand van de stortplaats mogen vastgestelde kwaliteitscriteria, die onder andere zijn gebaseerd op drinkwaterkwaliteitsnormen, niet worden overschreden.

2.4.2 *Bruikbaarheid voor deze rapportage*

Het Bssa geeft normen voor uitloging voor:

- inert afval, dat in principe zonder bovenafdichting mag worden gestort. Infiltratie van het netto neerslagoverschot is toegestaan. Er moet wel worden gestort op een kleilaag die aan een bepaalde maximale doorlatendheid voldoet;
- niet-gevaarlijk afval. Hiervoor worden in de Nederlandse situatie de technische eisen uit het Stortbesluit bodembescherming toegepast (zie paragraaf 2.2). Dit betekent een sterke beperking van de optredende infiltratie en dus van de emissie naar de bodem.

De bovengenoemde normen voor uitloging uit het Bssa (in mg/kg bij L/S=10 l/kg) kunnen in het kader van deze rapportage voor een generieke situatie worden omgerekend naar toetswaarden (in mg/m²/tijdseenheid). Vervolgens kan dit worden doorgerekend naar verwachte concentraties in het grondwater (in µg/l). Dit geeft een indicatie van wat de huidige regelgeving impliciet maximaal 'toelaat' als het gaat om beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit.

De normen voor uitloging in het Bssa zijn onder andere gebaseerd op drinkwaternormen. Dit betekent dat drinkwaternormen mogelijk bruikbaar moeten zijn voor de invulling van de referentiewaarden.

2.5 **Besluit bodemkwaliteit (Bbk, 2007) en Regeling bodemkwaliteit (Rbk, 2007)**

2.5.1 *Onderbouwing van normen voor uitloging in de Rbk*

Het Besluit bodemkwaliteit (Bbk, VROM, 2007) regelt onder andere het milieuhygiënisch verantwoord toepassen van steenachtige bouwstoffen en van grond en bagger. De normen om dit te regelen zijn vastgelegd in de Regeling bodemkwaliteit (Rbk, VROM, 2007). Voor steenachtige bouwstoffen betreft dit voor anorganische stoffen normen voor de uitloging (in mg/kg) en voor organische stoffen normen voor de samenstelling (totaalgehalten in mg/kg d.s.). Voor grond en bagger gaat het in de Rbk met name om samenstellingswaarden. Alleen voor zogenoemde grootschalige bodemtoepassingen is specifiek naar uitloging gekeken en zijn er naast samenstellingswaarden ook normen voor uitloging. In de navolgende subparagrafen worden de normenkaders voor steenachtige bouwstoffen (paragrafen 2.5.2 en 2.5.3) en voor grond en bagger in grootschalige toepassingen (paragraaf 2.5.4) toegelicht.

2.5.2 *Definitie van bouwstoffen en soorten bouwstoffen*

Definitie bouwstoffen

Het Bbk hanteert de volgende definitie voor bouwstoffen:

'Materiaal waarin de totaalgehalten aan silicium, calcium of aluminium tezamen meer dan 10 gewichtsprocent van dat materiaal bedragen, uitgezonderd vlakglas, metallisch aluminium, grond en baggerspecie, in de hoedanigheid waarin het is bestemd om te worden toegepast.'

Dit betekent concreet dat het Bbk alleen betrekking heeft op steenachtige materialen. Bij twijfel of een bepaald materiaal onder de bouwstoffendefinitie van het Bbk valt, kunnen de percentages silicium, calcium en aluminium worden bepaald. De werkwijze hiervoor is beschreven in de Rbk. Volgens de definitie zijn grond en baggerspecie geen bouwstoffen. In de praktijk kan het echter voorkomen dat een partij bouwstoffen ook grond of baggerspecie bevat, bijvoorbeeld bij ontgraving van bouwstoffen. In dit geval is het toegestaan dat een partij met maximaal 20 gewichtsprocent grond of baggerspecie is

vermengd. De grond of baggerspecie mag niet bewust worden toegevoegd (Handreiking besluit bodemkwaliteit, SenterNovem/Bodem+, 2007).

Het uitlooggedrag en daarmee de risico's van verschillende soorten bouwstoffen kunnen sterk van elkaar verschillen. Ten behoeve van de normstelling maakt het Bbk onderscheid tussen de volgende drie categorieën bouwstoffen:

- vormgegeven bouwstoffen;
- niet-vormgegeven bouwstoffen zonder isolatie-, beheers- en controlemaatregelen (IBC-maatregelen);
- niet-vormgegeven bouwstoffen met IBC-maatregelen, oftewel IBC-bouwstoffen.

Vormgegeven bouwstoffen

Een bouwstof is vormgegeven als het materiaal voldoet aan twee voorwaarden:

1. De kleinste eenheid van het materiaal moet ten minste een volume hebben van 50 cm³;
2. Het materiaal moet duurzaam vormvast zijn.

Met andere woorden: de bouwstof moet uit flinke brokken bestaan en mag onder normale gebruiksomstandigheden nagenoeg geen erosie of slijtage vertonen. De manier waarop het volume van de kleinste eenheid en de duurzame vormvastheid wordt bepaald, is uitgewerkt in paragraaf 3.2 van de Rbk.

Een belangrijk uitgangspunt bij het toepassingsscenario in het Bbk is dat bij vormgegeven bouwstoffen de emissie van 1 m² bouwstof leidt tot de belasting van 1 m² bodem. Door deze aanname wordt géén rekening gehouden met het werkelijke oppervlak van een bouwstof dat een bepaald bodemoppervlak belast. De keuze voor een generieke benadering van de normstelling laat echter niet toe eenvoudig tot meer detaillering van de toepassingsscenario's te komen (Verschoor et al, 2006).

Op één stortplaats in Nederland wordt zogenoemd geconditioneerd afval gestort. Dit zijn afvalstoffen die met cementachtige materialen tot monolieten worden gevormd en in een separaat compartiment van een stortplaats voor gevaarlijke afvalstoffen worden gestort. Het gaat dus ook om vormgegeven materiaal. In die zin is geconditioneerd afval vergelijkbaar met de vormgegeven bouwstoffen uit het Bbk. Echter, de behandeling is meer gericht op immobilisatie als aanvullende maatregel bij het storten (naast andere eisen), dan op de toepassing van het geconditioneerde materiaal, waardoor een toetsing zoals bij vormgegeven bouwstoffen niet altijd zinvol zal zijn. Ook zijn er in principe andere uitloogeisen.

Niet-vormgegeven bouwstoffen zonder isolatie-, beheers- en controlemaatregelen (IBC-maatregelen)

Bouwstoffen die niet voldoen aan de vereisten voor vormgegeven bouwstoffen vallen in de categorie niet-vormgegeven bouwstoffen. Voorbeelden hiervan zijn assen en granulaten. De meeste niet-vormgegeven bouwstoffen voldoen aan de normen voor ongeïsoleerde toepassingen en kunnen worden toegepast zonder isolatiemaatregelen. Wanneer niet aan de norm voor ongeïsoleerde toepassing wordt voldaan, dan kan de bouwstof mogelijk nog als IBC-bouwstof worden toegepast. Deze categorie vertoont qua aard en vorm van het materiaal sterke overeenkomsten met inert afval. De uitloogcriteria hiervoor kunnen worden vergeleken.

Niet-vormgegeven bouwstoffen worden in dunnere of dikkere lagen toegepast, zowel in als op de bodem. In de modellering wordt er geen expliciet onderscheid gemaakt tussen toepassing in of toepassingen op de bodem. Voor de berekening is er geen verschil tussen beide, aangezien de percolatie en de grondwaterstand maatgevend zijn, en voor toepassingen in en op de bodem de aangenomen infiltratie gelijk blijft. De aanname is dat de grondwaterspiegel zich op ongeveer 1 m onder het bouw materiaal bevindt. De situatie dat niet-vormgegeven bouwstoffen in de grondwaterzone worden toegepast, wordt hier niet in beschouwing genomen (Verschoor et al, 2006).

IBC-bouwstoffen

IBC-bouwstoffen zijn niet-vormgegeven bouwstoffen die alleen mogen worden toegepast met isolatie-, beheers- en controlemaatregelen, omdat dit anders leidt tot teveel emissies naar het milieu. Deze IBC-maatregelen houden onder meer het volgende in:

- het ontwerp van het werk waarin de IBC-bouwstoffen worden toegepast moet zijn uitgewerkt en goedgekeurd door een daarvoor erkende instantie;
- vanwege de beheersbaarheid moet minimaal 5.000 m³ in een aaneengesloten, herkenbaar geheel worden toegepast. Hierbij is het wel toegestaan dat een ophoging wordt onderbroken door bijvoorbeeld een viaduct;
- de bovenzijde en zijkanten van een IBC-bouwstof worden voorzien van een isolerende voorziening (net als bij een stortplaats);
- de onderzijde van de toe te passen bouwstof moet minimaal 0,5 m boven het ontwerppeil van het grondwater liggen. Als standaard is hiervoor het niveau van het maaiveld aangehouden (de eis voor de onderafdichting komt niet overeen met die van een stortplaats);
- er moet controle en onderhoud plaatsvinden om de kwaliteit van de isolatie op peil te houden.

In paragraaf 3.9 van de Regeling Bodemkwaliteit (VROM, 2007) is een technische uitwerking van de IBC-maatregelen opgenomen, inclusief materiaalgebruik voor isolerende voorzieningen en exacte aanwijzingen voor het ontwerp, de aanleg en de controle en beheersing van IBC-bouwstoffen. Het Bbk regelt onder andere dat IBC-bouwstoffen bij de nuttige toepassing (werk), als er gedurende 7 dagen geen IBC-bouwstoffen worden aangebracht een tijdelijke isolerende isolatie moet worden aangebracht. Dit is ook een belangrijk verschil met de verwerking van niet-gevaarlijk afval op een stortplaats.

Deze categorie vertoont qua aard en vorm van het materiaal, alsmede de vereiste isolatiemaatregelen, overeenkomsten met niet-gevaarlijk afval. Er zijn echter ook verschillen. De te nemen maatregelen zouden moeten resulteren in een beschermingsniveau van het grondwater voor emissies uit het materiaal, dat in principe ook geldig moet zijn voor stortplaatsen. Dit beschermingsniveau is vastgelegd in de uitloogcriteria en deze kunnen met enige voorzichtigheid worden omgerekend in emisiegrenswaarden.

2.5.3 Emissiewaarden Bbk- onderdeel bouwstoffen

Uitgangspunten voor onderbouw

Voor de bodem en het grondwater is rekening gehouden met neerwaarts transport van de uitgeloopte componenten in de bodem. Er wordt voor de niet-vormgegeven bouwstoffen in een open toepassing uitgegaan van een neerslagoverschot van circa 300 mm/jaar en een gemiddelde bronterm afgeleid uit uitloogproeven met bouwmaterialen behorende bij een laagdikte van 0,5 m

dik. Dit gaat om doorstroomd korrelig materiaal. Voor vormgegeven bouwmaterialen (grotere eenheden) is de diffusie uit het grensvlak bouwstof-bodem maatgevend en wordt de emissie per m^2 uit het oppervlak van de bouwstof bepaald (met een diffusieproef) en toegepast op $1 m^2$ bodem. Voor de IBC-bouwstoffen (niet-vormgegeven) wordt uitgegaan van een infiltratie van 6 mm/jaar. De beoordelingsperiode is 100 jaar. Ter bepaling van het effect op de kwaliteit van het onderliggende grondwaterlichaam, is een modellering gebruikt waarbij een laagdikte van 2 m is gehanteerd. Bij de transportberekeningen werd rekening gehouden met bodemeigenschappen met lage, gemiddelde en hoge bindingscapaciteit. Vervolgens werd de meest kritische variant van de drie genomen als bepalend voor de emissienormen van het Bbk. De beleidsmatig gekozen eindpunten zijn de (jaargemiddelde) piekconcentratie in het bovenste (1-2 m-mv) grondwater binnen een tijdraam van 100 jaar, en de gemiddelde concentratie in de bodem (0-1 m) ná 100 jaar (Verschoor et al, 2006; Verschoor en Swartjes, 2008).

Toetscriterium

Concentraties in de bodem en in het grondwater moesten voldoen aan ecologische risicogrenzen, namelijk het MTR_{eco} voor bodem en het MTR_{eco} voor grondwater ($MTR = \text{Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau}$). Voor metalen en andere anorganische stoffen werd hierbij rekening gehouden met een achtergrondconcentratie (toegevoegde risicobenadering) (Verschoor en Swartjes, 2008). Voor dit type stoffen was derhalve een toevoeging aan de bodem en het grondwater toegestaan die leidt tot een concentratieverhoging met het MTT_{eco} ($MTT = \text{Maximaal Toelaatbare Toevoeging}$). Als AC de achtergrond concentratie is geldt: $MTR = AC + MTT$.

Maximale samenstellings- en emissiewaarden

Op basis van deze toetsing zijn generieke kritische emissiewaarden afgeleid met als doel dat deze materialen (secundaire grondstoffen) geen onacceptabele schadelijke effecten op mens en milieu hebben door verspreiding van de uitgeloopte componenten in de bodem, het grondwater en het oppervlaktewater (Verschoor et al, 2006). De maximale emissiewaarden zoals deze zijn omschreven in het Rbk-onderdeel bouwstoffen zijn bepaald bij een toepassingshoogte van 0,5 m, maar vervolgens zijn ze generiek gemaakt. Ze gelden ongeacht de uiteindelijke toepassingshoogte. Dit kan een aandachtspunt zijn bij een onderzoek naar de toepasbaarheid van de normering van het Rbk op stortplaatsen, omdat het bij stortplaatsen gaat om toepassingshoogten van meer dan 10 m. Dit is extreem vergeleken met de bij bouwstoffen gehanteerde waarden. De vastgestelde waarden zijn te vinden in Bijlage A van de Rbk. De maximale samenstellings- en emissiewaarden zijn vastgesteld voor stoffen die vaak in bouwstoffen voorkomen en die invloed hebben op de kwaliteit van de bodem. Ten aanzien van overige parameters geldt altijd de wettelijke zorgplicht. Wanneer een partij bouwstoffen niet aan de maximale samenstellings- en emissiewaarden voldoet, is sprake van een afvalstof. Door middel van breken, zeven, scheiden, reinigen of immobiliseren kan een deel van de partij mogelijk alsnog voldoen aan de maximale samenstellings- en emissiewaarden en worden toegepast. Is dit niet het geval, dan moet het materiaal worden gestort (Handreiking besluit bodemkwaliteit, SenterNovem/Bodem+, 2007)

Voor anorganische stoffen (onder andere metalen) gelden emissiewaarden. Dit zijn normen voor uitloging gekoppeld aan specifieke uitloogproeven in mg/kg d.s. Deze emissiewaarden zijn verschillend voor vormgegeven bouwstoffen, niet-vormgegeven bouwstoffen en IBC-bouwstoffen, vanwege de verschillen in uitloogeigenschappen (Handreiking besluit bodemkwaliteit, SenterNovem/Bodem+, 2007).

Voor organische stoffen (onder andere benzeen, PAK's en minerale olie) gelden samenstellingwaarden (in mg/kg d.s.), omdat voor een aantal van deze stoffen geen geschikte uitloogproeven en nog onvoldoende uitlooggegevens beschikbaar zijn om er emissiewaarden op te baseren. De samenstellingswaarden zijn voor de verschillende categorieën van bouwstoffen gelijk (Handreiking besluit bodemkwaliteit, SenterNovem/Bodem+, 2007).

In de Tabel 2.4 en Tabel 2.5. zijn de gehanteerde maximale emissiewaarden en samenstellingswaarden opgenomen. Indien $L/S < 2$ l/kg gelden er voor de desbetreffende stof geen maximale emissiewaarden.

De emissie van stoffen uit niet-vormgegeven bouwstoffen, uit vormgegeven bouwstoffen waarvan de uitloging bepaald is en uit vormgegeven bouwstoffen met een open, afwaterende structuur (zoals bedoeld in bijlage F van de Rbk (VROM, 2007)), wordt bepaald door middel van de kolomproef volgens NEN 7373 of NEN 7383, of de beschikbaarheidsproef volgens NEN 7371.

De emissie van stoffen uit vormgegeven bouwstoffen waarvan de uitloging diffusiebepaald is, wordt bepaald door middel van de diffusieproef volgens NEN 7375 of de hiervoor genoemde proeven (Rbk, VROM, 2007). Bij de afvalstortplaatsen waarop de pilots duurzaam storten zijn gepland, zijn geen stortplaatsen voor vormgegeven materialen ('geconditioneerd afval') meegenomen en daarom wordt dit onderwerp in het rapport verder buiten beschouwing gelaten.

Tabel 2.4: Rbk (VROM, 2007): Maximale emissiewaarden anorganische stoffen voor de toetsing van bouwstoffen

Stof	Vormgegeven (E _{64d} in mg/m ²)	Niet-vormgegeven (mg/kg d.s.)	IBC-bouwstoffen (mg/kg d.s.)
Antimoon (Sb)	8,7	0,16	0,7
Arseen (As)	260	0,9	2
Barium (Ba)	1.500	22	100
Cadmium (Cd)	3,8	0,04	0,06
Chroom (Cr)	120	0,63	7
Kobalt (Co)	60	0,54	2,4
Koper (Cu)	98	0,9	10
Kwik (Hg)	1,4	0,02	0,08
Lood (Pb)	400	2,3	8,3
Molybdeen (Mo)	144	1	15
Nikkel (Ni)	81	0,44	2,1
Seleen (Se)	4,8	0,15	3
Tin (Sn)	50	0,4	2,3
Vanadium (V)	320 ¹	1,8 ¹	20
Zink (Zn)	800	4,5	14
Bromide (Br)	670 ²	20 ²	34
Chloride (Cl)	110.000 ²	616 ²	8.800
Fluoride (F)	2.500 ²	55 ²	1.500
Sulfaat (SO ₄)	165.000 ²	1.730 ^{2, 3}	20.000

¹ In afwijking van de in Tabel 1 opgenomen maximale emissiewaarden, geldt bij toepassing van bouwstoffen in grote oppervlaktewaterlichamen, zoals gedefinieerd in bijlage O bij deze regeling, een maximale waarde voor vanadium van 460 mg/m² (vormgegeven) en 4,6 mg/kg droge stof (niet-vormgegeven).

² In afwijking van de in Tabel 1 opgenomen maximale emissiewaarden, gelden bij de toepassing van bouwstoffen op plaatsen waar een direct contact (mogelijk) is met zeewater of brak water met van nature een chloridegehalte van meer dan 5000 mg/l:
a) geen maximale emissiewaarden voor chloride en bromide, en
b) de in de tabel opgenomen maximale emissiewaarden voor fluoride en sulfaat vermenigvuldigd met een factor 4.

³ Voor een periode als opgenomen in artikel 5.1.8., tweede lid, Rbk geldt een maximale emissiewaarde van 2.430 mg/kg d.s.

Tabel 2.5: Rbk (VROM, 2007): Maximale samenstellingswaarden organische stoffen voor de toetsing van bouwstoffen

Stof	Maximale waarde (mg/kg d.s.)
<i>Aromatische stoffen</i>	
Benzeen	1 ¹
Ethylbenzeen	1,25 ¹
Tolueen	1,25 ¹
Xylenen (som)	1,25 ^{1, 7}
Fenol	1,25 ²
<i>Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)</i>	
Naftaleen	5 ³
Fenantreen	20 ³
Antraceen	10 ³
Fluoranteen	35 ³
Chrysene	10 ³
Benzo(a)antraceen	40 ³
Benzo(a)pyreen	10 ³
Benzo(k)fluoranteen	40 ³
Indeno (1,2,3cd) pyreen	40 ³
Benzo(ghi)peryleen	40 ³
PAK's (som)	50 ^{4, 7}
<i>Overige stoffen</i>	
PCB's (som)	0,5 ⁷
Minerale olie	500 ⁵
Asbest	100 ⁶

¹ Deze maximale samenstellingswaarden gelden niet voor polymeerbeton voor een periode als opgenomen in artikel 5.1.8., derde lid, Rbk of voor bitumenproducten*¹.

² Voor vormzand geldt een maximale waarde van 3,75 mg/kg d.s.

³ Deze maximale samenstellingswaarden gelden niet voor voor bitumenproducten*¹, asfaltproducten*² en granulaten*³.

⁴ Voor bitumenproducten^{*1} en asfaltproducten^{*2} geldt een maximale samenstellingswaarde van 75 mg/kg d.s. voor PAK's (som) voor een periode als opgenomen in artikel 5.1.8., eerste lid Rbk.

⁵ Deze maximale samenstellingswaarde geldt niet voor kunstgrasstrooisel voor een periode als opgenomen in artikel 5.1.8., vierde lid Rbk, of voor bitumenproducten^{*1} en asfaltproducten^{*2}. Voor granulaten^{*3} en vormzand geldt een maximale waarde van 1.000 mg/kg droge stof.

⁶ Zijnde het gehalte de concentratie serpentijnasbest plus tienmaal het gehalte amfiboolasbest. Deze eis bedraagt 0 mg/kg d.s. indien niet is voldaan aan artikel 2, onder b, van het Productenbesluit Asbest.

⁷ De definitie van de somnorm wordt gegeven in bijlage N.

^{*1} Onder bitumenproducten wordt verstaan: bitumen dakbedekkings- en afdichtingsmaterialen, vormgegeven bouwstoffen met een bitumen coating, en secundair bitumengranulaat dat zodanig is toegepast dat in de eindtoepassing een functionele constructie van samenhangend bitumengranulaat ontstaat.

^{*2} Onder asfaltproducten wordt verstaan: asfalt, asfaltbeton, asfaltgranulaat en civieltechnisch functionele mengsels met asfaltgranulaat.

^{*3} Onder granulaten wordt verstaan: menggranulaat, hydraulisch menggranulaat, betongranulaat, metselwerkgranulaat brekerzeefzand en recyclingbrekerzand.

Alleen voor grootschalige toepassingen geldt een minimale toepassingshoogte van 2 m. Bij grootschalige toepassingen kan worden gedacht aan bijvoorbeeld dijken, geluidswallen en (spoor)wegen. Gebruik van de normering voor de situatie van een stortplaats bij toepassingshoogten van 15 meter is strikt genomen toegestaan, maar betekent wel een grote extrapolatie.

2.5.4 Samenstellingswaarden Rbk - onderdeel grootschalige bodemtoepassingen

Definitie grond en baggerspecie

Het Bbk hanteert de volgende definitie van grond en baggerspecie:

'Grond is vast materiaal dat bestaat uit minerale delen met een maximale korrelgrootte van 2 millimeter en organische stof in een verhouding en met een structuur zoals deze in de bodem van nature worden aangetroffen, alsmede van nature in de bodem voorkomende schelpen en grind met een korrelgrootte van 2 tot 63 millimeter, met uitzondering van baggerspecie.

Baggerspecie is materiaal, dat is vrijgekomen uit de bodem via het oppervlaktewater of de voor dat water bestemde ruimte en dat bestaat uit minerale delen met een maximale korrelgrootte van 2 millimeter en organische stof in een verhouding en met een structuur zoals deze in de bodem van nature worden aangetroffen, alsmede van nature in de bodem voorkomende schelpen en grind met een korrelgrootte van 2 tot 63 millimeter.'

Normstelling voor grootschalige bodemtoepassingen

De Rbk geeft samenstellingswaarden (totaalgehalten) voor grond en bagger voor verschillende toepassingen. Deze normen zijn gebaseerd op achtergrondconcentraties en/of op ecologische, humane en landbouwisico's. Meer informatie hierover is te vinden in het NOBO-rapport (VROM, 2008). Specifiek voor het toepassen van grond en bagger in zogenoemde grootschalige bodemtoepassingen (bijvoorbeeld dijken en geluidswallen) zijn er normen waarbij naar uitloging van verontreinigende stoffen naar de bodem en het grondwater is gekeken. Het moet dan gaan om toepassingen met een volume van minimaal 5000 m³ en een hoogte van minimaal 2 m. De normstelling voor grootschalige bodemtoepassingen bestaat uit (VROM, 2008):

- normen voor het maximale totaalgehalte in grond en in bagger (maximale waarde industrie en/of Interventiewaarde waterbodems). Bij toepassing van grond en bij toepassing op of in landbodems geldt altijd de maximale waarde industrie, alleen bij toepassing van baggerspecie op of in waterbodems geldt de Interventiewaarde waterbodems;
- normen voor de maximale uitloging uit grond en bagger (maximale emissiewaarden), alleen voor metalen;
- normen voor totaalgehalten in grond en bagger, waarboven uitloogonderzoek dient te worden uitgevoerd (emissietoetswaarden), alleen voor metalen. Beneden de emissietoetswaarden is de kans op overschrijding van de maximale emissiewaarden erg gering.

De normen voor de samenstelling (totaalgehalten) zorgen voor aansluiting bij de normenkaders voor andere dan grootschalige toepassingen. De maximale emissiewaarden voor metalen zijn gebaseerd op onder andere het volgende:

- de gemiddelde concentratie van een verontreinigende stof mag in de bovenste meter van de bodem en in de bovenste meter van het grondwater niet meer toenemen dan het MTT. Er is gekeken naar een tijdraam van 100 jaar. Dit is hetzelfde beschermingsniveau als voor steenachtige bouwstoffen. Er zijn geen beleidsmatige correcties toegepast;
- een geochemisch speciatiemodel op basis van het model ORCHESTRA. Ook dit is hetzelfde model als voor steenachtige bouwstoffen is gehanteerd;
- een toepassingshoogte van 5 m. Dit is hoger dan bij bouwstoffen is gehanteerd;
- open toepassing en een netto-infiltratie van 300 mm/jaar;
- een waarde voor de emissie uit schone grond ('factor a'). Emissie uit schone grond 'telt niet mee' als risico, maar vormt wel een onderdeel van de emissiewaarde.

Voor meer details wordt verwezen naar het NOBO-rapport (VROM, 2008) en naar Verschoor et al. (2006).

Maximale emissiewaarden en emissietoetswaarden

De maximale emissiewaarden en emissietoetswaarden uit de Rbk gericht op emissies uit grootschalige toepassingen zijn opgenomen in Tabel 2.6. In Tabel 2.7 is voor een selectie aan stoffen de maximale waarde industrie opgenomen. Er is gekozen voor die stoffen die ook in voorgaande tabellen met samenstellingswaarden zijn genoemd, zodat hiermee kan worden vergeleken. De complete lijst is te vinden in de Rbk (VROM, 2007) en in het NOBO-rapport (VROM, 2008).

Tabel 2.6: Rbk (VROM, 2007): maximale emissiewaarden en emissietoetswaarden voor metalen voor de toetsing van grond en bagger in grootschalige toepassingen

Stof	Maximale emissiewaarde (mg/kg bij L/S = 10 l/kg)	Emissietoetswaarde (mg/kg d.s.)
Antimoon (Sb)	0,070	9
Arseen (As)	0,61	42
Barium (Ba)	4.1	413
Cadmium (Cd)	0,051	4,3
Chroom (Cr)	0,17	180
Kobalt (Co)	0,24	130
Koper (Cu)	1,0	113
Kwik (Hg)	0,49	4,8
Lood (Pb)	15	308
Molybdeen (Mo)	0,48	105
Nikkel (Ni)	0,21	100
Tin (Sn)	0,093	450
Vanadium (V)	1,9	146
Zink (Zn)	2,1	430

Tabel 2.7: Rbk (VROM, 2007): maximale waarde industrie van een aantal organische stoffen, onder andere voor de toetsing van toepassing van grond en bagger in grootschalige toepassingen op landbodems

stof	Maximale Waarde Industrie (mg/kg d.s.)
<i>Aromatische stoffen</i>	
Benzeen	1
Ethylbenzeen	1,25
Tolueen	1,25
Xylenen (som)	1,25
Fenol	1,25
<i>Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)</i>	
PAK's (som)	40
<i>Overige stoffen</i>	
PCB's (som)	0,5
Minerale olie ¹⁾	500
Asbest	100

¹⁾ voor het toepassen van baggerspecie in grootschalige toepassingen geldt voor minerale olie een maximale waarde van 2.000 mg/kg d.s.

Grootschalige bodemtoepassing in diepe plassen

Het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) is ook van toepassing op het nuttig gebruik van grond en bagger in diepe plassen zoals zandwinplassen. De bovengrens wat betreft samenstelling is klasse B voor sediment en klasse Industrie voor grond. Vanwege maatschappelijke onrust bij het herinrichten van een aantal plassen en een aantal wetenschappelijke onzekerheden over de gevolgen van het toepassen van klasse Industrie en klasse B is aanvullend beleid geformuleerd (Circulaire herinrichting van nieuwe plassen en Handreiking herinrichten diepe plassen). In het generieke kader daarvan is aangegeven dat voor vrijliggende plassen waar nog gestart moet worden klasse B en Industrie niet toegepast kunnen worden. Wel kan in gebiedsgericht beleid via een Nota bodembeheer door het bevoegd gezag ruimere regels worden vastgesteld. Locatiespecifieke omstandigheden spelen daarbij een belangrijke rol.

In de achterliggende beleidsdiscussies speelt de vraag welke belasting van het grondwater en oppervlaktewater acceptabel is. Hierover zijn nog geen beleidsmatige uitspraken gedaan. Wel is als voorlopige richtlijn aangegeven dat het poriewater van het toegepaste materiaal in vrijliggende plassen maximaal een kwaliteit van het $MTR_{\text{water—opgelost}}$ mag hebben. Bij het vaststellen van deze waarde is betrokken dat er een sterke verdunning optreedt benedenstrooms van

de plas. Dit komt door het veelal grote verschil in doorlatendheid van toegepaste bagger ten opzichte van de veelal zandige omgeving.

Doordat er nog geen beleidsmatig vastgestelde afleidingssystematiek is opgesteld is deze methodiek niet direct toepasbaar voor de methodiek voor stortplaatsen. Wel is relevant dat het MTRwater (opgelost) een rol speelt en dat verdunning in de verzadigde zone in beschouwing is genomen.

Een onderbouwing en een aantal achterliggende wetenschappelijke aspecten van de Handreiking zijn opgenomen in Lijzen et al. (2011). In een onderzoeksprogramma zullen in circa 2 jaar een aantal onderwerpen verder worden onderzocht met het doel tot een generiek kader te komen.

2.5.5 *Bruikbaarheid voor deze rapportage*

Het Rbk geeft normen voor uitloging voor:

- vormgegeven steenachtige bouwstoffen. Het gaat hierbij om materiaal in flinke brokken;
- niet-vormgegeven steenachtige bouwstoffen. Deze mogen zonder verdere maatregelen overal worden toegepast. Infiltratie van het nettoneerslagoverschot van 300 mm/jaar is toegestaan;
- IBC-bouwstoffen. Deze mogen alleen worden toegepast als er isolatie-, beheers- en controlemaatregelen worden getroffen. Dit betekent een sterke beperking van de optredende infiltratie en dus van de emissie naar de bodem. Uitgangspunt is een infiltratie van 6 mm/jaar;
- toepassing van licht tot matig verontreinigde grond en bagger in grootschalige bodemtoepassingen (klasse Industrie). Het gaat hier om open toepassingen en een netto infiltratie van 300 mm/jaar.

De vormgegeven steenachtige bouwstoffen wijken sterk af van het materiaal dat op stortplaatsen kan voorkomen en zijn daarom minder bruikbaar om mee te rekenen. Een uitzondering hierop vormen stortplaatsen voor geconditioneerd afval. De overige bovengenoemde normen voor uitloging uit het Rbk (in mg/kg bij L/S=10 l/kg of een L/S horend bij de te beoordelen periode) kunnen in het kader van deze rapportage worden omgerekend naar toetswaarden (in mg/m²/tijdseenheid). Aandachtspunt voor de normen voor grond en bagger in grootschalige toepassingen is dat deze inclusief de uitloging uit schone grond zijn. De normen voor uitloging kunnen vervolgens voor generieke situaties worden doorgerekend naar verwachte concentraties in het grondwater (in µg/l). Dit geeft een indicatie van wat de huidige regelgeving maximaal 'toestaat' als het gaat om beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit.

De normen voor uitloging in het Bbk/Rbk zijn gebaseerd op ecologische risicogrenzen (MTR_{eco} en MTT_{eco}, zie Tabel B1.4 in Bijlage 1). Dit betekent dat ecologische risicogrenzen mogelijk bruikbaar zijn voor de invulling van de referentiewaarden.

2.6 **Stortplaatsen baggerspecie op land**

2.6.1 *Wijze van toetsen stortplaatsen baggerspecie*

Toelaatbaar beïnvloed gebied

Isolerende maatregelen bij de Regeling stortplaatsen voor baggerspecie op land (VROM, 2001) hebben tot doel te voorkomen dat binnen een termijn van 10.000 jaar als gevolg van een emissie van verontreinigingen vanuit de stortplaats, een ontoelaatbare verhoging plaatsvindt van de concentraties van verontreinigende stoffen buiten het toelaatbaar beïnvloede gebied. Indien het beïnvloede gebied na 10.000 jaar (berekening) kleiner is dan het toelaatbaar beïnvloede gebied, (overeenkomend met de nuttige inhoud van de stortplaats) dan zijn de effecten

van de stortplaats op het grondwater toelaatbaar, behoudens locatiespecifieke omstandigheden.

Met 'de omvang van het door de stortplaats beïnvloede gebied' wordt het volume bodem bedoeld dat zich binnen de streefwaardecontour voor een bepaalde verontreinigende stof bevindt. Met het gebied wordt dus in feite een volume bodem (m³) bedoeld.

Het toelaatbaar beïnvloede gebied komt overeen met de grootte van de nuttige inhoud van de stortplaats (volumecriterium). Met de nuttige inhoud van de stortplaats wordt het depotvolume (m³) bedoeld dat beschikbaar is voor het bergen van baggerspecie (ontwerpcapaciteit).

Maatgevend voor de bepaling van het beïnvloede gebied is de uit de stortplaats tredende flux van verontreinigingen. De totale hoeveelheid van een opgeloste verontreinigende stof die zich vanuit de stortplaats naar de ondergrond beweegt dient te worden uitgedrukt als flux, in grammen per hectare per jaar. De kwaliteit van het poriënwater in de stortplaats is uitgangspunt voor het berekenen van de effecten op het grondwater (flux naar en verspreiding in het watervoerend pakket). In het poriënwater aanwezige verontreinigende stoffen kunnen ten gevolge van advection transport (met de grondwaterstroming) of diffusief transport (nivellering concentratieverschillen) uit de stortplaats treden. Hiervoor is een rekenmethode opgenomen in bijlage 2 van de regeling.

Locatiespecifieke omstandigheden

Er kunnen zich locatiespecifieke (geohydrologische) omstandigheden voordoen waarbij het toelaatbaar beïnvloede gebied niet wordt overschreden, terwijl er toch een aanzienlijke emissie vanuit de stortplaats optreedt, bijvoorbeeld door afstroming naar nabij gelegen oppervlaktewater. Ook in het watervoerend pakket optredende verdunning (hoge stroomsnelheid grondwater) zou tot gevolg kunnen hebben dat de streefwaarden in het grondwater niet worden overschreden. In dergelijke gevallen moet de jaarlijkse vracht (in mg) van verontreinigingen op het ontvangende grond- en of oppervlaktewater worden gekwantificeerd.

2.6.2 Bruikbaarheid voor deze rapportage

De Regeling stortplaatsen voor baggerspecie op land bevat geen normen voor uitloging en er zijn mogelijkheden voor het omgaan met locatiespecifieke omstandigheden. Een algemene uitwerking op basis van het bron-pad-receptormodel, zoals in fase 1 van deze rapportage is gekozen, is hiermee lastig. De bron en het pad staan niet vast, maar verschillen per locatie.

Voor fase 2 van deze rapportage bevat deze regeling enkele elementen die in beschouwing kunnen worden genomen:

- de invulling van de milieudoelstelling in de vorm van een toelaatbaar beïnvloed gebied, gekoppeld aan een termijn van 10.000 jaar;
- de rekenmethode om van poriënwaterconcentraties in de stortplaats te komen naar de uit de stortplaats tredende flux van verontreinigingen in grammen per hectare per jaar (dit is dezelfde eenheid (gewicht/oppervlak/tijdseenheid) als voor de te ontwikkelen toetswaarden). Opgemerkt moet echter worden dat de concentraties van het poriënwater in een stortplaats in het algemeen zeer grote verschillen vertonen en voor de situatie na verduurzamen niet bekend zijn;

- de manier waarop wordt omgegaan met locatiespecifieke (geohydrologische) omstandigheden, zoals afstroming naar oppervlaktewater of verdunning in het watervoerend pakket.

2.7 Keuze verder uit te werken kaders in fase 1

Zoals in hoofdstuk 1 is aangegeven is het uitgangspunt bij het ontwikkelen van toetswaarden consistentie met bestaande kaders voor preventief bodembeleid. Op basis van dit uitgangspunt lag de focus in fase 1 op bestaande normen voor uitloging. Uit de inventarisatie in dit hoofdstuk blijkt dat er normen voor uitloging zijn voor:

- inerte afvalstoffen. Dit type afvalstoffen mag in principe in open toepassingen worden gestort, zonder al te veel voorzieningen. Zie Tabel 1.2, bijlage Bssa;
- niet-gevaarlijke afvalstoffen. Bij dit type afvalstoffen zijn isolerende voorzieningen, zoals een onderafdichting, noodzakelijk. Zie Tabel 2.1, bijlage Bssa;
- vormgegeven bouwstoffen. Het gaat om bouwstoffen in flinke brokken. Zie Tabel 1, bijlage A, Rbk. (In dit rapport worden vormgegeven bouwstoffen buiten beschouwing gelaten. Voor motivatie zie paragraaf 2.5.3);
- niet-vormgegeven bouwstoffen. Dit type bouwstoffen mag in open toepassingen worden gebruikt. Zie tabel 1, bijlage A, Rbk;
- IBC-bouwstoffen. Dit type bouwstoffen mag alleen in combinatie met isolerende voorzieningen worden gebruikt. Zie in tabel 1 bijlage A Rbk;
- grond en bagger in grootschalige toepassingen. Het gaat hierbij om matig verontreinigd materiaal. Zie tabel 1 en 2 bijlage B Rbk.

Verdere uitwerking op basis van het bron-pad-receptormodel kan dus op basis van normen uit:

- Bssa, de keuze voor verdere uitwerking op basis van de normen uit het Bssa is logisch, omdat dit besluit betrekking heeft op afvalstoffen.
- Rbk, ter vergelijking en als aanvulling is gekozen voor de Rbk-normen voor niet-vormgegeven bouwstoffen en voor IBC-bouwstoffen. Hiervoor geldt dat een relatief recente uitgebreide Nederlandse studie is uitgevoerd om deze normen te onderbouwen (Verschoor et al., 2006).

Hierbij zal worden getoets aan het MTR_{eco} omdat dit voor beide kaders gebruikelijk is (zie paragraaf 3.3).

Daarnaast is besloten een vergelijking te maken met de uitloging uit schone grond. Uitloging uit schone grond wordt in het preventieve beleid niet als een risico op bodembelasting beschouwd en kan daarom dienen als referentiekader.

3 Uitwerking bestaande kaders vanuit het bron-pad-receptormodel

3.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft hoe er, uitgaande van bestaande normen voor uitloging, is gerekend naar belasting van de bodem en naar het grondwater op verschillende plaatsen. Zoals in het vorige hoofdstuk is toegelicht, is gekozen voor uitwerking op basis van het bron-pad-receptormodel uitgaande van de normen voor:

- inerte afvalstoffen in het Bssa;
- niet-gevaarlijke afvalstoffen in het Bssa;
- niet-vormgegeven bouwstoffen in de Rbk;
- IBC-bouwstoffen in de Rbk.

Hiernaast zijn dezelfde berekeningen uitgevoerd voor schone grond, als referentiekader. Op basis van de resultaten worden conclusies getrokken voor de invulling van fase 2 van dit project.

3.2 Rekenwijze bron-pad-receptor

In Bijlage 1 is de rekenwijze, inclusief de toegepaste formules en de invulling van de benodigde parameters in detail beschreven. Samengevat is gebruik gemaakt van een model dat uitgaat van uitloging uit de stortplaats, stroming van het percolaat uit de stortplaats door een inerte onverzadigd blijvende zone en vermenging met grondwater in de verzadigde zone.

In de onverzadigde zone wordt uitgegaan van adsorptie aan de bodemmatrix en bij een functionerende onderafdichting vermenging van de resulterende kleine hoeveelheden percolaat met het langsstromende grondwater, met daarin achtergrondconcentraties. Bij grote hoeveelheden percolaat (bij een effectief neerslag overschot van 300 mm/jaar) wordt uitgegaan van verdringing zonder opmenging met het grondwater.

Deze paragraaf geeft de gevolgde stappen aan.

3.2.1 Rekenwijze anorganische stoffen

Figuur 3.1 geeft de rekenwijze voor anorganische stoffen op hoofdlijnen aan.



Figuur 3.1: Overzicht gehanteerde rekenwijze fase 1 voor anorganische stoffen

Intermezzo terminologie

In dit rapport wordt de term uitloognormen gebruikt voor waarden in mg/kg bij een bepaalde L/S-verhouding (in l/kg), die in een uitloogproef kunnen worden getoetst (in het laboratorium, op het materiaal). In de regelgeving wordt dit type normen aangeduid als waarden (Bssa) of maximale emissiewaarde (van het

materiaal; Rbk). Verschoor et al. (2006) hanteren hiervoor de term emissiewaarde.

De term toetswaarde is voor dit rapport ingekaderd in paragraaf 1.4. De in het rapport van Verschoor et al. gehanteerde term immissiewaarde staat voor hetzelfde begrip als hier de toetswaarde. Op het grensvlak stortplaats-bodem is de emissie uit de stortplaats gelijk aan de immissie in de bodem.

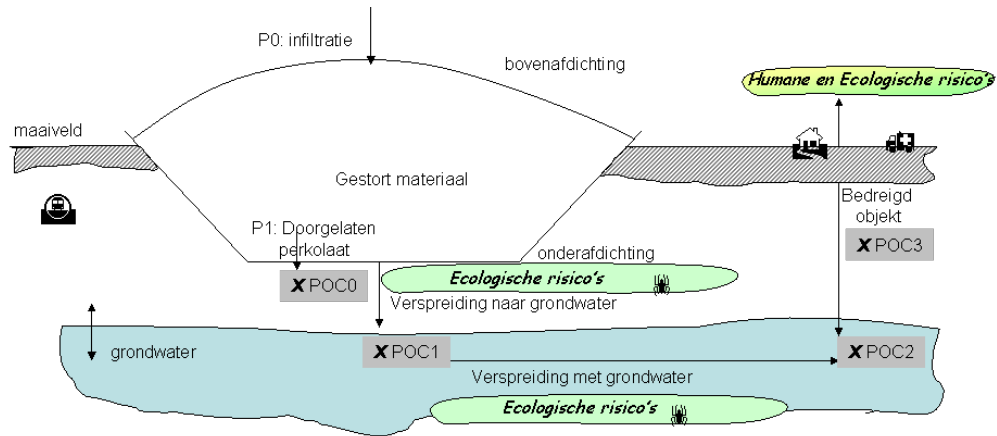
Anorganische stoffen: van normen voor uitloging naar toetswaarden

Om van normen voor uitloging van anorganische stoffen bij standaarduitloogproeven te komen naar toetswaarden, is de methode gevolgd die ook voor bouwstoffen is gebruikt (Verschoor et al. 2006). Het gehanteerde model beschrijft exponentieel uitlooggedrag. Hierbij moet worden opgemerkt dat dit geen optimale beschrijving is voor een stortplaats. Er wordt onder andere uitgegaan van gelijkmatige doorstroming en van materiaal dat gelijk blijft van karakter gedurende het uitloogproces. Ook wordt voor alle materialen gebruik gemaakt van gelijke constante waarden per metaal voor de snelheid van uitloging (κ =kappa). In de praktijk verschillen de kappawaarden per bouwstof. De gebruikte waarde per metaal is bepaald als een gemiddelde waarde voor verschillende bouwstoffen. Op een stortplaats zal locatiespecifiek een andere snelheid van uitloging gelden.

Voor schone grond gelden geen normen voor uitloging, maar is gebruik gemaakt van de meest recente hiervoor beschikbare meetwaarden uit uitloogproeven (zie Bijlage 1). Voor deze waarden wordt de term 'a' gebruikt. De uitloging uit schone grond (a) is op dezelfde manier omgerekend naar toetswaarden als de normen voor uitloging uit het Bssa en de Rbk.

Conceptueel model stortplaats en beïnvloede omgeving

Om naar concentraties in het grondwater te kunnen omrekenen, is een conceptueel model gekozen voor de stortplaats en de beïnvloede omgeving. Figuur 3.2 toont het hiervoor gehanteerde conceptueel model.



POC= Point of compliance =

Te monitoren beïnvloed punt

POC0 = direct onder de onderafdichting, waar de verontreiniging de bodem indringt

POC1 = op het grensvlak van onverzadigde en verzadigde zones

POC2/3 = op het pad (bijvoorbeeld in het grondwater) of bij de receptor (bijvoorbeeld in drinkwaterput)

Figuur 3.2: Conceptueel model stortplaats en beïnvloede omgeving

In de modellering wordt de stortplaats beschouwd als een blackbox gevuld met materiaal dat uitloopt bij doorstroming met water. Er stroomt een bepaalde hoeveelheid regenwater (PO) de stortplaats binnen, de grootte van deze infiltratiestroom wordt beperkt door de bovenafdichting. De hoeveelheid percolaat (lekdebiet P1) die aan de onderzijde uit de stortplaats treedt (op het punt POC0 = point/plane of compliance 0) wordt bepaald door de kwaliteit van de afdichtingen als geheel. (Deze afdichting bestaat uit een synthetische laag en de minerale afdichtingslaag en andere maatregelen zoals drains, die niet in het conceptuele model zijn opgenomen en dus hier vooralsnog buiten beschouwing blijven.) Onder de onderafdichting bevindt zich een onverzadigde laag (die voor de eenvoud hier als inert wordt beschouwd), daaronder een met grondwater verzadigde laag. Op het grensvlak tussen deze twee lagen bevindt zich het punt POC1. De modellering heeft als doel de berekening van de emissies van mogelijk risicovolle stoffen die met de waterstroom meekomen door de onderafdichting (bij het punt POC0) en de concentraties op de punten POC0, POC1 en POC2. Hierbij is POC2 de concentratie in het beïnvloede grondwaterlichaam naast de stortplaats. De emissies en concentraties op POC0 en POC1 beschrijven namelijk wel het stortlichaam als verontreinigingsbron, maar nog niet het effect van deze bron op het grondwater. De concentraties op POC2 en POC3 zijn meer direct gerelateerd aan de risico's.

De concentratie op POC2 is te relateren aan (mogelijke) humane en ecologische risico's. Om deze risico's te beoordelen is een normering voor de concentraties in het grondwater gebruikt op basis van het 'Maximaal Toelaatbaar Risico voor het ecosysteem' (MTR_{eco}). In Bijlage 1 (Tabel B1.4) staan de gehanteerde waarden per stof.

Om concentraties op POC2 te berekenen is een separate modellering nodig – voor het gedrag in het grondwater. Aspecten van deze modellering zijn de

omvang van de grondwaterstroming (verduunningseffect) en de mate van adsorptie (beperking mobiliteit). In de modellering van dit rapport is een aantal aspecten niet meegenomen, zoals afbraak van organische stoffen, de vorming van neerslagen van anorganische stoffen en andere chemische interacties. In deze rapportage is voor de modellering van de verspreiding in het grondwater een generieke modellering gebruikt. Het is hierbij desgewenst mogelijk om rekening te houden met locatiespecifieke variaties. Dit betreft bijvoorbeeld variaties in bodemtypen voor de onverzadigde en verzadigde laag, geometrie van de stortplaats, scenario's voor het functioneren van de onderafdichting (en daarmee variaties in het lekverlies) en grondwatersnelheden. Het rapport beperkt zich tot gemiddelde concentraties in de verontreinigingspluim in het grondwaterlichaam. Een nauwkeuriger berekening van concentraties ter plaatse van specifieke aan de verontreiniging blootgestelde objecten, zoals drinkwaterbronnen (in de EU terminologie: op POC3) is in dit rapport niet uitgewerkt. Het is van belang om in de volgende fase een duidelijke keuze te maken voor de te hanteren milieudoelstelling in termen van een normering voor de concentraties op POC2 en/of POC3.

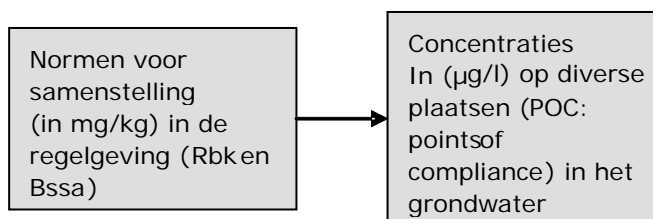
Uitgangspunt voor de risicobeschouwing is een bron-pad-receptor benadering. In Figuur 3.2 staan de objecten aangegeven die maatgevend kunnen zijn voor het risico - naast de grondwaterkwaliteit: humane en ecologische risico's. De acceptatiegraad van de blootstelling aan deze risico's wordt bepaald door de normering die hiervoor van toepassing is. De blootstelling van de bedreigde objecten wordt bepaald door de omvang van de emissie uit bron (de stortplaats) en de verspreidingsroute, in dit geval verspreiding naar (POC0 → POC1) en met (POC1 → POC2) grondwater.

Anorganische stoffen: van toetswaarden naar concentraties op POC0 en POC1

In Bijlage 1 is aangegeven hoe de toetswaarden kunnen worden omgerekend naar concentraties in het percolaat op POC0, en in het grondwater op POC1. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een partitierelatie voor de verdeling over de vaste fase en de vloeibare fase. Een belangrijke parameter hierbij is de partiticoëfficiënt (K_p). Hiernaast moeten keuzes worden gemaakt voor bodemeigenschappen, zoals porositeit, dichtheid en veldcapaciteit. In Bijlage 1 wordt tevens aangegeven hoelang het duurt voordat de verontreiniging direct onder de onderafdichting (POC0) de verzadigde zone (POC1) bereikt, afhankelijk van de hoeveelheid infiltratie die optreedt en uitgaande van een onverzadigde zandlaag van 0,7 m dikte onder de onderafdichting. (Voor een beoordeling na duurzaam storten zou bezien kunnen worden of de eis van 0,7 m drooglegging onder de stortplaats nog gehandhaafd dient te worden.)

Organische stoffen

Figuur 3.3 geeft de rekenwijze voor organische stoffen op hoofdlijnen aan.



Figuur 3.3: Overzicht gehanteerde rekenwijze fase 1 voor organische stoffen

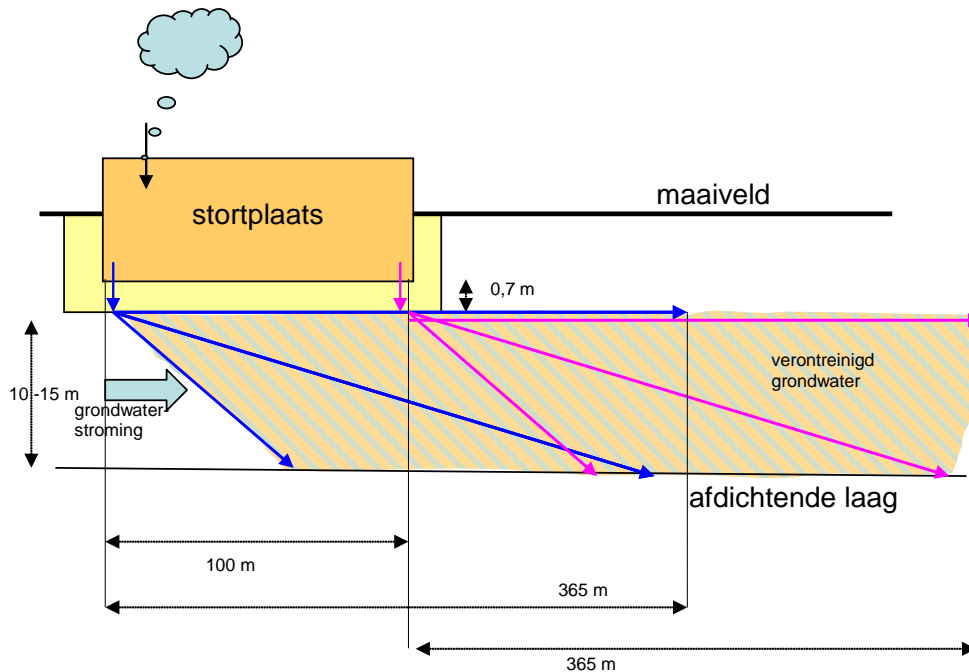
Omdat voor dit type stoffen eenduidige standaarduitloogproeven en dus ook normen voor uitloging ontbreken, kunnen deze niet worden omgerekend naar toetswaarden. Wel kan met behulp van een partitierelatie worden berekend wat de verdeling is over de vaste en de vloeibare fase. Hierbij is de aanname voor de hoeveelheid organische stof in de bodem een belangrijke parameter. Hiernaast is de adsorptiecoëfficiënt aan koolstof (Koc) van belang.

Van concentraties op POC1 naar concentraties op POC2

Om van concentraties op POC1 naar POC2 te kunnen doorrekenen moet een model worden gekozen voor de verspreiding in het grondwater. Figuur 3.4 geeft een overzicht van het gekozen model. Er is gekozen voor verspreiding in een zandlaag maar bij een relatief lage stroomsnelheid van 1 cm per dag en 10% dispersie. Dit is te beschouwen als een gematigde worst-casesituatie *voor de verspreiding*. Er speelt echter nog meer: er is uitgegaan van een homogene bodem in het grondwaterlichaam. Bij een heterogene bodem zal het grondwater de weg van de minste weerstand volgen, via aanwezige zandlagen. Bij bodems met een lagere doorlatendheid (klei, fijn lemig zand) wordt weliswaar een verspreiding gevonden over kleinere afstanden, maar met hogere concentraties nabij de stortplaats. Voor de vergelijking van dergelijke situaties is nog geen duidelijk kader ontwikkeld.

In dit rapport wordt de gemiddelde concentratie in het beïnvloede grondwater berekend. Het beïnvloede gebied is kleiner in een bodem met een lage doorlatendheid dan bij een bodem met een hoge doorlatendheid. Dit betekent hogere concentraties bij een lage doorlatendheid (maar in een kleiner gebied). Als alleen naar de concentraties wordt gekeken is zandgrond niet zonder meer een 'worst case'.

In werkelijkheid zal retardatie van stoffen optreden (het achterblijven van stoffen bij de grondwaterstroming) en speelt ook diffusie een rol in het verspreidingsproces. Het gevolg is dat verschillende stoffen zich over verschillende afstanden in het grondwater zullen verplaatsen (de relevante afstand hangt ook af van de verhouding van de emissie uit de stortplaats, de achtergrondwaarde en de normering voor het grondwater). Bij de normering kan de afstand van de verst optredende overschrijding van de grondwaternormering als grens worden gekozen.



Figuur 3.4: Overzicht verontreinigingspluim in het grondwater bij stroming van 1 cm per dag in 100 jaar en 10% dispersie (voor de dispersie zie bovenaanzicht in Bijlage 1)

3.3 Resultaten berekeningen bron-pad-receptor vanuit normen Bssa en Rbk

3.3.1 Inleiding

In paragraaf 2.7 is aangegeven dat berekeningen op basis van het bron-pad-receptormodel zijn uitgevoerd uitgaande van de normen voor uitlogging:

- uit het Bssa voor inerte afvalstoffen (INA);
- uit het Bssa voor niet-gevaarlijke afvalstoffen (NGA);
- uit de Rbk voor niet-vormgegeven bouwstoffen (NVB);
- uit de Rbk voor IBC-bouwstoffen (IBB).

Als referentiekader zijn vergelijkbare berekeningen uitgevoerd voor schone grond. Hierbij is gebruik gemaakt van een scenario met 2 m schone grond en een scenario met 15 m schone grond (= gehanteerde hoogte voor het stortlichaam).

Zoals in de vorige paragraaf is aangegeven zijn de concentraties in het grondwater vergeleken met het MTR_{eco} . Uit de resultaten van de berekeningen blijkt dat deze risicogrens soms wordt overschreden. Daarom is er voor gekozen ook vanuit het MTR_{eco} terug te rekenen naar bijbehorende toetswaarden. De MTR_{eco} -waarden zijn teruggerekend naar toetswaarden op een zelfde manier als van normen voor uitlogging is omgerekend naar concentraties in grondwater. Alleen is hierbij de berekening omgekeerd: uitgangspunt is een grondwaterconcentratie in POC2 die gelijk is aan het MTR_{eco} . De toetswaarden horende bij het MTR_{eco} zijn bepaald bij een infiltratie van 300 en 5 mm/jaar (MTR_{300} en MTR_5).

Bijlage 2 geeft een compleet overzicht van de uitgevoerde berekeningen en resultaten. Deze paragraaf geeft hiervan een samenvatting. Er wordt gestart met een overzicht van de gehanteerde uitgangspunten (paragraaf 3.3.2). Vervolgens worden de resultaten voor de anorganische stoffen gegeven en besproken. Dit betreft berekende toetswaarden (paragraaf 3.3.3) en de resultaten voor de grondwaterconcentraties op POC1 (paragraaf 3.3.4) en POC2 (paragraaf 3.3.5). Hierna volgt een overzicht van de resultaten voor de organische stoffen (paragraaf 3.3.6).

3.3.2 *Gehanteerde uitgangspunten*

In deze paragraaf worden de uitgangspunten samengevat die zijn gehanteerd voor de berekeningen:

- Er is voor anorganische stoffen uitgegaan van exponentiële afname van de concentraties in het percolaat in de stortplaats en de toetswaarden zijn bepaald uitgaande van de normering van het Bssa en Bbk.
- Er zijn geen effecten van 'natural attenuation' (afbraak, chemische vastlegging en adsorptie) meegenomen. Voor de open toepassingen (infiltratie 300 mm/jaar) speelt de verdunning in het grondwater een geringe rol (dus POC1 = POC2). Bij de toepassingen met afdichtingen (lagere infiltratie dan 300 mm/jaar) is het effect van de gemiddelde verdunning berekend uit de opmenging van het instromende volume met verontreiniging en het beïnvloede langsstromende volume met concentraties op het niveau van de achtergrondconcentraties.
- In POC0 is de poriewaterconcentratie gelijk aan de percolaatconcentratie. Uitgangspunt is dat in POC0 alle uitgeloopte stof aanwezig is in het poriewater. De onverzadigde laag speelt wel een rol bij de vertraging van het transport met het grondwater.
- In POC1 wordt uitgegaan van evenwichtspartitie tussen de vaste en opgeloste fase na transport van het percolaatwater door de onverzadigde zone. Bij de berekening van de grondwaterconcentratie in POC1 is uitgegaan van de K_p -waarden die ook worden gebruikt bij berekeningen in het humane beoordelingsmodel CSOIL (Brand et al. 2007).
- Bij de berekening van de K_d voor organische stoffen is de hoeveelheid organische stof in de bodem een bepalende factor. Daarom zijn berekeningen uitgevoerd voor de 'standaardbodem' met 10% organische stof en voor de 'gemiddelde bodem' in Nederland met 3,5% organische stof. Bij organische verontreinigende stoffen speelt bovendien een rol dat bij verzamelparameters (PAKs, PCBs) een keuze voor een karakteristieke of worst-casestof gemaakt moet worden. In de berekeningen is gekozen voor worst-casestof, de meest mobiele stof is maatgevend.
- De berekeningen kunnen met het beschikbare model meer locatiespecifiek worden uitgevoerd. Dit is van belang voor fase 2, aangezien het bodemtype een belangrijke rol speelt bij de K_p (organische stoffen), de K_d (metalen) en de horizontale grondwaterstroming.
- In het Rbk-bouwstoffen zijn berekeningen met k -waarden gebruikelijk die alleen van het metaal afhangen en niet van de matrix. Dit is een vereenvoudiging omdat beide meestal een rol zullen spelen.

In Tabel 3.1 staan per beoordelingskader de belangrijkste gebruikte parameters vermeld.

Tabel 3.1: Beoordelingskaders en de belangrijkste gebruikte parameters per optie

Kaders	Bssa	Bssa	Bbk	Bbk	Bbk	Bbk	MTR 300	MTR 5
Materiaal	INA	NGA	NVB	IBB	Schone grond-15m	Schone grond-2m	-	-
Beoordelingsperiode (jaar)	100	100	100	100	100	100	100	100
Infiltratie (mm/jaar)	300	5	300	5	300	300	300	5
Toepassingshoogte (m)	15	15	15	15	15	2	-	-

De grijs gemarkeerde scenario's zijn de open toepassingen, zonder afdichting

3.3.3 Resultaten toetswaarden anorganische stoffen

In Tabel 3.2 zijn de berekende toetswaarden per beoordelingskader weergegeven. Bij 15 m schone grond is de berekende toetswaarde hoger dan bij 2 m schone grond. Als materialen geïsoleerd worden toegepast (scenario NGA en IBB) zien we een lagere toetswaarde dan bij vrij toepasbare materialen. Bij de geïsoleerd toegepaste materialen zijn de normwaarden voor uitloging hoger, maar is de stroom infiltrerend water veel lager. Per saldo heeft dit laatste het meeste effect op de bodembelasting.

In de laatste twee kolommen van deze tabel staan de toetswaarden behorende bij de berekeningen uitgaande van het MTR_{eco} op POC2 bij een lekverlies door de onderafdichting van 300, respectievelijk 5 mm/jaar. Net als bij de vergelijking van INA en NGA en bij NVB en IBB geldt bij de vergelijking van de gevonden toetswaarden bij MTR300 en MTR5 dat bij het geïsoleerd toepassen van materialen er sprake is van lagere toegelaten toetswaarden dan bij vrij toepasbare materialen.

Als de toetswaarden op basis van de MTR_{eco} bij 300 mm/jaar en 5 mm/jaar gelijk zouden zijn, is het gevolg dat de toegelaten concentraties bij 5 mm/jaar een factor 60 hoger mogen liggen bij 300 mm/jaar. Dit wordt dan gecompenseerd door de verdunning van de lekstroom in het grondwater bij 5 mm/jaar. De grootte van deze verdunning is echter afhankelijk van de verhouding omvang stortplaats en snelheid grondwaterstroming en van de geometrie van de stortplaats. Daardoor kan de verdunning lager zijn dan een factor 60 en dit is ook het geval in de hier gekozen standaardsituatie. Het gevolg is een strengere norm voor de toetswaarde bij 5 mm/jaar, maar dit is slechts schijnbaar strenger want het betekent nog steeds een zeer veel ruimere norm voor de concentraties van het percolaat.

Tabel 3.2: Berekende toetswaarden voor de verschillende scenario's

Emissie-grenzen					15m	2m	300mm /jr	5mm /jr
mg/(m ² .jaar)	INA	NGA	NVB	IBB	Schone grond-15m	Schone grond-2m	TW bij MTR300	TW bij MTR5
Arseen (As)	16	0,9	28	0,9	7,5	7	82	51
Barium (Ba)	1096	93	1206	93	151	81	781	70
Cadmium (Cd)	3,2	1,5	3,2	0,1	0,4	0,1	1,5	1,0
Chroom (Cr) totaal	34	12	43	8,5	4,9	2,1	72	45
Kobalt (Co)(*)			32	2,5	8,8	5,4	1,5	0,9
Koper (Cu)	142	64	64	13	15	6,0	7,3	2,8
Kwik (Hg)	0,5	0,2	1,0	0,1	0,2	0,1	2,3	1,8
Molybdeen (Mo)	44	17	88	26	41	13	102	82
Nikkel (Ni)	28	12	31	2,6	10	4,2	11	4,3
Lood (Pb)	28	9,6	130	8,0	17	9,0	518	357
Antimoon (Sb)	2,1	0,4	5,6	0,4	2,1	1,8	2,6	2,1
Seleen (Se)	5,3	0,4	8,0	2,7	5	2,7		
Tin (Sn)	3,5	0,7	23	2,3	1,3	0,9	56	40
Vanadium (V) (*)			66	11	42	36	3,3	2,0
Zink (Zn)	290	66	327	19	76	30	114	22
Cyaniden vrij (*)								
Cyaniden complex(*)								
g/(m².jaar)								
Chloride (Cl)	99	43	76	25	7	1,5		
Fluoride (F)	0,7	0,2	3,8	1,9	0,3	0,1		
Sulfaat (SO ₂)	81	30	139	30	29	11		

(*) Voor kobalt en vanadium (bij Bssa) en cyaniden zijn geen emissiegrenzen bekend. De vetgemarkeerde getallen geven aan dat de toetswaarde hoger is dan de bijbehorende toetswaarde van scenario MTR300 of MTR5. Let op: stoffen waarbij MTR300 of MTR5 niet is ingevuld zijn niet getoetst en cursief gemarkeerd.

Uit Tabel 3.2 blijkt dat de berekende toetswaarden voor inerte afvalstoffen (INA) en niet-vormgegeven bouwstoffen (NVB) voor barium, cadmium, koper, nikkel, antimoon en zink hoger zijn dan de toetswaarden horende bij het scenario MTR300. Voor niet-gevaarlijke afvalstoffen (NGA) zijn de toetswaarden van barium, cadmium, koper en nikkel hoger dan de toetswaarden behorende bij het scenario MTR5. Voor IBC-bouwstoffen (IBB) overschrijden alleen de toetswaarden van barium en koper de waarden van het scenario MTR5. Voor schone grond zijn de berekende toetswaarden bij een hoogte van 2 m en van 15 meter voor kobalt en vanadium hoger dan de toetswaarden horende bij het scenario MTR300. Dit geldt bij een hoogte van 15 m tevens voor koper. Hierbij dient wel te worden bedacht dat de normen voor schone grond zijn vastgesteld voor de bovenlaag van de bodem (0- 2 m) en dat er in een natuurlijke situatie een bodemstructuur is opgebouwd met verloop van bodemeigenschappen.

3.3.4 Resultaten concentraties anorganische stoffen op POC1

In Tabel 3.3 zijn voor de verschillende scenario's de grondwaterconcentraties op POC1 samengevat en vergeleken met het MTR_{eco} .

Tabel 3.3: Berekende concentraties op POC1 – in het grondwater op het grensvlak onverzadigde/verzadigde zone – voor de verschillende scenario's

Concentraties POC1					15m	2m	
ug/l	INA	NGA	NVB	IBB	Schone grond-15m	Schone grond-2m	MTR_{eco}
Arseen (As)	6	21	11	18	2,5	2,4	31
Barium (Ba)	309	1565	340	1305	37,2	20,0	220
Cadmium (Cd)	0,9	25	0,9	1,2	0,1	0,0	0,4
Chroom (Cr) totaal	5,2	111	6,5	65	0,6	0,3	11
Kobalt (Co) (*)			57	263	18	11	3,2
Koper (Cu)	46	1264	21	211	4,2	1,7	2,4
Kwik (Hg)	0,0	1,0	0,1	0,3	0,0	0,0	0,2
Molybdeen (Mo)	125	2943	251	3679	114	38	290
Nikkel (Ni)	10	259	11	45	3,0	1,3	3,9
Lood (Pb)	0,6	12	2,8	9	0,3	0,2	11
Antimoon (Sb)	5,2	55	14	46	5,0	4,2	6,3
Seleen (Se)	16	82	2,5	411	15	8,2	
Tin (Sn)	1,3	15,1	13,7	35	0,4	0,3	20
Vanadium (V) (*)			24,5	941	55,6	47,1	4,7
Zink (Zn)	79	1081	89	252	18,0	7,2	31
Cyaniden vrij (*)							
Cyaniden complex(*)							
mg/l							
Chloride Cl	329	8644	253	4226	22	5,1	
Fluoride (F)	1,7	28	9,6	236	0,8	0,3	
Sulfaat (SO ₄)	264	5994	457	4995	96	35	
# overschrijdingen							
MTR_{eco}	5	10	8	12	3	2	

De vet gemarkeerde waarden zijn hoger dan het MTR_{eco} . Let op: stoffen zonder MTR_{eco} zijn niet getoetst en cursief gemarkeerd. Bij INA en NGA zijn kobalt en vanadium niet getoetst omdat een normering hiervoor bij het Bssa ontbrak.

De resultaten in Tabel 3.3 laten zien dat op het grensvlak van de onverzadigde en de verzadigde zone de concentraties in het grondwater van een flink aantal anorganische stoffen hoger zijn dan het MTR_{eco} . De resultaten voor de macroparameters (chloride, fluoride, sulfaat) zijn in dit stadium nog niet getoetst. De overschrijdingen voor de niet-gevaarlijke afvalstoffen (NGA) en de IBC-bouwstoffen (IBB) zijn hoger dan bij de open toepassingen. Hierbij moet worden opgemerkt dat voor de geïsoleerde toepassingen (NGA en IBB) de vergelijking met MTR_{eco} op POC1 een worst-case benadering is. De lage infiltratie leidt namelijk tot een klein verontreinigd grondwatervolume. Een klein verontreinigd grondwatervolume is gevoelig voor verdunning door horizontale grondwaterstroming, zodat op POC2 de concentraties lager zijn.

3.3.5 Resultaten concentraties anorganische stoffen op POC2

In Tabel 3.4 zijn de grondwaterconcentraties op POC2 samengevat en vergeleken met het MTR_{eco} .

Tabel 3.4: Berekende concentraties op POC2 –in het grondwaterlichaam - voor de verschillende scenario's

Concentraties POC2					15m	2m	
ug/l	INA	NGA	NVB	IBB	Schone grond-15m	Schone grond-2m	MTR_{eco}
Arseen (As)	5,9	1,3	11	1,3	2,5	2,4	31
Barium (Ba)	309	37	340	54	37	20	220
Cadmium (Cd)	0,9	0,6	0,9	0,04	0,1	0,04	0,4
chrom (Cr) total	5,2	2,7	6,5	1,9	0,6	0,3	11
Kobalt (Co)(*)	?	?	87	6,6	18	11	3,2
Koper (Cu)	46	30	21	6,1	4,2	1,7	2,4
Kwik (Hg)	0,05	0,02	0,1	0,01	0,01	0,01	0,2
Molybdeen (Mo)	125	72	251	107	114	38	290
Nikkel (Ni)	9,6	6,3	11	1,5	3,0	1,3	3,9
Lood (Pb)	0,6	0,3	2,8	0,2	0,3	0,2	11
Antimoon (Sb)	5,2	1,4	14	1,4	5,0	4,2	6,3
Seleen (Se)	16	2,0	25	12	15	8,2	
Tin (Sn)	1,4	0,6	60	1,0	0,4	0,3	20
Vanadium (V) (*)	?	?	210	23	56	47	4,7
Zink (Zn)	79	27	89	9	18	7,2	31
Cyaniden vrij (*)							
Cyaniden complex(*)							
mg/l							
Chloride (Cl)	329	203	253	119	22	5,1	
Fluoride (F)	1,7	0,7	9,6	6,6	0,8	0,3	
Sulfaat (SO ₄)	264	141	457	141	96	35	
# overschrijdingen MTR_{eco}	5(+2?)	4(+2?)	9	3	3	2	

De vet gemarkeerde waarden zijn hoger dan het MTR_{eco} . Let op: stoffen zonder MTR_{eco} zijn niet getoetst en cursief gemarkeerd. Bij INA en NGA zijn kobalt en vanadium niet getoetst omdat een normering hiervoor bij het Bssa ontbrak. (Hiervoor is in het RBK wel een normering beschikbaar. Voor de vergelijkbaarheid met NVB en IBB is dit in de tabel aangegeven met (+2?).

In het geval van een infiltratie van 300 mm/jaar (INA, NVB en schone grond) is de grondwaterconcentratie in POC2 gelijk aan die in POC1 omdat verdunning door horizontale grondwaterstroming conform het gekozen model geen rol speelt (zie voor meer toelichting Bijlage 2, B2.2). Voor een aantal stoffen blijft er dan ook op POC2 sprake van overschrijding van het MTR_{eco} .

De vergelijking van de grondwaterconcentratie op POC2 met het MTR_{eco} is voor de niet-gevaarlijke afvalstoffen (NGA) en de IBC-bouwstoffen (IBB) een meer realistische benadering dan de vergelijking op POC1, omdat verdunning door horizontale grondwaterstroming wordt meegenomen. Voor deze twee scenario's is het verontreinigd grondwatervolume zodanig klein dat het effect op het grondwater wordt bepaald door verdunning (horizontale grondwaterstroming).

Het aantal overschrijdingen van het MTR_{eco} op POC2 is voor deze geïsoleerde toepassingen dan ook een stuk lager dan op POC1.

Verder blijkt dat 2 m schone grond leidt tot een hogere belasting van het grondwater met antimoon dan het storten van niet-gevaarlijke afvalstoffen en het toepassen van IBC-bouwstoffen. Ditzelfde geldt voor seleen bij het storten van niet-gevaarlijke afvalstoffen. Dit is tegen de verwachting en kan diverse oorzaken hebben. Zo kan dit te maken hebben met relatief strenge normen voor uitloging, met onzekerheden over het stofgedrag van seleen en antimoon en/of met de relatief hoge uitloging van 2 m relatief rijke bovengrond.

Tot slot moet worden opgemerkt dat de berekeningen slechts indicatief zijn. Voor een goede vergelijking zou ook rekening moeten worden gehouden met de locatiespecifieke omstandigheden.

3.3.6 Resultaten organische stoffen

In de onderstaande tabellen staan de volgende resultaten voor organische stoffen:

- Tabel 3.7: concentraties op POC2 bij standaardbodem (met 10% O.S., Organische stof);
- Tabel 3.8: concentraties op POC2 bij de gemiddelde bodem in Nederland (met 3,5 % O.S.).

Ter vergelijking zijn in de tabellen de interventiewaarden bodemsanering (IW) voor grondwater opgenomen.

Tabel 3.7 Maximale concentratie op POC2 bij standaardbodem voor organische stoffen ($\mu\text{g/l}$) voor de verschillende scenario's en de interventiewaarde (IW) (Circulaire bodemsanering, VROM, 2009)

Stof	INA	NGA	NVB	IBB	IW
	POC2	POC2	POC2	POC2	10% O.S.
BTEX	1395	29	1105	23	(benzeen) 30
PCB	0,42	0,009	0,21	0,004	0,01
Minerale olie	3432	71	3432	71	600
PAKs	722	15	903	19	(naftaleen) 70

Tabel 3.8: Maximale concentratie op POC2 bij gemiddelde bodem in Nederland voor organische stoffen ($\mu\text{g/l}$) voor de verschillende scenario's en de interventiewaarde (IW) (Circulaire bodemsanering, VROM, 2009)

Stof	INA	NGA	NVB	IBB	IW
	POC2	POC2	POC2	POC2	3,5% O.S.
BTEX	3987	83	3156	66	(benzeen) 11
PCB	1,21	0,025	0,60	0,013	0,004
Minerale olie	9805	204	9805	204	210
PAKs	2063	43	2579	54	(naftaleen) 70

In de tabellen is het effect van de keuze van het organisch stofgehalte in de bodem te zien. Bij de standaardbodem (10% organische stof; Tabel 3.5 en Tabel 3.7) zijn de berekende concentraties in het grondwater een flink stuk lager dan bij de gemiddelde Nederlandse bodem (3,5% organische stof, Tabel 3.8). Het organisch stofgehalte in de bodem is dus een belangrijke te kiezen parameter.

De berekende concentraties in het grondwater op POC2 liggen in dezelfde ordegrootte als de interventiewaarden bodemsanering voor grondwater.

Voor de situatie van stortplaatsen is van belang dat bij geïsoleerde toepassingen (NGA en IBB) geldt dat de concentraties op POC2 rond of beneden de bijbehorende interventiewaarden uitkomen. Voor deze twee scenario's is het verontreinigd grondwatervolume zodanig klein dat het effect op het grondwater wordt bepaald door verdunning (horizontale grondwaterstroming).

Voor de open toepassingen (INA en NVB) geldt dat de concentraties op POC2 voor alle in beschouwing genomen organische stoffen een flink stuk hoger zijn dan de bijbehorende interventiewaarden. Dit is niet conform de verwachtingen. Inert afval en vrij toepasbare niet-vormgegeven bouwstoffen zouden niet mogen leiden tot 'ernstige verontreinigingen' in het grondwater. Deze resultaten kunnen op twee manieren worden verklaard:

- de samenstellingsnormen voor organische stoffen voor inert afval en niet-vormgegeven bouwstoffen moeten vergeleken met het bodemsaneringskader als (te) hoog worden beschouwd;
- de gehanteerde rekenwijze moet als (te) conservatief worden beschouwd.

Wij achten beide verklaringen van toepassing. De vigerende interventiewaarde voor grondwater is op basis van evenwichtspartitie afgeleid uit de voormalige interventiewaarde voor grond (voor benzeen 1 mg/kg d.s.) en vervolgens is de verkregen poriënwaterconcentratie gedeeld door 10 (Lijzen et al, 2001). Voor inert afval is de samenstellingswaarde voor BTEX 6 mg/kg en voor bouwstoffen is de samenstellingswaarde voor benzeen 1,0 mg/kg. Als vanuit deze waarden op basis van evenwichtspartitie een grondwaterconcentratie wordt berekend en er wordt niet gedeeld door 10, is het logisch dat het resultaat boven de interventiewaarde voor grondwater ligt.

De gehanteerde rekenwijze kan als conservatief worden beschouwd. Er is gerekend met de meest mobiele stoffen en er is bijvoorbeeld geen rekening gehouden met afbraak en retardatie. Voor matig of niet-mobiele organische stoffen wordt de berekening hiermee meer worst-casesituatie.

3.4 Conclusies over bestaande kaders vanuit bron-pad-receptormodel

In Tabel 3.9 worden de uitgangspunten en resultaten voor de verschillende doorgerekende scenario's (uitgaande van bestaande situaties zonder verduurzamen) op een rijtje gezet en vergeleken. Uit de beschrijving in paragraaf 3.2 en de aangegeven algemene plus- en minpunten in Tabel 3.9 blijkt dat er veel keuzes nodig zijn om te kunnen rekenen vanuit normen voor uitloging naar toetswaarden en ook veel keuzes om vervolgens door te rekenen naar concentraties in grondwater. Veel keuzes worden gemaakt, bijvoorbeeld de keuze om te vergelijken met het MTR_{eco} voor grondwater of voorlopig te rekenen met een eenvoudig evenwichtspartitiemodel. Soms zijn er geen betere gegevens beschikbaar om een parameter in te vullen, bijvoorbeeld voor de snelheid van uitloging, die nu voor de beschouwde situatie een gemiddelde waarde is voor verschillende bouwstoffen. Soms moet er één invulling worden gekozen, terwijl

er in werkelijkheid locatiespecifiek grote verschillen zijn, bijvoorbeeld voor het bodemtype en het hydrologische model. Tot slot is het nodig om te rekenen voor de situatie van een stortplaats (bijvoorbeeld: hoogte = 15 m), terwijl de normen voor bouwstoffen zijn ontwikkeld voor veel lagere toepassingshoogten. Al deze keuzes zijn noodzakelijk, maar ze beïnvloeden de uiteindelijke uitkomst van de berekeningen en kunnen ter discussie worden gesteld. Daarom is het van belang om consensus te bereiken over de uitgangspunten voor de generieke situatie (of te streven naar meer locatiespecifieke beschrijvingen).

Uit het samenvattende overzicht in Tabel 3.4 blijkt dat bij de toetswaarden berekend op basis van de normen van Bssa en Rbk op POC2 overschrijdingen van de gekozen doelstelling voor het grondwater (MTR_{eco}) kunnen voorkomen. Dit geldt voor een aantal metalen (barium, cadmium, koper, nikkel, zink). Voor andere metalen (arsen, kwik, molybdeen, lood) is er juist meer ruimte: de toetswaarde zouden hoger kunnen zijn, terwijl dan nog steeds kan worden voldaan aan het MTR_{eco} op POC2. Dit hangt deels samen met de beleidsmatige aanpassingen op de oorspronkelijk berekende normering en deels met verschillen in de aanpak van de modellering en de onzekerheid in de modellering.

Voor de organische verontreinigende stoffen blijkt dat bij de open toepassingen (inerte afvalstoffen en niet-vormgegeven bouwstoffen) de concentraties in het grondwater op POC2 niet voldoen aan de interventiewaarden voor grondwater. Hierbij moet worden opgemerkt dat retardatie, die zeker een rol zal spelen, in het gehanteerde model niet is meegenomen. De resultaten van de anorganische macroparameters (chloride, fluoride en sulfaat) zijn nog niet getoetst.

De normen voor uitloging voor anorganische stoffen en de samenstellingswaarden voor organische stoffen voor de geïsoleerde toepassingen (niet-gevaarlijke afvalstoffen en IBC-bouwstoffen) leiden tot strengere toetswaarden en lagere concentraties op POC2 dan de normen voor de open toepassingen (inerte afvalstoffen en niet-vormgegeven bouwstoffen). Een belangrijke factor voor deze uitkomsten is het uitgangspunt voor de infiltratie. Bij geïsoleerde toepassingen is gerekend met 5 mm/jaar, bij open toepassingen met 300 mm/jaar. De hoeveelheid infiltratie bij het doorvoeren van duurzaam stortbeheer is geen vast gegeven. In de beginperiode zal de onderafdichting nog goed functioneren en kan worden uitgegaan van een maximale infiltratie van 5 mm/jaar. Het idee is dat bij duurzaam stortbeheer de infiltratie op termijn een parameter is die kan worden beïnvloed door de keuze van de bovenafdichting (zie paragraaf 1.4).

Tabel 3.9: Samenvatting uitgangspunten en resultaten van de verschillende scenario's

Kader	Materiaal	Basis voor berekening	Pluspunten	Minpunten
Algemeen			<ul style="list-style-type: none"> - Quickscan met brede opzet en later de gelegenheid voor verdere uitwerking 	<ul style="list-style-type: none"> - Locatiespecifieke aspecten onderbelicht - Grondwatermodellering beperkt, niet gericht op bedreigde objecten anders dan grondwaterlichaam - Adsorptiemodel gaat voorbij aan dynamische aspecten - Beschrijving gedrag in het stort met uitlooggedrag gaat voorbij aan natuurlijke fasering in gedrag stortmateriaal, hydrologie (stroming door voorkeurkanalen) en heterogeniteit - Modelconcept met kappa alleen afhankelijk van metaal gaat voorbij aan verschillen in materiaal - Beleidskeuzes die in andere kaders invloed hebben gehad op de vastgestelde normen worden meegenomen voor dit kader
Bssa	INA - Inerte afvalstoffen	15m - 300 mm/jaar (geen afdichting)	<ul style="list-style-type: none"> - Bedoeld voor afvalstoffen - Sluit aan op EU Richtlijn Storten - Bedoeld voor situatie zonder bovenafdichting wat in de toekomst aan zou kunnen sluiten bij het concept van duurzaam stortbeheer 	<ul style="list-style-type: none"> - Eis ruimer dan van NGA vanwege flexibiliteit toepassingsmogelijkheid en, dit is niet van toepassing bij stortplaatsen - Voldoet voor 5 metalen niet aan MTR_{eco} op POC1 en POC2
	NGA - Niet gevaarlijk afval	15 m – 5 mm/jaar (afdichting)	<ul style="list-style-type: none"> - Bedoeld voor afvalstoffen - Sluit aan op EU Richtlijn Storten - Bedoeld voor situatie zoals bij stortplaats met onderafdichting, wat aansluit bij de beginfase van het concept van duurzaam stortbeheer 	<ul style="list-style-type: none"> - Voldoet voor vijf metalen niet aan MTR_{eco} op POC2
BBk	NVB - Niet vormgegeven en bouwstoffen	15m - 300 mm/jaar (geen afdichting)r	<ul style="list-style-type: none"> - Sluit aan op regelgeving bodembeheer - Bedoeld voor situatie zonder bovenafdichting, wat in de toekomst aan zou kunnen sluiten bij het concept van duurzaam stortbeheer 	<ul style="list-style-type: none"> - Bbk gaat uit van lagere toepassingshoogten - Eis ruimer dan van IBB vanwege flexibiliteit toepassingsmogelijkheid en, dit is niet van toepassing bij stortplaats - Voldoet voor 6 metalen niet aan MTR_{eco} op POC1 en POC2
	IBB - IBC	15 m - 5	<ul style="list-style-type: none"> - Sluit aan op 	<ul style="list-style-type: none"> - Bbk gaat uit van lagere

	bouwstoffen	mm/jaar (afdichting)	<ul style="list-style-type: none"> - regelgeving bodembeheer - Bedoeld voor situatie zoals bij stortplaats met onderafdichting, wat aansluit bij de beginfase van het concept van duurzaam stortbeheer - Voldoet van de doorgerekende scenario's op basis van bestaande normen het beste aan MTR_{eco} op POC2 	<ul style="list-style-type: none"> - toepassingshoogten - Voldoet voor 2 metalen niet aan MTR_{eco} op POC2
	SG15m - Schone grond - 15m	15 m – 300 mm/jaar (geen afdichting)	<ul style="list-style-type: none"> - Natuurlijke maximumgrens - Leidt tot ruimere grens dan SG2 	<ul style="list-style-type: none"> - Kader is niet bedoeld voor 15 m toepassingshoogte - Generiek, één bodemtype
	SG2m - Schone grond - 2m	2 m – 300 mm/jaar (geen afdichting)	<ul style="list-style-type: none"> - Natuurlijke maximumgrens - Leidt tot minder overschrijdingen MTR in grondwater dan SG15 	<ul style="list-style-type: none"> - Toepassingshoogte niet vergelijkbaar met situatie stortplaats - Generiek, één bodemtype
MTR	MTR300 - Grondwater	15 m– 300 mm/jaar <1> (geen afdichting)	<ul style="list-style-type: none"> - Grondwater-bescherming is belangrijkste aspect - Basis voor beoordelingen grondwater bij Bkk Breed geaccepteerd voor preventief beleid - Beleidskeuzes voor andere kaders spelen geen rol 	<ul style="list-style-type: none"> - Onderbelichte locatiespecifieke aspecten: component achtergrond is afhankelijk van bodemtype, diepte en component risico van bodemgebruik. - Scheiding van natuurlijke en antropogene achtergrondconcentratie is kunstmatig - Basis voor beoordeling grondwater Bssa (drinkwaternormen) niet gebruikt
	MTR5 - Grondwater	15 m - 5 mm/jaar <1> (afdichting)	<ul style="list-style-type: none"> - Grondwater-bescherming is belangrijkste aspect - Basis voor beoordelingen grondwater bij Bkk Breed geaccepteerd voor preventief beleid - Beleidskeuzes voor andere kaders spelen geen rol - Leidt tot strengere emissiegrens dan MTR300 	<ul style="list-style-type: none"> - Als bij MTR300

<1> alleen nodig voor afleiden toetswaarde uit grondwaterconcentratie.

De conclusie uit het bovenstaande is dat er nog discussie mogelijk is over de gemaakte keuzes. Op basis van de uitgevoerde berekeningen is zicht ontstaan op de kritische wetenschappelijke en beleidskeuzes die nodig zijn om te komen tot goed onderbouwde toetswaarden voor de pilotstortplaatsen waar mogelijk vervolgonderzoek naar duurzaam stortbeheer zal gaan plaatsvinden. De aanbeveling is te starten vanuit een gekozen milieudoelstelling in plaats vanuit de toepassing van de beschikbare kaders.

De doelstelling van het preventieve beleid zal niet of slechts gedeeltelijk worden bereikt door het berekenen van toetswaarden uitgaande van de in Rbk en Bssa gehanteerde normen voor uitloging. Er kan aannemelijk worden gemaakt dat de grondwaterkwaliteit hiermee onvoldoende is beschermd. Er zijn echter onzekerheden in de grondwatermodellering die enige beleidsmatige aanpassingen op economische gronden kunnen rechtvaardigen. De beleidsmatige aanpassingen zouden voor het stortbeleid anders kunnen liggen dan bij bouwstoffen. Maar bij de afweging kan ook de consistentie met ander beleid een rol spelen, of juist de bijstelling van eerder beleid, bijvoorbeeld vanwege nieuwe Europese regels voor grondwaterbescherming.

Zoals eerder in paragraaf 1.5 is aangegeven zal in fase 2 van dit project de milieudoelstelling voor de receptor (referentiewaarden van de bodem en het grondwater) worden gekozen. Deze moet bij voorkeur zo consistent mogelijk zijn met vergelijkbare keuzes in andere vergelijkbare beleidskaders. Hoofdstuk 5 van voorliggend rapport gaat hier verder op in. Ook wordt in hoofdstuk 5 voorliggend aangegeven welke keuzes er in fase 2 nodig zijn om vanuit de gekozen milieudoelstelling te komen tot toetswaarden voor de bodembelasting. Hierbij wordt, voorzover dat nu duidelijk is, tevens aangegeven welke vergelijkbare keuzes er in andere kaders zijn gemaakt.

3.5 Conclusies over mogelijkheden voor toetsing

De rapportage voor mogelijkheden van een toetsing van bestaande stortplaatsen op emissie-eisen heeft het volgende opgeleverd.

Beoordelingsgrondslag emissies uit stortplaatsen

Uitgaande van de eisen voor het uitlooggedrag van afvalstoffen in het Bssa en in het Bbk, toegepast op de situatie van stortplaatsen, zijn toetswaarden uitgerekend voor de synthetische onderafdichting van een stortplaats. Hierbij is een periode van 100 jaar als maatgevend genomen en uitgegaan van een lekverlies door de onderafdichting van 5 mm/jaar. Dit laatste is een gebruikelijke eis van het Bssa en de bestaande stortplaatsen zijn ontworpen om hier tenminste aan te voldoen. Dat in de praktijk lagere lekverliezen kunnen optreden geeft vertrouwen in de kwaliteit van de onderafdichtingen maar is geen reden om op minder strengere eisen over te stappen.

Beschrijving uitlooggedrag

Voor de berekening van de toetswaarden uit de uitloognormen is geen modellering nodig van het transport van de verontreinigende stoffen in de bodem. Wel zou een rol kunnen spelen dat het uitloogproces in een stortplaats anders verloopt dan in bouwstoffen. Het verschil is de fasering in het redoxgedrag van de afvalstoffen, dat wordt veroorzaakt door de grotere hoeveelheden organisch stof die in afvalstoffen aanwezig zijn³. In deze

³ Bij de huidige stortplaatsen wordt minder organisch stof meegestort, terwijl bij het verduurzamen wordt ingezet op de (volledige) afbraak van organisch materiaal.

rapportage is voor de metalen gebruik gemaakt van de standaardbeschrijving van het uitlooggedrag van bouwstoffen, zoals ontwikkeld door RIVM en ECN (Verschoor et al. 2006) en ook vastgelegd in het NOBO-rapport (VROM, 2008). Een koppeling met het uitlooggedrag dat specifiek is voor stortplaatsen is ook mogelijk, maar hier niet verder ontwikkeld. Bij duurzaam storten is bijvoorbeeld een koppeling van uitlooggedrag met de hoeveelheid DOC van belang. In dit rapport is de modellering van het uitlooggedrag niet verder onderzocht, mede omdat ook in het Bssa en Bbk de koppeling tussen emissiewaarden en uitlooggedrag op de gangbare manier is gelegd.

Organische verontreinigingen

Voor organische verontreinigingen is de modellering in dit rapport minder ver ontwikkeld. Er wordt een adsorptiemodel gebruikt dat de aanwezige hoeveelheden natuurlijk organisch stof in het bodemmateriaal in rekening brengt. De verdunning wordt in rekening gebracht, maar niet de afbraak van de organische verontreinigingen. Maar vooral bleken waarden voor benodigde parameters onvoldoende uit de literatuur bekend.

Toetswaarden en grondwaterkwaliteit

Een gesignaleerd probleem is dat bij de gehanteerde eisen van Bssa en Bbk en de daaruit berekende toetswaarden voor stortplaatsen, voor een bestaande situatie overschrijdingen van de eisen voor grondwaterkwaliteit verwacht kunnen worden. Voor dit rapport is een modellering op hoofdlijnen ontwikkeld die de verdunning door laterale stroming onderlangs de stortplaats waar nodig in rekening brengt. Met deze modellering is aannemelijk gemaakt dat, ook als aan de berekende toetswaarden wordt voldaan, toch overschrijdingen van MTR_{eco} in het grondwater zullen ontstaan. (De gesignaleerde overschrijdingen kunnen samenhangen met beleidsmatige aanpassingen op een normering die oorspronkelijk wel is afgeleid van de grondwaterkwaliteit, maar ook aan verschillen in de aanpak van de modelleringen of aan onzekerheden in de modelleringen.) Aangezien de basis voor de beoordeling uiteindelijk de grondwaterkwaliteit is op het niveau van MTR_{eco} , is met modellering van dit rapport voor het stoftransport in het grondwater ook de toetswaarde berekend die direct uit de MTR_{eco} zou volgen. Voor deze berekening, via de omgekeerde weg, ligt het zwaartepunt op de grondwatermodellering. In eerste instantie was deze modellering daar niet voor ontwikkeld. Als milieudoelstelling is in deze berekeningen de gemiddelde concentratie in het beïnvloede grondwaterlichaam als maatgevend genomen. Alternatieven zijn bijvoorbeeld (1) de eis van drinkwaterkwaliteit op een bepaalde afstand van de stortplaats en (2) een beoordeling op basis van de verhouding van het nuttig volume van de stortplaats en het volume grond met verontreinigd grondwater boven een gegeven norm.

Dat met de normen van het Bssa en het Bbk de MTR_{eco} in het grondwater wordt overschreden, is begrijpelijk als het proces van de totstandkoming van de normering wordt beschouwd. Hierbij is ook de grondwaterkwaliteit als basis gebruikt, maar na het vaststellen van de uitloogwaarden zijn om het gebruik van sommige bouwstoffen niet te belemmeren aanpassingen gedaan bij het beleidsmatig vaststellen van de uiteindelijke normering. Voor het Bbk zijn ook de emissiewaardenwaarden beschikbaar die direct zijn afgeleid uit de normering voor de grondwaterkwaliteit (VROM, 2008).

De modellering nader bekeken

De emissie-eisen bouwstoffen die voor het Bbk zijn ontwikkeld, zijn in principe ook bruikbaar voor stortplaatsen. Deze emissie eisen zijn ontwikkeld in 2006 in twee alternatieve versies door het RIVM, gebaseerd op een adsorptiemodel (PEARL) en bij ECN gebaseerd op een speciatiemodel (ORCHESTRA). Dit zijn complexe iteratieve berekeningen. In geen van beide modellen is echter het effect van verdunning door laterale stroming meegenomen. De opstellers van dit rapport beschouwen dit juist als een bepalende factor bij stortplaatsen. In de praktijk is gebleken dat vaak op enige afstand van de stortplaats nauwelijks meer verontreinigingen worden waargenomen, zie Van Vossen et al. (2002). Dit wordt verklaard door 'natural attenuation' waarbij verdunning en adsorptie maar ook chemische processen (afbraak, neerslagen) een rol spelen. Dit was een motivatie om in het grondwatermodel expliciet rekening te houden met verdunning en adsorptie. Chemische speciatie speelt hierbij echter ook een rol. In een definitieve modellering in de tweede fase van dit project is het aan te bevelen om de verschillende aspecten: (1) verdunning, (2) adsorptie en retardatie en (3) chemische speciatie evenwichtig in de modellering op te nemen. Voor situaties waarin geen verdunning optreedt (bij een lekverlies van 300 mm/jaar, toepasbaar voor inerte afvalstoffen en niet-vormgegeven bouwstoffen) zijn de drie uitkomsten van de berekeningen van RIVM en ECN uit 2006 en van dit rapport niet identiek maar wel vergelijkbaar qua ordegrrootte en qua spreiding (variatie van het verschil met de gemiddelde uitkomsten zie Bijlage 5).

Opties generieke en locatiespecifieke beoordelingen

Voor dit rapport zijn berekeningen gedaan met een vaste set van parameters voor de geometrie van de stortplaats (oppervlak 1 ha en toepassingshoogte/stortheogte 15 m) voor de grondwatersnelheid (1 cm/dag), de diepte van het grondwaterlichaam (10-15 m), de dikte en het materiaal van de onverzadigde laag onder de stortplaats (0,7 m zand), het onderliggende bodemtype (zand) en de beoordelingsperiode (100 jaar), de achtergrondwaarden in het grondwater (AC) en de eisen voor de grondwaterkwaliteit (MTR_{eco}). In het ontwikkelde model kunnen al deze parameters desgewenst gevarieerd worden. Ook is in dit rapport uitgegaan van een vaste en constante waarde voor het lekverlies. Het rapport van Miljøstyrelsen (2003) beveelt aan om scenario's te gebruiken waarbij met name de aanlegperiode en het verminderde functioneren van de afdichtingen een rol spelen (zie Tabel 2.1). Dit is in principe een realistischer benadering. In dit stadium is het niet zinvol om de invloed van variaties van al deze parameters te behandelen. Wel is van belang dat bij enkele proefberekeningen aan andere bodemtypen dan zand, waarin lagere grondwatersnelheden optreden (bijvoorbeeld bij klei), veel kleinere beïnvloede grondwaterlichamen worden gevonden. Het verdient aanbeveling te overdenken of een maat voor het beïnvloede gebied ook een rol moet spelen bij de beoordeling.

De hier gepresenteerde resultaten vormen de uitkomst van een generieke situatie. Het verdient aanbeveling om voldoende aandacht te besteden aan het bereiken van consensus over de karakteristieken van de voor algemene berekeningen te gebruiken generieke situatie. De beschikbare modellering kan ook gebruikt worden om aansluitend op de berekeningen voor de generieke situatie voor individuele stortplaatsen, specifieke berekening met passende waarden voor de hierboven beschreven parameters uit te voeren.

Invloed van beoordelingsperiode

De invloed op de berekende toetswaarde van een variatie in de beoordelingsperiode tussen 30 en 1000 jaar is beschreven in Bijlage 3. Hier wordt alleen ingegaan op de belangrijkste conclusies. In een situatie bij 300 mm/jaar speelt bij een lange periode van 1000 jaar de uitputting van het materiaal een rol (voor de meeste stoffen). Bij een beoordelingsperiode van 30 jaar ligt de berekende toetswaarden (in $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{jaar})$) ongeveer een derde hoger dan bij 100 jaar en is de beoordeling dus minder streng.

Bij 5 mm/jaar spelen de doordringing van de onverzadigde laag en de verdunning in het grondwater een veel grotere rol en zijn juist de berekende toetswaarden bij 30 jaar lager dan bij 100 jaar en dus strenger (mits de rol van de onverzadigde laag en verdunning in het grondwater in rekening worden gebracht).

Invloed van keuze toepassingshoogte

De toepassingshoogten van de materialen (bouwstoffen en gestort afval) verschillen nogal volgens de uitgangpunten van het bouwstoffenbesluit (0,5–5 m) versus de praktijk van een afvalstortplaats (10-15 m). In Bijlage 3 is de invloed van de toepassingshoogte op de berekende toetswaarden van IBB en NGA bepaald bij een lekverlies van 5 mm/jaar over de gehele beoordelingsperiode van 100 jaar. Het blijkt dat de toepassingshoogte een beperkte invloed heeft (variëties tot 20% tussen toepassingshoogten van 0,5 m en 30 m). Dit is te begrijpen als de uitloging wordt beschouwd als voornamelijk het gevolg van het instellen van evenwichten in oplossingen. De toepassingshoogte/storhoogte heeft vooral invloed op de termijn waarin de verontreinigingen door uitloging worden uitgeput. Bij 100 jaar en een lekverlies van 5 mm/jaar is van uitputting van het stortmateriaal voor veel verontreinigingen nog geen sprake.

4 Schatting emissie uit huidige stortplaatsen

4.1 Basisgegevens

De basis voor dit hoofdstuk vormt een database van ECN (Dhr. A. van Zomeren) met metingen in percolaat van tien stortplaatsen met huisvuil en gemengd NGA (niet-gevaarlijk afval). De tien stortplaatsen zijn geanonimiseerd en vermeld als A-J. De database bevat 2023 meetpunten/monsters met 212 verschillende parameters onder te verdelen in:

- macroparameters: pH, Eh, DOC;
- anorganische macroparameters: Cl, SO₄, NH₄, Nkjeldahl;
- metalen en metalloïden: As, Ba, Zn;
- organische parameters: aldrin, xylenen.

Deze parameters zijn niet in ieder monster gemeten. Het aantal metingen en parameters verschilt per stortplaats. De meetdata zijn gegeven, zodat tijdreeksen en trendbepalingen in principe mogelijk zijn. In dit hoofdstuk beperken we ons tot een scan over de belangrijkste parameters, die door de ad-hocwerkgroep adviesaanvragen zijn geselecteerd als parameters die waarschijnlijk kritisch zullen zijn. De gekozen parameters zijn weergegeven in Tabel 4.1 en het resultaat van de berekeningen zal nog aan ECN worden teruggemeld.

De ECN-database bevat echter meer bruikbare metingen. Er zijn 212 parameters doorgemeten waarvan 97 met meer dan 30 metingen en 51 met meer dan 100 metingen. In Bijlage 4 staat een overzicht van alle parameters met meer dan 30 metingen, onderverdeeld in 23 macroparameters, 15 metalen (en metalloïden), 12 parameters gechloreerde koolwaterstoffen, 6 voor enkelvoudige aromaten, 20 voor PAKs (PAHs) en 2 overige organische stoffen. Een vergelijking zoals uitgevoerd in paragraaf 4.3 geeft een meer kwantitatieve inschatting van wat de meest kritische parameters voor verder beoordeling zouden kunnen zijn.

Tabel 4.1: Gemiddelden over de gehele database, gemeten concentraties in µg/l

	Stof	Aantal metingen	gemid	Stdev-gemid	Stdev meting
Macroparameters	pH (*)	2023(*)	7,13(*)	0,01(*)	0,27(*)
	pH (#)	675 (#)	7,40(#)	0,01(#)	0,33(#)
	DOC	134	763000	164000	1887000
	Sulfaat (SO ₄)	250	202000	22000	344000
	Chloride (Cl)	827	1364000	48000	1375000
	N-Kjeldahl	1119	508000	24000	805000
	Ammonium (NH ₄)	374	249000	27000	529000
Metalen/metalloïden	Arseen (As)	1046	87	5	164
	Barium (Ba)	91	626	55	519
	Chroom (Cr)	882	89	8	226
	Molybdeen (Mo)	57	28	8	60
	Nikkel (Ni)	898	59	3	87
	Antimoon (Sb)	52	6,6	1,0	7,0
	Zink (Zn)	1042	171	19	597
Organische stoffen	Minerale olie	355	664	215	4054
	Benzeen	174	4,7	0,5	6,3
	Fenol	11	196	112	353
	VOX	170	28	4	51
	Tri (triCl-etheen)	85	0,23	0,06	0,57
	Per (tetraCl-etheen)	85	0,22	0,06	0,57
	PAK (VROM)	448	20	3	67
Naftaleen (NAP)	351	15	67	4	

* Metingen van de pH bevatten default waarden pH=7. Dit beïnvloedt de uitkomsten.

Exclusief de metingen pH=7.

Nb. $stdev_gemid = stdev_meting / \sqrt{(n-1)}$ met n=aantal metingen

4.2 Discussie basisgegevens

4.2.1 Gemiddelde waarden

Het grote aantal metingen van de pH resulteert in een nauwkeurig gemiddelde met een lage standaarddeviatie voor dat gemiddelde ($7,13 \pm 0,1$). Hierin blijken veel defaultwaarden te zijn opgenomen (pH is op 7 gesteld als hij niet was gemeten en dit lijkt vaak voor te komen, zie Figuur 4.1). Met een correctie hiervoor door het weglaten van alle waarden pH=7, resteren van de 2023 metingen nog 675 en wordt de gemiddelde pH $7,40 \pm 0,01$. (Hierbij kunnen een aantal uitkomsten, namelijk de werkelijke metingen pH=7, ten onrechte zijn verwijderd: dit zijn relatief lage waarden. Stel dat 5% (67) van de 1348 metingen pH=7 juist zijn, dan komt het gemiddelde op pH=7,36. Dit zou leiden tot een conclusie van ongeveer pH= $7,36 \pm 0,05$).

Voor de pH resteren ook na de correctie nog veel metingen, maar voor een stof als fenol met slechts 11 metingen is het aantal metingen te klein voor goede conclusies (concentratie fenol is $200 \mu\text{g/l} \pm 110 \mu\text{g/l}$).

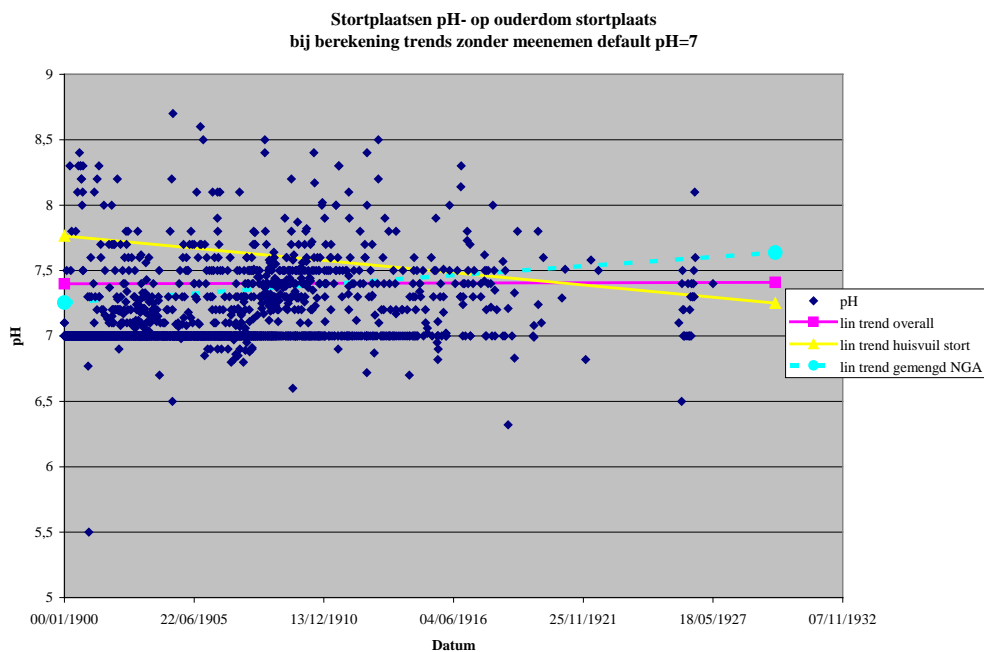
4.2.2 Organische stoffen

Door de ad-hocwerkgroep adviesaanvragen was naftaleen gevraagd mee te nemen als indicator voor PAKs. In de uitwerking is ook een somparameter meegenomen van de PAK-VROM. In de database staan gegevens voor PAK-VROM en PAH-VROM. Voor de verdere uitwerking in deze rapportage zijn de gegevens van PAH-VROM en PAK-VROM gecombineerd.

Naast per en tri is ook VOX (vluchtige organische gehalogeneerde koolwaterstoffen) opgenomen (vier metingen van VOCl zijn met VOX gecombineerd; dat het aantal van per+tri gelijk is aan VOX is toevallig omdat soms alleen VOX is gemeten, soms alle drie zijn gemeten en soms een andere combinatie van twee stoffen).

4.2.3 Trends in tijd

Voor de meeste parameters is het aantal gegevens voor het bepalen van een trend (in de tijd) te beperkt. Bijvoorbeeld voor de pH (zie Figuur 4.1).



Figuur 4.1: Gemeten pH stortplaatsen gesorteerd op ouderdom stortplaats bij berekening trends zonder meenemen default pH=7

In het Figuur 4.1 staan alle beschikbare metingen gerangschikt naar verstreken periode, sinds de start van de ingebruikname van de stortplaats. De startdatums zijn verschillend voor de diverse stortplaatsen. In de figuur is dit gelijkgetrokken door de startdatum steeds op 1/1/1900 te zetten en de datum van de metingen hierop te corrigeren. (De werkelijke meetdatums liepen van begin 1985 tot eind 2009.) De default waarden pH=7 zijn opgenomen in de figuur maar niet meegenomen bij de trendberekeningen. De volgende trends zijn gevonden;

- alle stortplaatsen: geen relevante trend (correlatiecoëfficiënt voor de overall trend 0,006 bij 675 meetpunten);
- huisvuil stortplaatsen: een afnemende pH (wel relevant, correlatiecoëfficiënt -0,37 bij 84 meetpunten);
- stortplaatsen met gemengd NGA: een toenemende pH (wel relevant, correlatiecoëfficiënt 0,20 bij 591 meetpunten).

Voor de overige parameters zijn de aantallen metingen nog meer beperkter. Trends zullen in deze notitie niet verder worden uitgewerkt.

4.2.4 *Ruimtelijke spreiding stortplaatsen en stortvakken*

De stortplaatsen bevatten verschillend materiaal. Er is in 56 verschillende compartimenten gemeten met gemiddeld 36 metingen (5-98). De metingen zijn uitgevoerd in de periode 1985-2009. De ouderdom van de stortplaats varieerde bij de aanvang van de metingen.

De monsters zijn meestal in de percolaatputten genomen. Er zijn ook monsters van het influentwater (uit de influentbassins).

De parameters zijn niet voor ieder meetpunt gemeten. Ook zijn er grote variaties per stortplaats. Tabel 4.2 geeft hiervan een beeld. Hierdoor zou een behandeling op basis van gemiddelden per stortplaats mogelijk een representatiever beeld geven.

Er is een hoge correlatie in DOC en N-Kjeldahl: 0,90 (toets 5% eenzijdig bij 10 meetpunten 0,550). Dit kan gebruikt worden om waarden voor ontbrekende DOC-metingen te schatten. Tussen N-Kjeldahl en pH is de correlatiecoëfficiënt 0,54; dus geen correlatie. De emissie van metalen uit het stort is waarschijnlijk wel te beschrijven als functie van pH en DOC.

Fenol is maar op één stortplaats gemeten. Ook voor veel andere stoffen zijn de metingen alleen beschikbaar voor een beperkt aantal stortplaatsen/stortvakken.

Conclusie

Gezien de grote variatie per stortplaats kan er voor worden gekozen om de uiteindelijke beoordeling per stortplaats (of per stortvak) uit te voeren. In de volgende paragraaf wordt eerst naar het globale beeld gekeken.

Tabel 4.2: Ruimtelijke verschillen in door te rekenen parameters –verschillen in de gemiddelden per stortplaats

	Stof	Gemid	Min van gemid A – gemid J	Max van gemid A – gemid J	Omvang ruimtelijke variatie t.o.v. gemiddelde @
Macroparameters	pH (*)	7,13	7,1	7,5	7%
	pH (#)	7,40	7,3	7,8	7%
	DOC	763000	245000	6583000	831%
	Sulfaat (SO ₄)	202000	18000	416000	197%
	Chloride (Cl)	1364000	475000	5755000	387%
	N-Kjeldahl	508000	196000	3205000	592%
	Ammonium (NH ₄)	249000	172000	2521000	943%
Metalen/ metalloïden	Arseen (As)	87	12	178	191%
	Barium (Ba)	626	105	1110	161%
	Chroom (Cr)	89	24	674	731%
	Molybdeen (Mo)	28	0	47	166%
	Nikkel (Ni)	59	26	414	655%
	Antimoon (Sb)	6,6	2	13	172%
	Zink (Zn)	171	25	708	399%
Organische stoffen	Minerale olie	664	35	2117	314%
	Benzeen	4,7	1	10	208%
	Fenol	196	196	196	0%
	VOX	28	3	58	200%
	Tri (triCl-ethen)	0,23	0,07	1,63	681%
	Per (tetraCl-ethen)	0,22	0,07	1,63	696%
	PAK (VROM)	20	1,7	46	223%
	Naftaleen	15	5	22	113%

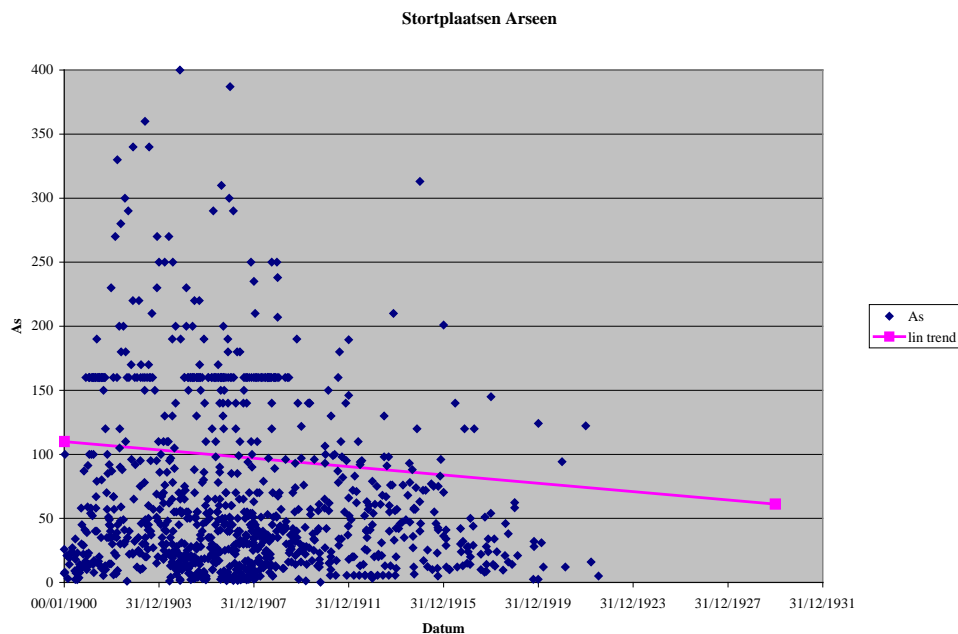
@: (max - min)/gemiddelde

(*) inclusief default pH=7

(#) exclusief default pH=7

4.2.5 Variaties binnen een stortplaats/meetvak

Het volumegemiddelde is bepalend voor de concentraties onder de stortplaats. Hierbij zit echter een addertje onder het gras: uit de Figuur 4.1 en Figuur 4.2 blijkt al dat er een aantal duidelijke uitschieters zijn. Dit komt bij alle parameters voor. Het is moeilijk te bepalen of deze berusten op een anomalie op een meetfout of op uitersten van natuurlijke variaties. Hoge uitschieters kunnen de waarde van een gemiddelde sterk beïnvloeden.



Figuur 4.2: Gemeten arseenconcentraties stortplaatsen en ouderdom stortplaats

Er kan voor worden gekozen om uit te gaan van gemiddelden van alle meetpunten al of niet met het schrappen van een beperkt aantal duidelijke uitschieters. Een alternatief is onderscheid in de berekening voor

- een *normale gang van zaken* (bijvoorbeeld onder het 75-percentiel of een range van 25- tot 75-percentiel; want bij het optreden van uitschieters door meetfouten of andere oorzaken, ligt de waarde van het gemiddelde meestal - in niet al te extreme gevallen - hier tussen in);
- een meer *extreme mogelijke uitkomst* bijvoorbeeld 95-percentiel.

Zie voor de verschillende percentielwaarden Tabel 4.3.

Tabel 4.3: Gemiddelden, medianen en percentielen over de gehele database, gemeten concentraties in µg/l

	Stof	Meting- en	gemid	stdev- gemid	25-perc	50-perc	75-perc	95-perc
Macroparameters	pH (*)	2023	7,13	0,01	7,0	7,0	7,2	7,7
	pH(#)	675	7,40	0,01	7,2	7,4	7,5	8,1
(macroparameters afgerond op 1000)	DOC	134	763000	164000	110000	280000	635000	2835000
	Sulfaat (SO ₄)	250	202000	22000	29000	110000	260000	661000
	Chloride (Cl)	827	136400 0	48000	610000	1000000	1600000	5000000
	N-Kjeldahl	1119	508000	24000	110000	230000	500000	1900000
	Ammonium (NH ₄)	374	249000	27000	84000	137000	270000	438000
Metalen/ metalloïden	Arseen (As)	1046	87	5	21	46	110	228
	Barium (Ba)	91	626	55	299	420	840	1588
	Chroom (Cr)	882	89	8	12	23	58	449
	Molybdeen (Mo)	57	28	8	1,5	7,6	22,0	130
	Nikkel (Ni)	898	59	3	14	30	59	240
	Antimoon (Sb)	52	6,6	1,0	2,7	3,9	10,0	22
	Zink (Zn)	1042	171	19	29	66	140	530
	Organische stoffen	Minerale olie	355	664	215	50	100	185
	Benzeen	174	4,7	0,5	1,6	3,1	5,4	12
	Fenol	11	196	112	1,5	30	200	775
	VOX	170	28	4	1,8	5,0	15,4	100
	Tri (triCl- etheen)	85	0,23	0,06	0,05	0,05	0,13	0,50
	Per (tetraCl- etheen)	85	0,22	0,06	0,05	0,05	0,11	0,50
	PAK (VROM)	448	20	3	2,5	9	19	51,65
	Naftaleen (NAP)	351	15	4	1,5	6,4	13	46

(*) inclusief default pH=7

(#) exclusief default pH=7

4.3 Resultaten emissie en grondwaterconcentraties

Uit de gegevens van Tabel 4.3 kunnen de bijbehorende emissie (bodembelasting) en concentraties op POC1 en POC2 worden berekend met de beschikbare modellering uit hoofdstuk 3. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat de percolaatconcentratie uit Tabel 4.3 gelijk is gesteld aan de concentratie op POC0. De uitkomsten geven een indicatie van wat het huidige Stortbesluit bodembescherming in de praktijk toelaat. Het wordt niet voorgesteld om dit te gebruiken als onderbouwing van toetswaarden of referentiewaarden. Wel geeft het een indruk van de haalbaarheid in de huidige situatie, respectievelijk de aandachtspunten. Hierbij is in de eerste plaats een overschrijding van het MTR_{eco} op POC2 van belang. Op basis van het resultaat voor POC2 in de Tabel 4.4 en Tabel 4.5 lijken er in de huidige situatie geen problemen te zijn met de aangegeven stoffen (en daarbij wordt nog geen rekening gehouden met de

vastlegging van stoffen in de minerale component van de onderafdichting). Met een dergelijke berekening zouden meer stoffen uit het overzicht van Bijlage 4 gescand kunnen worden op mogelijke overschrijding van MTR_{eco} op POC2 om te zien wat de mogelijk meest kritische stoffen zijn.

Tabel 4.4: Berekende emissie in $mg/(m^2 \cdot jaar)$ en grondwaterconcentraties op POC0, POC1 en POC2 op basis van concentraties in percolaten (75-percentiel) en bij behorende uitgangspunten

		POC0	POC1	POC2	MTR_{eco}
Emissie	$mg/(m^2 \cdot jaar)$	$\mu g/l$	$\mu g/l$	$\mu g/l$	$\mu g/l$
Arseen	0,6	110,0	12,5	7,3	31
Barium	4,2	840,0	71,0	197	220
Chroom totaal	0,3	58,0	2,7	2,5	11
Molybdeen	0,1	22,0	18,8	4,0	290
Nikkel	0,3	59,0	6,1	2,2	3,9
Antimoon	0,1	10,0	7,3	0,3	6,3
Zink	0,7	140,0	11,4	24	31
	$g/(m^2 \cdot jaar)$	mg/l	mg/l	mg/l	
Chloride	8	1600	1599	40	
Sulfaat	1,3	260	256	6,4	

De vetgemarkeerde waarden zijn hoger dan het MTR_{eco} . Let op: stoffen zonder MTR_{eco} zijn niet getoetst en cursief gemarkeerd

Uitgangspunten bij berekening		
Beoordelingsgrondslag	100	(jaar)
Hoogte stortlichaam	15	(m)
Dichtheid afvalstoffen	1300	(kg/m^3)
Doorlatendheid onderafdichting/bovenafdichting:	5	($mm/jaar$) (0-100 jaar)
Onverzadigde laag		
Dikte	0,7	(m)
Bodemtype		zand
Porositeit	0,3	(l/dm^3)
Veldcapaciteit	10	%
Maximaal watergehalte	39	%
Berekende verplaatsing bij gw stroming 100 jaar (zand)	71	m
Berekende indringdiepte uit stort 100 jaar	1,8	m
Verdunningsfactor	71/1,8 = 39	

Tabel 4.5: Berekende emissie in mg/(m².jaar) en grondwaterconcentraties op POC0, POC1 en POC2 op basis van concentraties in percolaten (95-percentiel)

		POC0	POC1	POC2	MTR _{eco}
Emissie	mg/ (m².jaar)	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Arseen	1,1	228,0	25,9	7,7	31
Barium	7,9	1588,0	134,2	198	220
Chroom totaal	2,2	449,0	20,6	3,0	11
Molybdeen	0,7	130,0	110,8	6,3	290
Nikkel	1,2	240,0	24,8	2,7	3,9
Antimoon	0,1	22,0	16,1	0,5	6,3
Zink	2,7	530,0	43,2	25	31
	g/(m².jaar)	mg/l	mg/l	mg/l	
Chloride	25	5000	4997	125	
Sulfaat	3,3	661	650	16	

De vetgemarkeerde waarden zijn hoger dan het MTR_{eco}. Let op: stoffen zonder MTR_{eco} zijn niet getoetst en cursief gemarkeerd

De conclusie is dat zowel bij het 75-als bij het 95- percentiel, geen overschrijdingen van MTR_{eco} in het grondwaterlichaam (op POC2) worden gevonden. Dat wil zeggen: als algemeen beeld van de onderzochte stortplaatsen en alleen voor de stoffen waarvoor metingen beschikbaar zijn en op basis van de gebruikte modellering. Dat ook af en toe hogere waarden dan de 95-percentielen zijn gevonden, is geen reden tot zorg. Af en toe zitten er uitschieters in de metingen die moeilijk te verklaren zijn.

De teruggerekende waarden voor de emissie, uitgaande van de gemeten concentraties in percolaten, zijn alle lager dan de berekende toetswaarden bij het scenario MTR5 (zie paragraaf 3.3.3). Dit betekent dat de metalen en metalloïden waarvoor hier berekeningen zijn uitgevoerd in de huidige situatie niet tot de probleemstoffen voor stortplaatsen hoeven te worden gerekend. Als men nog lagere waarden voor het lekverlies uit de onderafdichting in rekening brengt, dan gaat de doordringing van de onverzadigde laag (van 0,7 m) een steeds belangrijker rol spelen. Bij waarden kleiner dan 0,54 mm/jaar is er praktisch geen doordringing meer van deze laag. Als deze laag in stand blijft (en niet uitdroogt en voorkeurskanalen vormt), is de optredende emissie in mg/(m².jaar) uit de stortplaats naar het grondwater praktisch nul en niet meer te berekenen met de modellering van dit rapport. *Noot: De berekening met een lekverlies van 0,15 mm/jaar kan wel uitgevoerd worden met de aanname van het ontbreken van een onverzadigde laag, maar dan nog zijn bij aanname van perkolaatconcentraties op 75-percentielwaarden de emissies uit de stortplaats praktisch nul.*

4.4 Conclusie emissie uit huidige stortplaatsen

Het is moeilijk de emissie uit huidige stortplaatsen in het algemeen in beeld te brengen. De beschikbare gegevens van de percolaatkwaliteit laten een brede spreiding zien. Er zijn verschillen per stortplaats, per stortvak, in de gemeten parameters en in de tijd. Een beoordeling per stortplaats of zelfs per stortvak is daarom meer op zijn plaats dan een beoordeling op basis van gemiddelden of percentielwaarden.

De berekeningen in 4.3 van de grondwaterconcentraties op POC2 op basis van hoge percentielwaarden van de percolaatconcentraties voor een aantal metalen en metalloïden leveren geen overschrijding van het MTR_{eco} op. Dit betekent dat de metalen, die in eerste instantie kritisch werden geacht, niet tot de probleemstoffen voor stortplaatsen hoeven te worden gerekend op basis van de metingen bij de huidige stortplaatsen en volgens de modellering van dit rapport. Deze toetsing is (nog) niet uitgevoerd voor organische stoffen en macroparameters. De tabel in Bijlage 4 geeft een handvat voor het scannen van meer stoffen.

5 Mogelijkheden voor normering met milieudoelstelling als basis

5.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft eerst op hoofdlijnen hoe normen in de huidige regelgeving zijn gebaseerd op een gekozen milieudoelstelling (paragraaf 5.2). Vervolgens wordt dieper ingegaan op de gemaakte keuzes en de gehanteerde randvoorwaarden voor drie bestaande kaders:

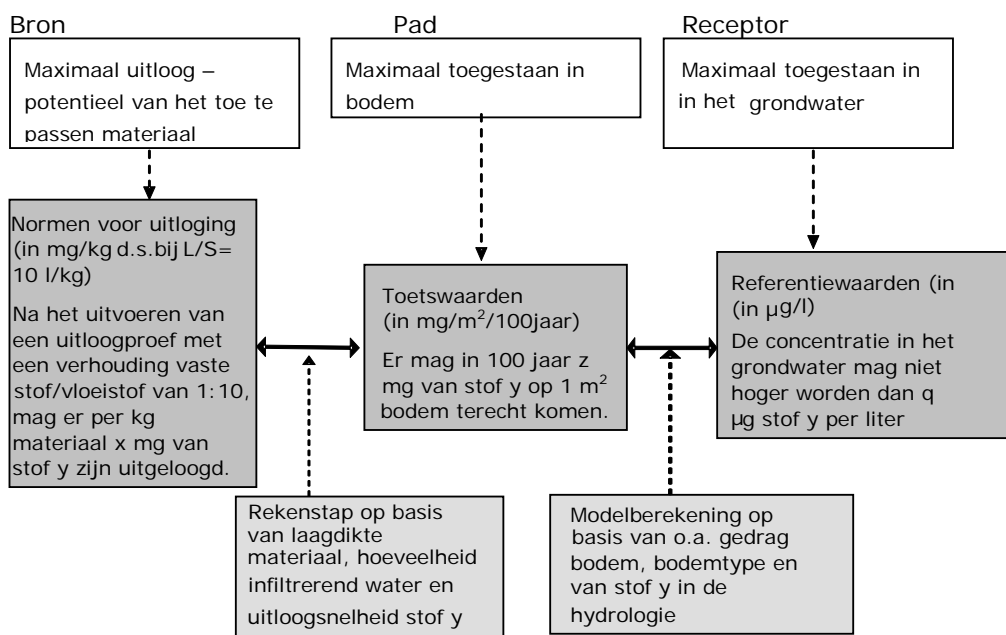
- het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen (Bssa; paragraaf 5.3.1);
- de Regeling bodemkwaliteit (Rbk; paragraaf 5.3.2);
- de Regeling stortplaatsen voor baggerspecie op land (paragraaf 5.3.3).

Dit geeft zicht op het speelveld voor de referentiewaarden en toetswaarden voor pilotstortplaatsen in fase 2 van dit project.

Paragraaf 5.4 gaat vervolgens uitgebreid in op de keuzes en randvoorwaarden voor toetswaarden voor pilotstortplaatsen.

5.2 Van een milieudoelstelling naar normen

Deze paragraaf beschrijft op hoofdlijnen hoe normen in de regelgeving worden gebaseerd op een gekozen milieudoelstelling. De normen die in hoofdstuk 2 in beeld zijn gebracht, zijn normen voor uitloging uit materialen. Deze geven aan hoeveel verontreinigende stof er bij een laboratoriumuitloogproef maximaal uit het vaste materiaal mag logen in mg/kg d.s. bij doorstroming met een hoeveelheid water tot een verhouding vloeistof/vaste stof is gehaald van 10 liter/kg ($L/S=10$ l/kg; L/S staat voor Liquid/Solid ratio). De normen voor uitloging zijn dus een maat voor het uitloogpotentieel van een toe te passen materiaal. Figuur 5.1 laat zien hoe dergelijke normen voor uitloging van materialen samenhangen met de toetswaarden voor de bodembelasting en de referentiewaarden voor de grondwaterkwaliteit zoals deze in paragraaf 1.4 zijn gedefinieerd.



Figuur 5.1: Samenhang tussen normen voor uitloging, toetswaarden en referentiewaarden (bron-pad-receptormodel)

Het proces voor het onderbouwen van normen voor uitloging verloopt als volgt:

- Eerst wordt de milieudoelstelling gekozen, in de vorm van concentraties in de grond (mg/kg d.s.) en in het grondwater (µg/l). Dit is in principe een beleidskeuze. In dit rapport wordt hiervoor de naam referentiewaarden gehanteerd. De milieudoelstelling kan bijvoorbeeld worden gebaseerd op ecologische risicogrenzen en/of op drinkwaternormen.
- Vervolgens wordt met behulp van modelberekeningen bepaald hoeveel bodembelasting er op mag treden, zodat nog wordt voldaan aan de milieudoelstelling. Hiervoor moet een keuze worden gemaakt van het te gebruiken model en allerlei hierbinnen te hanteren parameters. Het gaat hierbij onder andere om parameters die samenhangen met de geohydrologische situatie (bodemtype, grondwaterstroming) en met het gedrag van de verontreinigende stoffen in de bodem en het grondwater. Hierbij moet gekozen worden voor een generieke beschrijving of voor een locatiespecifieke beschrijving.
- Hierna wordt met behulp van een omrekening bepaald hoeveel uitloging uit toe te passen materialen op mag treden in een uitloogproef, zodat nog wordt voldaan aan het criterium voor bodembelasting uit de vorige stap. Voor deze rekenstap moet onder andere de dikte van het toe te passen materiaal worden gekozen en de hoeveelheid infiltrerend water. Er kan dan worden gesproken van 'risico-onderbouwde grenzen voor uitloging'.

Hierna volgt nog het proces van vaststelling van de normen op basis van beleidsmatige afwegingen. De risico-onderbouwde grenzen voor uitloging zijn niet per definitie gelijk aan de normen in de regelgeving. Er worden namelijk beleidsmatige afwegingen gemaakt om de uiteindelijke normen voor uitloging, die worden vastgelegd in de regelgeving, te bepalen. Hierbij spelen maatschappelijke belangen een rol. Normen kunnen ruimer worden gekozen om een bepaald type materiaal toepasbaar te houden, omdat hier geen redelijk alternatief voor is en er geen methode is om de uitloging uit het betreffende materiaal te verminderen. Ook wordt bij het bepalen van de uiteindelijke

normen rekening gehouden met reeds bestaande normen in eerdere regelgeving. Deze worden niet verruimd als daar geen maatschappelijke reden voor is.

5.3 Keuzes en randvoorwaarden bestaande kaders

5.3.1 Keuzes en randvoorwaarden voor normen Bssa

De onderbouwing van de normen voor uitloging in het Bssa is vastgelegd in een (concept-) document uit 2003 (Miljøstyrelsen, 2003). De gevolgde procedure stemt overeen met de beschreven werkwijze in paragraaf 5.2. De procedure omvatte de volgende stappen:

- keuze van plaatsen in het grondwater (Points Of Compliance; POC) waar aan een bepaalde kwaliteit moet worden voldaan en keuze van het kwaliteitscriterium;
- keuzes voor de beschrijving van de verschillende typen stortplaatsen;
- keuzes voor de optredende uitloging uit de verontreinigingsbron in de tijd en modelmatige beschrijving van de flux door de onverzadigde en verzadigde zone;
- doorrekenen naar grondwaterconcentraties en bepalen in hoeverre hierbij rekening moet worden gehouden met 'attenuation' (afbraak, chemische vastlegging en adsorptie);
- terugrekenen vanuit de kwaliteit op de gekozen POC's naar de verontreinigingsbron;
- omrekenen van de bronterm naar normen die kunnen worden toegepast op resultaten van specifieke uitloogproeven.

Hierna wordt de invulling van de eerste twee stappen kort toegelicht. Voor het uitlooggedrag wordt de klassieke beschrijving gebruikt die ook in Bijlage 1 wordt toegelicht. Beschrijving van de overige stappen vraagt om een technische toelichting die hier te ver zou gaan.

Keuze POC's en kwaliteitscriterium grondwater

Er is gekozen voor een beoordeling op drie punten:

- POC0: direct onder de onderafdichting van de stortplaats;
- POC1: op 20 m afstand van de rand van de stortplaats;
- POC2: op 200 m afstand van de rand van de stortplaats.

Het gekozen kwaliteitscriterium voor het grondwater was gebaseerd op de randvoorwaarden dat de kwaliteit voldoende moest zijn voor de bereiding van drinkwater en dat de ecologische risico's acceptabel moesten zijn. De volgende waarden zijn in beschouwing genomen: Nederlandse streefwaarden voor grondwater, Nederlandse en Franse normen voor oppervlaktewater voor de bereiding van drinkwater, Zweedse normen voor ecologische risico's voor oppervlaktewater, EU-richtwaarden en streefwaarden uit de Kader Richtlijn Water (KRW) en drinkwaternormen van de WHO. Per stof is uit de beschikbare opties een keuze gemaakt.

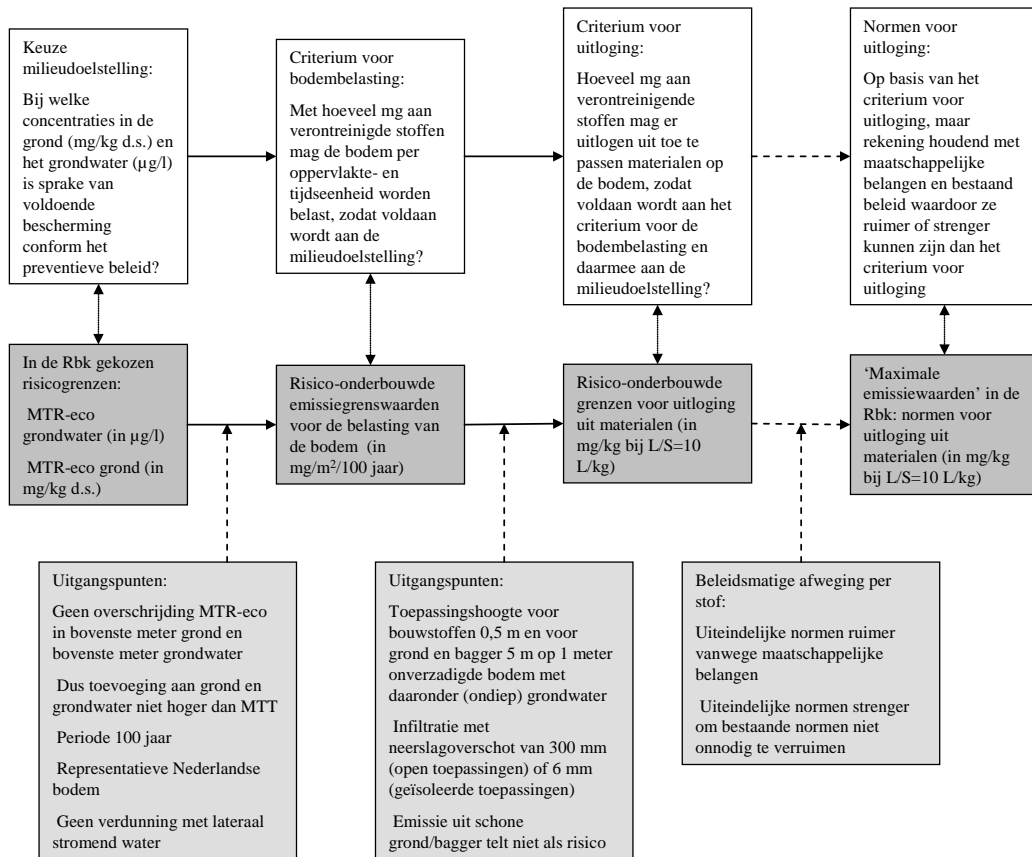
Beschrijving stortplaatsen

Voor de beschrijving van bestaande stortplaatsen zijn voor deze fase keuzes gemaakt voor drie typen afvalstoffen. Dit zijn: inerte afvalstoffen, niet-gevaarlijke afvalstoffen en gevaarlijke afvalstoffen. Het gaat hierbij om keuzes voor de hoogte, lengte, breedte, oppervlak en stortvolume van de stortplaats, porositeit, dichtheid en doorlatendheid van het afval en doorlatendheid van de bovenlaag en de dikte van de kleilaag onder het afval. Er is een tijdsinschatting

gemaakt voor de afname van de effectiviteit voor de eventuele kunststof onderafdichting. Voor de eventuele bovenafdichting is een doorlatendheid van 5 mm/jaar aangehouden. Hierbij is uitgegaan van een effectiviteit van de onderafdichting van 99% gedurende de eerste 100 jaar. Er zijn verschillende scenario's voor de stortperiode zonder bovenafdichting en de periode daarna met een eventuele bovenafdichting. De scenario's zijn doorberekend voor een periode van enkele honderden jaren. Hierbij is (nog) niet uitgegaan van het verduurzamen.

5.3.2 Keuzes en randvoorwaarden voor normen Rbk

Figuur 5.2 geeft aan hoe de normen voor uitloging die zijn vastgelegd in de Rbk (de Maximale Emissiewaarden) zijn onderbouwd.



Figuur 5.2: Onderbouwing normen voor uitloging in de Regeling bodemkwaliteit (Rbk)

De gevolgde procedure voor de onderbouwing van de normen voor uitloging in de Rbk stemt overeen met de beschreven werkwijze in paragraaf 5.2. Hierna wordt ingegaan op de gemaakte specifieke keuzes en randvoorwaarden voor de normen in de Rbk.

De modellering in de voorgaande hoofdstukken is hier ook op afgestemd. Er is een verdere analyse van gemaakt van scenario's, onzekerheidsanalyse en de invloed van locatiespecifieke parameters die volgens afspraak pas zal worden meegenomen in de tweede fase van het project.

MTR_{eco} en MTT als milieudoelstelling

Het Bbk kiest het MTR_{eco} als uitgangspunt voor de kwaliteit van de bodem en het grondwater. Dit beleidsmatig gekozen beschermingsniveau staat voor het maximaal toelaatbaar risiconiveau voor het ecosysteem. Het MTR_{eco} kan zowel in de vorm van een grondconcentratie (mg/kg d.s.) als in de vorm van een grondwaterconcentratie (µg/l) worden aangegeven. Bij concentraties ter hoogte van het MTR_{eco} is tenminste 95% van de soorten en functies van het ecosysteem beschermd tegen enig effect. Beleidsmatig wordt aangenomen dat hiermee de functie en structuur van het ecosysteem zijn beschermd. Dit beschermingsniveau wordt breed toegepast in het preventieve beleid.

Voor stoffen die van nature al in het grondwater en in de bodem voorkomen (zoals metalen) is het MTR_{eco} opgebouwd uit twee componenten:

- een achtergrondconcentratie AC (onbeïnvloede grond- of grondwaterkwaliteit);
- het MTT (de Maximaal Toelaatbare Toevoeging) (in mg/kg d.s. of in µg/l).

Dus: $MTR_{eco} = AC + MTT$ voor stoffen die al voorkomen in het grondwater of de grond. Om voor dit type stoffen te kunnen voldoen aan het MTR_{eco} mag de toevoeging van stoffen aan het grondwater en de grond (dus de bodembelasting) de al aanwezige achtergrondconcentratie AC niet verder verhogen dan met het MTT.

Voor stoffen die niet van nature voorkomen in het grondwater en de bodem geldt dat de achtergrondconcentratie nul is en alleen de term MTR_{eco} wordt gebruikt.

Uitgangspunten voor de omrekening naar risico-onderbouwde toetswaarden

De risicogrenzen in de bodem worden omgerekend naar een toetswaarde gebaseerd op de emissie uit de stortplaats. In het rapport van Verschoor et al. (2006) wordt dit gezien vanuit de bodem en daarom immissiewaarden genoemd.

Bij de omrekening naar risico-onderbouwde toetswaarden is het uitgangspunt bij de Bbk dat binnen een periode van 100 jaar het MTR_{eco} gemiddeld in de bovenste meter van de grond en gemiddeld in de bovenste meter van het grondwater niet mogen worden overschreden. Er is hierbij gerekend uitgaande van een 'representatieve Nederlandse bodem'. Hiertoe zijn een representatieve zand-, veen- en kleibodem doorgerekend, waarna de gevoeligste is gekozen. Voor het Bbk is dit logisch: overal in Nederland worden bouwstoffen toegepast en grootschalige bodemtoepassingen opgericht. Men wilde generiek beleid dat ook voldoende beschermend is als de bodem verontreinigende stoffen minder goed bindt, waardoor het grondwater zwaarder wordt belast. Een discussiepunt bij de wetenschappelijke onderbouwing van de Rbk-normen was welk model de beste resultaten gaf ter onderbouwing van het beleidsdoel. Er is gekeken naar een adsorptierekenmodel (PEARL) en naar een speciatiemodel (ORCHESTRA). Beide modellen zijn gebruikt. Meer informatie hierover staat in Verschoor et al. (2006) en Bijlage 5.

Uitgangspunten voor de omrekening naar risico-onderbouwde grenzen voor uitloging

Voor de omrekening van risico-onderbouwde emissiewaarden naar risico-onderbouwde grenzen voor uitloging is een aantal uitgangspunten vastgesteld. Het gaat hierbij om de toepassingshoogte van het materiaal, de hoeveelheid infiltratie, of er sprake is van verdunning in het grondwater en of emissie uit schone grond als bodembelasting wordt beschouwd (zie tevens Figuur 5.2).

Beleidsmatige keuzes voor de normen voor uitloging in de Rbk

Tot slot volgden beleidsmatige afwegingen om de uiteindelijke normen voor uitloging die zijn vastgelegd in de regelgeving (in de Rbk onder de naam 'Maximale emissiewaarden') te bepalen. Hierbij spelen maatschappelijke belangen een rol. Zo zijn in de Rbk maximale emissiewaarden voor bepaalde stoffen ruimer dan de risico-onderbouwde grenzen voor uitloging. De basis van deze beleidsmatige keuze is dan bijvoorbeeld dat men een bepaald type bouwstof toepasbaar wilde houden, omdat hier geen redelijk alternatief voor is en er geen methode is om de uitloging uit deze bouwstof te verminderen. Ook wordt bij het bepalen van de uiteindelijke maximale emissiewaarden rekening gehouden met reeds bestaande normen in eerdere regelgeving. Deze worden niet verruimd als daar geen maatschappelijke reden voor is. Het verband tussen de uiteindelijke normen in de regelgeving en de risico-onderbouwde grenzen voor uitloging wordt door de beleidsmatige afwegingen relatief minder nauwkeurig (aangegeven met gestippelde pijlen in Figuur 5.2).

5.3.3 Keuzes en randvoorwaarden in de Regeling stortplaatsen voor baggerspecie op land

Informatie over de Regeling stortplaatsen voor baggerspecie op land (VROM, 2001) staat in paragraaf 2.6. De gekozen milieudoelstelling is weer iets anders ingevuld dan bij het Bssa en het Bbk. Er is gekozen voor een toelaatbaar beïnvloed gebied. Hierbuiten mag na 10.000 jaar de streefwaarde voor grondwater niet worden overschreden. De streefwaarde staat voor de kwaliteit waarbij er sprake is van een verwaarloosbaar risiconiveau. Er is een rekenmethode om poriewaterconcentraties om te rekenen naar bodembelasting en er wordt rekening gehouden met locatiespecifieke (geohydrologische) omstandigheden. Dit zijn allemaal elementen die in fase 2 van dit project in beschouwing kunnen worden genomen bij de ontwikkeling van toetswaarden voor pilotstortplaatsen.

5.4 Te maken keuzes en randvoorwaarden voor toetswaarden voor pilotstortplaatsen

5.4.1 Inleiding

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de in fase 2 te maken keuzes voor toetswaarden voor pilotstortplaatsen. Dit overzicht is gebaseerd op:

- de uitgevoerde inventarisatie naar bestaande regelgeving in hoofdstuk 2 en de verdere uitwerking hiervan in de voorgaande paragrafen in dit hoofdstuk;
- de opgedane ervaringen met het rekenen vanuit het bron-pad-receptormodel in hoofdstuk 3;
- de gegevens over de emissie uit huidige stortplaatsen in hoofdstuk 4
- het gegeven dat het gaat om stortplaatsen na verduurzamen, dan wel na het stabiliseren van het afvalmateriaal.

Achtereenvolgens wordt in deze paragraaf ingegaan op de keuzes en randvoorwaarden voor de milieudoelstelling (paragraaf 5.4.2) en de keuzes en randvoorwaarden voor het omrekenen van de milieudoelstelling naar de hierbij

behorende maximale bodembelasting (toetswaarden) (paragraaf 5.4.3). Vervolgens wordt ingegaan op de vertaling van een beoogde kader met een gekozen milieudoelstelling en toetswaarden naar de praktijk (paragraaf 5.4.4).

5.4.2 *Keuzes en randvoorwaarden milieudoelstelling*

Algemene invulling van de milieudoelstelling

Het ligt voor de hand om net als bij het Bssa de milieudoelstelling te baseren op de randvoorwaarden dat de kwaliteit van het grondwater voldoende moet zijn voor de bereiding van drinkwater en dat de ecologische risico's acceptabel moeten zijn. Uit de beschikbare informatie blijkt dat ecologische risicogrenzen en drinkwaternormen relevant zijn voor de invulling van de milieudoelstelling. In fase 2 van dit project zal hier meer in detail naar moeten worden gekeken. Zoals al eerder opgemerkt zal de te maken keuze in ieder geval moeten passen binnen de randvoorwaarde dat voldaan wordt aan de EU grondwaterrichtlijn. In het kader hiervan zijn in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009 (BKMW) (VROM, 2009) drempelwaarden opgenomen voor de grondwaterkwaliteit.

Drempelwaarden grondwater

Informatie over de drempelwaarden uit het BKMW is nog niet in deze fase van het project opgenomen. De drempelwaarden zijn een onderdeel van het Nederlandse beleid op basis van de EU Grondwaterrichtlijn. Thans zijn er drempelwaarden voor enkele stoffen, maar in de toekomst kan het aantal stoffen worden uitgebreid. In fase 2 van dit project is het goed om de onderbouwing van de drempelwaarden in beschouwing te nemen. Deze zijn gebaseerd op drinkwaternormen en het voldoende voorkomen van ecologische risico's. Ook is een 'beleidsmatige verdunningsfactor' van 1,5 toegepast om tot de uiteindelijke normwaarden te komen. Dit zijn elementen die in beschouwing kunnen worden genomen bij de ontwikkeling van toetswaarden voor pilotstortplaatsen. Overigens moet worden opgemerkt dat de drempelwaarden betrekking hebben op de kwaliteit van hele grondwaterlichamen. Dit is een veel grotere schaal dan relevant voor een locale stortplaats.

Drinkwaternormen

Voor de drinkwaternormen moet worden gekeken welke er precies zijn, of en waarom de invulling verschilt en welke dan het meest relevant is. Er zijn in Nederland drinkwaternormen bij het tappunt (Waterleidingbesluit), normen voor oppervlaktewater voor menselijke consumptie (BKMW, 2009, bijlage III) en normen voor oppervlaktewater voor drinkwater (BKMW, 2009, bijlage III). Mogelijk zijn ook nog internationale normen voor drinkwater van belang. Ook moet worden nagegaan of er ontwikkelingen zijn die binnen afzienbare termijn zouden kunnen leiden tot wijzigingen, zodat hier eventueel op kan worden geanticipeerd.

Ecologische risicogrenzen

Voor de ecologische risicogrenzen moet eveneens meer in detail worden gekeken welke waarden er zijn. Zoals in paragraaf 5.3.3. is toegelicht is het MTR_{eco} voor stoffen die van nature in de bodem en het grondwater voorkomen (metalen en anorganische macroparameters) opgebouwd uit een achtergrondconcentratie en het MTT. In Verschoor et al. (2006, Bijlage I, Tabel 3) zijn voor anorganische stoffen waarden voor het MTT aangegeven die zijn gebruikt voor de onderbouwing van de normen voor bouwstoffen en grootschalige bodemtoepassingen in de Rbk. In het betreffende rapport staan ook waarden voor het MTR_{eco} (incl. AC: achtergrondconcentratie). Deze waarden

zouden kunnen worden gebruikt voor de grondwaterkwaliteit om mee te rekenen als het gaat om verdunning met langsstromend grondwater. De betreffende achtergrondconcentratie is echter een generieke concentratie voor diep grondwater. Daarom is toepassing hiervan op pilotstortplaatsen, waarbij het in eerste instantie gaat om de belasting van ondiep grondwater niet zonder meer de beste keuze. Een te overwegen optie is om te werken met lokale achtergrondconcentraties in plaats van generieke, die vaak een bepaalde hoge percentielwaarde zijn van beschikbare meetwaarden (bijvoorbeeld P90).

Voor de macroparameters staan er in Verschoor et al. (2006, Bijlage I, Tabel 3) waarden voor het MTR_{eco} voor chloride, fluoride en sulfaat. Voor chloride en sulfaat is recent alle informatie over risico's geanalyseerd (Verbruggen et al, 2008 en Brand et al, 2008), wat mogelijk leidt tot nieuwe inzichten voor de te maken keuze voor een ecologische risicogrens. Voor andere macroparameters (bijvoorbeeld ammonium) moet worden bekeken of ecologische risicogrenzen beschikbaar zijn. Voor de macroparameters moet ook een keuze worden gemaakt hoe moet worden omgegaan met het (locale) achtergrondconcentratie.

Voor de organische verontreinigingen is er geen sprake van een natuurlijke achtergrondconcentratie, dus hiervoor hoeft geen keuze te worden gemaakt. Wel moet worden bekeken hoe de ecologische risicogrens moet worden ingevuld. Er zijn waarden voor het MTR_{eco} die zijn afgeleid in het zogenoemd 'INS-kader' en er zijn op een andere manier afgeleide waarden (zie Verbruggen et al, 2001). Ook is er lopend onderzoek om een aantal waarden voor het MTR_{eco} te herzien. Hier kan mogelijk rekening mee worden gehouden.

Keuze point of compliance (POC)

Voor de onderbouwing van de normen in het Bssa is gekozen voor een point of compliance (POC) op 20 m en op 200 m stroomafwaarts van de rand van de stortplaats. Voor de onderbouwing van de normen in de Rbk is gekozen voor de gemiddelde kwaliteit van de bovenste meter van de grond en de gemiddelde concentratie in de bovenste meter van het ondiepe grondwater dat zich op 1 m diepte bevindt. Hier richt de beoordeling zich dus niet op de concentratie op een bepaald punt, maar op de gemiddelde concentratie over een bepaalde laag. In de Regeling stortplaatsen voor baggerspecie op land is sprake van een toelaatbaar beïnvloed volume aan grondwater. De concentratie hierbuiten moet voldoen aan een norm waarbij sprake is van verwaarloosbare risico's. Voor de toetswaarden voor pilotstortplaatsen moet hierin een verdedigbare keuze worden gemaakt.

Te normeren stoffen

Er moet in fase 2 worden gefocust op de stoffen die van belang zijn. In hoofdstuk 2 is te vinden op welke parameters de verschillende beschikbare regelgevingen voor stortactiviteiten betrekking hebben. Dit geeft al een bepaalde richting. In hoofdstuk 4 is te vinden welke parameters in de huidige situatie in welke concentraties in het percolaat van stortplaatsen voorkomen. Door deze gegevens te vergelijken met de orde grootte van ecologische risicogrenzen en drinkwaternormen voor de betreffende parameter, kan worden nagegaan wat met name de probleemstoffen zullen zijn. Hier moet fase 2 zich dan vooral op richten en dus niet op stoffen die 'toevallig' in een ander kader zijn uitgewerkt, maar die voor stortplaatsen eigenlijk van ondergeschikt belang zijn. Bijlage 4 biedt een handvat voor een meer uitgebreidere scan van de relevante stoffen.

Te beoordelen tijdsperiode

Zoals in de voorgaande paragrafen is vermeld, is bij de onderbouwing van de normen in de Rbk gekeken naar een tijdsperiode van 100 jaar, voor het Bssa is gerekend over een periode van enkele honderden jaren (wat precies is aangehouden, wordt uit Miljøstyrelsen (2003) niet direct duidelijk) en de Regeling stortplaatsen voor baggerspecie op land beoordeelt een periode van 10.000 jaar. Voor de onderbouwing van de toetswaarden voor pilotstortplaatsen moet hierin een verdedigbare keuze worden gemaakt.

5.4.3 Keuzes en randvoorwaarden omrekenen milieudoelstelling naar toetswaarden

Als de milieudoelstelling duidelijk is, moet deze worden omgerekend naar de bodembelasting die mag optreden (toetswaarden in $\text{mg/m}^2/\text{tijdseenheid}$) zonder dat de gekozen milieudoelstelling in gevaar komt.

Geohydrologische situatie

Voor deze omrekening zijn in ieder geval het bodemtype en de hydrologische situatie die worden aangenomen heel belangrijk. Er moet een keuze worden gemaakt hoe generiek of locatiespecifiek dit wordt ingevuld. In het kader van deze rapportage, fase 1, is hiervoor één keuze gemaakt (zie paragraaf 3.2), maar deze zal niet representatief zijn voor alle beoogde pilotstortplaatsen. Belangrijk is of en met welke mate van verdunning in het grondwater al dan niet rekening wordt gehouden. Hierbij is de horizontale stroomsnelheid van het grondwater van belang. Als de stortplaats ligt in een gebied met een dikke afdeklaag van klei en veen is hierin de grondwaterstroming met name verticaal gericht. De geohydrologische situatie is totaal anders als de stortplaats direct boven een watervoerende zandlaag ligt, waarbij sprake is van een overwegend horizontale stroming. Een ander punt van belang is het organisch stofgehalte in de onverzadigde en de verzadigde zone van de bodem, omdat dit veel effect heeft op het verspreidingsgedrag van organische verontreinigende stoffen. De dikte van de onverzadigde zone is onder andere van belang voor de snelheid waarmee verontreinigende stoffen het grondwater kunnen bereiken.

Hoeveelheid infiltratie

Een belangrijke parameter voor het omrekenen naar toetswaarden is het te hanteren scenario voor de hoeveelheid infiltrerend water door de onderafdichting. Als er meer water infiltreert, moeten de concentraties hierin lager zijn om op dezelfde bodembelasting uit te komen. Zoals uit de resultaten in hoofdstuk 3 blijkt, maakt het hiernaast voor de berekende toetswaarde zelf (dus voor de toegestane bodembelasting) uit of er gerekend wordt uitgaande van het MTR_{eco} en een infiltratie van 5 mm/jaar, of een infiltratie van 300 mm/jaar. Dit heeft te maken met de verhouding tussen de optredende verdunning in langsstromend grondwater en de hogere concentratie in minder infiltrerend water.

Voor de situatie na het verduurzamen kan, als worst-casesituatie, worden uitgegaan van een niet meer functionerende onderafdichting. Daarmee kan het lekdebiët aan de onderzijde van de stortplaats gelijk worden gesteld aan het gemiddelde jaarlijkse neerslagoverschot, of eventueel meer gespecificeerd naar een gebied of naar seizoenen.

Modellering van de bronterm

Voor bestaande stortplaatsen zou het niet realistisch zijn om uit te gaan van een continue belasting en dus een continue bronterm. In die situatie zou een

realistisch scenario moeten worden gekozen voor het verloop van de bodembelasting. In het Bssa en de Rbk wilde men eisen stellen aan de bronterm in de vorm van normen voor uitloging bij een bepaalde uitloogproef. Bij de nu te ontwikkelen toetswaarden voor stortplaatsen na het verduurzamen is dat niet het oogmerk. Voor het ontwikkelen van de toetswaarden is een modellering gericht op de stortplaats als geheel niet relevant. Dit is echter wel van belang bij het vaststellen van het blijvende karakter van de bereikte reductie van het emissiepotentieel. Hierbij spelen de omvang en de hoogte van de stortplaats, de aard van het afvalmateriaal en de effectiviteit van het verduurzamen (aanwezig restemissiepotentieel, organisch stofgehalte, en dergelijke) een rol. Voor te verduurzamen stortplaatsen geldt als belangrijk gegeven dat er meetgegevens zijn van de percolaatkwaliteit tijdens de exploitatieperiode, een nulonderzoek wordt uitgevoerd direct voorafgaande aan het verduurzamen en de percolaatkwaliteit intensief zal worden gemonitord in de periode van het verduurzamen en in de afrondingsfase. Er zal dus per stortplaats een goed beeld kunnen worden verkregen van het concentratieverloop in de tijd en de mate van 'stabiliteit' in de eindfase. Er is dus een mogelijkheid om de bronterm locatiespecifiek te bepalen, maar ook om uit de informatie tijdens het verduurzamen een waarde voor de 'continue' belasting af te leiden. Aan dit laatste wordt een duidelijke voorkeur gegeven. Vervolgonderzoek op de pilotstortplaatsen om meer inzicht te krijgen in de te verwachten ontwikkelingen voor de bronterm, zal leiden tot veel onzekerheden en is in de gegeven omstandigheden ook niet noodzakelijk. Kritieke punten zijn onder andere de in de praktijk optredende fasering in het redoxgedrag van het gestorte materiaal (onder invloed van organische stof en vochtbalans), de heterogeniteit van het materiaal en daardoor de vorming van voorkeurkanalen en een minder homogene doorstroming, het uitgangspunt van een vaste k per metaal toepasbaar op alle afvalstoffen, de keuze van de gebruikte parameters (voor de hoogte, dichtheid en porositeit van het stortmateriaal en van de percolatiesnelheden).

Rekenmodel voor het gedrag van stoffen in de bodem

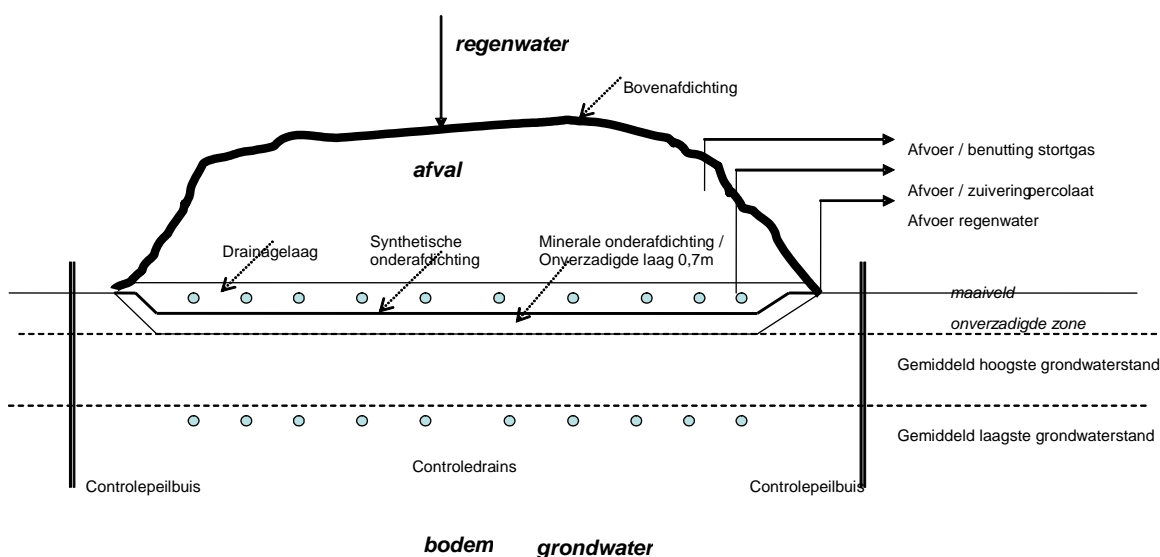
Om de berekeningen ten behoeve van het opstellen van toetswaarden uit te kunnen voeren, zijn rekenmodellen nodig voor het gedrag van stoffen in de onverzadigde en in de verzadigde zone. Er zijn in de bodem, naast effecten van de geohydrologische situatie, heel veel processen waar wel of geen rekening mee kan worden gehouden als het gaat om het gedrag van stoffen in de bodem. Het gaat dan om 'natural attenuation' (afbraak, chemische vastlegging en adsorptie). Er zijn verschillende rekenmodellen (zoals PEARL en ORCHESTRA) die verschillende voor- en nadelen hebben. Ook wordt momenteel onderzoek uitgevoerd naar het beter modelleren van de belasting van het grondwater, waarvan de resultaten mogelijk al van belang zijn.

5.4.4 Vertaling van het beoogde toetsingskader naar de praktijk

Zoals in paragraaf 1.4 is toegelicht, bestaat het beoogde kader uit referentiewaarden die de milieudoelstelling vastleggen en toetswaarden die aangeven hoe groot de bodembelasting mag zijn. Deze paragraaf gaat in op de praktische bruikbaarheid van dit beoogde kader. Het gaat erom dat de stortbranche moet kunnen aantonen dat aan de normen wordt voldaan en dat de overheid dit kan controleren.

Figuur 5.3 geeft een schematisch overzicht van de opbouw van een stortplaats. Onder het afval ligt een combinatieonderafdichting, bestaande uit een minerale en een synthetische laag. Tijdens de stortperiode is er geen bovenafdichting.

Het percolaat wordt opgevangen in een drainagesysteem dat onder het afval en boven de combinatieonderafdichting ligt en afgevoerd wordt naar een zuiveringsinstallatie. In het grondwater onder de stortplaats liggen controledrains. Hiermee kan worden gecontroleerd of verontreinigende stoffen in het grondwater onder de stortplaats terecht komen. Stroomopwaarts en stroomafwaarts van de stortplaats staan monitoringspeilbuizen. Ook deze zijn bedoeld om de kwaliteit van het grondwater in de gaten te houden. De metingen stroomopwaarts dienen als referentie voor de achtergrondconcentratie.



Figuur 5.3: Overzicht opbouw IBC-stortplaats met voorzieningen ter bescherming van de bodem en het grondwater: bovenafdichting, drainage en afvoer, onderafdichting en de mogelijkheden voor controlemetingen

Meetresultaten van het grondwater in de controledrains en in de stroomafwaarts gelegen peilbuizen kunnen worden vergeleken met de referentiewaarden die een onderdeel zijn van het beoogde toetsingskader. Hierbij moet worden besloten in hoeverre die referentiewaarden afhankelijk zijn van de achtergrondkwaliteit van het grondwater, die stroomopwaarts kan worden gemeten. Ook moet worden besloten of alle metingen aan de referentiewaarden moeten voldoen of dat hierin enige ruimte wordt geboden (zoals bij de huidige metingen in het kader van het Stortbesluit bodembescherming, zie paragraaf 2.2). En er moet worden afgesproken wat de consequenties van overschrijding van de referentiewaarden zijn. Dit moet in fase 2 van dit project verder worden uitgewerkt.

Een nadeel van controle in het grondwater is, dat een eventueel probleem van normoverschrijding voor de bodembelasting pas wordt gesignaleerd als hiervan al enige tijd sprake is. Hierbij speelt bovendien dat het grondwater ook kan worden beïnvloed door andere oorzaken dan een mogelijk teveel aan emissies vanuit een stortplaats, zoals grondwaterverontreinigingen van andere in de nabijheid gelegen lokale bronnen of - meer diffuus - van landbouwactiviteiten. Dit speelt met name indien monitoringfilters op grotere afstand van de stortplaats zijn gesitueerd. Voor de (horizontale) controledrains onder de stortplaats zal dit nauwelijks het geval zijn.

Het op directe wijze toetsen of aan de toetswaarden wordt voldaan, is een stuk lastiger, omdat de bodembelasting niet direct kan worden gemeten. In paragraaf

1.4 is aangegeven dat de bodembelasting afhankelijk is van het lekdebiet door de onderafdichting per tijdseenheid (de flux) van de concentraties hierin (de percolaatkwaliteit) en van de eventuele vastlegging van stoffen in de minerale afdichtingslaag. Over de percolaatkwaliteit en de ontwikkelingen daarin zal tijdens het verduurzamen een vrij goed beeld kunnen worden verkregen. Voor het lekdebiet kan worden uitgegaan van de situatie waarbij verondersteld wordt dat de onderafdichting niet meer functioneert. Voor de eventuele vastlegging van verontreinigende stoffen in de minerale afdichtingslaag moeten in fase 2 nadere uitspraken worden gedaan.

Het is niet goed mogelijk om de flux door de onderafdichting direct te meten. In de praktijk is een benadering nodig met behulp van berekeningen aan de waterbalans en de vergelijking met metingen van het waterniveau in het stortlichaam. Naast de (te berekenen) flux naar het grondwater, spelen in de waterbalans de neerslag, verdamping en percolaatafvoer een rol. In dergelijke metingen/berekeningen is een grote spreiding te verwachten, bijvoorbeeld door variaties in neerslag en verdamping, door processen in het stortlichaam en door ruimtelijke verschillen in de kwaliteit van het stortmateriaal. Hiernaast zijn er ook nog calamiteiten in de bedrijfsvoering denkbaar, waardoor het kan voorkomen dat percolaat aan de randen van de stortplaats uittreedt en in het grondwater terechtkomt. Dit soort risico's moeten in beeld worden gebracht. Om het voldoen aan toetswaarde aan te tonen is, naast een protocol om de percolaatkwaliteit te bepalen, een meetprotocol nodig gericht op de waterbalans. Onverhoopt opgetreden calamiteiten met een impact op de waterbalans dienen in de waterbalans verdisconteerd te worden. Tot slot is met het oog op de handhaving een protocol nodig voor het nemen van beslissingen of een waargenomen overschrijding van een toetswaarde wel of niet substantieel is. Voor dit rapport is alleen de vraag van belang of emissies ook werkelijk vastgesteld kunnen worden (en daarmee ook de waterflux naar het grondwater inclusief de invloed van calamiteiten).

Tot slot moet in het oog worden gehouden dat de hoogte van de toetswaarde zelf samenhangt met de hoeveelheid infiltratie die optreedt. Die samenhang moet voldoende in beeld zijn, zodat aan de goede normwaarde wordt getoetst.

Voorwaarden voor een werkbaar toetsingskader voor de pilotstortplaatsen zijn dat de flux voldoende nauwkeurig bekend moet zijn en dat het percolaat op voldoende parameters en voldoende regelmatig wordt geanalyseerd. Dit moet in fase 2 van dit project verder worden uitgewerkt.

6 Conclusies

6.1 Conclusies op hoofdlijnen

Als eerste stap in deze verkennende studie is een analyse gemaakt van het huidige beleid over het beheer van stortplaatsen. Tevens is een beschrijving gegeven van de doelen van duurzaam stortbeheer en de wijze waarop dit volgens de huidige inzichten kan worden gerealiseerd. Daarbij is een relatie gelegd met de betekenis van het te ontwikkelen toetsingskader voor de beoordeling van de resultaten van het verduurzamen van stortplaatsen en het te gebruiken normkader.

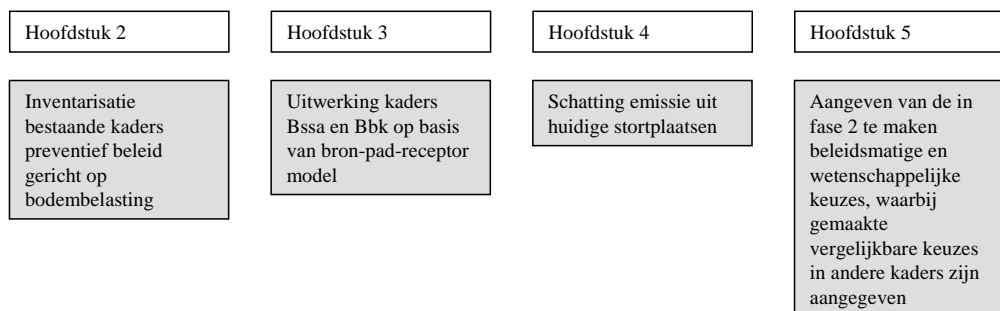
Geconcludeerd wordt dat onderscheid moet worden gemaakt in twee typen normen, de toetswaarden en de referentiewaarden.

In hoofdstuk 2 zijn relevante bestaande beleidskaders voor preventief beleid gericht op uitloging en bodembelasting geïnventariseerd met daarbij een focus op bestaande normen voor uitloging.

In hoofdstuk 3 zijn hieruit de meest geschikte kaders gekozen om verder uit te werken. De verdere uitwerking is in hoofdstuk 4 ingevuld op basis van het bron-pad-receptormodel, gevolgd door een schatting van de *huidige* emissies uit *bestaande* stortplaatsen.

In hoofdstuk 5 is een doorkijk gegeven naar de te maken keuzes. Figuur 6.1 geeft een overzicht van het doorlopen proces.

Opgemerkt wordt dat het vertrekpunt voor de verkenning in deze fase bestaande stortplaatsen zijn geweest, waarbij sprake is van een situatie zonder verduurzamen.



Figuur 6.1: Overzicht inhoud rapport fase 1

In dit project is zicht ontstaan op de kritische wetenschappelijke en beleidskeuzes bij het uitvoeren van berekeningen op basis van het bron-pad-receptormodel. Het is duidelijk geworden dat het niet zondermeer mogelijk is om via bestaande normkaders de toetswaarden in te vullen. Wel zijn de daarbij gehanteerde uitgangspunten en randvoorwaarden bij het afleiden van toetswaarden bruikbaar, indien de bron van het bron-pad-receptormodel als uitgangspunt zou worden genomen.

6.2 Conclusies per hoofdstuk

De belangrijkste conclusies per hoofdstuk zijn als volgt:

6.2.1 *Bestaande beleidskaders (hoofdstuk 2)*

Als belangrijkste mogelijk relevante Nederlandse beleidskaders voor dit project zijn naar voren gekomen het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen (Bssa, 2009), het Besluit bodemkwaliteit (Bbk, 2007) en het recent geformuleerde beleid rond 'zandwinputten'. Uit de analyse blijkt dat in elk van de genoemde beleidskaders potentieel bruikbare elementen zitten voor de te ontwikkelen toetsingsnormen.

6.2.2 *Uitwerking bestaande kaders vanuit bron-pad-receptormodel (hoofdstuk 3)*

De conclusies van hoofdstuk 3 worden hieronder puntsgewijs beschreven:

- Bij de berekening van de beïnvloeding van de bodemkwaliteit door een emissie uit de stortplaats - en ook voor de omgekeerde route van een milieudoelstelling voor de bodemkwaliteit naar een toetswaarde - zijn aannamen in de modellering nodig en keuzes voor de beschrijving van een algemene situatie die zo representatief mogelijk is. De aannamen betreffen voornamelijk 'verwachtingswaarden' maar houden een redelijke mate van onzekerheid. De keuzes voor de beschrijving van de situatie kunnen voor specifieke situaties nader gespecificeerd worden.
- Uit de uitloognormen van het Bssa en Bbk zijn emissiewaarden ter plaatse van de onderafdichting van een stortplaats uitgerekend, op basis van de bij het Bssa en Bbk gehanteerde randvoorwaarden en de standaardbeschrijving van het uitlooggedrag. Deze emissiewaarden worden gebruikt als toetswaarden.
- De berekende toetswaarden voor stortplaatsen sluiten onvoldoende aan op de gekozen doelstelling voor het grondwater (MTR_{eco}). Met andere woorden: met deze basis voor normering kunnen overschrijdingen van de gewenste grondwaterkwaliteit verwacht worden. Daarom wordt aanbevolen om niet zonder meer uit te gaan van de uitloognormen van het Bssa en Bbk.
- Een alternatieve berekening, die uitgaat van de omgekeerde route, namelijk de berekening van de toetswaarden met als direct vertrekpunt de bescherming van de grondwaterkwaliteit, biedt meer perspectief voor een goede bescherming van de grondwaterkwaliteit (op het niveau van MTR_{eco}).
- Zodra een relatie wordt gelegd met de grondwaterkwaliteit, dus bij de conclusies over de grondwaterkwaliteit en bij alternatieve berekeningen met de grondwaterkwaliteit als uitgangspunt, is grondwatermodellering nodig.
- Een nauwkeuriger berekening van concentraties ter plaatse van specifieke aan de verontreiniging blootgestelde objecten, zoals drinkwaterbronnen (in de EU terminologie: op POC3), is in dit rapport niet uitgewerkt. Het is van belang om in de volgende fase een duidelijke keuze te maken voor de te hanteren milieudoelstelling in termen van een normering voor de concentraties op POC2 en/of POC3.
- Volgens de modeluitkomsten komt, voor situaties zonder onderafdichting, de normering volgens de alternatieve berekening van dit rapport en die van de oorspronkelijke uitkomsten van ECN en RIVM in 2006 uit op een vergelijkbaar overall niveau. De verschillen in de aanpak lijken in de situaties zonder afdichting dus niet doorslaggevend te zijn. Voor stortplaatsen met onderafdichting is met name de uitbreiding van de modellering met verdunning in het grondwater van belang. Deze zijn niet in de berekeningen aan bouwstoffen bij het Bbk meegenomen.

6.2.3 *Schatting emissie uit huidige stortplaatsen (hoofdstuk 4)*

De conclusies van hoofdstuk 4 worden hierna puntsgewijs beschreven:

- Op basis van een inventarisatie van percolaatconcentraties uit praktijkmetingen door ECN is een beeld verkregen van de gemiddelde emissies en van de spreiding ervan per stortplaats.
- Voor de selectie van kritische stoffen/parameters van de ‘Ad hoc werkgroep Adviesaanvragen’ blijkt dat ook voor hoge percentiel waarden (P95) van de percolaatconcentraties geen overschrijdingen van de MTR_{eco} in de grondwaterkwaliteit hoeven te worden verwacht. Dit is een algemene conclusie over het huidige gehanteerde beschermingsniveau, gebaseerd op berekeningen met generieke aannamen voor verspreiding en een lekverlies van 5mm per jaar. Dit sluit niet uit dat voor enkele individuele stortplaatsen en stortvakken overschrijdingen van de MTR_{eco} in de grondwaterkwaliteit voor een of meer stoffen mogelijk zijn, dit is echter niet specifiek onderzocht.
- Er is een globaal beeld verkregen van de als belangrijk te beschouwen parameters voor uitloging. De verzamelde resultaten en modellering geven een handvat voor een meer uitgebreidere beoordeling welke parameters als meest kritisch moeten worden beschouwd.

6.2.4 *Keuzes bij het hanteren van de milieudoelstelling als vertrekpunt (hoofdstuk 5)*

De conclusies van hoofdstuk 5 worden hierna puntsgewijs beschreven:

- Er is een goed beeld verkregen van hoe de normen in de bestaande regelgeving zijn gebaseerd op de gekozen milieudoelstelling en de daarbij gemaakte keuzes en gehanteerde randvoorwaarden voor het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen, de Regeling bodemkwaliteit; de Regeling stortplaatsen voor baggerspecie op land en het recent geformuleerde beleid voor zandwinputten.
- Belangrijke keuzes en randvoorwaarden voor het omrekenen van de milieudoelstelling naar toetswaarden betreffen:
 - *De geohydrologische situatie:* De resultaten die in dit rapport zijn gegeven, zijn gebaseerd op een generieke situatie. Het verdient aanbeveling om in de volgende stap aandacht te geven aan consensus over de eigenschappen van de generieke situatie. Het model op hoofdlijnen dat is ontwikkeld voor dit rapport is flexibel ten opzichte van de geometrie van de stortplaats, grondwatersnelheden, bodemtypen en lokale achtergrondwaarden en kan daarom gebruikt worden voor beoordelingen van specifieke situaties op stortplaatsen. Ook zijn hiermee de consequenties van andere keuzes voor normeringswaarden voor het grondwater en voor de beoordelingsperiode snel na te rekenen. In de huidige versie wordt de gemiddelde kwaliteit van het beïnvloede grondwater berekend, de ruimtelijke verspreiding onder invloed van stroming, retardatie en dispersie is nog niet (uit)ontwikkeld.
 - *De hoeveelheid infiltratie:* Voor de hoeveelheid infiltratie waarmee rekening moet worden gehouden, is de situatie waarbij wordt uitgegaan van een niet meer functionerende onderafdichting bepalend. In die situatie kan het lekdebiet aan de onderzijde van de stortplaats gelijk worden gesteld aan het gemiddelde jaarlijkse neerslagoverschot, of eventueel meer gespecificeerd naar een gebied of naar seizoenen.
 - *Modellering van de bronterm:* Voor bestaande stortplaatsen zou het niet realistisch zijn om uit te gaan van een continue belasting en dus van een continue bronterm. In die situatie zou een realistisch scenario moeten worden gekozen voor het verloop van de bodembelasting. In het Bssa en de Rbk wilde men eisen stellen aan de bronterm in de vorm van normen voor uitloging bij een bepaalde uitloogproef. Bij de nu te ontwikkelen toetswaarden voor stortplaatsen na het verduurzamen is dat niet het oogmerk. Voor het ontwikkelen van de toetswaarden is een modellering gericht op de stortplaats als geheel niet relevant. Dit is echter wel van belang bij het vaststellen van het blijvende karakter van de bereikte

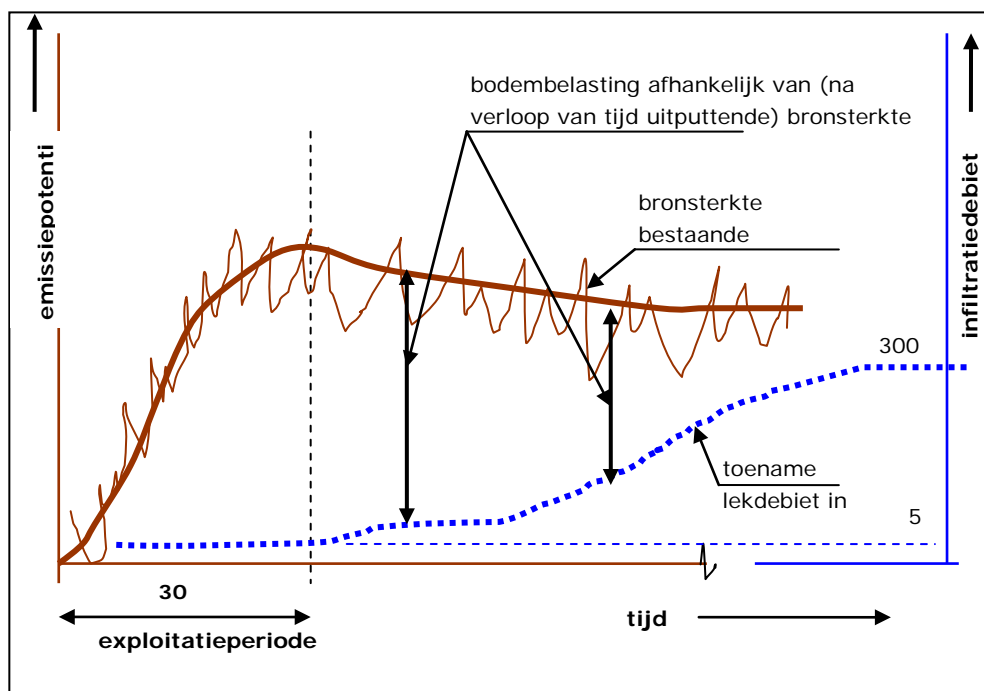
reductie van het emissiepotentieel. Voor de toetswaarden is wel informatie van belang van het verloop van concentraties in het percolaat. Omdat tijdens het verduurzamen veel gemeten zal worden aan de concentraties van het percolaat, zal daardoor op het niveau van individuele stortplaatsen een representatief beeld worden verkregen.

- *Rekenmodel voor gedrag van stoffen in de bodem:* Voor de bepaling van het gedrag van stoffen in de bodem bestaan verschillende rekenmodellen (zoals PEARL en ORCHESTRA) die verschillende voor- en nadelen hebben. Naast de effecten van de geohydrologische situatie zijn er veel processen waar wel of geen rekening mee kan worden gehouden als het gaat om het gedrag van stoffen in de bodem. Een weloverwogen keuze voor een in te zetten model voor fase 2 is zeer belangrijk.
- Een aandachtspunt bij het toetsen of aan toetswaarden wordt voldaan is dat de omvang van de lekstroom niet direct meetbaar is, maar deels uit berekeningen, modellering en interpretaties kan volgen. Echter, de eindsituatie waarbij wordt uitgegaan van het niet meer volledig functioneren van de onderafdichting kan in dit verband als maatgevend worden beschouwd. De van toepassing zijnde emissie kan dan worden berekend uit het product van de percolaatconcentraties en de omvang van de lekstroom al dan niet rekeninghoudend met een bepaalde mate van vastlegging van stoffen in de minerale afdichtingslaag.

7 Voorstel voor invulling fase 2

7.1 Inleiding

De resultaten van fase 1 hebben de nodige inzichten en informatie opgeleverd op basis waarvan fase 2 van dit project kan worden ingevuld. In fase 1 is het bron-pad-receptormodel van de stortplaats als vertrekpunt genomen. Er is met name gekeken naar stortplaatsen – met en zonder afdichting - maar zonder verduurzaming. De bodembelasting heeft een directe relatie met de bronsterkte van de stortplaats en het lekdebiet, en deze veranderen in de loop van de tijd. In onderstaande figuur is dit gevisualiseerd: er wordt een lekdebiet verondersteld dat in de loop van de tijd toeneemt (door functievermindering van de onderafdichting en de afwezigheid van een bovenafdichting) en op lange termijn een licht afnemende bronsterkte (met daarin op de korte termijn grote schommelingen).



Figuur 7.1: Schematische weergave van veranderende bodembelasting bij een theoretisch model waarbij de bodembelasting een functie is van de bronsterkte en het lekdebiet richting de bodem (zonder bovenafdichting)

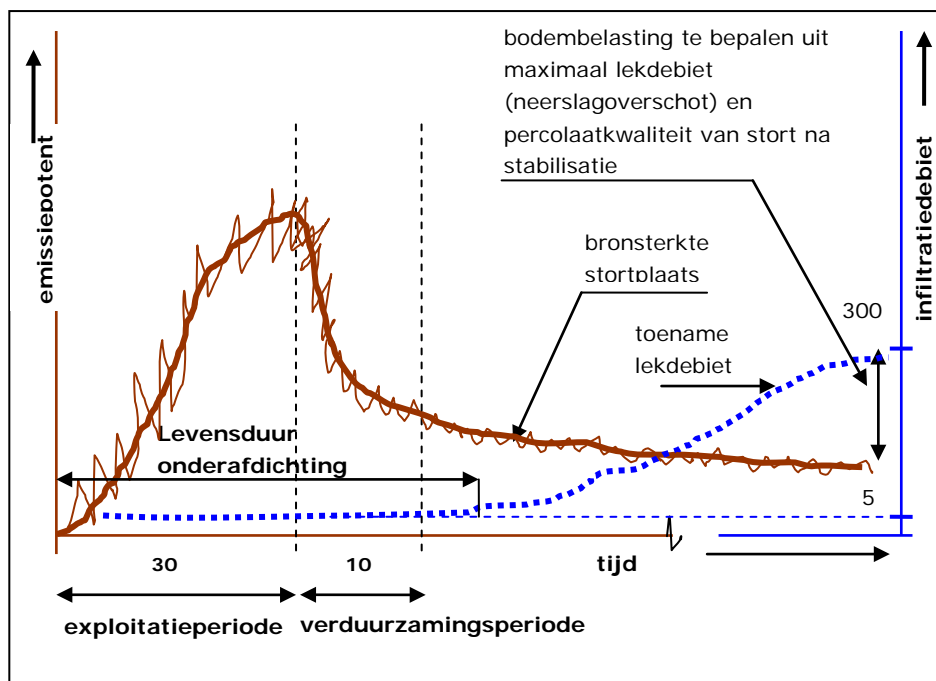
Voor fase 2 zal worden uitgegaan van de situatie waarvoor de toetswaarden moeten gelden, namelijk die waarbij verduurzaming van stortplaatsen heeft plaatsgevonden en het afvalpakket is gestabiliseerd. In de Figuur 7.2 is dit schematisch weergegeven. Gezien de grote mate van onzekerheid over de bronterm in de situatie na het verduurzamen en vele keuzes en aannamen die vervolgens moeten worden gedaan bij het berekenen van emissies uit deze 'onzekere' bronterm, wordt voorgesteld om in de tweede fase niet de 'bron' van het bron-pad-receptormodel als uitgangspunt te nemen, maar om uit te gaan van de 'receptor' en van daaruit terug te redeneren.

Met dit uitgangspunt zijn de volgende stappen en keuzes nodig;

- het kiezen en concreet invullen van de milieudoelstelling, die als basis dient voor de (via terugrekening) te ontwikkelen toetswaarden;
- op basis van de gekozen milieudoelstelling ontwikkelen van referentiewaarden voor nader te bepalen POC's. Naast de referentiewaarden moeten dus de POC's worden gedefinieerd;
- vanuit de referentiewaarden een maximaal toelaatbare percolaatkwaliteit berekenen.

Bij het meten van de emissies spelen lekdebiet en percolaatkwaliteit een rol. Uitgaande van een bekend lekdebiet zouden tijdens de verduurzamingsperiode (per stortplaats te berekenen) maximaal toelaatbare concentraties voor de percolaatkwaliteit kunnen fungeren als toetsingskader ter beoordeling of en wanneer aan de gestelde eisen ten aanzien van de milieubelasting kan worden voldaan. Zo'n locatiespecifiek toetsingskader kan een sturende rol vervullen tijdens het verduurzamen. In de eindfase van het verduurzamen kan dit toetsingskader in combinatie met de resultaten van het monitoringprogramma een rol spelen bij de besluitvorming wat voor kwaliteit van bovenafdekking of bovenafdekking eventueel nog noodzakelijk is.

Na het verduurzamen zullen de referentiewaarden ter plaatse van de vastgestelde POC's uiteindelijk de rol van de toetswaarden gaan overnemen bij de monitoring in verband met het niet langer beschikbaar zijn van percolaatmetingen⁴. Er kan dan worden uitgegaan van een controle van de grondwaterkwaliteit op basis van de vastgestelde milieudoelstelling.



Figuur 7.2: Schematische weergave van het theoretische model waarvoor de toetswaarden moeten gelden. Namelijk dat verduurzaming van stortplaatsen heeft plaatsgevonden en het afvalpakket is gestabiliseerd

⁴ Net als de onderafdichting zal in de loop der tijd het drainagesysteem voor het percolaat niet langer functioneel zijn.

Vanuit dit voorstel moeten verschillende randvoorwaarden worden bepaald en keuzes worden gemaakt, ondermeer voor de omrekening van de milieudoelstelling naar een toelaatbare percolaatkwaliteit. Tot slot moet invulling worden gegeven aan het praktisch bruikbaar maken van het beoogde toetsingskader.

7.2 Keuzes en randvoorwaarden milieudoelstelling

Een beleidsmatige algemene randvoorwaarde is dat voldaan moet worden aan de EU grondwaterrichtlijn. In het algemeen zijn de randvoorwaarden voor de milieudoelstelling dat de kwaliteit van het grondwater voldoende moet zijn voor de bereiding van drinkwater en dat de ecologische risico's acceptabel moeten zijn.

In Tabel 7.1 worden de keuzes, randvoorwaarden en een voorstel van de invulling hiervan gegeven ten behoeve van fase 2.

Tabel 7.1: Keuzes, randvoorwaarden en een voorstel van de invulling voor de milieudoelstelling

Keuzes	Invulling	Toelichting
Welke milieudoelstellingen (ecologische risicogrenzen en drinkwaternormen) dienen als basis voor de te ontwikkelen toetswaarden voor de pilots in duurzaam stortbeheer?	Achtergrondconcentratie plus MTT (tenzij de drinkwaternorm aanleiding geeft om voor een lagere toevoeging dan MTT te kiezen). De getalswaarde voor de milieudoelstelling wordt aangeduid als referentiewaarde voor grondwater. Een en ander wordt nader uitgewerkt in fase 2.	In het merendeel van de gevallen zal de drinkwaternorm niet bepalend zijn voor de invulling van de referentiewaarde voor grondwater, omdat de drinkwaternorm veelal hoger is dan achtergrondconcentratie plus MTT. Voor de macroparameters (chloride, nitraat en dergelijke) dient nog een nadere invulling te worden gegeven wegens het veelal ontbreken van MTT-waarden.
Is een referentiewaarde voor grond nodig en zo ja, wat is de basis en de invulling?	Geen referentiewaarde grond noodzakelijk	Dit in verband met het niet of slechts beperkt kunnen bemonsteren van de bodem onder een stortplaats. Uitgangspunt hierbij is dat de concentratie in het grondwater niet elders voor een bodemverontreiniging mag zorgen.

Keuzes	Invulling	Toelichting
Wat is de rol van de (lokale) achtergrondconcentratie bij het bepalen van de referentiewaarden?	Achtergrondwaarde wordt meegenomen bovenop MTT Voorstel tot invulling achtergrondconcentratie: zoals is opgenomen in het Europese stortbesluit bij een overschrijding van de signaalwaarde.	Dit dient per stort te worden vastgesteld
Wordt er gekeken naar de piekconcentratie, naar een bepaalde gemiddelde concentratie of naar de (totale) vracht?	Nog nader te bepalen.	Een besluit hierover is mede afhankelijk van de gekozen tijdsperiode en de te kiezen locaties van de POCs
Op welke punten (POC's) in het grondwater wordt gekeken naar overschrijding van de toetswaarde of wordt er gekeken naar gemiddelde concentratie in een bepaalde laag/een bepaald volume?	Nader te bepalen percentiel van concentratie in POCO Hierbij wordt aangenomen dat POCO gelijk is aan de percolaatkwaliteit	Percentiel keuze volgt in fase 2. Er wordt nog onderzocht of naast POCO ook een tweede (nog nader te bepalen) POC moet worden vastgesteld voor de periode nadat POCO niet langer kan worden gebruikt omdat het drainagesysteem niet langer functioneel is
Wat zijn de stoffen waarvoor normen nodig zijn?	Nog nader te bepalen Uitgegaan wordt van een generieke lijst met locatiespecifieke aanvullingen waar nodig.	Hiervoor zal onder andere gebruik worden gemaakt van: – de database van ECN (zie hoofdstuk 4); – de uitkomsten van de berekeningen in hoofdstuk 4 van deze rapportage; – rapportage van Van Vliet en Coops 2007.
Welke tijdsperiode moet in beschouwing worden genomen?	Is nog nader te bepalen, maar in ieder geval ≥ 100 jaar. Voorstel 500 of 1000 jaar.	Beschikbare informatie wordt nog onderzocht.

7.3 Keuzes en randvoorwaarden omrekenen milieudoelstelling naar toetswaarden

Voor het omrekenen van de specifiek ingevulde milieudoelstelling naar toetswaarden moeten eveneens enkele vragen worden beantwoord. Tabel 7.2 geeft een overzicht van enkele vragen en het voorstel voor invulling hiervan.

Tabel 7.2: Keuzes en randvoorwaarden omrekenen milieudoelstelling naar toetswaarden en de invulling hiervan

Keuzes	Invulling	Toelichting
Wordt uitgegaan van een generiek te definiëren situatie of verdient het voorkeur om direct te werken met een locatiespecifieke situatie voor de stortplaatsgebieden?	Locatiespecifiek voor de vier pilotstortplaatsen	Methodiek moet wel kunnen worden toegepast op andere stortplaatsen
Welke (geo)hydrologische situatie (grondwaterstroomsnelheid en richting) wordt aangehouden? Hoe locatiespecifiek wordt er hierbij gewerkt?	Locatiespecifiek toepassen	Nadere invulling volgt
Welk rekenmodel wordt voor de anorganische stoffen en voor de organische stoffen gehanteerd voor het gedrag van stoffen in de verzadigde en in de onverzadigde zone? Met welke processen wordt hierbij wel of niet rekening gehouden? Hoe locatiespecifiek wordt hierbij gewerkt?	Voorstel om het model OCHESTRA voor organische en anorganische stoffen te gebruiken. Dit model is tevens gebruikt voor het afleiden van de toetswaarden voor bouwstoffen en kan gedetailleerde speciatieberekeningen uitvoeren. Model scenario: 300 mm Alleen natuurlijke DOC in de bodem (geen aanvulling vanuit stort) Uitgangspunt is nazorgloze stort (zonder bovenafdichting) POC 0 = percolaat kwaliteit onder de onderafdichting (dit	Nog te maken keuzes: – Doorlooptijd ≥ 100 jaar – Opzoeken: o lokale bodemopbouw per stort; o lokale geohydrologie; o dikte watervoerend pakket ten behoeve van verdunning; o helling; o stroomsnelheid; o verticale/horizontale adsorptie in bodem. Locatie en diepte POCs nog nader vast te stellen. Mogelijk voorstel: POC1 = 1 m onder grondwater; POC2 = 20 m van de stortplaats. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de Ontwerp-procedure

Keuzen	Invulling	Toelichting
	<p>kan per stortplaats verschillen in verband met de ligging van het drainagesysteem en zal locatiespecifiek worden vastgesteld)</p> <p>Laterale verdunning wordt meegenomen</p> <p>Geen minerale onderafdichting aanwezig (hierdoor geen adsorptie aan minerale onderlaag, dit komt overeen met een worstcase scenario)</p>	<p>grondwater monitoring stortplaatsen (VA, 1995)</p>
<p>Welk bodemtype wordt aangehouden voor de onverzadigde en voor de verzadigde zone en wat is het organisch stofgehalte in beide lagen? Hoe locatiespecifiek wordt er hierbij gewerkt?</p>	<p>Locatiespecifiek toepassen waar mogelijk.</p> <p>Anders invulling op basis van de bodemeigenschappen zoals opgenomen in het dichtstbij zijnde bodemprofiel in de STONE-database</p>	<p>Het STONE-model is gezamenlijk ontwikkeld door de instituten RIVM, RIZA en Alterra om beleidsvragen van de Ministeries van voormalig VROM, VenW en voormalig LNV ten aanzien van het mestbeleid te kunnen beantwoorden. De STONE-gegevens hebben een ruimtelijke resolutie van 250 m.</p>

7.4 Vertaling naar de praktijk (tijdens implementatiefase)

Naast de hiervoor genoemde keuzen en randvoorwaarden voor de afleiding van toetswaarden, moeten er ook concrete afspraken worden gemaakt voor de start van de pilots om in de praktijk met het beoogde toetsingskader te kunnen werken. Deze hebben ondermeer betrekking op:

- het moment waarop het verduurzamen kan worden beëindigd (met onder andere over welke periode de concentraties van het percolaat onder het niveau van de maximaal toelaatbare concentraties moeten liggen en of dit dan voor alle te meten stoffen geldt en of geen enkele overschrijding in die periode acceptabel is, etc.)
- met welke frequentie en op welke plaatsen er gemeten moet worden in het grondwater, op welke stoffen er wordt onderzocht en hoe locatiespecifiek moet de keuze voor te meten stoffen zijn;
- de wijze van rapporteren van de nulsituatie;
- de wijze waarop tijdens, en in de afrondingsfase van het verduurzamen moet worden gerapporteerd?
- de besluitvorming over het kunnen beëindigen van de pilots?
- de wijze waarop de resultaten van de grondwaterkwaliteit in de toekomst na afronding van de pilots worden getoetst;

- de consequenties van overschrijding van de referentiewaarden in de toekomst?

Referenties

- Baert, G., pF-curve (waterretentie-, vochtspannings- of zuigspanningscurve), Bodemacademie / Hogeschool Gent (<http://www.bodemacademie.nl/documenten/55.pdf>). Retrieved 12-04-2011)
- Brand, E., P.F. Otte, J.P.A. Lijzen, (2007). CSOIL 2000 an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description. Rapportnummer 711701054, RIVM, Bilthoven Nederland.
- Brand, E., A.J. Baars, E.M.J. Verbruggen en J.P.A. Lijzen (2008). Afleiding van milieurisicogrenzen voor sulfaat in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem, Rapportnummer 711701069. RIVM, Bilthoven Nederland.
- Buss, S.R., A.W. Herbert, K.M. Green en C. Atkinson (2004). Contaminant fluxes from hydraulic containment landfills – a review, Science Report SC0310/SR, Environment Agency, Bristol Verenigd Koninkrijk van Groot-Brittannië
- EC (1999), EU Richtlijn Storten (EU Landfill Directive), Richtlijn 1999/31/EG van de raad van 26 april 1999 betreffende het storten van afvalstoffen. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L182/1-19
- EC (2003), Annex II bij EU Richtlijn Storten (EU Council Decision 2003/33/EG), Beschikking (2003/33/EG) van de raad van 19 december 2002 tot vaststelling van criteria en procedures voor het aanvaarden van afvalstoffen op stortplaatsen overeenkomstig artikel 16 en bijlage II van Richtlijn 1999/31/EG betreffende het storten van afvalstoffen. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, L11/27-49
- EU (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 van de Europese Gemeenschappen L 372.
- EU (2010). Richtlijn 2010/75/EU van het Europees parlement en de raad van 24 november betreffende industriële emissies (geïntegreerde preventie en bestrijding van verontreiniging). Publicatieblad van de Europese gemeenschappen L334/17.
- Hjelmar, O., H.A. van der Sloot, D. Guyonnet, R.P.J.J. Rietra, A. Brun en D. Hall, (2001). Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations. Paper presented at Sardinia 2001 - Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, 1-5 October 2001, S. Margharita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italië
- Kruseman, G.P en N.A. de Ridder, (1970). Analysis and evaluation of pumping test data. International institute for land reclamation and improvement, Wageningen, Nederland.

- Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen en A.P. van Wezel (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Rapportnummer 711701023, RIVM, Bilthoven Nederland.
- Lijzen, J.P.A., J.W. Claessens, R.N.J. Comans, J. Griffioen, J.W. de Lange, J. Spijker, J.P.M. Vink en M.C. Zijp, (2011). Beoordelen grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen, Elementen voor generieke en locatiespecifieke beoordeling. Rapportnummer 607711002, RIVM, Bilthoven Nederland.
- Miljøstyrelsen (2003). Development of acceptance criteria for landfilling. Documentation of the modeling and scenario calculations carried out by DHI and ECN in support of the development of acceptance criteria for landfilling within the TAC Subcommittee on the Landfill Directive (Draft, Februari 2003)
- Needham, A., E. Gallagher, I. Peggs, G. Howe en J. Norris (2004). The likely medium to long-term generation of defects in geomembrane liners. R&D Technical Report P1-500/1/TR, Environment Agency, Bristol, Verenigd Koninkrijk van Groot-Brittannië
- SenterNovem/Bodem+ (2007). Handreiking Besluit bodemkwaliteit. http://www.senternovem.nl/mmfiles/Handreiking_Besluit_bodemkwaliteit_tcm24-252539.pdf (retrieved 12-04-2011).
- VA (Vereniging van Afvalverwerkers), (1995). Ontwerp-procedure grondwatermonitoring stortplaatsen. ISBN 90-73573-16-5 Vereniging van Afvalverwerkers, Utrecht Nederland.
- Van Vliet H.P.M en O. Coops, (2007). E-PRTR. Advies aangaande te rapporteren parameters in het kader van de E-PRTR door stortplaatsen. Referentieumnummer IenM-99058638-OC/HvdH. Grontmij, De Bilt Nederland.
- Verbruggen, E.M.J., R. Posthumus en A.P. van Wezel (2001). Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and water: updated proposals for first series of compounds Rapportnummer 711701020. RIVM, Bilthoven Nederland
- Verbruggen, E.M.J., C.T.A. Moermond, J.A. Janus en J.P.A. Lijzen (2008). Afleiding van milieurisicogrenzen voor chloride in oppervlaktewater, grondwater, bodem en waterbodem. Rapportnummer 711701075. RIVM, Bilthoven Nederland.
- Verschoor, A.J., J.P.A. Lijzen, H.H. van den Broek, R.F.M.J. Cleven, R.N.J. Comans, J.J. Dijkstra en P.H.M. Vermij, (2006). Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen. Milieuhygienische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. Rapportnummer 711701043. RIVM, Bilthoven Nederland.
- Verschoor, A.J. en F.A. Swartjes, (2008). Emissies naar grondwater. Overzicht van beleidsuitgangspunten en procedures voor beoordeling. Rapportnummer 711701070. RIVM, Bilthoven Nederland.

- Vossen, W.J. van, G. Frapporti, T. Heimovaara, M.A. de Jong, N.J.P. van Ras, J.L.A. Slenders, H.W. van Verseveld, en J.J. van der Waarde, (2002). Natural attenuation en voormalige stortplaatsen. NA-toetsingsmethodiek en set kenmerkende NA-parameters. IPO-publicaties (Ext. rep. NR 141). Royal Haskoning, 's-Hertogenbosch Nederland.
- VROM (1991). Richtlijn voor dichte eindafwerking op afval en reststofbergingen, kenmerk 634/EA91/D006/16895.
http://www.senternovem.nl/mmfiles/Opdr31590_tcm24-227092.pdf
(retrieved 12-04-2011)
- VROM (1993). Uitvoeringsregeling Stortbesluit bodembescherming.
http://wetten.overheid.nl/BWBR0005877/geldigheidsdatum_15-09-2010/informatie (Retrieved 12-04-2011).
- VROM, (1993) Richtlijn onderafdichtingsconstructies voor stort- en opslagplaatsen, Publikatiereeks bodembescherming, nr. 1993/2. Heidemij Advies BV, Arnhem Nederland.
- VROM (1997). Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen.
http://wetten.overheid.nl/BWBR0009094/geldigheidsdatum_12-04-2011
(retrieved 12-04-2011)
- VROM (2001). Regeling stortplaatsen voor baggerspecie op land, Staatscourant 13 juli 2001, nr. 133.
- VROM (2005). Wijziging Uitvoeringsregeling Bouwstoffen besluit, Staatscourant 5 december 2005, nr. 236, pag. 15.
- VROM (2007). regeling Bodemkwaliteit, Staatscourant 20 december 2007, nr. 247/pag. 67.
- VROM (2007). Besluit bodemkwaliteit, Staatsblad 469.
<http://wetten.overheid.nl/BWBR0022929> (Retrieved 12-04-2011).
- VROM (2008). NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007, VROM 8395. Den Haag, Nederland.
- VROM (2009). Implementatie Beschikking aanvaarding afvalstoffen op stortplaatsen. Staatsblad 250, jaargang 2009, 12 juni 2009.
- VROM (2009) circulaire Bodemsanering 2009, Staatscourant 7 april, nr. 67, pag. 1.
- Wilde, P.G.M. de (1998). Excel spreadsheet: DatakappatotaalE.xls.
- Uffink, G.J.M. (1990). Analysis of dispersion by the random walk method Proefschrift. Technische Universiteit Delft, Delft Nederland.

Bijlage 1: Rekenwijze op basis van het bron-pad-receptormodel

B 1.1 Van uitloogcriteria naar toetswaarden

B 1.1.1 Uitlooggedrag anorganische stoffen

Voor de omrekening van de toetswaarden naar een grondwaterbelasting is ervoor gekozen deels de methode te volgen die is gebruikt voor de afleiding van emissiewaarden voor bouwstoffen (Verschoor et al. 2006). De emissiewaarden voor bouwstoffen zoals afgeleid in Verschoor et al. (2006) hebben als basis gediend voor de emissiewaarden welke zijn opgenomen in het Besluit bodemkwaliteit (VROM, 2007). Hierbij wordt uitgegaan van een beoordeling met standaardkolomuitloogproeven.

Bij de uitvoering van een kolom-uitloogproef met constante doorstroming met "regenwater" wordt voor de concentratie in het percolaat een afname gevonden die als volgt beschreven kan worden:

$$C(L/S) = C(0) \times \exp\{-\kappa (L/S)\} \quad (B1.1)$$

waarin:

- C concentratie in (mg/l);
- L hoeveelheid doorgestroomd water op tijdstip J (liter);
- S hoeveelheid doorstroomd materiaal (kg);
- κ constante voor de snelheid van uitloging (kg/l).

(als $(L/S) \rightarrow \infty$ dan $C(L/S) \rightarrow 0$ en omdat L/S toeneemt met de tijd dus ook $C(\text{tijd}) \rightarrow 0$)

De (cumulatieve) emissie U (mg/kg) uit het materiaal is bij de kolomproef daarom:

$$U(L/S) = \int_0^{(L/S)} C(x) dx = C(0) \int_0^{(L/S)} \exp\{-\kappa x\} dx = (C(0) / \kappa) [1 - \exp\{-\kappa (L/S)\}] \quad (B1.2)$$

waarin:

- U emissie bij kolomproef uit het materiaal (mg/kg)

(als $L/S \rightarrow \infty$ dan $U(L/S) \rightarrow C(0) / \kappa$)

Voorwaarden voor toepassing van deze beschrijving is:

- gelijkmatige doorstroming;
 - in de praktijk kunnen grote pieken in neerslag afwijkingen van dit gedrag geven, maar dit wordt vaak uitgedempt door het bovenliggende materiaal en afvoer /afstroming, zodat de invloed van neerslag pieken meestal gering wordt geacht;
 - ook kunnen zich door heterogeniteit in het materiaal voorkeurskanalen vormen;
- materiaal blijft gelijk van karakter tijdens de doorstroming behalve het gehalte aan het uitgeloopte materiaal – dus geen grote wijziging in organisch stof, inklinking/doorstroombaarheid, pH en redoxpotentiaal.

Voor een stortplaats waarin naast uitloging ook afbraak van organisch materiaal plaatsvindt (en meevoering van metalen met DOC) is de beschrijving met deze formule niet optimaal. Er is een discrepantie tussen de beschrijving gebaseerd op uitloogtesten en de praktijk van de stortplaats. Hoewel alternatieve beschrijvingen mogelijk zijn op basis van bekende gegevens over het gedrag van stortplaatsen is dit in deze rapportage niet nagestreefd. Temeer daar de beoordelingsmethode en normering van zowel Bssa als Bbk uitgaan van een beoordeling met standaardkolomuitloogproeven.

De in de hoofdstuk 2 beschreven beoordeling en normering is gebaseerd op uitloogproeven, waarbij exponentieel gedrag de standaardbeschrijving is. Dit is ook het uitgangspunt voor de hierna gebruikte waarden voor κ en a (zie Tabel B1.1). Daarom wordt voor de rapportage de exponentiële vorm van het uitlooggedrag aangehouden (formule B1.1), mede in verband met het ontbreken van de beschikbare tijd voor onderzoek naar een betere beschrijving van de praktijksituatie en vervolgens naar de juiste manier om die met de bestaande normering te kunnen vergelijken op basis van uitloogtesten. Voor de beschrijving van de praktijksituatie zouden ook zaken spelen als speciatie in de stort (en daarmee de samenstelling van het stortmateriaal), de vorming van voorkeurskanalen (en daarmee de structuur, compactie en zettingen in de stort) en het percolatieregime (en daarmee de uitvoering van het duurzaam storten regime). We bevelen aan om bij verdere uitwerking van de quicksan in de toekomst op dit punt terug te komen.

$U(10)$, de waarde van de emissie van een stof uit de kolomproef bij $(L/S) = 10$ l/kg is te beschouwen als een kental voor de combinatie van materiaal en de beschouwde emitterende stof. Als deze waarde bekend is, dan geldt:

$$U(L/S) = U(10) [1 - \exp\{-\kappa (L/S)\}] / [1 - \exp\{-\kappa \cdot 10\}] \quad (B1.3)$$

Er hoeven dan voor een bepaling van de emissie alleen nog κ en (L/S) bepaald te worden. L/S is een functie van de tijd. Bij doorstroming van een stort met percolaat is de (L/S) -waarde op tijdstip J als volgt te berekenen:

$$(L/S) = (N_i \times J) / (d_b \times h) \quad (B1.4)$$

waarin:

N_i effectieve infiltratie [$\text{mm/j} = L / (\text{jr} \cdot \text{m}^2)$];
 J tijd (jaar)
 d_b dichtheid van het materiaal (1300 kg/m^3);
 h grootste hoogte in het werk (15 m).

Hierin zijn (L/S) en N_i functies van de tijd. De emissie uit het werk – de stortplaats – is per m^2 gelijk aan:

$$E_{\text{werk}} = \int_0^J N_i(j) \cdot C(j) dj \quad (B1.5)$$

waarin:

E_{werk} (cumulatieve) emissie uit ondergrens van het werk per m^2 op tijdstip J (mg/m^2);
 j lopende variabele met de dimensie van J .

Met de aanname dat N_i constant is in de tijd (constante doorstroming net als bij de kolomproef) vinden we dat

$$\begin{aligned} E_{\text{werk}} &= N_i \cdot \int_0^J C(J') dJ' = N_i \cdot \int_0^{(L/S)} C((L/S)') d(L/S)' \{dJ/d(L/S)\} \\ &= N_i \cdot U(L/S) / \{d(L/S)/dJ\} = d_b \cdot h \cdot U(L/S) \end{aligned}$$

dus:

$$E_{\text{werk}} = d_b \cdot h \cdot U(L/S) \quad (\text{B1.6})$$

Hieruit volgt onderstaande formule van de Uitvoeringsregeling van het bouwstoffenbesluit (1995) voor de berekening van de relevante emissie (I) naar de bodem met behulp van de gegevens van een kolom uitloogproef. Hierbij geldt de aanname dat alleen de emissie groter dan de emissie uit schone bodem relevant is en dat er geen andere bronnen of verliesposten zijn.

$$I_{\text{in bodem uit werk, relevant}}(J) = E_{\text{uit werk}}(J) - E_{\text{uit werk met schone bodem}}(J). \quad (\text{B1.7})$$

Als $E_{\text{uit werk}}(J) < E_{\text{uit werk met schone bodem}}(J)$
dan $I_{\text{in bodem uit werk, relevant}}(J) = 0$ (ofwel I_{relevant} is irrelevant).

De waarden van κ worden beschouwd als constanten voor een anorganische stof (dát wil zeggen: ze zijn gelijk voor verschillende materialen, dit is echter een vereenvoudiging). Om tot onderstaande formule te komen worden ook de waarden voor d_b (en h , N_i) voor schone grond en het stortmateriaal gelijkgesteld.

De toetswaarden (mg/kg) worden omgerekend naar emissies naar de bodem (mg/m².j) met onderstaande formule uit Verschoor et al. (2006):

$$I_{\text{bodem}} = \frac{E_{\text{produkt}} \times d_b \times h \times (1 - e^{-\kappa \times \frac{N_i \times J}{d_b \times h}})}{(1 - e^{-\kappa \times 10})} \quad (\text{B1.9})$$

waarin:

I_{bodem} relevante emissie naar de bodem (mg/m²);
 E_{produkt} $U(10)$, gemeten cumulatieve productemissie (mg/kg) in een kolomtest met $L/S=10$ (l/kg).

In dit rapport zijn de emissies uit het stortmateriaal en uit schone grond apart berekend en beoordeeld. Desgewenst kunnen ze gecombineerd worden zoals in de formule (B1.9-B) aangegeven.

$$I_{\text{bodem}} = \frac{(E_{\text{produkt}} - a) \times d_b \times h \times (1 - e^{-\kappa \times \frac{N_i \times J}{d_b \times h}})}{(1 - e^{-\kappa \times 10})} \quad (\text{B1.9-B})$$

waarin:

a uitloging uit schone (natuur) grond (mg/kg) in een kolomtest met $L/S=10$ (l/kg).

De waarden uit (B1.9) worden vergeleken met het MTR en de waarden uit (B1.9B) met het MTT (zie B1.5). In dit rapport wordt uitgegaan van (B1.9) en vergelijking met de MTR. Dit is ook gedaan voor schone grond. De hierbij gevonden toetswaarden geven een indruk van de natuurlijke toestroom die het bodemsysteem aan kan (zie discussie bij paragraaf B1.5).

In Tabel B1.1 zijn voor de verschillende anorganische stoffen de waarden van k en de waarden voor uitloging uit schone grond weergegeven. De meest actuele waarden zijn gebruikt, te weten voor k de waarden van Verschoor et al. (2006); voor a de waarden uit het rapport van NOBO (2008) voor zover geactualiseerd en beschikbaar en anders de waarden uit Wijziging Uitvoeringsregeling Bouwstoffen besluit (VROM, 2005).⁵ Uitgangspunt bij deze regelingen is een vaste k per chemische parameter. Dit is een vereenvoudiging. In de praktijk is er per chemische parameter een spreiding in de waarden voor verschillende bouwstoffen/materialen.

⁵ NOBO hanteert ook eigen maximale emissiegrenswaarden in plaats van de waarden in tabel 2.3 voor niet-vormgegeven bouwstoffen, te weten As 0,61; Cd 0,051; Cr 0,17; Cu 1,0; Hg 0,49; Pb 15; Ni 0,21; Zn 2,3 mg/kg ds (bij L/S = 10 L/kg).

Tabel B1.1: De waarden van κ , a overgenomen uit De Wilde (1998) en uit Wijziging Uitvoeringsregeling Bouwstoffen besluit (VROM, 2005)

	Verschoor et al. 2006		Bouwstoffenbesluit (wijziging 2005)		NOBO 2008
	κ (kg/l)	a= uitloogemissie schone grond bij L/S=10 (l/kg) (mg/kg)	κ (kg/l)	a= uitloogemissie schone grond bij L/S=10 (l/kg) (mg/kg)	a= uitloogemissie schone grond bij L/S=10 (l/kg) (mg/kg)
Arseen (As)	0,01	0,7	0,03	0,7	0,24
Barium (Ba)	0,17	0,9	0,15	2,7	
Cadmium (Cd)	0,32	0,021	0,5	0,021	0,005
Chroom (Cr) totaal	0,25	0,09	0,18	0,09	0,070
Kobalt (Co)	0,13	0,18	0,2	0,18	
Koper (Cu)	0,27	0,25	0,28	0,25	0,2
Kwik (Hg)	0,14	0,016	0,05	0,016	0,004
Molybdeen (Mo)	0,38	0,15	0,35	0,45	
Nikkel (Ni)	0,26	0,63	0,29	0,63	0,140
Lood (Pb)	0,18	0,8	0,27	0,8	0,300
Antimoon (Sn)	0,04	0,02	0,11	0,06	
Seleen (Se)	0,16	0,03	0,38	0,09	
Tin (Sn)	0,1	0,03	0,19	0,03	
Vanadium (V)	0,04	0,4	0,05	1,2	
Zink (Zn)	0,28	2	0,28	2	1,015
cyaniden vrij	0,225	0	0,35	0	
Cyaniden complex	0,209	0	0,35	0	
Chloride (Cl)	0,65	51	0,57	51	
Fluoride (F)	0,26	1,5	0,22	4,5	
Sulfaat (SO ₂)	0,33	118	0,33	354	

κ Constante voor de snelheid van uitloging (kg/l)

a Uitloging uit schone (natuur) grond (mg/kg) in een kolomtest met L/S=10 (l/kg).

B1.2 Van uitloogcriteria naar concentraties in het grondwater

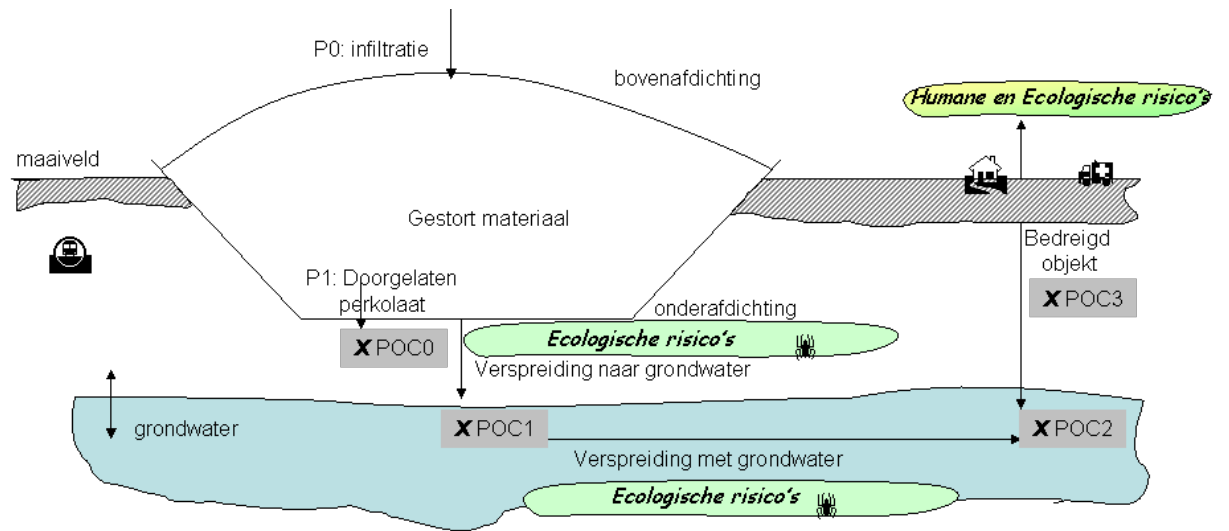
B1.2.1 Conceptueel model stortplaats en beïnvloede omgeving

In de modellering wordt de complexe werkelijkheid van een stortplaats slechts schematisch beoordeeld. Deze schematisering waar de berekening van uitgaat wordt het conceptuele model genoemd. Het conceptuele model voor een stortplaats voor de modellering van dit rapport is gegeven in Figuur B1.1. In de modellering wordt de stortplaats beschouwd als een 'blackbox' gevuld met materiaal dat uitloopt bij doorstroming met water. Er stroomt een bepaalde hoeveelheid regenwater de stort binnen, de grootte van deze infiltratiestroom

wordt beperkt door de bovenafdichting. De hoeveelheid percolaat (P1) onder uit de stortplaats (op het punt POC0) wordt bepaald door de kwaliteit van de afdichtingen (en andere maatregelen zoals drains, die niet in het conceptuele model zijn opgenomen en dus hier buiten beschouwing blijven). Onder de onderafdichting bevindt zich een onverzadigde laag (die hier als inert wordt beschouwd), daaronder een met grondwater verzadigde laag. Op het grensvlak tussen deze twee lagen bevindt zich het punt POC1. De modellering heeft als doel de berekening van de emissies van mogelijk risicovolle stoffen die met de waterstroom meekomen door de onderafdichting (bij het punt POC0) en de concentraties op de punten POC0, POC1 en POC2. Hierbij is POC2 de concentratie in het grondwaterlichaam. De emissies en concentraties op POC0 en POC1 beschrijven namelijk wel het stortlichaam als verontreinigingsbron, maar nog niet het effect van deze bron op het grondwater.

De concentratie op POC2 is te relateren aan (mogelijke) humane en ecologische risico's. Om deze risico's te beoordelen is een normering voor de concentraties in het grondwater beschikbaar op basis van 'maximaal toelaatbaar risico' (MTR). Om concentraties op POC2 te berekenen is een separate modellering nodig voor het gedrag in het grondwater. Het conceptuele model hiervoor is beschreven in paragraaf B1.4. Aspecten van deze modellering zijn de omvang van de grondwaterstroming (verduunningseffect) en de mate van adsorptie (beperking mobiliteit). In de modellering van dit rapport is een aantal aspecten niet meegenomen, zoals de afbraak van organische stoffen, de vorming van neerslagen van anorganische stoffen en de speciatie (interactie tussen verontreinigingen). In de rapportage is voor de modellering van de verspreiding in het grondwater een generieke modellering gebruikt, die weinig rekening houdt met mogelijke locatiespecifieke variaties (in bijvoorbeeld bodemtypen of grondwatersnelheden). Het rapport beperkt zich tot gemiddelde concentraties in de verontreinigingspluim in het grondwaterlichaam. Een nauwkeuriger berekening van concentraties ter plaatse van specifieke aan de verontreiniging blootgestelde objecten, zoals drinkwaterbronnen (in de EU terminologie: op POC3) is in dit rapport niet uitgevoerd.

Uitgangspunt voor de risicobeschouwing is een bron-pad –receptorbenadering. In het Figuur B1.1 staan de objecten aangegeven die maatgevend kunnen zijn voor het risico, naast de grondwaterkwaliteit zijn dit humane en ecologische risico's. De acceptatiegraad van de blootstelling aan deze risico's wordt bepaald door de normering die hiervoor van toepassing is. De blootstelling van de bedreigde objecten wordt bepaald door de omvang van de emissie uit de bron – de stortplaats - en de verspreidingsroute – in dit geval verspreiding naar (POC0 → POC1) en met (POC1 → POC2) grondwater.



**POC= Point of compliance =
Te monitoren beïnvloed punt**

POC0 = direct onder onderafdeling, waar de verontreiniging de bodem indringt
 POC1 = op het grensvlak onverzadigde en verzadigde zones
 POC2/3 = op het pad of bij de receptor (bijv. drinkwaterput)

Figuur B1.1: Conceptueel model stortplaats en beïnvloede omgeving

B1.2.2 Grondwaterbelasting op POC0 –Rekenwijze anorganische stoffen

Om de poriewaterconcentratie op POC0 te kunnen berekenen moet de emissie naar de bodem (formule B1.9) uitgedrukt worden in een concentratie. Eerst wordt de relatie tussen (L/S) en de tijd verder toegelicht.

De concentratie uit de kolomuitloogtest (formule B1.1) bij constante N_i kan ook geschreven worden als:

$$C(t) = C(0) \cdot \exp(-k \cdot t) \quad (\text{B1.10})$$

waarin:

k uitloogsnelheidsconstante (dag^{-1});

t tijd (dag, d.w.z. 24 uur).

$$\text{Dan is:} \quad k \cdot t = \kappa \cdot (N_i \times J) / (d_b \times h) \quad (\text{B1.11})$$

J en t geven dezelfde tijd weer in jaren, respectievelijk dagen, zodat $(t/J) = 365$ en:

$$k = \kappa \cdot (N_i / 365) / (d_b \times h)$$

De formule van het bouwstoffenbesluit voor de (cumulatieve) emissie (formule B1.9) in de bodem kan ook worden weergegeven als:

$$I(t) = I_{\max} \cdot \{1 - \exp(-k \cdot t)\} \quad (\text{B1.12})$$

waarin:

$I(t)$ cumulatieve emissie op tijdstip t (mg/m^2);
 I_{\max} maximale emissie (mg/m^2).

(als $t \rightarrow \infty$ dan $I(t) \rightarrow I_{\max}$)

De bodembelasting kan worden bepaald door een indringdiepte D aan te nemen op basis van de effectieve infiltratie en recht evenredig met de tijd. Voor een *verzadigde* zone⁶ geldt dan:

$$D = N_i \cdot J / (\varphi \cdot 1000) \text{ (m)} \quad (\text{B1.13a})$$

waarin:

φ porositeit ($0,3 \text{ (l/dm}^3\text{)}$), dat wil zeggen de met water en/of lucht gevulde volumefractie.

zodat:

$$C_{\text{totaal}} = I(t) / D = I(t) \cdot \varphi \cdot 1000 / (N_i \cdot J) \quad (\text{B1.14})$$

waarin:

C_{totaal} hoeveelheid stof in de bodem ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$).

Het percolaatwater uit de stort dringt bij POCO de bodem in. De poriewaterconcentratie in POCO ($\mu\text{g}/\text{l}$) is dan gelijk aan:

$$C_{\text{POCO}} = C_{\text{totaal}} / \varphi \quad (\text{B1.15})$$

B1.3 Grondwaterconcentratie in POC1

B1.3.1 Verplaatsing van grondwater van POCO naar POC1

Vanuit POCO verplaatst het water zich vertikaal door de onverzadigde laag naar POC1. In de onverzadigde zone worden de poriën niet geheel opgevuld. Het is daarom onjuist om de indringingsdiepte in een onverzadigde zone te berekenen als infiltratie \times tijd \times porositeit. De waterberging bij de veldcapaciteit is minder dan volledige verzadiging, en de rest van de infiltratie 'slaat door'.

Voorgestelde rekenwijze: verzadigd zand bevat 39 vol% water, de veldcapaciteit onverzadigd zand is 10 vol%. Er kan worden gerekend met een onverzadigde laag met een effectieve dikte van $0,7 \times 10/39 = 0,18 \text{ m}$ in plaats van $0,7 \text{ m}$ ofwel (B1.13a) wordt aangepast voor een onverzadigde laag.

Bij een onverzadigde laag van $0,7 \text{ m}$. Dit is hetzelfde als een onverzadigde laag met effectieve dikte van $D_{\text{onverzadigd}}$ berekend als:

$$D_{\text{onverzadigd}} = N_i \cdot J / (\varphi \cdot 1000) \cdot k \times (\text{Volmax}/\text{Veldcap}) \quad (\text{B1.13b})$$

⁶ De analoge formule (3.13b) voor een onverzadigde zone is opgenomen in paragraaf 3.3.

waarin:

Veldcap = Veldcapaciteit = Volume% water in onverzadigde bodem (vol%);

Volmax = Volume% water in verzadigde bodem (vol%).

De waarden voor deze laatste twee parameters zijn de volgende getallen aangehouden voor zand, leem, klei: veld capaciteit 10; 38; 49 (vol%) en maximaal watergehalte in verzadigde bodem: 39; 50; 55 (vol%) (Baert, 2010).

Bij het transport door de onverzadigde laag naar POC1 vindt een verdeling plaats van de opgeloste stof in het poriewater over de vaste fase in de bodem en de opgeloste fase. De totale hoeveelheid stof die zich in POC0 in de opgeloste fase bevindt is daarom in POC1 verdeeld over de vaste en de opgeloste fase. De verdeling van de hoeveelheid stof over de vaste en opgeloste fase kan worden bepaald met een partitierelatie:

$$K_p = \frac{C_{vast}}{C_{opgelost}} \quad (B1.16)$$

waarin:

K_p partitiecöefficient (l/kg);

C_{vast} hoeveelheid stof geadsorbeerd aan de vaste fase ($\mu\text{g}/\text{kg}$);

$C_{opgelost}$ poriewaterconcentratie ($\mu\text{g}/\text{l}$).

(N.B. gebruikelijker is C_{vast} – de hoeveelheid stof aanwezig in de vaste fase met de eenheid van (mg/kg) en $C_{opgelost}$ in ($\mu\text{g}/\text{l}$). De K_p -waarde is dan in (10^3 l/kg) ofwel ($1/\phi$) (m^3/kg)

In 1 dm^3 bodem bevindt zich $\phi \text{ dm}^3$ water en $(1-\phi) \text{ dm}^3$ bodemmateriaal. De totale hoeveelheid van een stof aanwezig in 1 dm^3 bodem C_{totaal} ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$) is onder te verdelen in:

- een hoeveelheid in water opgeloste stof $\phi \times C_{opgelost}$ en
 - een hoeveelheid aan de vaste fase gebonden stof $(1-\phi) \times \rho \times C_{vast}$.
- $= d \times C_{vast}$

waarin:

ρ = de intrinsieke dichtheid van de vaste stof, in kg/dm^3 (circa $1,9 \text{ kg}/\text{dm}^3$)

dat wil zegen: is de dichtheid van het bodemmateriaal zelf

$\rho = d/(1-\phi)$.

Hieruit volgt dat:

$$C_{opgelost} = C_{totaal} / (d \cdot K_p + \phi) \quad (B1.17)$$

$$C_{vast} = K_p \cdot C_{totaal} / (d \cdot K_p + \phi) \quad (B1.18)$$

$C_{opgelost}$ is dan de poriewaterconcentratie in POC1 ($\mu\text{g}/\text{l}$).

Voor organische stoffen speelt bij de verdeling over de vaste en opgeloste fase de fractie natuurlijk organisch stof in de bodem (humus) een belangrijke rol, daarom wordt voor organische verontreinigingen gerekend met een K_{oc} . Deze geeft de verdeling over organisch stof in de bodem en de opgeloste fase weer.

$$K_d = f_{oc} \times K_{oc} \quad (B1.19)$$

waarin:

K_d = distributie- (of verdelings-) coëfficiënt (l/kg);

f_{oc} = fractie organisch koolstof, waarbij $f_{oc} = \text{organisch stofgehalte (kg/kg)}/1,724$;

K_{oc} = adsorptiecoëfficiënt aan koolstof (l/kg).

Voor de hoeveelheid organische stof is gekozen voor een Nederlandse standaardbodem met een organisch stofgehalte van 10% ($f_{oc} = 0,058$). Dit is relatief hoog voor een werkelijke Nederlandse bodem, die meestal een organisch stofgehalte rond 2-5% heeft. Daarom is bij tabellen in hoofdstuk 4 (in eerste instantie) gerekend met de worst case voor grondwater (lage adsorptie (met een organische stofgehalte van 3,5%) naast 'standaard' bodem.

Voor de berekening van een grondwaterbelasting met BTEX is de K_{oc} van benzeen gekozen. (Benzeen geldt hierbij als worst-casestof in relatie tot toxiciteit en mobiliteit.) Voor PCB en PAK zijn dat de K_{oc} van PCB28 en naftaleen. Voor de vergelijking met normen zijn de waarden van benzeen, PAK en som PCB gebruikt.

In Tabel B1.2 is een range van K_p -waarden weergegeven van de verschillende anorganische stoffen uit Verschoor et al. (2006). Hierin zijn grote variaties gevonden, afhankelijk van bodemtypen, klimaat en diepte. Helaas kon er uit de gegevens geen relatie worden gelegd met de bodemeigenschappen. Ook zijn in Tabel B1.2 de partitierelaties gegeven van anorganische en organische stoffen die worden gebruikt bij berekeningen met het humane beoordelingsmodel CSOIL (Brand et al., 2007) voor de afleiding van interventiewaarden en locatiespecifieke grenswaarden voor de beoordeling van verontreinigde bodems. De berekeningen in deze studie zijn uitgevoerd met de K_p - en K_{oc} -waarden van CSOIL omdat deze breed geaccepteerd worden voor de situatie in de Nederlandse bodems. Er is geen differentiatie voor bodemtypen toegepast.

Tabel B1.2 K_p-waarden uit Verschoor et al. 2006 (gemarkeerd als laag , hoog) en uit Brand et al. 2007 (gemarkeerd als CSOIL)

	K _p (l/kg)		
	Laag	Hoog	CSOIL
Arseen (As)	280	17.000	1800
Barium (Ba)	530	14.000	2500
Cadmium (Cd)	15	1700	2560
Chroom (Cr)	1200	50.000	4800
Koper (Cu)	30	830	2120
Kwik (Hg)	350	1100	7500
Molybdeen (Mo)	140	1400	40
Nikkel (Ni)	46	1500	2000
Lood (Pb)	400	47.000	36.000
Antimoon (Sb)	10	550	85
Seleen (Se)	200	2000	20
Zink (Zn)	11	550	2600
			Log Koc
BTEX (benzeen)			1.87
PCB (PCB28)			4.61
Minerale olie			3.4
PAK (naftaleen)			2.98

K_p Verdelingscoëfficiënt anorganische stoffen

Koc Coëfficiënt voor afhankelijkheid organische stof van verdelingscoëfficiënt K_d over vast en vloeibare fase in de bodem, voor organische stoffen (verdelingscoëfficiënt K_d = foc x Koc met foc is fractie organisch stof in de bodem).

Hierbij is ervan uitgegaan dat het adsorptiecomplex nog niet verzadigd is. Als het adsorptiecomplex verzadigd is kan verder geen adsorptie optreden en zal alle uitgeloopte materiaal in het grondwater terecht komen. C_{vast} is dan gelijk aan C_{totaal} / φ.

Het bepalen van de bodembelasting op deze manier is een sterk vereenvoudigde weergave van de werkelijkheid. Als de methodiek voor de afleiding van emissiewaarden voor bouwstoffen volledig zou worden gevolgd, zou een transportmodel worden gebruikt om het transport in de bodem vast te stellen. Met een speciatiemodel wordt dan de verdeling over de vaste en opgeloste fase berekend. Met een dergelijk model kan bijvoorbeeld ook pH-afhankelijkheid, competitie voor bindingsplaatsen en complexatie met DOC meegenomen worden. In de rapportage is hiervoor niet gekozen, vanwege de beperkte beschikbare tijd. Onze aanbeveling is om bij een eventueel vervolgonderzoek wel dergelijke modellen in te zetten.

B1.3.2 Indringdiepte

In voorgaande paragrafen is een rekenmethode gegeven om de poriewaterconcentratie in POC0 en POC1 te bepalen. Het poriewater zal door de onverzadigde zone verplaatsen naar het grondwater (POC1). De indringdiepte in de onverzadigde laag (formule B1.13b) wordt onder andere bepaald door de infiltratie, de tijd en porositeit.

Een laag van 0,7 m onder de stort heeft bij de berekening van de doordringtijd een effectieve dikte van 0,18 m voor zand, 0,53 m voor leem, 0,62 voor klei. We zullen hier rekenen met een onverzadigde laag van zand. In het geval van een functionerende onderafdichting (infiltratie is 5 mm/jaar) dringt het percolaat na 11 jaar door de onverzadigde laag (voor een verzadigde laag zou dat pas na 42 jaar zijn). Zonder afdichting (infiltratie is 300 mm/jaar) dringt het percolaat al na 0,2 jaar door de onverzadigde laag (voor een verzadigde laag zou dat na 0,7 jaar zijn). Tabel B1.3 geeft een indruk van de tijden en infiltratiesnelheden waarbij de voorgeschreven laag van 0,7 m tussen onderafdichting en grondwaterspiegel is doordrongen.

Tabel B1.3: Kentallen voor doordringbaarheid van onverzadigde zone van 0,7 meter (= voorgeschreven hoogte van stortzool boven grondwaterspiegel) met porositeit 0,3 (zonder drainage)

Infiltratie	Verzadigde zone zand	Onverzadigde zone –zand
	Tijd	Tijd
mm/jaar	Jaar	Jaar
0,15	1400	360
0,5	-	100
1,8	-	30
2,1	100	-
5	42	11
7	30	-
100	2,1	0,5
200	1,1	0,3
300	0,7	0,2

In deze studie wordt er vanuit gegaan dat de grondwaterconcentraties in POC1 gelijk zijn aan de poriewaterconcentraties in POC0. Tabel B1.3 laat zien op welk moment POC1 wordt bereikt. Als dit binnen de gekozen tijdsperiode is, zal vanuit POC1 het grondwater zich verplaatsen door horizontale stroming naar POC2 en 3 waardoor verdunning optreedt.

De waarden in Tabel B1.3 kunnen gebruikt worden voor een correctie op de tijd waarover de verspreiding plaatsvindt. Bijvoorbeeld:

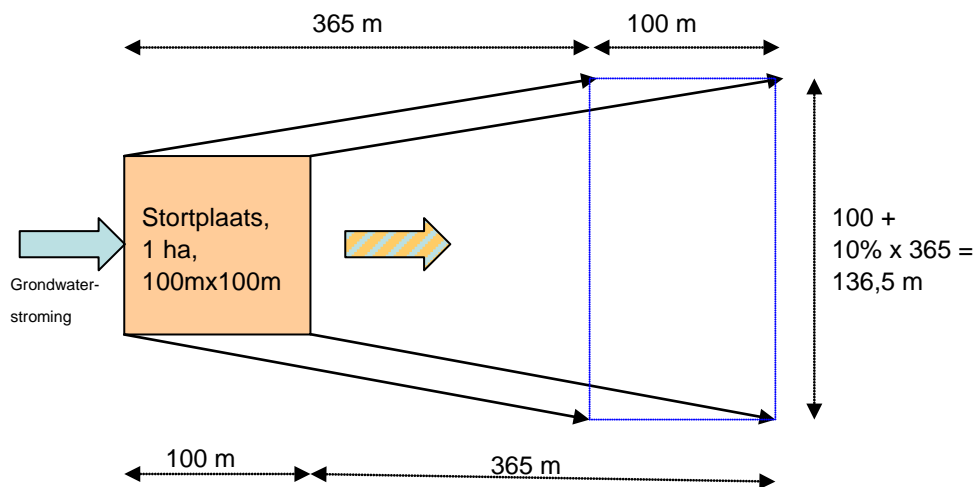
- bij een infiltratie van 0,15 mm/jaar vindt in de beschreven situatie binnen 100 jaar geen verspreiding met grondwater plaats;
- bij een infiltratie van 5 mm/jaar vindt over een periode van 100 jaar slechts 89 jaar verspreiding met het grondwater plaats;
- bij een infiltratie van 100 mm/jaar vindt over een periode van 100 jaar echter 99,5 jaar verspreiding met het grondwater plaats.

B1.4 Horizontale stroming van POC1 naar POC2/3

Als het grondwater POC 1 heeft bereikt zal door horizontale grondwaterstroming de verontreiniging zich verspreiden en zal verdunning optreden. Een zandig pakket vormt hierbij een worst case situatie. Uitgaande van de doorlatendheid van een pakket van medium fijn zand met een doorlatendheidscoëfficiënt van 1 - 5 m/dag (Kruseman en de Ridder, 1970) en een hydraulische gradiënt van 0,001 (m verval /m, meestal vermeld als dimensieloos), is de Darcy snelheid ongeveer 0,3 cm/dag Met een porievolume (effectieve porositeit) van 0,3 (dimensieloos of L/dm³) is de werkelijke stroomsnelheid in het poreuze medium

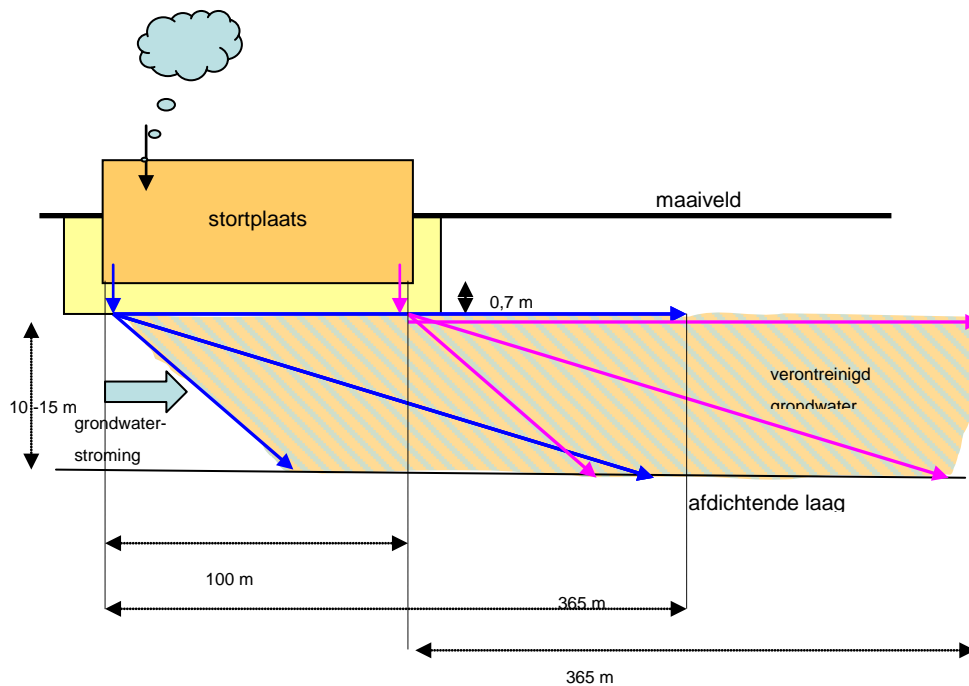
(cm/dag) Na 100 jaar heeft de pluim dan in stroomrichting een afstand van ca. 350 m bereikt. Vanwege de dispersie ontwikkelt de pluim zich ook in de breedte en de dispersie coëfficiënt is hier gesteld op 10% van de lengte in de stromingsrichting (Uffink, 1990). Dit betekent dat een de pluim uit een puntbron na 100 jaar ongeveer 35 m breed is. De vorm van de pluim is echter sterk afhankelijk van het bodemtype, heterogeniteiten en de gelaagdheid van de bodemopbouw.⁷ Voor de dispersie worden ook wel lagere schattingen dicht tegen 0% gebruikt. Een waarde van 0% zou te beschouwen zijn als een 'worst case' wat betreft de bijdrage aan de verdunning. Bij de zandwinputten wordt bijvoorbeeld gerekend met kleine dispersies, resulterend in dunne pluimen. Het gaat bij de zandwinputten echter om een heel ander stromingsprofiel, namelijk diepe putten waar het grondwater omheen stroomt en niet merendeels er onderdoor zoals te verwachten is bij stortplaatsen.

▲
Bij een stortplaats wordt uitgegaan van een bron in de vorm van een vlak met (min of meer) homogene emissie. Als we uitgaan van een propstroom met lichte dispersie uit een stortplaats van een hectare, wordt het beïnvloede oppervlak na 100 jaar: 56.800 m² (100 × 136,5 + 365 × 118,25; zie Figuur B1.2a) ofwel 5,7 ha (inclusief de stortplaats zelf). Bij een diepte van 10 - 15 m betekent dit per hectare stortplaats een verontreinigd volume van 710 000 m³ (570.000-850.000 m³) (Figuur B1.2b). Na 30 jaar was dit 22 500 m² ofwel 2,25 ha en met een diepte van 10-15 m gaat het om 281 100 m³ (225.000-337.000 m³).



Figuur B1.2a: Contour van pluim grondwaterverontreiniging uit stortplaats van 1 hectare geprojecteerd op maaiveld (2D tekening van projectie op horizontaal vlak) bij stroming van 1 cm/dag in 100 jaar en 10% dispersie

⁷ Bijvoorbeeld K. Spitz, J. Moreno in 'A practical guide to groundwater and solute modelling' (1996) vermelden waarden van dispersie voor 'sand and gravel', gebaseerd op praktijkwaarnemingen van 0,5% - 17% (Dispersivity in m / Migration distance in m; in meer detail: onder andere 7% - 12% bij 'sand and gravel layered and silty'; 0,5% - 8% bij 'sand glaciofluvial'; 2%-8% bij 'sand and gravel with clay lenses', 17% bij 'sand and gravel')



Figuur B1.2b: Verticale dwarsdoorsnede van contour van pluim grondwaterverontreiniging uit stortplaats van 1 ha bij stroming van 1 cm/dag in 100 jaar en 10% dispersie

In deze berekeningen is uitgegaan van een homogene verspreiding over het grondwaterlichaam. Dit is in werkelijkheid niet het geval (onder andere door retardatie en diffusie). Het betekent een onderschatting van plaatselijke concentraties onder de stort en een overschatting verder weg van de stort. (In de spreadsheet voor de modellering zijn variaties in basisparameters voor deze berekening toegelaten). Bij een heterogene bodemopbouw met leem-, klei- of veenlichamen zal de grondwaterstroming grotendeels de weg van de minste weerstand kiezen, met als gevolg vergelijkbare afstanden als bij transport in een zandlaag.

B1.5 Normering grondwaterconcentraties

De grondwaterconcentraties, die berekend worden in hoofdstuk 4, kunnen worden vergeleken met normen die al worden toegepast in verschillende beleidskaders, MTT (maximaal toelaatbare toevoeging), MTR (maximaal toelaatbaar risiconiveau), AC (achtergrondconcentratie), interventiewaarde, streefwaarde en drempelwaarde. Tabel B1.4 geeft hiervan een overzicht. De vergelijking zegt iets over de afstemming van de normen op het thema van de risico's. De gehanteerde normen kunnen weliswaar samenhangen met andere beleidsoverwegingen maar het verdient aanbeveling niet te ver van de normwaarden op basis van risico's af te wijken. Gezien de onzekerheden, worst-casebenadering en versimpeling in deze berekeningen kunnen er nog geen vergaande conclusies uit worden getrokken.

Tabel B1.4 Grenswaarden grondwaterconcentraties MTR, MTT, AC, interventiewaarde, streefwaarde en drempelwaarde

	MTR _{eco} (µg/l)	MTT _{eco} (µg/l)	AC (µg/l)	Inter-ventie- waarde (µg/l)	Streef- waarde diep (µg/l)	Streef- waarde ondiep (µg/l)	Drempel- waarde (µg/l)
Ref	Verschoor et al., 2006 bijlage I, tabel 3	Verschoor et al., 2006 bijlage I, tabel 3	Verschoor et al., 2006 bijlage I, tabel 3	Circulaire bodem-sanering tabel 1, kolom 6	Circulaire bodemsanering tabel 1, kolom 4	Circulaire Bodem-sanering tabel 1, kolom 2	BKMW, 2009 Bijlage II
Arseen (As)	31	24	7	60	7.2	10	15
Barium (Ba)	220	29	200	625	200	50	
Cadmium (Cd)	0.4	0.34	0.06	6	0.06	0.4	0.5
Chroom (Cr)	11	8.7	2.4	30	2.5	1	
Koper (Cu)	2.4	1.1	1.3	75	1.3	15	
Kwik (Hg)	0.23	0.23		0.3	0.01	0.05	
Molybdeen (Mo)	290	29	0.7	300	3.6	5	
Nikkel (Ni)	3.9	1.9	2.1	75	2.1	15	30
Lood (Pb)	11	11	1.6	75	1.7	15	11
Antimoon (Sb)	6.3	6.2	0.09	20	0.15		
Seleen (Se)	-			-			
Zink (Zn)	31	7.3	24	800	24	65	
	Verbruggen et al. 2001			Verbruggen et al. 2001			
BTEX (benzeen)	240			30			
PCB (PCB28)				0.01			
Minerale olie				600			
PAK (naftaleen)	1.2			70	0.01		
Macro Parameters							

MTR, Achtergrondconcentraties en toegevoegd risico

Het MTR (maximaal toelaatbare risiconiveau) is opgebouwd uit het MTT (maximaal toelaatbare toevoeging) en AC (achtergrondconcentratie) als $MTR = AC + MTT$. Het maximaal toelaatbaar risiconiveau voor ecosystemen is een wetenschappelijk afgeleide waarde voor een stof, die aangeeft bij welke concentratie geen relevant negatief effect te verwachten is op het milieu.

Interventiewaarden en streefwaarden

De interventiewaarden en streefwaarden zijn opgenomen in de Circulaire bodemsanering 2009. Zie ook paragraaf 2.6.1.

Drempelwaarden

Drempelwaarden zijn afgeleid voor het toetsen van de goede chemische toestand van grondwater in het kader van de KRW/GWR. Zij zijn gebaseerd op achtergrondconcentraties, drinkwaternormen en MTTeco.

De waarde voor BTEX is toegespitst op benzeen. Er is geen interventiewaarde meer voor BTEX als somparameter. Het is vreemd dat de interventiewaarden onder de MTR_{eco}-waarden liggen, maar in de interventiewaarde komen ook humane risico's tot uiting.

De gehanteerde MTR-waarde voor organische stoffen brengt alleen ecologische risico's in beeld en de interventiewaarde humane ecologische en verspreidingsrisico's. De interventiewaarde is daarom strenger dan de MTR_{eco}-waarde (in tegenstelling tot het beeld bij de anorganische componenten). Aangezien ook de MTR-waarden voor PCBs en minerale olie niet bekend zijn is hieronder voor de organische stoffen ook een indicatieve vergelijking gemaakt met de interventiewaarden.

Tabel B1.4 B Interventiewaarden en MTR waarden voor BTEX (Verbruggen et al. 2001)

	Interventiewaarde grondwater (µg/l)	MTR_{eco} oppervlaktewater en grondwater (µg/l)
Benzeen	30	240
Ethylbenzeen	150	370 (oud) of 310(nieuw)
Tolueen	1000	730(oud) of 770 (nieuw)
Xyleen (SUM)	70	380 (oud) en 8.6 (nieuw)

Bijlage 2: Berekening toetswaarden uit relevante beleidskaders

B2.1 Inleiding

In hoofdstuk 2 zijn 5 beleidskaders besproken die mogelijk bruikbaar zijn in het kader van dit project. In Bijlage 1 is de theorie achter het omrekenen van uitloogcriteria naar toetswaarden en grondwaterconcentraties beschreven. In deze bijlage zal voor de geschikte beleidskaders uit hoofdstuk 2 de omrekening daadwerkelijk worden uitgevoerd.

Uit een eerste scan blijkt dat het Bssa en de Rbk, onderdeel bouwstoffen, bruikbaar zijn binnen fase 1 van dit project, omdat voor deze twee beleidskaders normen voor uitloging worden gegeven. Voor deze twee beleidskaders zijn in de komende paragrafen dan ook de toetswaarden en grondwaterconcentraties berekend.

Bij het Bssa wordt onderscheid gemaakt tussen inerte afvalstoffen (paragraaf B.2.2) en niet-gevaarlijke afvalstoffen (paragraaf B2.3). Bij het Bbk wordt onderscheid gemaakt tussen niet-vormgegeven bouwstoffen (paragraaf B2.4) en IBC-bouwstoffen (paragraaf B2.5). Tot slot worden de emissies uit schone grond berekend (paragraaf B2.6).

B2.2 Berekening toetswaarden voor Bssa –inerte afvalstoffen

Vanuit de uitloognorm van het Bssa in mg/kg d.s. bij $L/S = 10$ l/kg zijn met de aanname van een exponentiële afname, zoals bij uitloogtesten gebruikelijk is, de emissiegrenzen in de bodem (in mg/m^2) en de voorgestelde toetswaarden in de bodem (in $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{jaar})$) te berekenen (formule B1.9). De emissiegrenzen zijn een functie van de effectieve infiltratie in mm/jaar.

Inerte afvalstoffen worden toegepast zonder afdichtingen waardoor het lekverlies uit de stort 300 mm/jaar bedraagt. Er wordt uitgegaan van een toepassing van 0,7 m boven het grondwater en de effectieve infiltratie wordt gecorrigeerd voor de doordringing van die 0,7 m onverzadigde laag (formule B1.13b) onder de synthetische onderafdichting. Voor de storthoogte en dichtheid van de stort zijn waarden van 15 m en $1300 \text{ kg}/\text{m}^3$ aangenomen (paragraaf B1.1.1).

De berekeningen in dit hoofdstuk zijn steeds uitgevoerd voor een maatgevende periode van 100 jaar. Door de begeleidingscommissie was ook een periode van 30 jaar gevraagd. In Bijlage 3 zijn de resultaten voor inerte afvalstoffen en voor niet-gevaarlijk afval gepresenteerd bij beoordelingsperioden van 30 jaar en ook bij langere perioden dan 100 jaar.

In Tabel B2.1A worden de resultaten voor een beoordelingsperiode van 100 jaar gepresenteerd.

Voor organische stoffen is een andere rekenwijze noodzakelijk zoals uitgelegd in paragraaf B1.3.1. De resultaten voor organische stoffen zijn in Tabel B2.1.B opgenomen.

Uit deze immisiewaarden kunnen vervolgens de grondwaterconcentraties in POC0 worden bepaald (formule B1.14 en B1.15). Ook zijn de grondwaterconcentraties in POC1 (paragraaf B1.3) en POC2 (paragraaf B1.4) berekend. Tot slot worden in Tabel B2.1A de berekende grondwaterconcentraties in POC0, POC1 en POC2 vergeleken met het MTR_{eco} .

Hieronder worden de uitgangspunten gepresenteerd die zijn gehanteerd bij de berekeningen van Tabel B2.1A:

Beoordelingsgrondslag	100 (jaar)
Hoogte stortlichaam	15 (m)
Dichtheid afvalstoffen	1300 (kg /m ³) ⁸
Doorlatendheid onderafdichting (0-100 jaar)	300 (mm/jaar)
Onverzadigde laag	
Dikte	0,7 (m)
Bodemtype	zand
Porositeit	0.3 (l/dm ³)
Veldcapaciteit	10%
Maximaal watergehalte	39%
Bulkdichtheid bodem	1.4 (kg/dm ³)
Beïnvloed volume door 100 jaar horizontale stroming	71 (m ³ /m ²) =V1
Volume in bodem van 100 jaar lekstroom uit de stortplaats =V2	99,8 (m ³ /m ²)
Verdunningsfactor	1 (geen verdunning)

Toelichting bij de verdunningsfactor: Bij 300 mm/jaar is het volume uit de stortplaats circa 100 (jaar) x 300 (mm/jaar) = 30000 mm = 30000 l/m² (als geen rekening wordt gehouden met het vertragende effect van de onverzadigde laag, anders is de waarde iets lager). Met een porositeit van 0,3 (l/dm³) hoort daar een bodemvolume V2 bij van circa 100 m³/m². De grondwaterstroming onderlangs de stortplaats heeft (ook per m² stortplaats) een volume V1 van 71 m³/m². Dit is iets anders dan de maximale verplaatsing van het front van de pluim van verontreinigd grondwater (bij 1 cm/dag is dit 365 m in 100 jaar). Als V2 << V1 wordt uitgegaan van verdunning van de concentraties in de lekstroom met volume V2 door een volume V1 van grondwater met achtergrondconcentraties. Dit is het geval bij een lekstroom van 5 mm/jaar. In dit geval, bij 300 mm/jaar, is het volume uit de stortplaats groter dan het volume gerelateerd aan de horizontale stroming (V2 > V1). Daarom wordt hier bij de berekening van de concentratie op POC2 uitgegaan van verdringing van het grondwater door het percolaat (en afvoer van een overschot door de drainagebuizen). Het uitblijven van verdunning betekent gelijke concentraties in POC1 en POC2. Het verschil tussen de concentratie op POC0 (direct uit afdichting) en POC1 is bepaald op basis van Kp waarden.

⁸ Voor afval is de dichtheid lager dan voor grond (ca. 1500 kg/m³), wel variaties afhankelijk van bijvoorbeeld houtfractie, puinfractie en fractie organisch materiaal.

Tabel B2.1A: Emissiegrenzen in mg/m² per 100 jaar, de voorgestelde toetswaarde in mg/(m².jaar) en grondwaterconcentraties in POC0, POC1 en POC2 inerte afvalstoffen op basis van beoordeling na een periode van 100 jaar met infiltratie 300 mm/jaar over de gehele periode

Toegestaan volgens BSSA			Overschrijding MTR ?						
Inerte afvalstoffen 300 mm/jaar (over de gehele periode)			POC0	POC1	POC2	MTR	POC0	POC1	POC2
			op uittrede-punt	Kp	Kp				
	Emissie-grenzen mg/m ²	Voorgestelde toetswaarden mg/(m ² .jaar)	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
Periode (jaar)	100	100	100	100	100				
Arseen (As)	1561	15,6	52,0	5,9	5,9	31	1	0	0
Barium (Ba)	109641	1096,4	3654,7	308,8	308,8	220	1	1	1
Cadmium (Cd)	316	3,2	10,5	0,9	0,9	0,4	1	1	1
Chroom (Cr) total	3386	33,9	112,9	5,2	5,2	11	1	0	0
Kobalt (Co) (*)						3,2			
Koper (Cu)	14191	141,9	473,0	46,4	46,4	2,4	1	1	1
Kwik (Hg)	50	0,5	1,7	0,0	0,0	0,23	1	0	0
Molybdeen (Mo)	4409	44,1	147,0	125,3	125,3	290	0	0	0
Nikkel (Ni)	2774	27,7	92,5	9,6	9,6	3,9	1	1	1
Lood (Pb)	2821	28,2	94,0	0,6	0,6	11	1	0	0
Antimoon (Sb)	211	2,1	7,0	5,2	5,2	6,3	1	0	0
Seleen (Se)	532	5,3	17,7	16,3	16,3				
Tin (Sn)	354	3,5	11,8	1,3	1,4	20	0	0	0
Vanadium (V)(*)						4,7			
Zink (Zn)	29025	290,3	967,5	78,9	78,9	31	1	1	1
Cyaniden vrij (*)									
Cyaniden complex(*)									
	g/m²	g/(m².jaar)	mg/l	mg/l	mg/l		10	5	5
Chloride (Cl)	9866	98,7	328,9	328,7	328,7				
Fluoride (F)	69	0,7	2,3	1,7	1,7				
Sulfaat (SO ₄)	8049	80,5	268,3	264,0	264,0				

(*) Voor kobalt , vanadium en cyaniden zijn geen emissiegrenzen bekend

In rood: aantal overschrijdingen

Uit Tabel B2.1A blijkt dat in POC0 voor 10 stoffen het MTR wordt overschreden. In POC1 en POC2 wordt voor 5 stoffen (Ba, Cd, Cu, Ni en Zn) het MTR overschreden. In POC0 is de poriewaterconcentratie gelijk aan de concentratie in het percolaatwater, waardoor vrij hoge concentraties worden aangetroffen. In POC1 zijn de grondwaterconcentraties lager dan bij POC0 omdat bij het transport door de onverzadigde laag een deel van de stoffen gebonden is aan de vaste fase van de bodem. In POC2 heeft geen verdere afname van de grondwaterconcentraties plaatsgevonden. In dit scenario is het totale volume grondwater dat wordt verontreinigd door levering vanuit de stort namelijk zodanig groot dat verdunning door horizontale grondwaterstroming geen rol speelt.

Berekening voor organische stoffen

Tabel B2.1.B: Berekening organische stoffen INA

Stof	Log (Koc)	Kd bij 10% organisch stof (standaard-bodem)	Kd bij 3,5% organisch stof (gemiddelde bodem)	Maximaal gehalte (mg/kg) voor INA	MTR (µg/kg)	Interventiewaarde voor standaard-bodem (µg/kg)	Interventiewaarde voor gemiddelde bodem (µg/kg)
BTEX	1,87	4,3	1,5	6	240	30	11
PCB	4,61	2363	827	1	-	0,01	0,004
Minerale olie	3,4	146	51	500	-	600	210
PAKs	2,98	55	19	40	1,2	70	70

Standaardbodem bevat 10% organisch stof en de gemiddelde Nederlandse bodem 3,5%. In het laatste geval is er een bodemtypecorrectie nodig op de interventiewaarden (behalve voor PAKs) met factor 3,5/10.

$C(\text{POC0}) = C(\text{POC1})$ en zonder verdunning $C(\text{POC1}) = C(\text{POC2})$

Stof	Max concentratie bij standaard-bodem (µg/l)	Max concentratie bij gemiddelde bodem (µg/l)	Max concentratie bij standaard-bodem (µg/l)	Max concentratie bij gemiddelde bodem (µg/l)
	POC0/POC1	POC0/POC1	POC2	POC2
BTEX	1395	3987	1395	3987
PCB	0,42	1,21	0,42	1,21
Minerale olie	3432	9805	3432	9805
PAKs	722	2063	722	2063

Voor inert afval in een toepassing zonder afdichtingen worden voor alle genoemde organische stoffen overschrijdingen gevonden zowel bij standaardbodem als bij gemiddelde bodem.

B2.3 Berekening toetswaarden voor Bssa –niet-gevaarlijke afvalstoffen

In deze paragraaf worden de resultaten gepresenteerd van de emissie uit niet-gevaarlijke afvalstoffen (Tabel B2.2). Bij de toepassing van niet-gevaarlijke afvalstoffen wordt een afdichting gebruikt waardoor de infiltratie kleiner is, 5 mm/jaar. Ook voor niet-gevaarlijke afvalstoffen is de emissie berekend over 30, 100, 300, 500 en 1000 jaar. In Tabel B2.2 worden de resultaten gepresenteerd voor 100 jaar. De resultaten van de berekeningen over 30, 300, 500 en 1000 jaar staan weergegeven in Bijlage 3 (Tabel B3.2).

De uitgangspunten bij de berekeningen gepresenteerd in Tabel B2.2 zijn:	
Beoordelingsgrondslag	100 (jaar)
Hoogte stortlichaam	15 (m)
Dichtheid afvalstoffen	1300 (kg /m ³)
Doorlatendheid onderafdichting	5 (mm/jaar) (0-100 jaar)
Onverzadigde laag	
Dikte	0,7 (m)
Bodemtype	zand
Porositeit	0,3 (l/dm ³)
Veldcapaciteit	10%
Maximaal watergehalte	39%
Bulkdichtheid bodem	1,4 (kg/dm ³)
Beïnvloed volume door 100 jaar horizontale stroming	71 (m ³ /m ²) =V1
Volume in bodem van 100 jaar lekstroom uit de stortplaats	1,5 (m ³ /m ²) =V2
Verdunningsfactor	71/1,5 = 48

Toelichting bij de verdunningsfactor: Bij een lekstroom van 5 mm/jaar is het volume uit de stortplaats circa 100 (jaar) x 5 (mm/jaar) = 500 mm = 500 l/m². Met een porositeit van 0,3 (l/dm³) hoort daar een bodemvolume V2 bij van circa 1,67 m³/m². De vermelde lagere waarde van 1,5 m³/m² houdt verband met het vertragende effect van de onverzadigde laag. De grondwaterstroming onderlangs de stortplaats heeft (ook per m² stortplaats) een volume V1 van 71 m³/m². Dit is iets anders dan de maximale verplaatsing van het front van de pluim van verontreinigd grondwater (bij 1 cm/dag is dit 365 m in 100 jaar). Hier geldt dat V2 << V1 en voor de berekening van de concentratie op POC2 wordt uitgegaan van verdunning van de concentraties in de lekstroom met volume V2 door een volume V1 van grondwater met achtergrondconcentraties. Het verschil tussen de concentratie op POC0 (direct uit afdichting) en POC1 is bepaald op basis van Kp waarden.

Tabel B2.2: Emissiegrenzen in mg/m² per 100 jaar, voorgestelde toetswaarden mg/(m².jaar) en grondwaterconcentraties in POC0, POC1 en POC2 niet-gevaarlijke afvalstoffen op basis van beoordeling na een periode van 100 jaar met infiltratie 5 mm/jaar over de gehele periode

Toegestaan volgens BSSA			Overschrijding MTR ?						
Niet gevaarlijke afvalstoffen			POC0	POC1	POC2	MTR	POC0	POC1	POC2
			op uitrede punt	Kp	Kp				
5 mm/jaar (over de gehele periode)									
	Emissiegrenzen mg/m ²	Voorgestelde toetswaarden mg/(m ² .jaar)	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
Periode (jaar)	100	100	100	100	100				
Arseen (As)	94	0,9	187,5	21,3	1,3	31	1	0	0
Barium (Ba)	9262	92,6	18523,8	1565,4	36,7	220	1	1	1
Cadmium (Cd)	148	1,5	296,6	24,5	0,6	0,4	1	1	1
chrom (Cr) totaal	1212	12,1	2423,3	111,2	2,7	11	1	1	0
Cobalt (Co)(*)						3,2			
Koper (Cu)	6437	64,4	12874,2	1263,8	29,8	2,4	1	1	1
Kwik (Hg)	17	0,2	33,1	1,0	0,02	0,23	1	1	0
Molybdeen (Mo)	1727	17,3	3453,3	2943,2	72,2	290	1	1	0
Nikkel (Ni)	1249	12,5	2498,7	258,5	6,3	3,9	1	1	1
Lood (Pb)	960	9,6	1920,3	12,2	0,3	11	1	1	0
Antimoon (Sb)	38	0,4	75,7	55,4	1,4	6,3	1	1	0
Seleen (Se)	45	0,4	89,3	82,2	2,0				
Tin (Sn)	70	0,7	140,0	15,1	0,6	20	1	0	0
Vanadium (V)(*)						4,7			
Zink (Zn)	6629	66,3	13258,6	1080,9	27,3	31	1	1	1
Cyaniden vrij (*)									
Cyaniden complex(*)									
	g/m²	g/(m².jaar)	mg/l	mg/l	mg/l		12	10	5
Chloride (Cl)	4324	43,2	8648,6	8643,9	202,9				
Fluoride (F)	19	0,2	37,5	28,3	0,7				
Sulfaat (SO ₄)	3046	30,5	6091,7	5994,3	140,7				

(*) Voor Kobalt , vanadium, cyaniden zijn geen emissiegrenzen bekend

In rood: aantal overschrijdingen

Uit Tabel B2.2 blijkt dat in POC0 voor 11 stoffen het MTR wordt overschreden. In POC1 wordt het MTR voor 10 stoffen (Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Zn) overschreden en in POC2 voor slechts 5 stoffen (Ba, Cd, Cu, Ni en Zn). In dit scenario is het totaal verontreinigd volume grondwater veel kleiner dan bij inerte afvalstoffen vanwege de lagere infiltratie, 5 mm/jaar in plaats van 300 mm/jaar. Hierdoor speelt verdunning door horizontale grondwaterstroming wel een significante rol en zijn de grondwaterconcentraties in POC2 duidelijk lager dan in POC1.

Hierbij kan de kanttekening geplaatst worden dat in de huidige praktijk bij de gangbare goede kwaliteit afdichtingsmaterialen initieel veel lagere doorlatendheden kunnen worden gerealiseerd. Een typische waarde voor het gehele systeem van onder- en bovenafdichtingen is 0,15 mm/jaar (zie ook hoofdrapport 2.2.1 en 4.3). Hiervan uitgaand zijn de hierboven berekende

concentraties geen afspiegeling van de huidige praktijk. Als in de berekening gedurende de gehele periode van 0-100 jaar een waarde van 0,15 mm/jaar wordt aangehouden is er geen doordringing van de onderlaag en daarmee ook geen beïnvloeding van het grondwater. Tabel 4B geeft een indruk van de resulterende bescherming van het grondwater bij een doorlatendheid van 0,15 mm/jaar in de periode na de inrichting van de stort (30-100 jaar) en een doorlatendheid van 5 mm/jaar in de beginperiode (0-30 jaar). Dit resulteert in een gemiddelde doorlatendheid van 1,58 mm/jaar (in de berekening is niet de gemiddelde doorlatendheid gebruikt, maar een opsplitsing in 0-30 jaar en 30-100 jaar met bijbehorende doorlatendheden).

De uitgangspunten bij de berekeningen gepresenteerd in Tabel B2.2B zijn:	
Beoordelingsgrondslag	100 (jaar)
Hoogte stortlichaam	15 (m)
Dichtheid afvalstoffen	1300 (kg /m ³)
Doorlatendheid onderafdichting	1,58 (mm/jaar) (0-100 jaar)
Onverzadigde laag	
Dikte	0,7 (m)
Bodemtype	zand
Porositeit	0,3 (l/dm ³)
Veldcapaciteit	10%
Maximaal watergehalte	39%
Bulkdichtheid bodem	1,4 (kg/dm ³)
Beïnvloed volume door 100 jaar horizontale stroming	71 (m ³ /m ²) = V1
Volume in bodem van 100 jaar lekstroom uit de stortplaats	0,35 (m ³ /m ²) = V2
Verdunningsfactor	71/0,35 = 203

Tabel B2.2B: Emissiegrenzen in mg/m² per 100 jaar, voorgestelde toetswaarden mg/(m².jaar) en grondwaterconcentraties in POC0, POC1 en POC2 niet-gevaarlijke afvalstoffen op basis van beoordeling na een periode van 100 jaar met infiltratie 0,15 mm/jaar over de gehele periode

Toegestaan volgens BSSA			Overschrijding MTR ?						
Niet gevaarlijke afvalstoffen 5 mm/jaar (0-30 jaar) en 0,15 mm (30-100 jaar)			POC0	POC1	POC2	MTR	POC0	POC1	POC2
			op uitrede punt	Kp	Kp				
	Emissiegrenzen mg/m ²	Voorgestelde toetswaarden mg/(m ² .jaar)	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
Periode (jaar)	100	100	100	100	100				
Arseen (As)	22	0,2	140,3	15,9	0,9	31	1	0	0
Barium (Ba)	2192	21,9	13874,4	1172,5	8,7	220	1	1	0
Cadmium (Cd)	35	0,4	222,4	18,4	0,1	0,4	1	1	0
Chroom (Cr) totaal	287	2,9	1816,3	83,3	0,7	11	1	1	0
Kobalt (Co) (*)						3,2			
Koper (Cu)	1525	15,2	9651,3	947,4	7,2	2,4	1	1	1
Kwik (Hg)	4	0,0	24,8	0,7	0,01	0,23	1	1	0
Molybdeen (Mo)	409	4,1	2591,3	2208,5	19,5	290	1	1	0
Nikkel (Ni)	296	3,0	1873,0	193,8	1,7	3,9	1	1	0
Lood (Pb)	227	2,3	1438,4	9,2	0,1	11	1	0	0
Antimoon (Sb)	9	0,1	56,7	41,4	0,4	6,3	1	1	0
Seleen (Se)	11	0,1	66,9	61,5	0,5				
Tin (Sn)	47	0,5	298	32	0,5	20	1	1	0
Vanadium (V) (*)						4,7			
Zink (Zn)	1571	15,7	9940,3	810,4	8,0	31	1	1	0
Cyaniden vrij (*)									
Cyaniden complex(*)									
	g/m²	g/(m².jaar)	mg/l	mg/l	mg/l		12	10	1
Chloride (Cl)	1028	10,3	6505,0	6501,5	48,2				
Fluoride (F)	4	0,0	28,1	21,2	0,2				
Sulfaat (SO ₄)	722	7,2	4569,1	4496,0	33,4				

(*) Voor Kobalt, vanadium, cyaniden zijn geen emissiegrenzen bekend

In rood: aantal overschrijdingen

In dit geval is er een grote verdunning met het langstromende grondwater en resteert er op POC2 alleen een overschrijding voor koper.

Berekening voor organische stoffen

Tabel B2.2.C: Berekening organische stoffen NGA

Stof	Log (Koc)	Kd bij 10% organisch stof (standaard-bodem)	Kd bij 3,5% organisch stof (gemiddelde bodem)	Maximaal gehalte (mg/kg) voor NGA	MTR ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Interventiewaarde voor standaard-bodem ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Interventiewaarde voor gemiddelde bodem ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
BTEX	1,87	4,3	1,5	-	240	30	11
PCB	4,61	2363	827	-	-	0,01	0,004
Minerale olie	3,4	146	51	-	-	600	210
PAKs	2,98	55	19	-	1,2	70	70

$C(\text{POC0}) = C(\text{POC1})$ en met verdunningsfactor 48: $C(\text{POC2}) = C(\text{POC1})/48$ met normen INA:

Stof	Max concentratie bij standaard-bodem ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Max concentratie bij gemiddelde bodem ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Max concentratie bij standaard-bodem ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Max concentratie bij gemiddelde bodem ($\mu\text{g}/\text{l}$)
	POC0/POC1	POC0/POC1	POC2	POC2
BTEX	1395	3987	29	83
PCB	0,42	1,21	0,009	0,025
Minerale olie	3432	9805	71	204
PAKs	722	2063	15	43

Voor NGA zijn geen normen bekend, als vergelijkingsmateriaal zijn de normen voor INA genomen.

- Bij vergelijking met MTR-waarden is er alleen een vergelijking mogelijk voor BTEX en PAKs. Dit levert volgens deze berekening alleen overschrijdingen op bij PAKs;
- Bij een indicatieve vergelijking met interventiewaarden is een complete vergelijking mogelijk voor alle vier de stoffen. Voor NGA leveren:
 - BTEX en PCBs geen overschrijdingen op bij standaardbodems, maar wel bij gemiddelde bodems (waarvoor ook een correctie op de interventiewaarde is toegepast);
 - Minerale olie en PAKs leveren geen overschrijdingen op.

B2.4 Berekening toetswaarden voor Rbk –niet-vormgegeven bouwstoffen

In deze paragraaf worden de resultaten gepresenteerd van de emissie uit niet-vormgegeven bouwstoffen (Tabel B2.3). Bij de toepassing van niet-vormgegeven bouwstoffen wordt geen afdichting gebruikt waardoor de infiltratie 300 mm/jaar is.

Het Bbk gaat bij afleiding van de normering uit van een toepassingshoogte van 5 m, maar laat vanwege de flexibiliteit in principe de toepassingshoogte vrij. Omdat het hier gaat om de situatie van een stortplaats is de berekening hier uitgevoerd bij 15 m, de in dit rapport gehanteerde generieke hoogte van een stortplaats.

De uitgangspunten bij de berekeningen gepresenteerd in Tabel B2.3 zijn:	
Beoordelingsgrondslag	100 (jaar)
Hoogte stortlichaam	15 (m)
Dichtheid afvalstoffen	1300 (kg /m ³)
Doorlatendheid onderafdichting	300 (mm/jaar) (0-100 jaar)
Onverzadigde laag	
Dikte	0,7 (m)
Bodemtype	zand
Porositeit	0,3 (l/dm ³)
Veldcapaciteit	10%
Maximaal watergehalte	39%
Bulkdichtheid bodem	1,4 (kg/dm ³)
Beïnvloed volume door 100 jaar horizontale stroming	71 (m ³ /m ²) =V1
Volume in bodem van 100 jaar lekstroom uit de stortplaats	99.8 (m ³ /m ²) =V2
Verdunningsfactor	1 (geen verdunning)

Tabel B2.3: Emissiegrenzen in mg/m² per 100 jaar, voorgestelde toetswaarde mg/(m².jaar) en grondwaterconcentraties in POC0, POC1 en POC2 niet-vormgegeven bouwstoffen op basis van beoordeling na een periode van 100 jaar met infiltratie 300 mm/jaar over de gehele periode

Toegestaan volgens BBK			Overschrijding MTR ?						
Niet vormgegeven bouwstoffen			POC0	POC1	POC2	MTR	POC0	POC1	POC2
300 mm/jaar (over de gehele periode)			op uittrede- punt	Kp	Kp				
	Emissiegrenzen mg/m ²	Voorgestelde toetswaarde mg/(m ² .jaar)	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
Periode (jaar)	100	100	100	100	100				
Arseen (As)	2811	28,1	93,7	10,6	10,6	31	1	0	0
Barium (Ba)	120605	1206,0	4020,2	339,7	339,7	220	1	1	1
Cadmium (Cd)	316	3,2	10,5	0,9	0,9	0,4	1	1	1
Chroom (Cr) totaal	4267	42,7	142,2	6,5	6,5	11	1	0	0
Kobalt (Co)	2600	26,0	86,7	57,0	57,0	3,2	1	1	1
Koper (Cu)	6386	63,9	212,9	20,9	20,9	2,4	1	1	1
Kwik (Hg)	100	1,0	3,3	0,1	0,1	0,23	1	0	0
Molybdeen (Mo)	8818	88,2	293,9	250,5	250,5	290	1	0	0
Nikkel (Ni)	3051	30,5	101,7	10,5	10,5	3,9	1	1	1
Lood (Pb)	12977	129,8	432,6	2,8	2,8	11	1	0	0
Antimoon (Sb)	564	5,6	18,8	13,7	13,7	6,3	1	1	1
Seleen (Se)	798	8,0	26,6	24,5	24,5				
Tin (Sn)	564	5,6	18,8	13,7	13,7	20	1	0	0
Vanadium (V)	798	8,0	26,6	24,5	24,5	4,7	1	1	1
Zink (Zn)	32653	326,5	1088,4	88,7	88,7	31	1	1	1
Cyaniden vrij (*)									
Cyaniden complex(*)									
	g/m²	g/(m².jaar)	mg/l	mg/l	mg/l		14	8	8
Chloride (Cl)	7597	76,0	253,2	253,1	253,1				
Fluoride (F)	381	3,8	12,7	9,6	9,6				
Sulfaat (SO ₄)	13926	139,3	464,2	456,8	456,8				

(*) Voor cyaniden zijn geen emissiegrenzen bekend

In rood: aantal overschrijdingen

Uit Tabel B2.3 blijkt dat in POC0 voor alle 14 stoffen het MTR wordt overschreden. In POC1 en POC2 wordt het MTR voor 8 stoffen (Ba, Cd, Cu, Ni, Sb, Zn, Co, V) overschreden. Zowel de emissiegrenzen uit het Bssa voor inerte afvalstoffen en de emissiewaarden uit het Bbk voor niet-vormgegeven bouwstoffen resulteren voor de stoffen Ba, Cd, Cu, Ni, Sb en Zn in een overschrijding van het MTR in POC1 en POC2. Voor beide scenario's (inerte afvalstoffen en niet-vormgegeven bouwstoffen) wordt gerekend met een infiltratie van 300 mm/jaar en eenzelfde storthoogte (15 meter). Het BSSA en Bbk zijn voor vrijwel dezelfde stoffen over- en onderbeschermd (alleen bij antimoon is dit verschillend).

De berekeningen zijn ook uitgevoerd voor een storthoogte van 5 m, een meer realistische toepassingshoogte voor niet-vormgegeven bouwstoffen. Dit levert een vergelijkbaar beeld op voor de overschrijdingen, met de uitzonderingen voor

Mo op POC0. De hoogte van de stort (15 of 6 m) heeft hier nauwelijks een significant effect op de berekende emissiegrenzen en grondwaterconcentraties.

Berekening voor organische stoffen

Tabel: B2.3.B: Berekening organische stoffen NVB

Stof	Log (Koc)	Kd bij 10% organisch stof (standaard-bodem)	Kd bij 3,5% organisch stof (gemiddelde bodem)	Maximaal gehalte (mg/kg) voor NVB	MTR ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Interventie-waarde voor standaard-bodem ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Interventie-waarde voor gemiddelde bodem ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
BTEX	1,87	4,3	1,5	4,75	240	30	11
PCB	4,61	2363	827	0,5	-	0,01	0,004
Minerale olie	3,4	146	51	500	-	600	210
PAKs	2,98	55	19	50	1,2	70	70

$C(\text{POC0}) = C(\text{POC1})$ en zonder verdunning $C(\text{POC1}) = C(\text{POC2})$

Stof	Max concentratie bij standaard-bodem ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Max concentratie bij gemiddelde bodem ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Max concentratie bij standaard-bodem ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Max concentratie bij gemiddelde bodem ($\mu\text{g}/\text{l}$)
	POC0/POC1	POC0/POC1	POC2	POC2
BTEX	1105	3156	1105	3156
PCB	0,21	0,60	0,21	0,60
Minerale olie	3432	9805	3432	9805
PAKs	903	2579	903	2579

De normering voor grondwater is in de eerste plaats vergelijkbaar met het resultaat in het grondwaterlichaam op POC2. Voor niet-vormgegeven bouwstoffen in een toepassing zonder afdichtingen worden voor alle genoemde organische stoffen overschrijdingen gevonden, zowel bij standaardbodem als bij gemiddelde bodem.

B2.5 Berekening toetswaarden voor Rbk – IBC-bouwstoffen

In deze paragraaf worden de resultaten gepresenteerd van de emissie uit IBC-bouwstoffen (Tabel B2.4). Bij de toepassing van IBC-bouwstoffen wordt een afdichting gebruikt waardoor de infiltratie 6 mm/jaar is. Dit wijkt af van de eisen van het Stortbesluit dat uitgaat van 5 mm/jaar. Omdat de stortplaatsen reeds zijn aangelegd op een eis van 5 mm/jaar wordt hier in de berekening van uitgegaan.

De uitgangspunten bij de berekeningen gepresenteerd in Tabel B2.4 zijn:	
Beoordelingsgrondslag	100 (jaar)
Hoogte stortlichaam	15 (m)
Dichtheid afvalstoffen	1300 (kg /m ³)
Doorlatendheid onderafdichting	5 (mm/jaar) (0-100 jaar)
Onverzadigde laag	
Dikte	0,7 (m)
Bodemtype	zand
Porositeit	0,3 (l/dm ³)
Veldcapaciteit	10%
Maximaal watergehalte	39%
Bulkdichtheid bodem	1,4 (kg/dm ³)
Beïnvloed volume door 100 jaar horizontale stroming	71 (m ³ /m ²) =V1
Volume in bodem van 100 jaar lekstroom uit de stortplaats	1.5 (m ³ /m ²) =V2
Verdunningsfactor	71/1,5 = 48

Tabel B2.4: Emissiegrenzen in mg/m² per 10 jaar, voorgestelde toetswaarden mg/(m².jaar) en grondwaterconcentraties in POC0, POC1 en POC2 IBC bouwstoffen op basis beoordeling na een periode van 100 jaar met infiltratie 5 mm/jaar over de gehele periode

Toegestaan volgens BBK			Overschrijding MTR ?						
IBC bouwstoffen			POC0	POC1	POC2	MTR	POC0	POC1	POC2
5 mm/jaar (over de gehele periode)			op uitrede punt	Kp	Kp				
	Emissiegrenzen mg/m ²	Voorgestelde toetswaarden mg/(m ² .jaar)	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
Periode (jaar)	100	100	100	100	100				
Arseen (As)	94	0,9	156,3	17,8	1,3	31	1	0	0
Barium (Ba)	9262	92,6	15436,5	1304,5	53,6	220	1	1	1
Cadmium (Cd)	9	0,1	14,8	1,2	0,04	0,4	1	1	0
Chroom (Cr) totaal	848	8,5	1413,6	64,8	1,9	11	1	1	0
Kobalt (Co)	200	2,0	400,0	263,2	6,6	3,2	0	0	0
Koper (Cu)	1287	12,9	2145,7	210,6	6,1	2,4	1	1	1
Kwik (Hg)	7	0,1	11,0	0,3	0,01	0,23	1	1	0
Molybdeen (Mo)	2590	25,9	4316,7	3679,0	106,7	290	1	1	0
Nikkel (Ni)	262	2,6	437,3	45,2	1,5	3,9	1	1	0
Lood (Pb)	797	8,0	1328,2	8,5	0,2	11	1	0	0
Antimoon (Sb)	38	0,4	63,1	46,1	1,4	6,3	1	1	0
Seleen (Se)	268	2,7	446,4	410,8	11,6				
Tin (Sn)	160	1,6	2200	34,6	1,0	20	0	0	0
Vanadium (V)	1100	11,0	0,0	941	22,6	4,7	0	0	0
Zink (Zn)	1856	18,6	3093,7	252,2	9,1	31	1	1	0
Cyaniden vrij (*)									
Cyaniden complex(*)									
	g/m²	g/(m².jaar)	mg/l	mg/l	mg/l		11	9	2
Chloride (Cl)	2537	25,4	4228,2	4225,9	119,0				
Fluoride (F)	187	1,9	312,3	235,7	6,6				
Sulfaat (SO ₄)	3046	30,5	5076,4	4995,3	140,7				

(*) Voor cyaniden zijn geen emissiegrenzen bekend

In rood: aantal overschrijdingen

Uit Tabel B2.4 blijkt dat in POC0 voor 11 stoffen het MTR wordt overschreden. In POC1 wordt het MTR overschreden voor 9 stoffen en in POC2 voor slechts 2 stoffen (Ba en Cu). De stoffen waarvoor het MTR in POC1 wordt overschreden zijn dezelfde stoffen als voor niet-gevaarlijke afvalstoffen. In POC2 wordt alleen voor barium en koper het MTR overschreden, terwijl dit voor niet-gevaarlijke afvalstoffen ook voor cadmium, nikkel en zink het geval was. De emissiegrenzen uit het Bssa voor niet-gevaarlijke afvalstoffen is dus voor minder stoffen beschermend dan het Bbk voor IBC-bouwstoffen. Voor beide scenario's is gerekend met een vergelijkbare lage infiltratie van 5 mm/jaar voor niet-gevaarlijke afvalstoffen en voor IBC-bouwstoffen).

Voor As, Ba, Sb en sulfaat zijn de normeringen bij Bssa niet-gevaarlijk afval en voor IBC-bouwstoffen identiek (ondanks het verschil in uitgangspunt voor de omvang van de percolaatstroom), zodat voor deze stoffen de uitkomsten in de Tabel B2.2 en Tabel B2.4 vergelijkbaar zijn.

Berekening voor organische stoffen

Tabel: B2.4.B: Berekening organische stoffen IBB

Stof	Log (Koc)	Kd bij 10% organisch stof (standaard - bodem)	Kd bij 3,5% organisch stof (gemiddelde bodem)	Maximaal gehalte (mg/kg) voor IBB	MTR ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Interventie-waarde voor standaard -bodem ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Interventie-waarde voor gemiddelde bodem ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
BTEX	1,87	4,3	1,5	4,75	240	30	11
PCB	4,61	2363	827	0,5	-	0,01	0,004
Minerale olie	3,4	146	51	500	-	600	210
PAKs	2,98	55	19	50	1,2	70	70

$C(\text{POC0}) = C(\text{POC1})$ en met verdunningsfactor 48: $C(\text{POC2}) = C(\text{POC1})/48$

Stof	Max concentratie bij standaard-bodem ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Max concentratie bij gemiddelde bodem ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Max concentratie bij standaard-bodem ($\mu\text{g}/\text{l}$)	Max concentratie bij gemiddelde bodem ($\mu\text{g}/\text{l}$)
	POC0/POC1	POC0/POC1	POC2	POC2
BTEX	1105	3156	23	66
PCB	0,21	0,60	0,004	0,013
Minerale olie	3432	9805	71	204
PAKs	903	2579	19	54

Conclusies

- Bij vergelijking met MTR-waarden is er alleen een vergelijking mogelijk voor BTEX en PAKs. Dit levert volgens deze berekening alleen overschrijdingen op bij PAKs;
- Bij een indicatieve vergelijking met interventiewaarden is een complete vergelijking mogelijk voor alle vier de stoffen. Voor IBB leveren:
 - BTEX en PCBs geen overschrijdingen op bij standaardbodems, maar wel bij gemiddelde bodems (waarvoor ook een correctie op de interventiewaarde is toegepast);
 - Minerale olie en PAKs leveren geen overschrijdingen op.

B2.6 Berekening toetswaarden schone grond

In deze paragraaf worden de resultaten gepresenteerd van de emissie uit schone grond (Tabel B2.5). Bij de toepassing van schone grond wordt geen afdichting gebruikt waardoor de infiltratie 300 mm/jaar is. Voor schone grond is de emissie berekend bij verschillende storthoogten. In Tabel B2.5 worden de resultaten gepresenteerd voor een storthoogte van 15 m, omdat dit vergelijkbaar is met de situatie zoals doorgerekend in B2.1-B2.4. Maatgevend voor schone grond is echter een natuurlijke situatie met een lagere 'toepassingshoogte'. Dit wordt onder Tabel B2.5 verder toegelicht.

De uitgangspunten bij de berekeningen gepresenteerd in tabel B2.5 zijn:

Beoordelingsgrondslag	100 (jaar)
Hoogte stortlichaam	15 (m)
Dichtheid afvalstoffen	1500 (kg /m ³)
Doorlatendheid onderafdichting	300 (mm/jaar) (0-100 jaar)
Onverzadigde laag	
Dikte	0,7 (m)
Bodemtype	zand
Porositeit:	0,3 (l/dm ³)
Veldcapaciteit	10%
Maximaal watergehalte	39%
Bulkdichtheid bodem	1,4 (kg/dm ³)
Beïnvloed volume door 100 jaar horizontale stroming	71 (m ³ /m ²) =V1
Volume in bodem van 100 jaar lekstroom uit de stortplaats	99,8 (m ³ /m ²) =V2
Verdunningsfactor	1 (geen verdunning)

Tabel B2.5: Emissiegrenzen in mg/m² per 100 jaar, voorgestelde toetswaarden mg/(m².jaar) en grondwaterconcentraties in POC0, POC1 en POC2 voor 15 m schone grond op basis van beoordeling na een periode van 100 jaar met infiltratie 300 mm/jaar over de gehele periode

Toegestaan volgens BBK Itot			Overschrijding MTR ?						
Schone grond 300 mm/jaar (over de gehele periode)			POC0	POC1	POC2	MTR	POC0	POC1	POC2
			op uitrede punt	Kp	Kp				
	Emissiegrenzen mg/m ²	Voorgestelde toetswaarden mg/(m ² .jaar)	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
Periode (jaar)	100	100	100	100	100				
Arseen (As)	750	7,5	25,0	2,5	2,5	31	0	0	0
Barium (Ba)	15051	150,5	501,7	37,2	37,2	220	1	0	0
Cadmium (Cd)	41	0,4	1,4	0,1	0,1	0,4	1	0	0
Chroom (Cr) total	486	4,9	16,2	0,6	0,6	11	1	0	0
Kobalt (Co)	885	8,8	29,5	18,4	18,5	3,2	1	1	1
Koper (Cu)	1456	14,6	48,5	4,2	4,2	2,4	1	1	1
Kwik (Hg)	20	0,2	0,7	0,0	0,0	0,23	1	0	0
Molybdeen (Mo)	4111	41,1	137,0	114,2	114,4	290	0	0	0
Nikkel (Ni)	995	10,0	33,2	3,0	3,0	3,9	1	0	0
Lood (Pb)	1723	17,2	57,4	0,3	0,3	11	1	0	0
Antimoon (Sb)	212	2,1	7,1	5,0	5,0	6,3	1	0	0
Seleen (Se)	487	4,9	16,2	14,7	14,8				
Tin (Sn)	133	1,3	4,4	0,4	0,4	20	0	0	0
Vanadium (V)	4246	42,5	141,5	55,6	55,7	4,7	1	1	1
Zink (Zn)	7565	75,6	252,2	18,0	18,0	31	1	0	0
Cyaniden vrij (*)	0	0,0	0,0	0,0	0,0				
Cyaniden complex(*)	0	0,0	0,0	0,0	0,0				
	g/m²	g/(m².jaar)	mg/l	Mg/l	mg/l		11	3	3
Chloride (Cl)	665	6,7	22,2	22,2	22,2				
Fluoride (F)	32	0,3	1,1	0,8	0,8				
Sulfaat (SO ₄)	2940	29,4	98,0	96,2	96,4				

(*) Voor cyaniden zijn geen emissiegrenzen bekend

Tabel B2.6: Emissiegrenzen in mg/m² per 100 jaar, voorgestelde toetswaarden mg/(m².jaar) en grondwaterconcentraties in POC0, POC1 en POC2 voor 2m schone grond op basis van beoordeling na een periode van 100 jaar met infiltratie 300 mm/jaar over de gehele periode

Toegestaan volgens BBK			I _{tot}				Overschrijding MTR ?		
Schone grond			POC0	POC1	POC2	MTR	POC0	POC1	POC2
300 mm/jaar (over de gehele periode)			op uittrede punt	K _p	K _p				
	Emissiegrenzen mg/m ²	Voorgestelde toetswaarden mg/(m ² .jaar)	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
Periode (jaar)	100	100	100	100	100				
Arseen (As)	719	7,2	24,0	2,4	2,4	31	0	0	0
Barium (Ba)	8094	80,9	269,8	20,0	20,0	220	1	0	0
Cadmium (Cd)	15	0,1	0,5	0,04	0,04	0,4	1	0	0
Chroom (Cr) Total	210	2,1	7,0	0,3	0,3	11	0	0	0
Kobalt (Co)	540	5,4	18,0	11,2	11,2	3,2	1	1	1
Koper (Ko)	600	6,0	20,0	1,7	1,7	2,4	1	0	0
Kwik (Hg)	12	0,1	0,4	0,01	0,01	0,23	1	0	0
Molybdeen (Mo)	1350	13,5	45,0	37,5	37,5	290	0	0	0
Nikkel (Ni)	420	4,2	14,0	1,3	1,3	3,9	1	0	0
Lood (Pb)	899	9,0	30,0	0,2	0,2	11	1	0	0
Antimoon (Sb)	180	1,8	6,0	4,2	4,2	6,3	0	0	0
Seleen (Se)	270	2,7	9,0	8,2	8,2				
Tin (Sn)	90	0,9	3,0	0,3	0,3	20	0	0	0
Vanadium (V)	3595	35,9	119,8	47,1	47,1	4,7	1	1	1
Zink (Zn)	3044	30,4	101,5	7,2	7,2	31	1	0	0
Cyaniden vrij (*)	0	0,0	0,0	0,0	0,0				
Cyaniden complex(*)	0	0,0	0,0	0,0	0,0				
	g/m ²	g/(m ² .jaar)	mg/l	Mg/l	mg/l		9	2	2
Chloride (Cl)	153	1,5	5,1	5,1	5,1				
Fluoride (F)	13	0,1	0,4	0,3	0,3				
Sulfaat (SO ₄)	1062	10,6	35,4	34,7	34,8				

(*) Voor cyaniden zijn geen emissiegrenzen bekend

Uit Tabel B2.5 (15 m toepassingshoogte) blijkt dat in POC0 voor 11 stoffen het MTR wordt overschreden. In POC1 en POC2 wordt het MTR overschreden voor 3 stoffen. De grondwaterconcentraties in POC1 zijn voor schone grond voor een aantal stoffen (Co, Cu en V) hoger dan men als gemiddelde achtergrondwaarde in de bodem kan verwachten (deze zou immers voor POC2 in een natuurlijke situatie rond de achtergrondconcentratie moeten liggen).

Deze schijnbare anomalie hangt ermee samen dat met een hoogte van 15,7 m boven het grondwater is gerekend, gecombineerd met een neerslagniveau dat voor Nederland gangbaar is. Hoewel het wel overeenstemt met de geometrie van de stortplaats is dit een onnatuurlijke combinatie voor schone grond en zijn in deze situatie ook meer overschrijdingen te verwachten dan bij lagere toepassingshoogten.

Bij berekeningen met een storthoogte van 2 m (Tabel B2.6) en lager liggen de meeste te verwachten waarden volgens dit model wel onder het MTR en zijn in de orde grootte van de achtergrondconcentratie AC. Alleen voor Co en V wordt het MTR ruimschoots overschreden in POC2 (en bij Sb ligt de achtergrondconcentratie erg laag). Opgemerkt moet worden dat Co en V stoffen zijn met lagere zekerheid in de normering en waarvoor zowel in het Bssa als in het Bbk geen emissiewaarden zijn afgeleid.

Ook in een natuurlijke situatie met schone grond is er een regelmatige toestroom van stoffen naar het grondwater. Gemiddeld is er echter in een natuurlijke situatie wel een redelijk stabiel concentratieniveau te verwachten door afvoer naar oppervlaktewater en naar dieper grondwater, door de vorming van vaste neerslagen, door adsorptieprocessen en door opname in het plantendek. De vraag is dus eigenlijk: is de toevoer zo groot dat dergelijke natuurlijke processen dit kunnen opvangen en de concentraties niet gaan oplopen en een risicogrens gaan overschrijden? De situatie met schone grond geeft een beeld van de natuurlijke toestroom die niet tot problemen zal leiden. Dit gaat om gemiddelde situaties en een normering met een ingebouwde preventieve veiligheidsgrens. Het loont de moeite om na te gaan of de uitzonderingen voor Co en V zijn terug te voeren op afstemmingsproblemen bij de normering. In NOBO (RIVM, 2007) zijn de a-waarden voor het standaardstoffenpakket (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn) geëvalueerd en aangepast maar nog niet voor Sb, Ba, Co, Mo, Sn, V. Daarom zijn conclusies voor de laatste groep van stoffen minder betrouwbaar.

Bij het proces van 'natural attenuation' is het uitgangspunt dat het systeem soms meer toestroom aankan, afhankelijk van verdunning en speciatie en bij organische stoffen van de biologische activiteit. Motivatie en monitoring zijn hierbij wel op zijn plaats.

Bijlage 3: Beoordelingsperiode en toepassingshoogte

B3.1 Invloed van de beoordelingsperiode op de TW

De berekeningen in dit rapport zijn steeds uitgevoerd voor een maatgevende periode van 100 jaar. Oorspronkelijk was, door de begeleidingscommissie ook een periode van 30 jaar gevraagd. In deze bijlage zijn de resultaten van 30, 100, 300, 500 en 1000 jaar gepresenteerd: voor inerte afvalstoffen in Tabel B3.1 en voor niet-gevaarlijk afval in Tabel B3.2. In termen van gemiddelde emissies per jaar is het verschil beperkt.

B3.1.1 Bij een lekstroom van 300 mm/jaar (INA)

De Tabel B3.1 laat zien dat de toetswaarden in $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{jaar})$ over de perioden van 30–100 jaar in het algemeen maar beperkt variëren. Hoewel het uitlooggedrag in essentie niet-lineair is, is over deze korte periode het uitlooggedrag als vrijwel lineair te beschouwen (zie Figuur B3.1). Voor inerte afvalstoffen zijn de verschillen in de gemiddelde emissies na 30 en na 100 jaar het grootst bij relatief snelle uitloging (bij chloriden is het verschil tussen 30 en 100 jaar: 32%). Bij een beoordeling op basis van 30 jaar zou in deze gevallen de toetswaarde hoger en dus minder streng zijn.

Bij niet-gevaarlijk afval en een infiltratie van 5 mm/jaar is er zelfs na 1000 jaar nog nauwelijks afvlakking van de uitloogcurve te zien en spelen de onverzadigde laag en de verdunning in het grondwater een veel grotere rol, dan bij 300 mm/jaar. Hier zou een beoordeling op 30 jaar in plaats van 100 jaar tot strengere normen leiden vanwege lagere gemiddelde toetswaarden bij 30 jaar dan bij 100 jaar.

Tabel B3.1: Emissiegrenzen in mg/m^2 en toetswaarden in $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{jaar})$ bij verschillende aangegeven perioden voor inerte afvalstoffen op basis van beoordeling na een bepaalde periode met infiltratie 300 mm/jaar over de gehele periode (30, 100, 300, 500 en 1000 jaar)

Inerte afvalstoffen 300 mm/jaar (over de gehele periode)													
Periode (jaar)	Emissiegrenzen mg/m^2					Toetswaarden $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{jaar})$					mg/m^2 I _{max}	Nog uit te logen	
	1000	500	300	100	30	1000	500	300	100	30		1000 jaar	100 jaar
Arseen (As)	14607	7583	4619	1561	469	15	15	15	16	16	102456	86%	98%
Barium (Ba)	44225 5	348063	259338	109641	35801	442	696	864	1096	1193	477171	7%	77%
Cadmium (Cd)	807	744	627	316	111	1	1	2	3	4	813	1%	61%
Chroom (Cr) total	10395	9068	7269	3386	1151	10	18	24	34	38	10622	2%	68%
Kobalt (Co) (*)													
Koper (Cu)	41153	36567	29776	14191	4871	41	73	99	142	162	41810	2%	66%
Kwik (Hg)	229	171	123	50	16	0	0	0	1	1	259	12%	81%
Molybdeen (Mo)	9944	9436	8245	4409	1596	10	19	27	44	53	9973	0%	56%
Nikkel (Ni)	8271	7285	5886	2774	947	8	15	20	28	32	8426	2%	67%
Lood (Pb)	10948	8754	6589	2821	926	11	18	22	28	31	11681	6%	76%
Antimoon (Sb)	1631	940	598	211	65	2	2	2	2	2	3549	54%	94%
Seleen (Se)	2235	1729	1275	532	173	2	3	4	5	6	2443	9%	78%
Tin (Sn) (*)													
Vanadium (V) (*)													
Zink (Zn)	81931	73406	60224	29025	10012	82	147	201	290	334	83050	1%	65%
Cyaniden vrij (*)													
Cyaniden complex (*)													
	g/m^2					$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{jaar})$					g/m^2		
Chloride (Cl)	15623	15518	14844	9866	4029	16	31	49	99	134	15623	0%	37%
Fluoride (F)	207	182	147	69	24	0	0	0	1	1	211	2%	67%
Sulfaat (SO ₄)	20120	18646	15828	8049	2845	20	37	53	80	95	20247	1%	60%

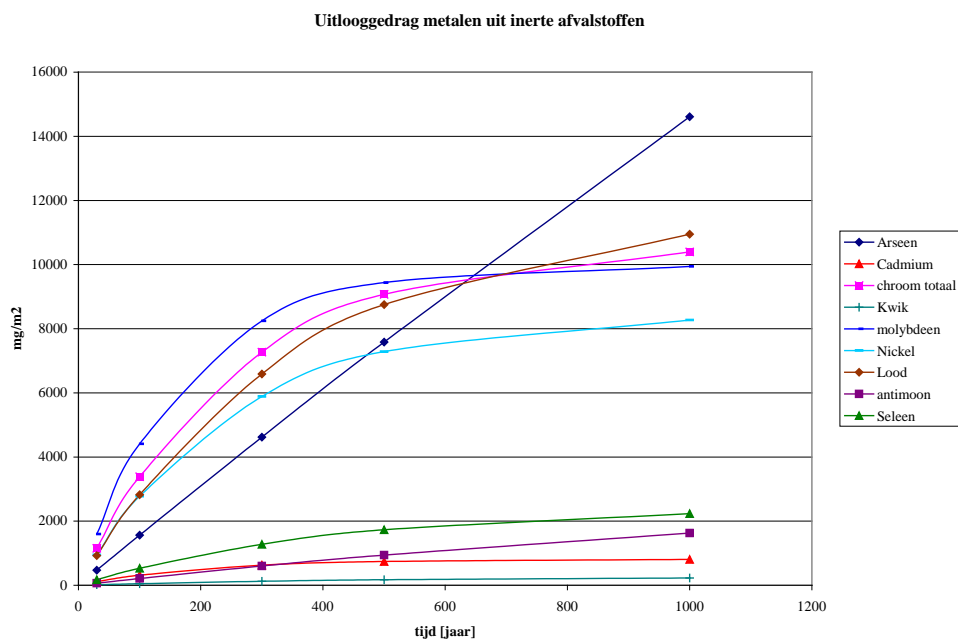
Immissie in de bodem wordt berekend volgens formule (B1.1):

$I(t) = I_{\max} \cdot \{1 - \exp(-k \cdot t)\}$, dus maximaal I_{\max} .

Het deel dat na t jaar nog kan uitlogen is: $\{I_{\max} - I(t)\}/I_{\max}$

Over de periode van 1000 jaar is voor de meeste stoffen de uitloging vrijwel compleet. Dit is niet het geval voor arseen, antimoon en kwik, waarbij na 1000 jaar nog 86%, 54%, respectievelijk 12% in het stortmateriaal aanwezig is. Na 100 jaar is bij normaal lopend uitlooggedrag de stortplaats nog niet uitgeput aan deze metalen.

Als de infiltratie tienmaal wordt vergroot is op basis van deze modellering en bij de beschikbare nauwkeurigheid van de parameters na 100 jaar de restverontreiniging aanwezig die wordt aangegeven in de kolom bij 1000 jaar. De stoffen waarvan het meest achterblijft komen het langzaamst vrij en hierbij is de concentratie in het grondwater dus ook relatief lager. In deze berekeningen zijn infiltratie/doorstroming en het lekverlies gekoppeld: bij circulatie van infiltraat wordt dit losgekoppeld.



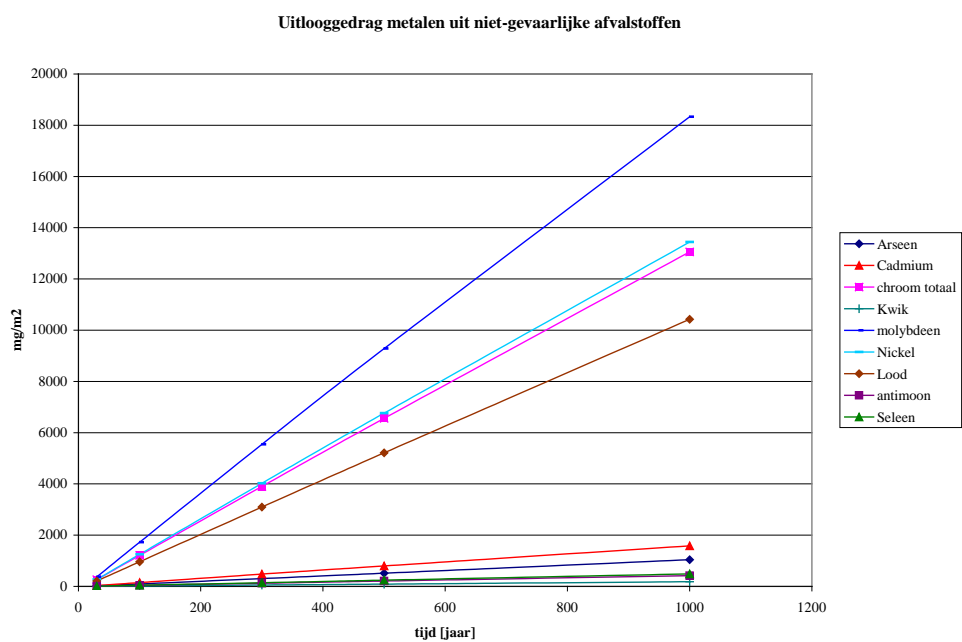
Figuur B3.1 Het uitlooggedrag van een aantal anorganische stoffen voor het scenario inerte afvalstoffen (doorstroming en lekverlies 300 m/jaar). De emissie is weergegeven in mg/m^2 als functie van de tijd

B3.1.2 Bij een lekstroom van 5 mm/jaar (NGA)

Tabel B3.2 Emissiegrenzen in mg/m² en toetswaarden in mg/(m².jaar) bij verschillende aangegeven perioden voor niet-gevaarlijke afvalstoffen op basis van beoordeling na een bepaalde periode met infiltratie 5 mm/jaar over de gehele periode (30, 100, 300, 500 en 1000 jaar)

Niet gevaarlijke afvalstoffen 5 mm/jaar (over de gehele periode)													
Periode (jaar)	Emissiegrenzen mg/m ²					Toetswaarde mg/(m ² .jaar)					mg/m ²	Nog uittelogen	
	1000	500	300	100	30	1000	500	300	100	30	I max	1000 jaar	100 jaar
Arseen (As)	1038	514	304	94	20	1	1	1	1	1	409825	100%	100%
Barium (Ba)	100692	50341	29891	9262	1999	101	101	100	93	67	2385857	96%	100%
Cadmium (Cd)	1585	800	477	148	32	2	2	2	1	1	20329	92%	99%
Chroom (Cr) totaal	13053	6559	3902	1212	262	13	13	13	12	9	212438	94%	99%
Kobalt (Co) (*)													
Koper (Cu)	69188	34809	20722	6437	1391	69	70	69	64	46	1045246	93%	99%
Kwik (Hg)	181	90	53	17	4	0	0	0	0	0	5177	97%	100%
Molybdeen (Mo)	18328	9285	5543	1727	373	18	19	18	17	12	199462	91%	99%
Nikkel (Ni)	13444	6759	4023	1249	270	13	14	13	12	9	210645	94%	99%
Lood (Pb)	10426	5216	3098	960	207	10	10	10	10	7	233617	96%	100%
Antimoon (Sb)	418	207	123	38	8	0	0	0	0	0	41404	99%	100%
Seleen (Se)	486	243	144	45	10	0	0	0	0	0	12216	96%	100%
Tin (Sn) (*)													
Vanadium (V) (*)													
Zink (Zn)	71172	35831	21335	6629	1432	71	72	71	66	48	1038129	93%	99%
Cyaniden vrij (*)													
Cyaniden complex(*)													
	g/m ²					g/(m ² .jaar)					g/m ²		
Chloride (Cl)	44526	22938	13786	4324	937	45	46	46	43	31	292940	85%	99%
Fluoride (F)	202	101	60	19	4	0	0	0	0	0	3160	94%	99%
Sulfaat (SO ₄)	32515	16421	9790	3046	658	33	33	33	30	22	404935	92%	99%

Het verschil in de emissiegrenzen bij 30 en 100 jaar is voor deze lage infiltratie van 5 mm/jaar relatief groter dan bij 300 mm/jaar. Bij 30 jaar speelt hier ook de vertragende werking van onverzadigde laag een rol. Op den duur moet de emissie net als bij inerte afvalstoffen af gaan nemen met de tijd. Na 1000 jaar is de totaal uitgeloopte hoeveelheid nog ver af van de maximaal uitloogbare fractie. In de curven van Figuur B3.2 is dan ook te zien dat de plateaus die in Figuur B3.1 al zichtbaar waren nog lang niet bereikt zijn. De situaties voor inerte afvalstoffen en niet-gevaarlijk afval verschillen sterk van karakter. Bij duurzaam storten wordt de infiltratie in het stortmateriaal veel groter dan het lekverlies. In deze berekeningen zijn infiltratie/doorstroming en lekverlies gekoppeld.



Figuur B3.2 Het uitlooggedrag van een aantal anorganische stoffen voor het scenario niet-gevaarlijke afvalstoffen (doorstroming en lekverlies 5 mm/jaar). De emissie is weergegeven in mg/m^2 als functie van de tijd

B3.2 Invloed van toepassingshoogte op berekende toetswaarden uit normering Bbk of Bssa

Tabel B3.3: Invloed van toepassingshoogte op toetswaarden voor materialen met afdichting, gebaseerd op IBB

5 mm/jaar (over de gehele periode)						
Toepassingshoogte (m)	0,5	2	5	10	15	30
Toetswaarde (mg/(m ² .jaar))	IBB					
Periode (jaar)	100	100	100	100	100	100
Arseen (As)	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Barium (Ba)	88	91	92	93	93	93
Cadmium (Cd)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Chroom (Cr) totaal	8	8	8	8	8	8
Kobalt (Co) (*)	1,8	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9
Koper (Cu)	12	13	13	13	13	13
Kwik (Hg)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Molybdeen (Mo)	23	25	26	26	26	26
Nickel (Ni)	2,4	2,6	2,6	2,6	2,6	2,6
Lood (Pb)	8	8	8	8	8	8
Antimoon (Sb)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Seleen (Se)	2,5	2,6	2,7	2,7	2,7	2,7
Tin (Sn) (*)	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
Vanadium (V) (*)	11	11	11	11	11	11
Zink (Zn)	17	18	18	19	19	19
Cyaniden vrij (*)						
Cyaniden complex(*)						
g/(m ² .jaar)						
Chloride (Cl)	20,6	24,2	25,0	25,3	25,4	25,5
Fluoride (F)	1,7	1,8	1,9	1,9	1,9	1,9
Sulfaat (SO ₄)	27,4	29,7	30,2	30,4	30,5	30,5

Tabel B3.4: Invloed van toepassingshoogte op toetswaarden voor materialen met afdichting, gebaseerd op NGA

5 mm/jaar (over de gehele periode)						
Toepassingshoogte (m)	0,5	2	5	10	15	30
Toetswaarde (mg/(m ² .jaar))	NGA					
Periode (jaar)	100	100	100	100	100	100
Arseen (As)	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Barium (Ba)	88	91	92	93	93	93
Cadmium (Cd)	1,3	1,4	1,5	1,5	1,5	1,5
Chroom (Cr) totaal	11	12	12	12	12	12
Kobalt (Co) (*)						
Koper (Cu)	59	63	64	64	64	64
Kwik (Hg)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Molybdeen (Mo)	15	17	17	17	17	17
Nickel (Ni)	11	12	12	12	12	13
Lood (Pb)	9	9	10	10	10	10
Antimoon (Sb)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Seleen (Se)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Tin (Sn) (*)						
Vanadium (V) (*)						
Zink (Zn)	61	65	66	66	66	66
Cyaniden vrij (*)						
Cyaniden complex(*)						
g/(m ² .jaar)						
Chloride (Cl)	35,1	41,2	42,6	43,1	43,2	43,4
Fluoride (F)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Sulfaat (SO ₄)	27,4	29,7	30,2	30,4	30,5	30,5

Conclusie de invloed van de gehanteerde toepassingshoogte bij toepassingen met afdichting(en) is van geringe invloed op de uitkomst van de berekende toetswaarde uit normering van Bbk of Bssa. **NB.** Voor deze berekeningen is geen grondwatermodellering nodig.

Bijlage 4: Stoffen en parameters met meer dan 30 metingen in ECN database stortplaatsen

Uitgangspunt van deze selectie is de *vuistregel* dat er meer dan 30 metingen moeten zijn om een betrouwbaar gemiddelde te kunnen berekenen.

Tabel B4.1: Parameters met meer dan 30 metingen in ECN database stortplaatsen (ppb)

Parameters (ppb)	Aantal	gemiddelde	Standard deviatie	25-perc	mediaan 50-perc	75-perc	95-perc
Macroparameters							
pH	675	7,4	0,3	7,2	7,4	7,5	8,1
Eh	88	124	261	32	145	260	337
Conductivity	248	15,4	13,5	5,7	12,1	19,6	42,0
Temperature	106	16,0	2,8	14,3	15,8	19	20
DOC	134	763000	1887000	110000	280000	635000	2835000
BOD	747	729000	3664000	16000	46000	93000	1494000
BOD5	85	64300	105000	13000	25000	78000	190000
COD unfiltered	1615	1276000	4202000	320000	530000	946000	2753000
COD	307	1551000	1308000	572500	1360000	2035000	3984000
Chloride (Cl)	827	1364000	1375000	610000	1000000	1600000	5000000
N-Kj	1119	510000	800000	110000	230000	500000	1900000
Ammonium (NH ₄)	374	249000	529000	83900	137500	270000	438000
NH ₄ N	69	643000	533000	31400	675000	1000000	1364000
PO ₄	79	10600	7000	4100	9900	14000	22500
SO ₄	250	202000	344000	29000	110000	260000	661000
P	424	4200	15000	1200	2300	4100	10000
S	55	53400	49800	27600	37000	52000	162600
Na	90	1152800	908000	495000	837000	1500000	3516000
K	90	464000	495000	155500	270000	657500	1155000
Mg	105	216000	148000	100000	180000	330000	530000
Ca	101	189000	153000	71000	150000	290000	495734
Fe	104	11948	17663	4500	9900	14000	22700
HCO ₃	125	157000000	822000000	5510000	7000000	10900000	25280000
Metalen							
Aluminium (Al)	50	301	434	40	125	360	964
Arseen (As)	1046	87	164	21	46	110	228
Barium (Ba)	91	626	519	299	420	840	1588
Cadmium (Cd)	478	1,2	4,2	0,2	0,5	1	2,5
Kobalt (Co)	56	24,3	18,4	7,4	20,0	39	61
Chroom (Cr)	882	89,0	225,9	12,0	23,0	58	449
Koper (Cu)	961	28,4	91,3	5,0	11,0	30	95
Kwik (Hg)	480	1,1	9,2	0,03	0,05	0,1	0,6
Mangaan (Mn)	96	986	921	448	825	1300	2316
Molybdeen (Mo)	57	28,4	60,2	1,5	7,6	22	130
Nikkel (Ni)	898	59	87	13,5	30	59	240
Lood (Pb)	476	33	262	4	10	23	73,3
Antimoon (Sb)	52	6,6	7,0	2,7	3,9	10	22

Seleen (Se)	53	16,1	11,0	5	11	24	36
Zink (Zn)	1042	171	597	29	66	140	530
Organische stoffen							
Gechloreerde koolwaterstoffen							
EOX	418	28	43	4,8	11	28	100
VOX	170	28	51	1,8	5	15	100
1,1,1-Trichloroethane	85	0,2	0,6	0,05	0,05	0,1	0,5
1,1,2-Trichloroethane	84	0,2	0,6	0,05	0,05	0,06	0,5
1,1-Dichloroethane	76	0,8	1,1	0,25	0,33	0,5	2,5
1,2-Dichloroethane	84	0,7	1,2	0,05	0,25	0,5	2,5
Cis-1,2-dichloroethene	82	0,7	1,0	0,19	0,31	0,71	2,5
Tetrachloroethene	85	0,2	0,6	0,05	0,05	0,11	0,5
Tetrachloromethane	84	0,2	0,6	0,05	0,05	0,06	0,5
Trans-1,2-dichloroethene	74	0,6	1,1	0,05	0,05	0,25	2,5
Trichloroethene	85	0,2	0,6	0,05	0,05	0,13	0,5
Trichloromethane	84	0,2	0,6	0,05	0,05	0,25	0,5
Aromaten-enkelvoudig							
Aromatic hydrocarbons sum	50	52	47	14	32	86	136
BTEX	92	51	49	19	36	65	145
Benzene	174	4,7	6,3	1,6	3,1	5,4	12
Ethylbenzene	156	13	14	2,5	8,2	20	42
Toluene	155	27	180	1	2,5	9,3	44
Xylene	123	29	26	11	20	43	78
PAKS							
PAH-Borneff	233	0,4	0,8	0,09	0,2	0,31	0,8
PAH-EPA	296	23	74	5,8	12	22	58
PAH-VROM	448	20	67	2,5	9,2	19	52
ACE	165	3,7	3,5	1,6	3	4,7	8,9
ACY	165	0,5	1,7	0,05	0,06	0,22	2,5
ANT	222	0,4	1,0	0,08	0,17	0,3	1,9
BAA	227	0,3	1,1	0,01	0,03	0,11	1,41
BAP	228	0,2	0,6	0,01	0,02	0,06	0,96
BBF	167	0,2	0,6	0,01	0,03	0,05	0,40
BGP	228	0,2	0,7	0,01	0,02	0,05	0,74
BKF	224	0,1	0,4	0,005	0,01	0,0325	0,5
CHR	226	0,4	1,0	0,02	0,08	0,26	1,4
DAA	171	0,1	0,8	0,01	0,01	0,02	0,225
DCM	77	15,3	108	0,05	0,16	1	10,5
FLA	228	1,7	5,7	0,1	0,18	0,70	7,3
FLU	167	2,2	3,1	0,885	1,7	2,5	5,01
IPY	228	0,2	0,7	0,01	0,02	0,05	0,58
NAP	351	15	67	1,5	6,4	13	46
PHE	228	3,2	8,1	0,35	1	2,8	10
PYR	171	0,9	4,0	0,05	0,08	0,15	2,45

Overig							
Min_oil	355	664	4054	50	100	185	850
Phenol index	184	66	190	15	25	40	197

Bijlage 5: Vergelijking van emissie-eisen van Bbk met uitkomsten van dit rapport

B5.1 Materialen toepasbaar zonder afdichtingen

Hiervoor is toegelicht dat in de modellering van dit rapport de verdunning en adsorptie als effecten zijn meegenomen, maar niet de retardatie en chemische speciatie. Bij de berekeningen voor het Bbk door RIVM en ECN zijn de laatste 2 twee effecten wel meegenomen, maar de verdunning niet. De verdunning speelt alleen een rol bij materialen die worden toegepast met afdichtingen. Bij materialen die gebruikt kunnen worden zonder afdichtingen (INA in Bssa en NVB in Bbk) is hieronder getoetst of de uitkomsten van dit rapport sterk verschillen van de uitkomsten uit de modellering voor het Bbk door RIVM en ECN in 2006. De normering is in alle gevallen omgerekend naar toetswaarden. De uitkomsten staan, met de benodigde van toepassing zijnde parameters, verzameld in Tabel B5.1. Het verschil in toepassingshoogte is van belang voor de berekening van de met genormeerde uitloogemissies te bereiken toetswaarden op POC1, maar is niet meer van belang voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit in het traject tussen POC1 en POC2/3.

Tabel B5.1: Emissiegrenswaarden in mg/(m².jaar) zoals berekend voor het Bbk door RIVM en ECN en toetswaarden zoals berekend in dit rapport

	A	B	C	D	E	F	G
Toepassingshoogte (m)	15	15	0,5	0,5	15	2	15
Doorlatendheid onderafdichting (mm/jaar)	300	300	300	300	300	300	300
Emissiegrenzen (mg/(m ² .jaar))	INA	NVB	NVB alt1 RIVM 2006	NVB alt2 ECN 2006	Schone grond- 15m	Schone grond- 2m	MTR 300
Arseen (As)	16	28	13,6	11,4	7,5	7	82
Barium (Ba)	109 6	1206	2329	13	151	81	781
Cadmium (Cd)	3,2	3,2	0,03	1,9	0,4	0,1	1,5
chrom (Cr) total	34	43	4,9	4,5	4,9	2,1	72
Kobalt (Co)			0,5	4,8	8,8	5,4	1,5
Koper (Cu)	142	64	0,2	23,7	15	6,0	7,3
Kwik (Hg)	0,5	1,0	25	7	0,2	0,1	2,3
Molybdeen (Mo)	44	88	499	426	41	13	102
Nikkel (Ni)	28	31	0,5	3,1	10	4,2	11
Lood (Pb)	28	130	708	599	17	9,0	518
Antimoon (Sb)	2,1	5,6	1,3	0,5	2,1	1,8	2,6
Seleen (Se)	5,3	8,0	1,5	1,2	5	2,7	
Tin (Sn)			448	397	1,3	0,9	56
Vanadium (V)			11	13	42	36	3,3
Zink (Zn)	290	327	0,6	38	76	30	114
Cyaniden vrij							
Cyaniden complex							
g/(m².jaar)							
Chloride (Cl)	99	76	3,2	3,1	7	1,5	
Fluoride (F)	0,7	3,8	2,6	2,2	0,3	0,1	
Sulfaat (SO ₄)	81	139	4,3	20,3	29	11	

Toelichting bij Tabel B5.1

A-B: De kolommen A en B zijn direct berekend uit de officiële waarden uit Bssa en Bbk voor uitloogemissies van stortplaatsen. Deze waarden voor de uitloogemissies zijn in eerste instantie berekend op basis van grondwaterbescherming (MTR-waarden). De officiële waarden zijn echter beleidsmatig aangepast en daarom niet meer direct gerelateerd aan grondwaterbescherming.

C-D: In de kolommen C en D is dezelfde berekening van de emissiegrenzen uitgevoerd als bij kolom B maar met de originele berekende waarden van RIVM en ECN uit 2006 (voor Bssa zijn de ongecorrigeerde waarden niet beschikbaar). De berekende waarden geven voor NVB uitkomsten die wel direct aan de grondwaterkwaliteit zijn gerelateerd. De verschillen tussen de uitkomsten bij RIVM en ECN in 2006 zijn veroorzaakt door een verschillende manier van omgaan met onzekerheden in de modellering en een nadruk op adsorptie bij RIVM en op speciatie bij ECN.

E-F: Als referentie staan in de kolommen E en F de waarden voor schone grond opgenomen. De uitloogwaarden voor een toepassing met schone grond in de kolommen E en F liggen altijd lager dan de berekende uitlooggrenswaarden die

zijn berekend in de kolommen A en B. Er zijn bij schone grond wel overschrijdingen van de grenzen die volgens kolom G uit de MTR zouden volgen voor kobalt, koper en vanadium, maar dat ligt waarschijnlijk grotendeels aan het achterblijven van de actualisatie van de waarden voor kobalt en vanadium.

G: In dit rapport is ook een modellering voor concentraties in het grondwater ontwikkeld. De bedoeling hiervan was in de eerste plaats om de uitkomsten te toetsen op de juiste ordegrrootte. Met behulp van deze modellering is ook een berekening gemaakt van de uitloogemissie die nodig zou zijn om de (gemiddelde) grondwaterkwaliteit op MTR-niveau te houden. Deze waarden staan gegeven in kolom G. In de kolommen A-F staan waarden vet gemarkeerd die een overschrijding geven van de grondwaterkwaliteit volgens de uitkomst van kolom G.

De verschillen tussen de kolommen lopen per stof of parameter uiteen. Het gemiddelde relatieve verschil⁹ geeft een algemene indruk van de verschillen:

- a. tussen de kolommen A en B is 32% (uit Bssa en Bbk, in beiden zijn de beleidsmatige aanpassingen opgenomen);
- b. tussen de kolommen B en het gemiddelde van C en D: 72% (respectievelijk zonder en met beleidsmatige aanpassingen en met verschillende toepassingshoogten);
- c. tussen de kolommen C en D 63% (verschil in modellering van RIVM en ECN in 2006);
- d. tussen de kolommen G en het gemiddelde van C en D 60% (verschil in modellering in 2006 met de modellering van dit rapport).

Hieruit trekken we de conclusies dat:

- Het verschil in het berekende beschermingsniveau volgens Bbk en Bssa (a) is kleiner dan het effect van de beleidsmatige aanpassingen op het resultaat (b). *Met andere woorden het beschermingsniveau van Bbk en Bssa is in grote lijnen vergelijkbaar, maar het verschil in beschermingsniveau met het oorspronkelijke resultaat (C-D) is substantieel.*
- Het verschil tussen de uitkomst van de modellering van dit rapport en de uitkomst uit 2006 (d) is van dezelfde orde van grootte als de verschillen tussen de uitkomst van RIVM en ECN in 2006 (c). *Met andere woorden er is weinig verschil in de nauwkeurigheid van de uitkomst van 2006 en in dit rapport.*
- *De onzekerheid in de modellering rechtvaardigt beleidsmatige aanpassingen, bijvoorbeeld bij grote economische consequenties. Het verdient wel aanbeveling om bij nieuwe berekeningen steeds uit te gaan van de oorspronkelijke uitgangspunten van de bescherming van de grondwaterkwaliteit (op maximaal MTR-niveau) en indien nodig beleidsmatige aanpassingen te doen die zijn toegesneden op het te voeren specifieke beleid – in dit geval voor duurzaam beheer van stortplaatsen.*

De modelering van dit rapport voor het gedrag in de bodem gaat uit van een homogene zandbodem (maar kan ook worden toegepast op andere homogene bodems) en brengt wel adsorptie met evenwichtsconstanten maar niet de speciatie in rekening. Er wordt uitgegaan van een verspreiding naar grotere diepten. In het geval van een doorlatendheid van de onderafdichting van

⁹ Gemiddelde relatieve verschil: $\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n ((A_i - B_i) / (A_i + B_i))^2}{n-1}}$

300 mm/jaar wordt geen rekening gehouden met verdunning. Verschillen tussen de uitkomst van 2006 en de uitkomst van dit rapport liggen in de modellering van speciatie in 2006 en de mate van verspreiding.

B5.2 Materialen toepasbaar met afdichtingen

Bij lagere doorlatendheden (5 mm/.jaar en lager) is de redenering enigszins verschillend. Er wordt bij de modellering van dit rapport wel rekening gehouden met verdunning bij lage doorlatendheden (bij de modellering van 2006 was dit niet het geval). Deze verdunning blijkt zelfs cruciaal te zijn voor de uitkomst bij lagere doorlatendheden en lijkt van meer belang dan een speciatieberekening (tenminste in zandgrond). Het is complexer om verdunningseffecten en speciatie in een berekening te combineren (en daarom is er misschien in 2006 van afgezien). Bij alle onzekerheden in de beschrijving van het gedrag in de bodem is de kunst van het modelleren om juist de substantiële effecten mee te nemen. Hierbij zullen verschillende modellers een verschillend gevoel hebben.

Tabel B5.2 geeft een overzicht van de emissiegrenzen berekend uit de normering van uitloogemissies.

De waarden zoals vastgesteld door het ministerie van VROM in 2007 liggen in het algemeen beduidend lager/strenger dan de berekende waarden van RIVM en ECN in 2006, behalve voor enkele gevallen. Het resultaat van RIVM en ECN is gevolgd voor Ni, V, Cl, F en sulfaat maar verruimt voor Cr en Se.

Tabel B5.2: Emissiegrenswaarden in $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{jaar})$ zoals berekend voor het Bbk door RIVM en ECN en toetswaarden zoals berekend in dit rapport (verdunning speelt alleen een rol bij MTR5)

	A	B	C	D	E
Toepassingshoogte (m)	15	15	2	2	15
Doorlatendheid onderafdichting (mm/jaar)	5	5	6	6	5
Emissiegrenzen ($\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{jaar})$)	NGA	IBB	IBB alt1 RIVM 2006	IBB alt2 ECN 2006	MTR5
Arseen (As)	0,9	0,9	13	11	51
Barium (Ba)	93	93	2504	2232	70
Cadmium (Cd)	1,5	0,1	11	10	1,0
Chroom (Cr) total	12	8,5	5,4	4,6	45
Kobalt (Co)			34	29	0,9
Koper (Cu)	64	13	48	41	2,8
Kwik (Hg)	0,2	0,1	27	23	1,8
Molybdeen (Mo)	17	26	549	469	82
Nikkel (Ni)	12	2,6	3,6	3,1	4,3
Lood (Pb)	9,6	8,0	764	659	357
Antimoon (Sb)	0,4	0,4	7,3	6,3	2,1
Seleen (Se)	0,4	2,7	1,5	1,3	
Tin (Sn)			474	410	40
Vanadium (V)			15,2	13	2,0
Zink (Zn)	66	19	223	190	22
Cyaniden vrij			0,05		
Cyaniden complex			0,03		
$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{jaar})$					
Chloride (Cl)	43	25	25	1,6	
Fluoride (F)	0,2	1,9	-	2,2	
Sulfaat (SO_4)	30	30	45	20	

A-B: De kolommen A en B zijn direct berekend uit de officiële waarden uit Bssa en Bbk voor uitloogemissies.

C-D: In de kolommen C en D is dezelfde berekening van de emissiegrenzen uitgevoerd als bij kolom B maar met de originele berekende waarden voor het Rbk van RIVM en ECN uit 2006.

E: Berekening op basis van grondwatermodellering in dit rapport. In de kolommen A-D staan waarden vet gemarkeerd die een overschrijding geven van de grondwaterkwaliteit volgens de uitkomst van kolom E.

Een normering volgens de resultaten van RIVM en ECN in 2006 zou leiden tot een tiental overschrijdingen van MTR_{eco} in het grondwater volgens het rekenmodel van dit rapport. De uiteindelijke beleidskeuze resulterend in kolom B geeft aanleiding tot overschrijdingen, namelijk van barium en koper. Hierbij dient wel bedacht te worden dat retardatie en speciatie niet in het rekenmodel van dit rapport zijn opgenomen. Met name Ba, Pb en Zn vormen neerslagen met chloriden en sulfaten terwijl koper tin en vanadium complexen kunnen vormen met organisch stof (zowel vast in de matrix, als met opgelost organisch stof (DOC)). Voor een goede beschrijving van de fysische werkelijkheid lijkt (voor stortplaatsen) tenminste DOC te moeten worden opgenomen in het uitloogmodel en retardatie en speciatie in het transportmodel.

Overigens zou verwacht kunnen worden dat berekend vanuit de grondwaterkwaliteit waarbij de normering een ordegrootte aanhoudt van natuurlijke achtergrondwaarden, de speciatie al impliciet is opgenomen. Dit zou een complexe berekening met een speciatie model overbodig maken. Voor het perkcolaat uit de stortplaats zou hetzelfde kunnen gelden. Voor zover dit gerelateerd is aan uitloogexperimenten zijn hierin verschijnselen die in een speciatiemodel kunnen worden beschreven al impliciet opgenomen. Uit het resultaat bij situaties zonder afdichtingen leek dit ook het geval te zijn.

Dit neemt echter niet weg dat extrapolatie van uitloogmetingen naar lange termijn voor stortplaatsen op het moment gebaseerd is op een model met grove aannamen voor kappawaarden, negeren van de rol van organisch stof (DOC) en van fasering van het redoxgedrag in de stortplaats. Ook het opnemen van retardatie in het transport model lijkt wel noodzakelijk te zijn.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl