



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

**Risicoschatting TGG voor de
omgeving van de zeedijk
Perkpolder (Zeeland).
Evaluatie 2021**

RIVM-rapport 2022-0079
E. Brand et al.



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

**Risicoschatting TGG voor de
omgeving van de zeedijk
Perkpolder (Zeeland).
Evaluatie 2021**

RIVM-rapport 2022-0079
E. Brand et al.

Colofon

© RIVM 2022

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.

Het RIVM hecht veel waarde aan toegankelijkheid van zijn producten. Op dit moment is het echter nog niet mogelijk om dit document volledig toegankelijk aan te bieden. Als een onderdeel niet toegankelijk is, wordt dit vermeld. Zie ook www.rivm.nl/toegankelijkheid.

DOI 10.21945/RIVM-2022-0079

E. Brand (projectcoördinator en auteur), RIVM
A. Negash (auteur), RIVM
T. Schouten (auteur), RIVM
P. Römken (auteur), WEnR
P. van Breemen (auteur), RIVM

Contact:

E. Brand

Centrum voor duurzaamheid, milieu en gezondheid (DMG)

Ellen.brand@rivm.nl

Dit onderzoek is verricht in opdracht van Rijkswaterstaat in het kader van zaaknummer: 31170045 aanvullend onderzoek Thermisch Gereinigde Grond bij aanleg zeedijk te Perkpolder.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Risicoschatting TGG voor de omgeving van de zeedijk Perkpolder (Zeeland). Evaluatie 2021

Bij de aanleg van de zeedijk in Perkpolder is thermische gereinigde grond (TGG) gebruikt. TGG bevat stoffen, zoals metalen en zouten, die naar het grondwater en oppervlaktewater naast de dijk kunnen verspreiden. Het RIVM heeft voor de tweede keer onderzocht of deze stoffen voorkomen in de omgeving van de zeedijk en welke mogelijke effecten hierdoor op de gezondheid en het milieu kunnen ontstaan. De aanleiding is dat er meer meetgegevens beschikbaar zijn over de concentraties van de stoffen in de bodem, het grondwater en het oppervlaktewater. Ook hebben omwonenden vragen over de effecten op de gezondheid en de omgeving.

Uit het onderzoek blijkt dat de verontreinigingen uit de TGG geen risico's veroorzaken voor de gezondheid van omwonenden. De stoffen zijn soms van nature al aanwezig, of de aangetroffen concentraties zijn te laag om effecten te geven. De TGG heeft de bodemkwaliteit van de moestuinen niet beïnvloed. Verder is het veilig om op de dijk te wandelen en in het oppervlaktewater te zwemmen, ook al is dat niet als zwemwater bedoeld. Het onderzochte zoete grondwater is geschikt om gewassen mee water te geven en vee te laten drinken. De landbouwpercelen en de toplaag op de dijk zijn geschikt voor vee om te grazen en voor akkerbouw.

Tijdens het onderzoek zijn in de omgeving van de dijk ook stoffen aangetroffen die zeer waarschijnlijk niet uit de TGG komen. Het gaat onder meer om PFAS, dioxines en arseen. De PFAS in het oppervlaktewater komen zeer waarschijnlijk uit de Westerschelde. Arseen kan misschien uit de TGG komen, maar komt in ieder geval van nature in hogere concentraties voor in Zeeland. Vanwege de PFAS, arseen en dioxines raadt het RIVM af om zelfgevangen vis uit dit gebied te eten. Ook raadt het RIVM aan om te onderzoeken of PFAS in zwemwateren in de omgeving voorkomen en zo ja, wat het effect daarvan is.

Direct naast de dijk is het grond- en oppervlaktewater van nature zout. Daardoor raadt het RIVM af om dit water voor de landbouw te gebruiken. Om dezelfde reden, en door de arseen en PFAS, wordt ook afgeraden om honden van het oppervlaktewater te laten drinken. Hoe schadelijk arseen en PFAS in het oppervlaktewater voor honden precies zijn, is niet bekend. De kans op directe effecten door het zout is bepalend voor eventuele risico's die honden lopen als zij van het oppervlaktewater drinken.

Het RIVM heeft tot slot onderzocht welke effecten de voorgestelde maatregelen voor de dijk hebben op de gezondheid en het milieu. Mocht de dijk worden afgegraven, dan adviseert het RIVM om zo veel mogelijk te voorkomen dat er stof vrijkomt. De effecten van de overige maatregelen zijn naar verwachting beperkt, ook al is nog niet zeker hoeveel metalen er maximaal kunnen vrijkomen.

Kernwoorden: TGG, Perkpolder, PFAS, verontreiniging, ecosysteem, gezondheid, risicoschatting.

Synopsis

TCS risk assessment for the area surrounding the Perkpolder dike (Zeeland). Evaluation 2021

Thermally cleaned soil (TCS) was used for the construction of Perkpolder's dike. TCS contains substances such as metals and salts that could spread to the groundwater and surface water next to the dike. For the second time now the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) has carried out a study to ascertain whether these substances are present in the vicinity of the dike and what possible effects this could have on health and the environment. The study was prompted by the fact that more measurement data has become available on the concentrations of the substances in the soil, groundwater and surface water. In addition to this, local residents have asked questions on the effects on their health and the environment.

The study reveals that contamination from the TCS does not pose any risks to local residents' health. The substances are sometimes already naturally present or the concentrations found are too low to have any effects. The TCS has not influenced the soil quality of the vegetable gardens. Moreover, it is safe to walk on the embankment and swim in the surface water, even though it is not intended to be swimming water. The fresh groundwater examined, the strips of farmland and the topsoil on the dike are suitable for watering plants and for cows to drink and graze. They are also suitable for arable farming.

During the study, other substances that are most likely not to have come from TCS were found as well. These include PFAS, dioxins and arsenic. The PFAS in the surface water are very likely to have come from the Western Scheldt. It is possible that arsenic could come from the TCS, but in any case it is naturally present in high concentrations in the province of Zeeland. Due to the presence of the PFAS, arsenic and dioxins, RIVM would advise not eating fish that you have caught yourself in this area. RIVM also recommends that a study be conducted to establish whether PFAS are present in swimming water in the area and if so, what the effect of this will be.

The groundwater and surface water right next to the dike are naturally salty, so using this water for farming is not recommended. For the same reason, and because of the presence of arsenic and PFAS, dogs should be discouraged from drinking from the surface water. It is unknown exactly how harmful the arsenic and PFAS in the surface water will be to dogs. The chances of direct effects due to the salt will be the decisive factor in any risks to dogs if they do drink from the surface water.

Lastly, RIVM studied what effects the proposed measures for the dike will have on health and the environment. If any excavation work were to be performed on the dike, then RIVM would advise minimising the release of dust. The effects of the other measures are expected to be limited, even if there is not yet certainty on the maximum quantity of metals that could be released.

Keywords: TCS, Perkpolder, PFAS, pollution, ecosystem, health, risk assessment.

Inhoudsopgave

Samenvatting — 11

1 Inleiding — 27

- 1.1 Aanleiding — 27
- 1.2 Onderverdeling van lopend onderzoek — 28
- 1.3 Vraagstelling RIVM — 29
- 1.3.1 Risicoschatting effecten op gezondheid en ecosystemen nu en in de toekomst — 29
- 1.3.2 Risicoschatting effecten op gezondheid, van de bodemkwaliteit in landbouwgronden en moestuinen — 29
- 1.3.3 Risicoschatting effecten op landbouw — 30
- 1.3.4 Risicoschatting effecten op gezondheid en ecosystemen, van toekomstige maatregelen voor de dijk — 30
- 1.3.5 Belevingsonderzoek — 30
- 1.4 Wat is TGG? — 30
- 1.5 Overzicht indeling gebied — 31
- 1.6 Leeswijzer — 33

2 Hoe bepaal je een risico? — 35

- 2.1 Algemeen — 35
- 2.2 Blootstelling mensen via bodem en grondwater — 35
- 2.2.1 Blootstellingsscenario's via bodem in Perkpolder — 37
- 2.3 Blootstelling via oppervlaktewater — 37
- 2.3.1 Blootstellingsscenario's via oppervlaktewater in Perkpolder — 39
- 2.4 Hoe wordt een risicogrens vastgesteld? — 39
- 2.4.1 Risicogrens voor mensen en effecten langetermijn — 39
- 2.4.2 Risicogrens ecosystemen — 40
- 2.5 Beoordeling per stof en mengsels (combinatietoxicologie) — 41
- 2.6 Verschil tussen een risicoschatting en een wettelijke toets — 41
- 2.6.1 Wettelijke toets bodem, water en grondwaterkwaliteit — 41
- 2.6.2 Risicoschatting — 43
- 2.6.3 Meetgegevens: hoe om te gaan met rapportagegrenzen — 44

3 Risicoschatting gezondheid Perkpolder — 47

- 3.1 Beoordeling (moes)tuinen — 47
- 3.1.1 Wonen met tuin — 47
- 3.1.2 Wonen met moestuin — 50
- 3.2 Beoordeling dijk en omgeving — 58
- 3.2.1 Recreatie op de dijk — 58
- 3.2.2 Contact met oppervlaktewater en waterbodem — 61
- 3.2.3 Grondwater — 75
- 3.3 Beoordeling toekomstig situatie Koppeldijk — 77
- 3.3.1 Wonen met tuin — 78
- 3.3.2 Wonen met moetuin — 78
- 3.3.3 Wonen zonder tuin — 79
- 3.4 Conclusies gezondheid mensen — 81

4 Risicoschatting ecosystemen en honden — 83

- 4.1 Grond (toplaag dijk) — 83
- 4.1.1 Risicoschatting bodemecosysteem — 83

4.1.2	Beoordeling Toxische Druk (TD) ecosystemen — 85
4.2	Grondwater — 87
4.3	Oppervlaktewater — 90
4.3.1	Brakwater ecosystemen en risico's van stoffen — 90
4.3.2	Ecologische risico's — 91
4.3.3	Risicoschatting honden — 96
4.4	Conclusie ecologische effecten en honden — 101
5	Risicoschatting landbouw — 103
5.1	Inleiding — 103
5.2	Uitgangspunten Bodemkwaliteit — 103
5.2.1	Bodemkwaliteit zeedijk Perkpolder ten behoeve van begrazing en veevoeder — 106
5.2.2	Bodemkwaliteit landbouwpercelen — 112
5.2.3	Conclusies bodemkwaliteit voor landbouwdoeleinden — 116
5.3	Uitgangspunten waterkwaliteit — 116
5.3.1	Evaluatie kwaliteit oppervlaktewater voor landbouwkundig gebruik. — 118
5.3.2	Evaluatie kwaliteit grondwater voor landbouwkundig gebruik — 124
5.4	Conclusies voor de waterkwaliteit voor landbouwkundig gebruik — 125
6	Toekomstige maatregelen dijk: gezondheid en ecosystemen in beeld — 127
6.1	Kritische blootstellingsroutes en receptoren — 127
6.1.1	Maatregel 1: huidige situatie voortzetten met aanvullende monitoring — 127
6.1.2	Maatregel 2: Isoleren watersysteem — 128
6.1.3	Maatregel 3: Drainage — 128
6.1.4	Maatregel 4: TGG verwijderen — 128
6.1.5	Conclusie kritische blootstellingsroutes en receptoren — 129
6.2	Risicoschatting oppervlaktewater — 129
6.2.1	Gezondheid — 129
6.2.2	Ecosystemen — 132
6.3	Risicoschatting verwaaiing van de TGG — 134
6.3.1	Risicoschatting fijn stof — 135
6.3.2	Risicoschatting verontreinigingen in TGG — 135
6.4	Conclusie maatregelen — 138
7	Conclusies en aanbevelingen — 139
7.1	Conclusies — 139
7.2	Aanbevelingen — 141
7.2.1	PFAS in Oppervlaktewater — 141
7.2.2	Verwachte toekomstige concentraties oppervlaktewater — 141
7.2.3	Stofvorming bij mogelijke afgraving — 142
7.2.4	Detectiegrenzen grond en oppervlaktewater — 142
7.2.5	Gebromeerde brandvertragers (BDE's) — 142
7.2.6	Verdere monitoring — 142

Referenties — 143

Bijlage 1 Uitkomsten risicoschatting 'wonen met (moes)tuin' per perceel — 153

Bijlage 2 Volledig overzicht beoordeling gezondheidseffecten oppervlaktewater – 164

Bijlage 3 PFAS relatieve potentie factoren (RPF) en Relatieve Bioaccumulatie Factoren (RBF) – 167

Bijlage 4 Overzicht LAC2006 Waarden – 168

Bijlage 5 Overzicht van gehanteerde advieswaarden voor veedrenking of irrigatie – 170

Samenvatting

Inleiding

In het project Natuurcompensatie Perkpolder is in 2015 een nieuwe zeekering (dijk) bij Perkpolder (gemeente Hulst) aangelegd. In een deel van deze nieuwe dijk is in de kern thermisch gereinigde grond (TGG) gebruikt. Bij de afronding van de werkzaamheden aan de dijk ontstond ongerustheid bij de beheerder (Rijkswaterstaat; RWS) en omwonenden, over mogelijk ongewenste effecten op milieu en gezondheid door verontreinigingen in de toegepaste TGG.

TGG ontstaat door verontreinigde grond en verschillende mengstoffen, zoals teerhoudend asfaltgranulaat (TAG), in een draaiende metalen trommel onder hoge temperatuur (400-650 °C) te verhitten. Daarbij verbranden vluchtige organische verbindingen (zoals minerale olie en BTEX¹). Verontreinigingen met metalen en zouten worden niet verwijderd en blijven in de TGG achter. Voor deze stoffen zijn eisen gesteld waaraan de TGG moet voldoen voordat het opnieuw gebruikt mag worden. In de praktijk blijkt dat ondanks toetsing aan de wetgeving toch enkele stoffen problemen kunnen geven bij de toepassing van de TGG (Brand et al. 2018, Brand et al. 2020 en Brand et al. 2021). Het gaat dan vooral om:

1. metalen: antimoon, arseen, nikkel, vanadium en molybdeen;
2. zouten: chloride, bromide en sulfaat.

Ondanks de verhitting worden ook de volgende organische verbindingen wel eens aangetroffen in TGG: benzeen, toluen, alfa en beta Hexachloorcyclohexaan (α - en β -HCH) en van de PFAS 6:2 fluortelomeer sulfonaat. Deze stoffen zijn ook aangetroffen in de TGG die in Perkpolder is toegepast.

Dit was aanleiding tot een meerjarig onderzoek naar de dijk en eventuele effecten van verontreinigingen in de TGG op de omgeving. Meerdere partijen voeren het onderzoek uit.

Deltares

Deltares verzorgt sinds 2017 de monitoring van verontreinigingen in de TGG, de bodem (toplaag van de dijk), het grondwater en oppervlaktewater. Deltares heeft ook de bouweigenschappen (geotechnische eigenschappen) van TGG onderzocht.

RHDHV

RHDHV voert een milieurendementsonderzoek uit. In dit onderzoek bekijkt RHDHV of TGG een effect heeft op aanwezige concentraties van verontreinigingen in het grondwater en oppervlaktewater in de omgeving van de dijk. Ook onderzoekt RHDHV welke maatregelen genomen kunnen worden om eventuele effecten weg te nemen of beheersbaar te maken. Verder heeft RHDHV in de zomer van 2021 bodemonderzoek gedaan bij moestuinen en landbouwpercelen in de nabijheid van de dijk.

¹ BTEX: groep van aromatische koolwaterstoffen bestaande uit benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen.

RIVM

In 2018 heeft het RIVM een eerste risicoschatting gedaan met de toen beschikbare informatie (Brand et al. 2018). Nu maakt het RIVM op basis van nieuwe informatie opnieuw een risicoschatting voor mensen, milieu en landbouw. Gelijktijdig met de risicoschatting voerde het RIVM een belevingsonderzoek uit onder omwonenden en andere belanghebbenden in de omgeving van de zeedijk. De resultaten hiervan zijn apart gerapporteerd in Zonneveld et al. (2022). De in het belevingsonderzoek geuite zorgen over effecten op de gezondheid en de omgeving zijn in de risicoschatting meegenomen.

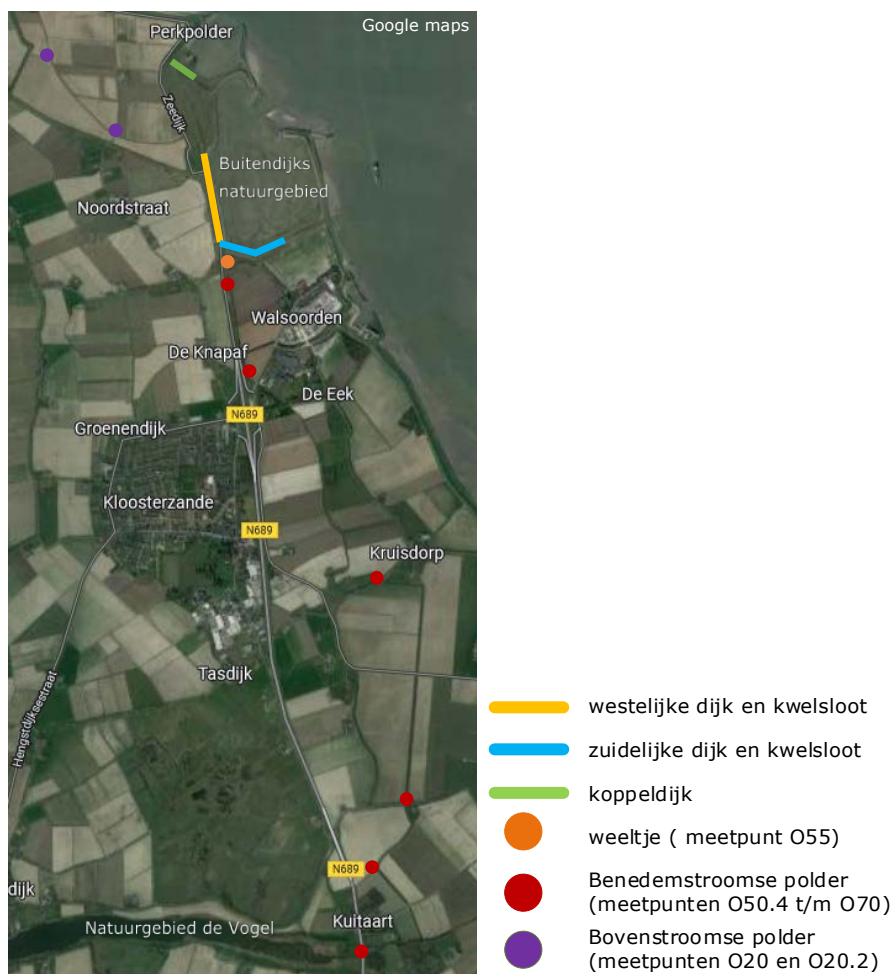
Aanpak

In deze risicoschatting onderzoekt het RIVM de mogelijke risico's voor gezondheid van mensen, ecosystemen, landbouw en honden door het gebruik van TGG in de zeedijk. Ook brengt het RIVM in beeld wat de mogelijke effecten zijn op gezondheid en ecosystemen van toekomstige beheersmaatregelen voor de dijk.

Verontreinigingen in TGG kunnen tijdens de aanleg van de dijk door verwaaiing van de TGG in de omgeving terecht zijn gekomen. Ook kunnen verontreinigingen naar het grondwater en oppervlaktewater uitspoelen. Voor de risicoschatting is daarom gekeken of de verontreinigingen uit de TGG ook aanwezig zijn in:

- de bodem: toplaag op de dijk, landbouwpercelen en moestuinen nabij de dijk;
- het grondwater: onder en naast de dijk en de zoetwaterbel;
- het oppervlaktewater: opgedeeld in verschillende kleinere deelgebieden (figuur S1):
 - bovenstroomse polder;
 - westelijke dijk en kwelsloot;
 - zuidelijke dijk en kwelsloot;
 - buitendijks natuurgebied;
 - benedenstroomse polder;
 - natuurgebied de Vogel.

In het onderzoek zijn ook stoffen aangetroffen in de omgeving van de dijk, die hoogstwaarschijnlijk niet van de TGG in de dijk komen. Deze stoffen kunnen wel risico's vormen voor mensen of het milieu in Perkpolder. Het gaat hierbij om stoffen als PFAS, dioxines en voor een deel ook arseen. De effecten van deze stoffen zijn voor de volledigheid ook beoordeeld en beschreven in deze rapportage. Daarbij wordt aangegeven of de herkomst van een stof gerelateerd kan worden aan het TGG-gebruik. Ook legt dit rapport uit hoe de risicoschatting tot stand is gekomen en waar deze verschilt van wetgeving (hoofdstuk 2).



Figuur S1 Overzicht van de verschillende deelgebieden in Perkpolder.

Voornaamste conclusies

Hierna staat een beschrijving van de voornaamste onderzoeksconclusies. De daaropvolgende paragrafen vatten samen hoe deze conclusies tot stand zijn gekomen.

Op basis van het uitgevoerde onderzoek wordt het volgende geconcludeerd:

Gezondheid

1. Door de verontreinigingen uit de TGG in de Zeedijk zijn geen gezondheidsrisico's te verwachten voor omwonenden en recreanten. Onderzocht zijn de bodemkwaliteit van (moes)tuinen en landbouwpercelen in Walsoorden en de koppeldijk, het grondwater in de nabijheid van de dijk (zoet en zout) en het zwemmen in oppervlaktewater (zowel naast de dijk als benedenstrooms van de dijk, inclusief het Weeltje).
2. Tijdens het onderzoek zijn in de omgeving van de dijk ook stoffen aangetroffen die zeer waarschijnlijk niet uit de TGG komen, zoals PFAS². PFAS zijn niet te relateren aan het gebruik van TGG, omdat deze stoffen beperkt in TGG zijn aangetroffen.

² PFAS: groep stoffen van bestaande uit poly- en perfluoralkylstoffen.

Voor PFAS gaat het ook om andere soorten PFAS dan die in de TGG zijn aangetroffen. Uit de risicoschatting blijkt dat ongeveer een derde van de onderzochte moestuinpercelen geschikt is als moestuin, uitgaande van de aangetroffen PFAS concentraties in de bodem. De overige percelen zijn geschikt als tuin met een beperkte consumptie van gewassen (bijvoorbeeld een kleine moestuin of siertuin). De bodemkwaliteit van de onderzochte moestuinen wijkt voor PFAS niet af ten opzichte van elders in Nederland.

3. In de bodem van de moestuinen en landbouwpercelen zijn ook gebromeerde brandvertragers (BDE's) aangetroffen. In Perkpolder is de aanwezigheid van BDE's in de TGG niet aangetoond, waardoor de herkomst onbekend is. Voor BDE's in bodem kon geen beoordeling worden gedaan, omdat een grenswaarde voor gezondheid door bodemverontreiniging ontbreekt. Ook is nog veel onbekend over het effect van deze stoffen op de gezondheid en over het voorkomen van deze stoffen in Nederland.
4. Bij een zwemfrequentie van 25 dagen per jaar gedurende het hele leven worden er geen negatieve gezondheidseffecten verwacht. Alleen bij een zwemfrequentie van 365 dagen per jaar kunnen voor PFAS negatieve effecten op de gezondheid niet worden uitgesloten. Omdat het onderzochte water geen officiële zwemwaterlocaties zijn, is een dergelijke blootstelling niet aannemelijk en naar verwachting zal een zwemmer niet dagelijks op deze locaties zwemmen. Ook in het oppervlaktewater is PFAS niet te relateren aan het gebruik van TGG.
5. Op basis van aanwezige concentraties arseen, PFAS en dioxines (laatste eenmalig aangetroffen) in het oppervlaktewater worden er negatieve gezondheidseffecten niet uitgesloten als er sprake is van regelmatige consumptie van zelfgevangen vis in de verschillende onderzochte deelgebieden. Arseen komt van nature in hogere concentraties voor in Zeeland, maar er kan ook een relatie bestaan met het TGG-gebruik in de zeedijk. De concentraties dioxines zijn net als PFAS waarschijnlijk niet afkomstig van de TGG omdat deze slechts beperkt zijn aangetroffen in de TGG.

Ecosystemen en honden

1. Vanwege natuurlijke gewinning van het ecosysteem aan de invloed van zoute kwel uit de Westerschelde worden er geen nadelige effecten verwacht door een extra zoutlast vanuit de TGG.
2. In grondwater kunnen tijdelijke en lokale effecten op het ecosysteem optreden door wisselende concentraties voor zink. De herkomst van dit zink kan op basis van de beschikbare informatie niet eenduidig worden bepaald, maar zink komt ook van nature voor in de bodem en het grondwater.
3. De concentraties arseen, zink en PFAS in oppervlaktewater liggen met enige regelmaat boven de ecologische grenswaarde, waardoor effecten kunnen optreden. Alleen voor arseen kan een mogelijke relatie bestaan met het gebruik van TGG, al kan ook een natuurlijke bron niet uitgesloten worden. Zink en PFAS

worden ook bovenstrooms van de zeedijk aangetroffen. Daarmee lijkt een relatie met TGG minder waarschijnlijk.

4. Effecten op honden die van het oppervlaktewater drinken kunnen slechts indicatief worden beoordeeld. De kans op directe effecten (uren) door zoutvergiftiging bij honden is bepalend voor eventuele risico's die honden lopen als zij van het oppervlaktewater drinken. Het brakke tot zoute oppervlaktewater in Perkpolder kent een natuurlijke oorsprong en de risico's zijn vergelijkbaar met het drinken van zeewater door honden. Bij een langdurige blootstelling (jaren) kunnen negatieve effecten voor arseen en PFAS niet worden uitgesloten, maar dit effect is ondergeschikt aan het effect van de zouten. Door te voorkomen dat honden het zoute water drinken, worden ook eventuele effecten door PFAS en arseen ondervangen.

Landbouw

1. Alle onderzochte landbouw percelen zijn geschikt voor beweiding of akkerbouw en de toplaag van de dijk is ook geschikt voor beweiding of maaisel voor veevoeder.
2. De onderzochte grondwatermonsters in de zoetwaterbel zijn geschikt voor beregening van gewassen en veedrenking. Het grondwater nabij de dijk is ongeschikt voor landbouwdoeleinden vanwege de aanwezige natuurlijke zoutconcentraties.
3. Ook het oppervlaktewater (hele gebied) voldoet niet aan de criteria voor landbouwdoeleinden vanwege de natuurlijke zoutconcentraties.

Toekomstige maatregelen

1. Voor de verschillende toekomstige maatregelen voor de dijk blijken blootstelling van mensen en ecosystemen via water in de kwelsloot en de verwaaiing van TGG naar de omgeving de meest kritische blootstellingsroutes.
2. Zowel voor mensen als planten en dieren blijkt de voorspelde toename van de onderzochte stoffen geen verandering in risico's te geven ten opzichte van de bestaande situatie. Wel wordt opgemerkt dat met name rond de eventuele toekomstige uitloging van metalen naar het oppervlaktewater onzekerheden bestaan die verder onderzocht moeten worden (zie ook aanbevelingen).
3. Bij een eventuele afgraving van de dijk worden er geen negatieve gezondheidseffecten verwacht als gevolg van verontreinigingen in de TGG. Wel moet stofvorming zoveel mogelijk beperkt worden, omdat voor het TGG-stof negatieve effecten op voorhand niet kunnen worden uitgesloten.

Risicoschatting gezondheid van mensen (hoofdstuk 3)

Voor dit onderzoek zijn de verschillende manieren onderzocht waarop mensen in contact komen met verontreinigingen uit de TGG. Voor Perkpolder zijn de volgende blootstellingsroutes onderzocht:

- Blootstelling van omwonenden door het eten van gewassen uit eigen (moes)tuin of de landbouwpercelen na verwaaiing van TGG tijdens de aanleg van de dijk.
- Blootstelling door contact met de toplaag op de dijk tijdens recreatie.

- Blootstelling door contact met oppervlaktewater (zwemmen) en het eten van zelfgevangen vis in de onderzochte deelgebieden: Westelijke en Zuidelijke kwelsloot, het Weeltje en het water benedenstrooms van de dijk.
- Blootstelling door het gebruik van grondwater als drinkwater.

Omdat het op voorhand lastig is om te voorspellen welke stoffen en hoeveelheden er in de toekomst vrijkomen uit TGG, is in deze risicoschatting aangenomen dat mensen dagelijks hun hele leven lang worden blootgesteld aan de hoogste concentraties die zijn gemeten in de bodem, het grondwater of het oppervlaktewater. Hiermee is bewust gekozen voor een strenge en *worstcase*-beoordeling. Deze blootstelling wordt vervolgens vergeleken met een grenswaarde voor gezondheid waarbij er nog geen negatieve effecten zijn te verwachten, of waarvan de effecten worden beperkt (laatste specifiek van toepassing op kankerverwekkende stoffen). Ook zijn de risico's beoordeeld voor stoffen die elkaars effect op de gezondheid kunnen versterken. Dit laatste wordt combinatietoxiciteit genoemd.

Moestuinen

Tijdens de dijkwerkzaamheden is er door verwaaiing waarschijnlijk TGG in de moestuinen in de directe omgeving van de dijk terechtgekomen. Op basis van de lokale bodemkwaliteit worden er geen gezondheidsrisico's verwacht door het eten van gewassen uit eigen (moes)tuin door de eerdere verwaaiing van TGG.

In het bodemonderzoek de moestuinen zijn PCB's³, PFAS en gebromeerde brandvertragers (BDE's) aangetroffen. Deze stoffen zijn niet of zeer beperkt in TGG aangetroffen.

Op één perceel wordt een potentieel effect op de gezondheid berekend bij een langdurige blootstelling door aanwezige concentraties PCB's in de bodem. De herkomst van de PCB's is onbekend. Op de omliggende percelen zijn geen verhoogde concentraties PCB's aangetroffen. PCB's zijn ook geen kenmerkende stoffen voor TGG (Brand et al. 2021). Het is daarom waarschijnlijk dat de PCB's een andere herkomst hebben. De daadwerkelijk blootstelling van bewoners hangt af van de hoeveelheid gewassen die zij uit eigen tuin eten. De beoordeling veronderstelt dat bewoners gedurende hun hele leven alle bladgewassen (zoals sla en andijvie) en de helft van de knolgewassen (zoals aardappels en wortelen) uit eigen tuin consumeren. Als de bewoners in werkelijkheid minder gewassen uit hun eigen tuin halen, zijn ook voor dit perceel geen negatieve effecten op de gezondheid te verwachten.

Uit de risicoschatting voor PFAS blijkt dat ongeveer een derde van de onderzochte percelen geschikt is als moestuin (kwaliteitsniveau 'wonen met moestuin'), uitgaande van de aangetroffen concentraties in de bodem. De overige percelen zijn geschikt als tuin met een beperkte consumptie van gewassen (bijvoorbeeld een kleine moestuin of siertuin) (kwaliteitsniveau 'wonen met tuin'). De aangetroffen concentraties PFAS wijken niet af van de PFAS-concentraties die landelijk in de bodem

³ PCB's: Polychloorbifenylen

worden aangetroffen. De aangetroffen PFAS kunnen niet verklaard worden door het gebruik van TGG in de zeedijk. De PFAS die zijn aangetroffen in de bodem, komen namelijk niet of slechts in lage concentraties voor in de TGG.

In de bodem van de moestuinen zijn ook gebromeerde brandvertragers (BDE's) aangetroffen. BDE's zijn niet aangetoond in de TGG van Perkpolder en kunnen ook van een andere bron afkomstig zijn, bijvoorbeeld door de uitstoot van industrie. BDE's worden ook elders in Nederland aangetroffen in de bodem, maar een landelijk beeld over de verdeling ontbreekt nog. Over de herkomst van de aangetroffen BDE's kan op basis van dit onderzoek dan ook geen uitsluitel worden gegeven. De effecten van gebromeerde brandvertragers op de gezondheid zijn nog niet precies bekend. Wel is bekend dat deze stoffen kunnen ophopen in het lichaam en dat mensen via een achtergrondblootstelling uit voeding en huisstof blootgesteld kunnen worden. Voor BDE's in bodem kon daarom geen risicoschatting worden gedaan, omdat een grenswaarde voor gezondheid door bodemverontreiniging ontbreekt.

Recreatie op de dijk

De TGG in de dijk is afgedekt met een laag grond uit de omgeving, die ook wel toplaag of leeflaag wordt genoemd. Uit het onderzoek blijkt dat de toplaag geen gezondheidsrisico's geeft voor mensen die op de dijk wandelen of fietsen. De toplaag moet vanuit wetgeving tenminste 0,5 meter dik zijn en dezelfde kwaliteit hebben als de omgeving. Uit diverse onderzoeken van Deltares blijkt dat de toplaag op de zeedijk hieraan voldoet of dat er sprake is van een asfaltbekleding (Van der Star et al. 2019; Van der Star et al. 2020). Mensen die op de dijk wandelen, komen door deze toplaag niet direct in contact met de TGG.

Contact met het oppervlaktewater en het eten van zelfgevangen vis

De verontreinigingen in de TGG kunnen met regenwater uitspoelen naar het grondwater en de kwel sloten naast de dijk. Als mensen in contact komen met dit water kunnen zij worden blootgesteld aan deze verontreinigingen. Uit de risicoschatting blijkt dat er zelfs in het geval dat er dagelijks wordt gezwommen in het oppervlaktewater voor de aanwezige metalen, organische stoffen en zouten geen nadelige effecten worden verwacht op de gezondheid.

Het oppervlaktewater is beoordeeld als zwem- en viswater. Hiervoor is gekozen omdat het water uiteindelijk afstroomt naar het natuur- en recreatiegebied De Vogel. Tijdens het zwemmen kan er blootstelling plaatsvinden via huidcontact en het (on)bewust inslikken van water en zwevende deeltjes waterbodem. De kwel sloten naast de dijk en het nabij gelegen Weeltje zijn geen zwemwater. Daarom is het onwaarschijnlijk dat mensen via zwemmen worden blootgesteld aan verontreinigingen. Het is onbekend of het water wordt gebruikt voor de consumptie van vis uit eigen vangst. Uit voorzorg is het water hiervoor wel beoordeeld.

In het onderzochte oppervlaktewater zijn ook PFAS aangetroffen. Deze PFAS zijn niet afkomstig uit de TGG. De PFAS worden namelijk ook

bovenstreams van de zeedijk, het buitendijkse natuurgebied en in de Westerschelde aangetroffen, maar slechts beperkt en in lage concentraties in de TGG. Het is daarom zeer onwaarschijnlijk dat de aanwezige concentraties PFAS in oppervlaktewater afkomstig zijn van de TGG in de zeedijk. Er is er geen risico op gezondheidseffecten door PFAS als er 25 dagen per jaar gedurende het hele leven wordt gezwommen. Alleen bij de hoogste PFAS-concentraties en bij een levenslange dagelijkse blootstelling door zwemmen wordt een negatief effect berekend.

De aanwezige concentraties PFAS in oppervlaktewater liggen boven de veilige grenswaarde voor visconsumptie. Daarom wordt het eten van zelfgevangen vis uit de onderzochte wateren afgeraden. Naast PFAS wordt het eten van zelfgevangen vis ook ontraden vanwege de concentraties arseen en dioxines (laatste eenmalig aangetroffen in westelijke kwelsloot). Arseen komt van nature in hogere concentraties voor in Zeeland, maar er bestaat ook een mogelijke relatie met de TGG in de zeedijk, al is dit niet met volledige zekerheid vast te stellen. Dioxines en zware metalen worden ook vaak aangetroffen in het Nederlandse oppervlaktewater als diffuse verontreiniging. Diffuus wil zeggen dat er geen eenduidige bron is voor de herkomst van een verontreiniging. Daarom wordt voor deze stoffen al langer afgeraden om regelmatig vis uit eigen vangst te eten. Dit geldt voor alle oppervlaktewateren in Nederland.

Vanwege aanwezige PFAS concentraties in het onderzochte oppervlaktewater en omdat het onderzochte water richting natuurgebied De Vogel stroomt waar wel sprake is van een officiële zwemwaterlocatie, wordt aanbevolen om nader onderzoek te doen naar de aanwezigheid van PFAS in het zwemwater bij De Vogel en andere recreatieve wateren in de directe omgeving. Dit onderzoek staat los van het gebruik van TGG in de zeedijk.

Gebruik van grondwater als drinkwater

In Nederland wordt grondwater sporadisch direct gebruikt als drinkwater. Daarom is het grondwater in Perkpolder ook beoordeeld als drinkwater. Het grondwater in de buurt van de zeedijk van perkpolder kan worden ingedeeld in een brak-/zoutgedeelte en een zoetgedeelte (ook wel de zoetwaterbel genoemd). Het water uit de zoetwaterbel kan gebruikt worden als bron voor drinkwater. Het brakke/zoutwater ligt direct onder en naast de dijk en is niet geschikt als drinkwater door de natuurlijke concentraties aan zouten (zoals chloride en sulfaat). In drinkwater zijn eventuele eisen voor zouten vaak gebaseerd op smaak, geur of om bedrijfstechnische redenen, zoals het voorkomen van corrosie van waterleidingen. Zouten zijn op zichzelf dan ook niet heel schadelijk voor mensen, tenzij er zeer grote hoeveelheden van gedronken worden.

Toekomstige bebouwing aan de Koppeldijk

Achter de Koppeldijk is nieuwbouw gepland. Uit het onderzoek blijkt dat er geen negatieve effecten worden berekend, uitgaande van de bodemkwaliteit ter hoogte van de Koppeldijk. Om negatieve effecten op de gezondheid door contact met mogelijke verontreinigingen te kunnen

uitsluiten, is een risicoschatting gedaan voor wonen met en zonder (moes)tuinen. Direct contact met de TGG in de Koppeldijk is niet mogelijk vanwege een afdekking met asfaltbekleding en/of een leeflaag. Daarom zijn de monsters gebruikt van de toplaag op de Koppeldijk en een nabijgelegen moestuin op het veerplein. Deze monsters liggen aan de rand van de nieuw te bouwen wijk.

Risicoschatting milieu en hond (hoofdstuk 4)

Voor de bodem, het grondwater en het oppervlaktewater is onderzocht of er sprake is van eventuele effecten op het ecosysteem door de verontreinigingen in de TGG. Met het ecosysteem wordt de combinatie van dieren, planten en de natuurlijke processen in de bodem of het oppervlaktewater bedoeld. Het beschermingsdoel voor ecosystemen is het voorkomen van nadelige effecten van stoffen. De risicobeoordeling voor ecosystemen richt zich op het goed functioneren in brede zin, en niet specifiek op één dier- of plantensoort. Omdat omwonenden zich ook zorgen maken over honden die in het oppervlaktewater zwemmen en hiervan drinken, is ook hiervoor een risicoschatting gemaakt.

Ecologische risico's in de bodem en het grondwater

Voor de toplaag van de dijk is onderzocht of de aanwezige concentraties van de individuele stoffen en de combinatie van stoffen een effect hebben op het bodemleven. Hieruit blijkt dat er geen effecten zijn te verwachten.

Voor het grondwater onder en naast de dijk is gebleken dat alleen zink op verschillende meetpunten boven de grenswaarde voor ecologische effecten ligt. Het gaat meestal om een eenmalige verhoging in verschillende meetpunten, waardoor het effect op ecosystemen slechts tijdelijk en lokaal van aard is. Het is onbekend of de herkomst van zink een relatie heeft met de TGG. Seleen is eveneens enkele keren boven de grenswaarde aangetroffen, maar de desbetreffende meetlocaties zijn pas recent meegenomen in de monitoring. Hierdoor ontbreekt er een uitgebreide set. De meetgegevens zijn dan ook te beperkt om eenduidige conclusies te trekken voor seleen. De herkomst van seleen is onbekend, omdat de gemeten verhoging aan de kant van de landbouwpercelen ligt en de concentraties aan de dijkzijde lager zijn. Voor deze locaties is het raadzaam om de ontwikkelingen van concentraties te blijven volgen.

Voor de beoordeling van het grondwater zijn de meest actuele ecologische grenswaarden gebruikt. Voor een deel van de onderzochte stoffen wijken de grenswaarden af van de wettelijke interventiewaarden voor grondwater. De interventiewaarden voor grondwater dateren uit de jaren negentig en sluiten. Ze sluiten daarom niet meer aan bij de laatste wetenschappelijke inzichten. De meer recent afgeleide grenswaarden om deze interventiewaarden te vervangen, zijn (nog) niet in het grondwaterbeleid overgenomen. Hierdoor komt het voor dat bij de beoordeling van het grondwater in Perkpolder een concentratie boven de interventiewaarde ligt en er op basis van deze risicoschatting toch geen negatieve effecten worden verwacht. Dit omdat de (meer recente) grenswaarde niet wordt overschreden. Andersom kan ook voorkomen. De concentraties liggen dan onder de interventiewaarde, maar er

kunnen toch effecten op het ecosysteem optreden, omdat de grenswaarden nog lager zijn.

Ecologische risico's in oppervlaktewater

Het grond- en oppervlaktewater in Perkpolder staan via kwel onder invloed van het omringende zoute water van de Westerschelde. Dat maakt dat de concentraties zouten uit TGG waarschijnlijk slechts een beperkt effect hebben op de planten- en diersoorten in het gebied. Het wisselende karakter van de zoute kwel is namelijk van invloed op de samenstelling van planten en dieren die in dit type milieu kunnen leven. Een natuurlijke selectie leidt tot soorten die gewend zijn aan een wisselende zoutconcentratie. In tegenstelling tot zoetwatergebieden, kunnen de planten en dieren in Perkpolder het extra zout dat uit de TGG komt beter verwerken.

Voor de metalen en organische stoffen is een beperkt aantal grenswaarden voor de bescherming van ecosystemen beschikbaar. Deze grenswaarden worden opgesplitst naar kortdurende en langetermijneffecten en zout- en zoetwater.

Arseen en zink bereiken in alle deelgebieden een of meerdere keren concentraties boven de grenswaarde voor de korte en langetermijnbescherming van ecosystemen. Zoals ook eerder al is geconcludeerd, kan er voor arseen een relatie met TGG bestaan. Maar ook een natuurlijke bijdrage kan niet worden uitgesloten. Zink wordt ook in het oppervlaktewater bovenstrooms en in het buitendijkse natuurgebied aangetroffen, waardoor beïnvloeding vanuit de omgeving bijdraagt de concentraties in de sloot.

Alleen voor PFOS⁴ en PFOA bestaan grenswaarden voor de bescherming van ecosystemen in oppervlaktewater. PFOS en PFOA worden in het gehele gebied aangetroffen en de concentraties liggen één of meerdere keren per deelgebied boven de grenswaarden. Het aantal overschrijdingen is het grootst in de monsterpunten van het buitendijkse natuurgebied dat in direct contact met de Westerschelde staat. Dit bevestigt dat de oorsprong van PFAS in het oppervlaktewater van Perkpolder eerder gerelateerd is aan de Westerschelde dan aan de TGG.

Ammonium wordt regelmatig boven de grenswaarde voor zoetwater aangetroffen en is daarmee indicatief voor effecten in zoutwater. Ammonium is meestal afkomstig van uitspoeling uit landbouwgronden en depositie uit de lucht. Het is onduidelijk of ammonium ook in TGG voorkomt, omdat voor zover bekend TGG niet eerder op aanwezigheid van ammonium is onderzocht.

Seleen, chroom en kwik zijn slechts beperkt in meetbare concentraties aangetroffen in oppervlaktewater. Seleen is twee keer in meetbare concentraties in de zuidelijk kwelsloot aangetroffen, maar voor de overige metingen is een rapportagegrens⁵ gebruikt. Deze rapportagegrens is hoger dan de beschikbare grenswaarde voor de bescherming van ecosystemen in oppervlaktewater. Voor kwik en

⁴ Perfluorooctaansulfonaat

⁵ De rapportagegrens is de laagste concentratie van een stof die in een laboratorium die nog betrouwbaar kan worden vastgesteld.

chromium geldt hetzelfde. Kwik is in 2018 drie keer boven de grenswaarde voor kortetermijneffecten aangetroffen. Maar de gehanteerde rapportagegrens lag boven de grenswaarde voor langdurige effecten. Ook voor chromium is vaak een rapportagegrens gebruikt, die boven de grenswaarde voor effecten op ecosystemen ligt. Het is voor deze stoffen dan ook onduidelijk of ze structureel aanwezig zijn en of er door deze aanwezigheid ook effecten op het ecosysteem mogelijk zijn. Geadviseerd wordt om bij toekomstige metingen na te gaan of de mogelijkheid bestaat om de gebruikte rapportagegrens te verlagen. Dit is niet altijd mogelijk, omdat de rapportagegrens van een gekozen analysemethode afhangt, of omdat er een verstoring zit in het monster.

Honden die zwemmen in oppervlaktewater

Net als bij mensen komen honden niet in direct contact met de verontreinigingen in de TGG, als de leeflaag op een juiste wijze is aangebracht en wordt onderhouden. Als de verontreinigingen in de TGG uitspoelen naar het oppervlaktewater, komen honden hiermee wel in contact door in het oppervlaktewater te zwemmen en/of ervan te drinken. De voornaamste blootstelling bij honden is het drinken van oppervlaktewater, omdat zouten, metalen en PFAS zeer beperkt door de huid worden opgenomen. Voor het merendeel van de aangetroffen stoffen wordt er geen risico verwacht als honden regelmatig van het oppervlaktewater drinken.

In tegenstelling tot de mens vormt het drinken van zoutwater voor honden echter een risico. Honden zijn namelijk eerder geneigd grotere hoeveelheden oppervlaktewater in te slikken en kunnen zo een zoutvergiftiging oplopen. De eerste effecten kunnen al binnen enkele uren na blootstelling optreden. De meest voorkomende oorzaak van een zoutvergiftiging is het drinken van zeewater. Maar in het geval van Perkpolder kan het van nature aanwezige brakke tot zoute oppervlaktewater eenzelfde effect geven. Daarom wordt uit voorzorg al afgeraden om honden het oppervlaktewater in Perkpolder te laten drinken.

Uit de indicatieve beoordeling voor honden volgt verder dat voor arseen en PFAS een risico niet kan worden uitgesloten bij langdurige (jarenlange) blootstelling. Omdat een zoutvergiftiging al direct na blootstelling optreedt, ervaart een hond eerder effecten door het zout, dan door de aanwezigheid van PFAS en/of arseen. Voor PFAS geldt ook dat het kritische effect voor honden mogelijk niet gelijk is aan het kritische effect op mensen (een negatieve beïnvloeding van het immuunsysteem bij zuigelingen). Daarmee wordt het risico's voor PFAS op honden mogelijk te hoog ingeschat.

Vanwege de kans op zoutvergiftiging en onzekerheden in de risicoschatting van honden wordt aanbevolen om het drinken van oppervlaktewater door honden te beperken. Dat kan bijvoorbeeld door de hond tijdens de wandeling of speelactiviteiten eigen drinkwater aan te bieden. Mocht een hond incidenteel toch een keer flink van het water drinken, dan bestaat alleen het risico op een zoutvergiftiging vanwege het directe effect. Er is geen reden tot zorg voor arseen en PFAS, omdat voor deze stoffen alleen effecten optreden bij een langdurige en regelmatige blootstelling.

Risicoschatting Landbouw (hoofdstuk 5)

Landbouwkundige risico's voor zowel de dijk als het omliggende landbouwgebied zijn beoordeeld aan de hand van de gegevens van bodem, oppervlaktewater en grondwater. Hierbij is gekeken naar het gebruik van grond- en oppervlaktewater voor beregening en veedrenking, het verbouwen van gewassen en beweiding van de landbouwpercelen, en beweiding van de dijk of gebruik van maaisel als veevoeder.

Data van de bodem laten zien dat de toplaag van de dijk geschikt is voor de functie grasland, zowel beweid als onbeweid. De bodem bevat normale gehalten aan metalen die van nature erin voorkomen. Er zijn geen aanwijsbare verhoogde gehalten van metalen of andere verontreinigingen. De bodem is daarbij kalkrijk en de opbouw in zowel textuur als organische stof is homogeen voor de onderzochte dijkdelen. De zoutgehalten in de bodem zijn normaal en leiden niet tot gewasschade.

In de toplaag van verschillende dijkvakken zijn in het onderzoek van 2017-2018 licht verhoogde sulfaatconcentraties aangetroffen op een diepte van 50–150 cm onder het maaiveld. Sulfaat is een kenmerkende stof voor TGG, maar de herkomst van dit sulfaat is onduidelijk omdat dit elders niet wordt aangetroffen. Ook worden er in de toplaag geen andere kenmerkende stoffen uit TGG aangetroffen, zoals chloride. Hierdoor lijkt opwelling (kwel) van grondwater uit TGG niet de oorzaak te zijn. Het aanwezige sulfaat geeft geen problemen voor eventuele toekomstige begrazing van de dijk.

De bodem van de landbouwpercelen vormt geen risico voor gebruik voor akkerbouw of (beweid) grasland. De gehalten aan metalen laten zien dat er sprake is van onbelaste bodems. De aanwezige concentraties organische verontreinigingen (zoals PAK PCB's en dioxines) liggen vaak onder de rapportagegrens. Ze zijn niet meetbaar of aangetoond in gehalten die geen landbouwkundige risico's geven.

Het onderzochte grond- en oppervlaktewater van Perkpolder staat onder directe invloed van het water uit de Westerschelde en heeft van nature een hoge zoutconcentratie. De kwaliteit van het oppervlaktewater voldoet om deze reden niet aan de eisen voor beregening en veedrenking. De aanwezige zoutconcentraties zijn zodanig hoog dat gewasschade en/of effecten op diergezondheid niet zijn uit te sluiten. De hoge concentraties worden in alle onderzochte monsters van het oppervlaktewater aangetroffen. Daarom wordt algemeen gebruik van het water voor landbouwdoeleinden afgeraden. Zoals eerder is geconstateerd, is ook PFAS in het oppervlaktewater aangetroffen. Voor landbouw zijn er op dit moment geen relevante advieswaarden die gerelateerd zijn aan risico's van PFAS voor de diergezondheid of de productkwaliteit. Daarom kunnen we op dit moment deze waargenomen concentraties niet beoordelen.

Het grondwater in de monsters onder of nabij de dijk bevat vergelijkbare gehalten aan zouten als die in de Westerschelde en de kwelsloot. In een aantal meetpunten worden wel afwijkende gehalten

aan ammonium (hele meetperiode) en arseen (vooral in 2021) aangetroffen ten opzichte van de Westerschelde. Voor arseen is eerder al een mogelijke relatie gelegd met de dijk. Voor ammonium kon geen duidelijke herkomst worden vastgesteld, omdat ammonium niet onderzocht is in TGG. In tegenstelling tot het effect op het ecosysteem vormen de gehalten arseen voor landbouwkundig gebruik geen risico. De gevoeligheid van gewassen en landbouwdieren is namelijk doorgaans veel lager dan organismen die in het water aanwezig zijn. Ook grondwater uit de filters nabij de dijk is vanwege de hoge zoutgehalten niet geschikt voor landbouwkundig gebruik.

Het grondwater in verder van de dijk gelegen punten (in de zoetwaterbel) is van goede kwaliteit en bevat normale zoutgehalten en geen verhoogde gehalten aan metalen of organische verontreinigingen. In twee meetpunten (EC118 en EC119) is in diepere filters wel sprake van hoge zoutgehalten die de landbouwkundige advieswaarden overschrijden. Ook hier lijkt de samenstelling van dit grondwater op het water uit de Westerschelde. Daarom wordt het gebruik van dit water ook afgeraden.

Risicoschatting toekomstige beheer dijk (hoofdstuk 6)

Onderdeel van het milieurendementsonderzoek van maatregelen voor het toekomstige beheer van de zeedijk in Perkpolder, is de verkenning van mogelijke maatregelen voor de dijk. Hiervoor heeft RHDHV vier scenario's onderzocht. Deze uitgewerkte maatregelen zijn:

1. huidige situatie handhaven met aanvullende monitoring;
2. isoleren watersysteem door afkoppeling van de kwel sloten en directe afvoer naar de Westerschelde ter hoogte van de zuidelijke kwel slot;
3. drainage;
4. TGG verwijderen.

RIVM heeft per maatregel de blootstellingsroutes bepaald en de meest bepalende route gekozen voor de risicoschatting. Samenvattend zijn de kritische blootstellingsroutes:

- blootstelling van mens en milieu via oppervlaktewater door een toename van verontreinigingen in de kwel sloten (maatregelen 1 en 2);
- blootstelling van mensen door verwaaiing van TGG naar de omgeving bij verwijdering van de dijk (maatregel 4).

Door de kritische blootstellingsroutes in de directe omgeving van de dijk te beoordelen, worden eventuele effecten elders in het gebied ook afgedekt. Voor maatregel 3 kan een nadelig effect op de omgevingskwaliteit worden uitgesloten.

Risicoschatting oppervlaktewater

Als gevolg van maatregelen 1 en 2 kunnen de concentraties verontreinigingen in de kwel slot (tijdelijk) toenemen door uitspoeling van stoffen in de TGG. Zowel voor mensen als planten en dieren blijkt de voorspelde toename van de onderzochte stoffen geen verandering in risico's te geven ten opzichte van de bestaande situatie. De voornaamste reden hiervoor is de geringe voorspelde toename van stoffen.

Het is lastig om op voorhand de concentraties te voorspellen. Daarom is het gebruikelijk om een potentiële (maximale) belasting van het oppervlaktewater te berekenen. RHDHV heeft de totale potentiële belasting berekend. Hiervoor heeft RHDHV de hoogst gemeten concentraties in de zandlaag onder de TGG vermenigvuldigd met het totale watervolume dat vanuit de TGG naar de kwelsloot stroomt. In de kwelsloot treedt vervolgens verdunning op. Door de voorspelde toename bij de hoogste concentratie in de kwelsloten op te tellen, is het mogelijk het potentiële effect op gezondheid en milieu te onderzoeken.

Stoffen als chloride, sulfaat en bromide kennen nauwelijks binding aan de bodem en spoelen even snel mee als het grondwater. Voor deze stoffen is de veronderstelling voor de aanwezige maximale concentraties in de zandlaag dan ook aannemelijk. De snelheid waarmee metalen uitspoelen, hangt echter mede af van de lokale omstandigheden zoals redoxsituatie, pH en binding aan bodemdeeltjes. Hierdoor kan het een aantal jaar duren voordat deze stoffen in het grondwater worden aangetroffen. Daarom is het niet zeker of de huidige concentraties in de zandlaag een goede voorspeller zijn van de toekomstige concentraties metalen. Om hierover meer zekerheid te krijgen, is aanvullend onderzoek nodig door het verrichten van aanvullende metingen van poriewaterconcentraties in de TGG.

Om invulling te geven aan de onzekerheden voor de toekomstige concentraties van metalen, is ook berekend wat de maximale concentratie is voordat er sprake is van een ongewenste blootstelling door contact met het oppervlaktewater. Hierbij is er nog geen sprake van een negatieve effecten op de gezondheid. De berekende concentraties liggen tenminste 2,5 keer boven de huidige en voorspelde concentraties in de kwelsloot.

Risicoschatting verwaaiing van TGG

Als gevolg van maatregel 4 kan er sprake zijn van langdurige stofontwikkeling tijdens de werkzaamheden. Zoals ook in het RIVM-onderzoek van 2018 staat, is er geen drempelwaarde waaronder de gezondheidseffecten van fijnstof kunnen worden uitgesloten. Bij de keuze voor het maatregel waarbij de zeedijk wordt afgegraven, is het daarom van belang om tijdens de werkzaamheden de stofontwikkeling zoveel mogelijk te beperken. Ook kunnen aanvullend stofmetingen worden uitgevoerd in de nabijheid van woningen.

Om de effecten door verontreinigingen in verwaaide TGG-stof te beoordelen, wordt verondersteld dat de TGG tijdens de werkzaamheden richting de woonomgeving waait en zijn er drie blootstellingsscenario's onderzocht.

1. blootstelling via verwaaiing van TGG;
2. blootstelling via verwaaiing van TGG, opgeteld bij de bestaande blootstelling uit eigen tuin;
3. blootstelling via verwaaiing van TGG en recreatie op de dijk.

In deze scenario's wordt een zeer hoge stofbelasting aangenomen die overeenkomt met de belasting tijdens een dag met ernstige smog. Bij alle scenario's blijkt dat de blootstelling ook onder *worstcase*-

omstandigheden niet leidt tot gezondheidsrisico's door verontreinigingen in het TGG-stof.

Aanbevelingen (hoofdstuk 7)

Aan de hand van het uitgevoerde onderzoek worden de volgende aanbevelingen gedaan:

1. Het wordt aangeraden om te onderzoeken of PFAS in officiële zwembadwateren buiten het onderzoeksgebied voorkomen en zo ja, wat het effect daarvan is.
2. Aanvullend onderzoek naar te verwachten toekomstige concentraties metalen die uit de TGG komen, door het verrichten van aanvullende metingen van poriewaterconcentraties in de TGG.
3. Eventuele stofvorming door werkzaamheden zoveel mogelijk te beperken bij de keuze voor de toekomstige maatregel afgraven van TGG.
4. Verkennen of de rapportagegrens voor seleen, chroom en kwik in oppervlaktewater kan worden verlaagd.
5. Beoordeling van aanwezigheid brandvertragers (BDE's) in de bodem na het beschikbaar komen van het landelijke onderzoek naar de aanwezigheid van BDE's in Nederland.
6. Monitoring van grondwater en oppervlaktewater voortzetten bij handhaving van de dijk.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In het project Natuurcompensatie Perkpolder is een nieuwe zee-kering (dijk) bij Perkpolder (gemeente Hulst, Zeeuws-Vlaanderen) aangelegd. In een deel van deze nieuwe dijk is in de kern thermisch gereinigde grond (TGG) gebruikt.

In 2015 ontstond ongerustheid bij dijkbeheerder Rijkswaterstaat (RWS) over mogelijk ongewenste effecten op milieu en gezondheid door de toegepaste TGG. Ook de langetermijneffecten van dit materiaal op de functionaliteit en het waterkerende vermogen van de dijk waren een zorgpunt. RWS heeft daarop Deltares gevraagd om een verkennend analytisch en civieltechnisch onderzoek⁶ uit te voeren op de bij Perkpolder toegepaste TGG. Dit onderzoek is eind 2015 afgerond en gerapporteerd in 2016. Hieruit bleken onzekerheden te bestaan over de fysische⁷ geschiktheid van TGG als kernmateriaal voor een dijk (op de langetermijn) en de milieueffecten.

Tegelijkertijd is onduidelijkheid ontstaan over de vraag in hoeverre het materiaal effect kan hebben op de gezondheid van omwonenden die tijdens de uitvoeringsfase hiermee in aanraking zijn gekomen (Post et al. 2016).

De resultaten uit 2016 waren aanleiding voor RWS om in 2017 een nader onderzoek te starten. In de periode 2017-2019 heeft Deltares onderzoek uitgevoerd naar de fysische eigenschappen van TGG met als hoofdvraag: "*Voldoet de TGG als constructiemateriaal*". Ook is onderzoek gedaan naar de aanwezigheid van stoffen in de omgeving van de dijk. Hiervoor zijn monsters genomen van de TGG, de toplaag op de dijk, het grondwater onder en naast de dijk (inclusief het buitendijkse gebied) en het oppervlaktewater in de kwelsloot. Het grondwater, de kwelsloot en het buitendijkse gebied zijn gedurende de onderzoeksperiode meerdere keren onderzocht. De resultaten zijn beschreven in het rapport '*Onderzoek naar effecten aanwezigheid van TGG in dijken van de Perkpolder (Eindrapportage)*' van Deltares (Van der Star, 2019).

Het RIVM heeft in de periode eind 2017-begin 2018 vroegtijdig onderzoek uitgevoerd naar mogelijke effecten op de gezondheid van omwonenden, door contact met stoffen in de TGG tijdens en na het aanleggen van de dijk. Ook zijn de effecten op de omgeving (bodem, grond- en oppervlaktewater) en de chemische samenstelling van de toegepaste TGG beoordeeld. Verder is er een overzicht gegeven van relevante regelgeving en normen. Voor het onderzoek heeft RIVM de destijds beschikbare data (drie meetronden) gebruikt uit het hiervoor beschreven onderzoek van Deltares. Destijds heeft het RIVM geconcludeerd dat er geen effecten op gezondheid te verwachten zijn door verontreinigingen in de TGG. Wel zijn er door verwaaiing van de

⁶ Onderzoek dat zich richt op het ontwerp, constructie en beheer van de dijk.

⁷ Kenmerken van het materiaal, zoals korrelgrootte, dichtheid en pH, die invloed hebben op de vormvastheid en sterkte van het materiaal.

TGG tijdens de dijk aanleg irritatieklachten geweest door het contact met het TGG-stof. Ook werd geconstateerd dat er een kans bestaat op effecten op ecosystemen door de aanwezige verontreinigingen in het grond- en oppervlaktewater (de kwelsloot). Destijds was het vanwege de beperkte dataset nog niet mogelijk om een relatie te leggen met de TGG in de dijk.

1.2 Onderverdeling van lopend onderzoek

Na het initiële onderzoek in de periode 2017-2018 is in 2020 een aantal nieuwe onderzoeken gestart.

Deltares:

RWS heeft mede op basis van de onderzoeksuitkomsten van Deltares over de periode 2017-2018, besloten om de monitoring door te zetten. Het project 'Vervolg monitoring Perkpolder' loopt tot 2024 en bestaat uit de monitoring van grondwater, oppervlaktewater, waterbodembodem en de grasbekleding op de dijk. Deltares voert het onderzoek uit.

Per jaar worden het grondwater en het oppervlaktewater drie keer op verschillende locaties bemonsterd. De waterbodembodem van de kwelsloot wordt eenmaal per jaar op drie verschillende locaties bemonsterd. In het monitoringsplan (Van der Star et al. 2020) staat ook op welk stoffenpakket de verschillende compartimenten worden bemonsterd. Per jaar wordt een rapportage van de monitoring opgeleverd (inclusief veldopnames, bemonsterings- en chemische analysestaten). Na afronding volgt er een eindrapportage met alle meetgegevens tussen 2017-2023.

Royal HaskoningDHV:

Als onderdeel van de invulling van de zorgplicht voert Royal HaskoningDHV (RHDHV) een 'milieurendementsonderzoek' uit. Met dit onderzoek wil RWS een weloverwogen keuze kunnen maken tussen vier mogelijke maatregelen voor het dijkbeheer.

In het milieurendementsonderzoek is aandacht voor het vaststellen, of en in welke mate de TGG-toepassing effect heeft op bodem (grond en grondwater) en het oppervlaktewater (Derks en Van Heerwaarden, 2022). Hiervoor is een conceptueel model opgesteld. Onderdeel van dit model is het stofgedrag, de modellering van de geohydrologie⁸ en de invloed van de bodemopbouw op de verspreiding van verontreinigingen (Luiben, 2022; Kok, 2022; Derks, 2022).

Maatregelen zijn handelingen waarmee eventuele effecten op de omgeving, de TGG, of verontreinigingen daarin, worden weggenomen of beheerst. Maatregelen kunnen variëren van beperkt ingrijpen om risico's weg te nemen, tot het volledig verwijderen van de TGG in de dijk. Het RIVM is gevraagd om de gevolgen voor gezondheid en ecosystemen in beeld te brengen voor de door RHDHV geselecteerde maatregelen (Valk, 2022) (zie ook paragraaf 1.2.2).

Naar aanleiding van vragen bij bewoners heeft RHDHV ook bodemonderzoek uitgevoerd in een aantal moestuinen en

⁸ De stroming van het grondwater.

landbouwpercelen in de buurt van de dijk. Het gaat hierbij om locaties waarvan zeker is dat daar stof uit de TGG is terechtgekomen (Derks en Van Bruchem, 2022). Het RIVM is gevraagd om de uitkomsten van dit onderzoek te duiden op effecten op gezondheid (zie ook paragraaf 1.2.2).

1.3 Vraagstelling RIVM

RWS heeft het RIVM gevraagd om op basis van de beschikbare informatie (stand november 2021) een risicoschatting te maken van de situatie in Perkpolder. Hierbij gaat het om:

1. Een risicoschatting van de mogelijke gezondheids- en ecologische effecten door de TGG in het dijklichaam voor de korte en langetermijn.
2. Een risicoschatting van mogelijke gezondheidseffecten door de bodemkwaliteit van de landbouwgronden en moestuinen in de nabijheid van de dijken.
3. Een risicoschatting van de mogelijke effecten voor landbouwgebruik van bodem, grond- en oppervlaktewater.
4. Het in beeld brengen van effecten op de gezondheid en ecosystemen door de toekomstige maatregelen van de dijk.

In onderstaande paragrafen staat een toelichting op de invulling van de vraagstelling.

1.3.1 *Risicoschatting effecten op gezondheid en ecosystemen nu en in de toekomst*

De beoordeling van mogelijke effecten voor gezondheid en ecosystemen is uitgevoerd, vergelijkbaar met het onderzoek uit 2018. Ten opzichte van 2018 zijn in deze beoordeling ook (aanvullende) meetpunten meegenomen in het landbouwgebied achter de kwelsloot ('de zoetwaterbel'), het buitendijkse natuurgebied, 'het Weeltje' ten zuiden van de dijk en het benedenstroomse oppervlaktewater richting natuurgebied 'De Vogel'. Verder worden alle beschikbare metingen tussen 2017 en 2021 gebruikt. In 2018 richtte de aandacht zich vooral op de aanwezigheid van directe effecten op mens en milieu. Dit onderzoek gaat ook in op de effecten voor de langere termijn. In het onderzoek is ook aandacht voor blootstelling van honden die in contact kunnen komen met het oppervlaktewater. Deze beoordeling kan slechts indicatief plaatsvinden. Er bestaan namelijk geen grenswaarden voor blootstelling van honden. Bovendien kunnen dieren meer of minder gevoelig zijn voor een bepaalde verontreiniging dan mensen. Paragraaf 4.3.3 licht dit nader toe.

1.3.2 *Risicoschatting effecten op gezondheid, van de bodemkwaliteit in landbouwgronden en moestuinen*

RHDHV deed in de zomer van 2021 bodemonderzoek in geselecteerde moestuinen en landbouwpercelen in de buurt van de dijk (Derks en Van Bruchem, 2022). Dit onderzoek is uitgevoerd omdat omwonenden vragen hadden over mogelijke effecten op hun gezondheid door het verwaaien van TGG tijdens de dijkaanleg. Daarbij is TGG-stof in tuinen en huizen terechtgekomen.

Het RIVM heeft aan de hand van deze meetgegevens onderzocht of er gezondheidseffecten te verwachten zijn door aanwezige verontreinigingen in de bodem van moestuinen.

Op voorhand wordt opgemerkt dat verontreinigingen in de bodem van moestuinen in Perkpolder mogelijk niet direct in verband staan met de toepassing van TGG in de dijk. Zo is bijvoorbeeld de beginsituatie (voor aanleg van de dijk) onbekend. Het is daarom onduidelijk of eventuele verontreinigingen in de tuinen van TGG komen of een andere oorzaak kennen. Daarnaast is er nu geen sprake meer van verwaaiing van TGG. De al aanwezige TGG in de moestuinen is waarschijnlijk niet meer te achterhalen vanwege vermenging (en daardoor verdunning) met de grond.

Wel is het mogelijk met een bodemonderzoek potentieel aanwezige verontreinigingen (ongeacht de herkomst) en daarmee verbonden risico's in kaart te brengen.

1.3.3 *Risicoschatting effecten op landbouw*

Naast gezondheid en ecosystemen is ook naar de eventuele aanwezigheid van effecten op de landbouw gekeken. Het gaat hierbij om het gebruik van grondwater en/of oppervlaktewater voor het sproeien van gewassen, het laten grazen van vee op de dijk of het gebruik van maaisel van de dijk als veevoeder. Voor het beoordelen van de eventuele effecten op landbouw is de samenwerking gezocht met Wageningen Environmental Research (WENR).

1.3.4 *Risicoschatting effecten op gezondheid en ecosystemen, van toekomstige maatregelen voor de dijk*

Als onderdeel van het milieurendementsonderzoek heeft RHDHV toekomstige maatregelen verkend voor de dijk (ook wel beheersmaatregelen of alternatieven genoemd). Om een afweging te kunnen maken, is het noodzakelijk het effect van de verschillende maatregelen op de risico's voor gezondheid en ecosystemen te duiden. RIVM heeft de gevolgen ingeschat op basis van de uitwerking van vier voorkeursvarianten door RHDHV, met de bijbehorende verwachte blootstelling.

1.3.5 *Belevingsonderzoek*

Gelijktijdig met de risicoschatting heeft het RIVM de beleving, zorgen en behoeften aan communicatie onder bewoners in Perkpolder onderzocht. Ook is onderzocht welke voorkeur mensen hebben als maatregel voor de dijk. RIVM heeft voor het belevingsonderzoek gesproken met (vertegenwoordigers van) bewoners, agrariërs, ondernemers en bestuurders in de regio. Op basis van de resultaten geeft het RIVM adviezen over de communicatie over de zeedijk. Ook zijn de in het belevingsonderzoek benoemde zorgen voor gezondheidsrisico's in deze risicoschatting meegenomen. Zonneveld et al. (2022) heeft over het belevingsonderzoek en de resultaten gerapporteerd.

1.4 **Wat is TGG?**

Thermisch gereinigde grond ontstaat door verontreinigde grond en verschillende mengstoffen, zoals teerhoudend asfaltgranulaat (TAG) in

een draaiende metalen trommel onder hoge temperatuur (400-650 °C) te verhitten. Tijdens de thermische behandeling worden uitsluitend vluchtige organische verbindingen (zoals bijvoorbeeld minerale olie en BTEX) verwijderd door verbranding. Ook enkele anorganische verontreinigingen kunnen door de thermische behandeling verdampen (zoals kwik en kwikverbindingen) of ontleden⁹ (zoals cyaniden). Verontreinigingen met metalen en zouten worden door de thermische behandeling niet verwijderd en blijven in het eindproduct achter. Voor deze stoffen zijn eisen gesteld waaraan de TGG moet voldoen voordat hergebruik is toegestaan. In de praktijk bleek dat ondanks toetsing aan de wetgeving toch enkele stoffen problemen geven bij de toepassing van TGG door uitloging naar het grondwater (Brand et al. 2018, Brand et al. 2020 en Brand et al. 2021). Het gaat dan vooral om:

1. Metalen: antimoon, arseen, nikkel, vanadium en molybdeen.
2. Zouten: chloride, bromide en sulfaat.

Ondanks de thermische behandeling worden de volgende organische verbindingen nog wel eens aangetroffen in TGG, zo ook in Perkpolder: benzeen, toluen, alfa en beta Hexachloorcyclohexaan (α - en β -HCH) en van de PFAS 6:2 fluortelomeer sulfonaat (6:2 FTS). Ook in de TGG van Perkpolder zijn deze stoffen in meer of mindere mate aangetroffen.

Behalve verontreinigingen worden ook alle organische stof en bodemorganismen verbrand tijdens de verwerking. Wat overblijft, is een in hoofdzaak minerale grondstof waarin planten en nieuw bodemleven niet of nauwelijks groeien. Door de verbrandingsresten van de organische verontreinigingen krijgt het materiaal een zwarte kleur. Ook heeft TGG een sterk basisch karakter¹⁰ (lage zuurgraad) door de achterblijvende calciumzouten (ongeblost kalk) met een hoge pH-waarde van 9-11,5.

1.5 Overzicht indeling gebied

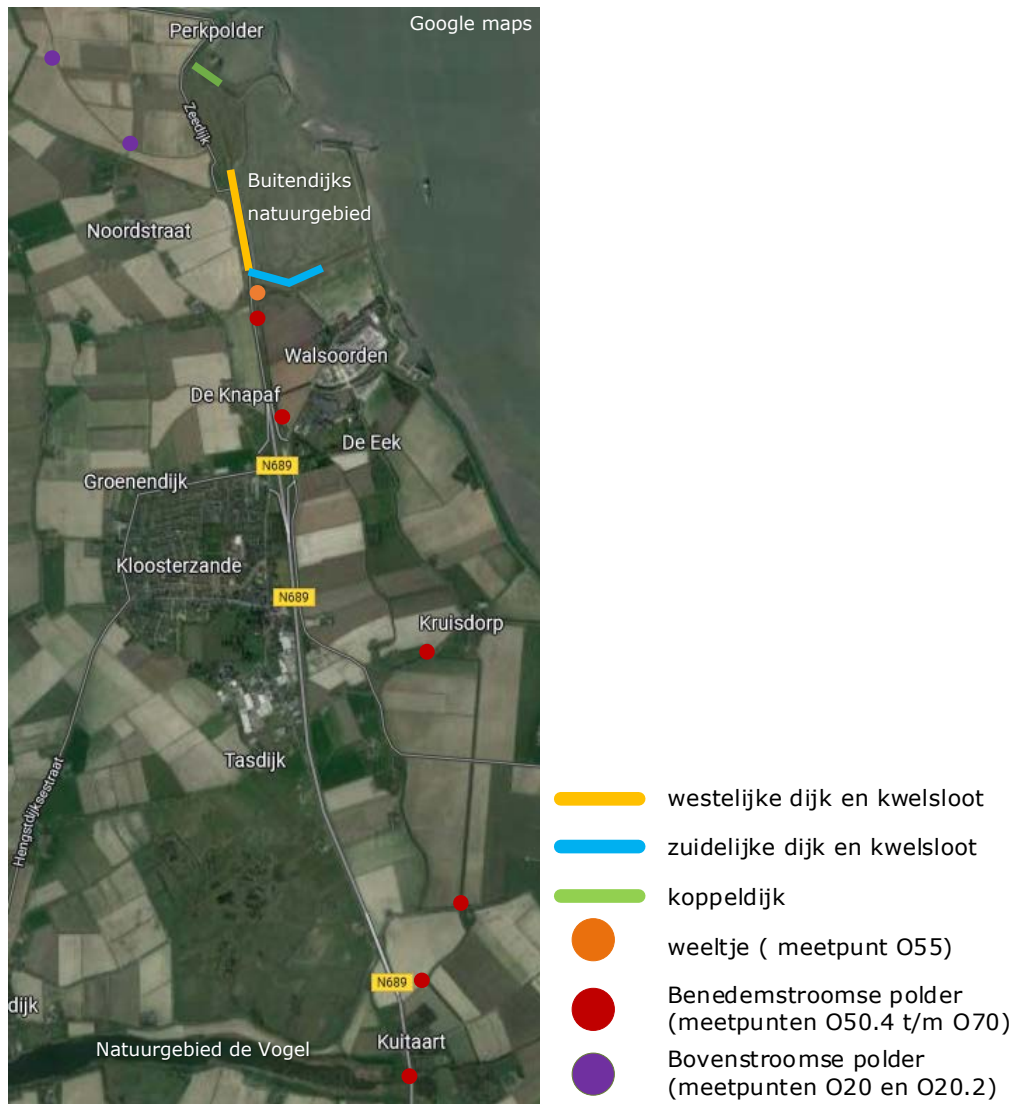
Voor de risicoschatting is het onderzochte gebied in perkpolder opgedeeld in kleinere deelgebieden. Hierbij wordt de volgende indeling aangehouden:

- bovenstroomse polder;
- westelijke dijk en kwelsloot;
- zuidelijke dijk en kwelsloot;
- buitendijks natuurgebied;
- benedenstroomse polder;
- natuurgebied de Vogel.

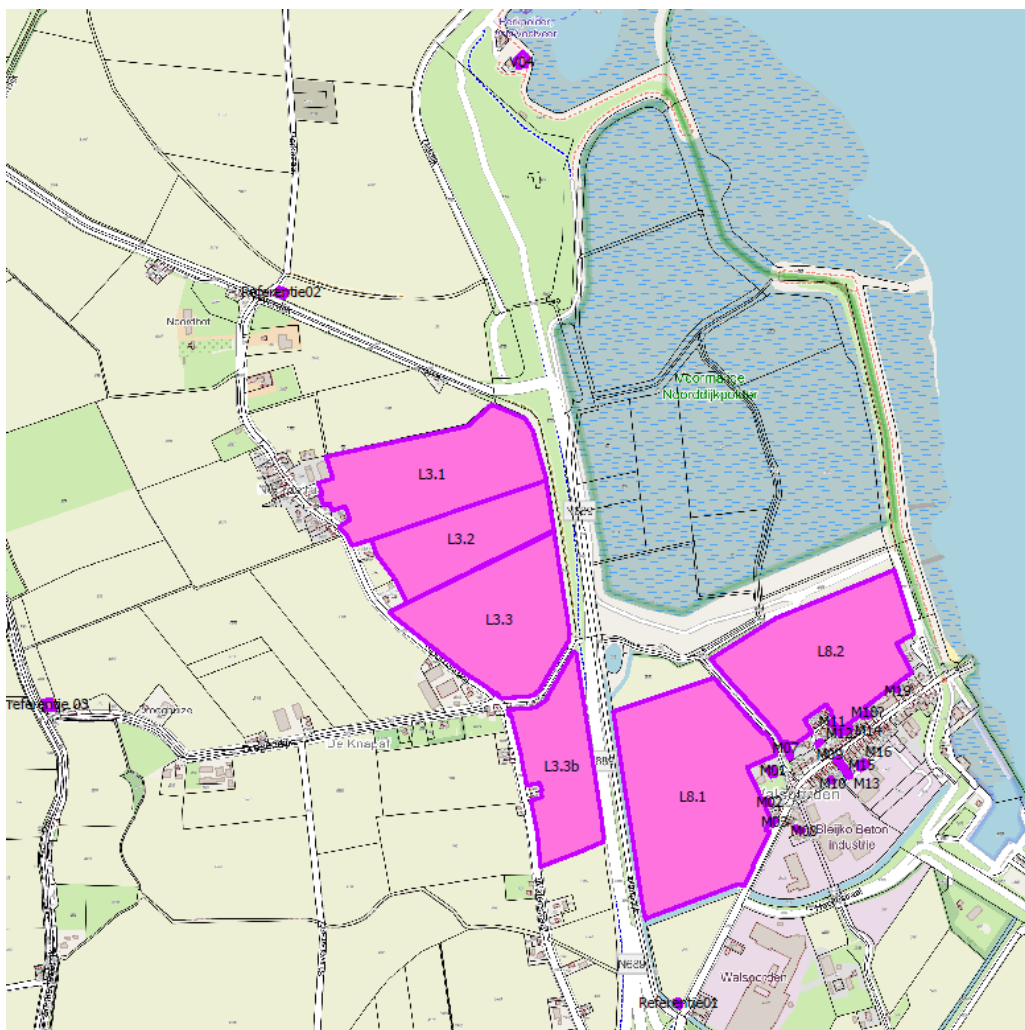
Figuur 1.1 geeft deze indeling schematisch weer. De verschillende rapportages van Deltares (Van der Star et al. 2019; Van der Star et al. 2021; Van der Star et al. 2022) geven een gedetailleerd overzicht van de diverse meetpunten in de toplaag van de dijk, het grondwater en het oppervlaktewater per deelgebied. In figuur 1.2 staat een overzicht van de door RHDHV onderzochte moestuinen en landbouwpercelen voor de bodemkwaliteit. Een gedetailleerde ligging van de percelen staat in de rapportage van RHDHV (Derks en Van Bruchem, 2022).

⁹ Chemisch uit elkaar vallen.

¹⁰ Het tegenovergestelde van een zuur.



Figuur 1.1 Overzicht van de verschillende deelgebieden in Perkpolder.



Figuur 1.2 Overzicht van de onderzochte moestuinen en landbouwpercelen in Perkpolder (Derks en Van Bruchem, 2022).

1.6 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft uitleg over de risicobepaling voor mensen en ecosystemen. Ook legt dit hoofdstuk uit waarom de uitkomsten van een risicobeoordeling kunnen verschillen van een wettelijke toets. In hoofdstuk 3 staat een risicoschatting voor mensen door bodemcontact, gewasconsumptie uit eigen tuin en contact met het grondwater en oppervlaktewater. In hoofdstuk 4 staat een risicoschatting voor ecosystemen in bodem, grondwater en oppervlaktewater. Ook biedt dit hoofdstuk een verkenning van de risico's voor honden die zwemmen in of drinken van het oppervlaktewater. Hoofdstuk 5 beschrijft de risicoschatting voor landbouwkundig gebruik en hoofdstuk 6 maakt de risico's door potentiële maatregelen voor de dijk inzichtelijk. Tot slot staat in hoofdstuk 7 een beschrijving van de conclusies en aanbevelingen.

2 Hoe bepaal je een risico?

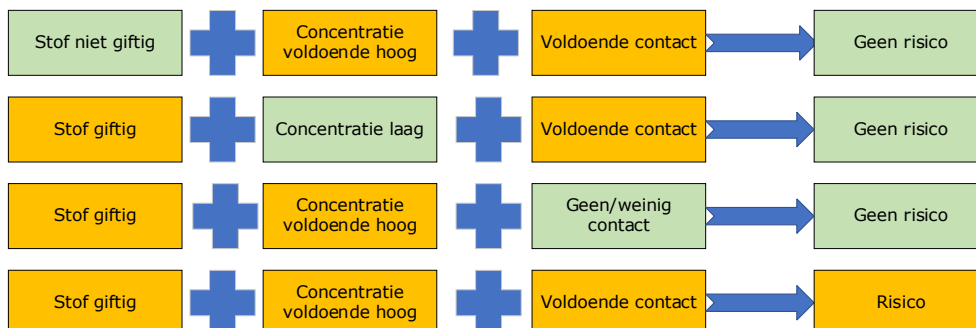
2.1 Algemeen

Mensen en dieren kunnen langs verschillende routes blootstaan aan een mengsel van stoffen. Of er sprake is van een risico hangt af van:

1. de giftigheid van een stof (toxiciteit);
2. het contact met de stof (blootstelling);
3. de concentratie van een stof;
4. de mate waarin een stof kan worden afgebroken (persistentie).

Het effect van een stof is op te delen in directe effecten of effecten op de langetermijn. Bij directe effecten geldt dat naarmate een stof giftiger is, er eerder een effect optreedt als er contact is met mensen of het ecosysteem. Als een stof weinig giftig is (lage toxiciteit), kan de aanwezige concentratie en de mate van contact met de stof hoger zijn voordat er een effect optreedt. Ook als een stof wel giftig is, maar de concentratie voldoende laag is of als er geen contact met de stof is, bestaat er geen risico. Pas als er sprake is van een giftige stof, met een (voldoende) hoge concentratie en bij (voldoende) contact, bestaat er een risico (figuur 2.1). Er zijn ook stoffen die niet heel giftig zijn, maar lang in het milieu aanwezig blijven, omdat ze niet of langzaam worden afgebroken (persistente stoffen). Deze stoffen kunnen zich ophopen in mensen en dieren, waarbij effecten pas op de langere termijn zichtbaar worden. Voor deze stoffen geldt dat blootstelling zoveel mogelijk moet worden voorkomen.

Per stof kan de benodigde concentratie of mate van contact dus verschillen voordat er een effect optreedt. Daarnaast kunnen mensen en dieren anders op een stof reageren. Sommige stoffen waarvoor mensen gevoelig zijn, zijn voor dieren een beperkt of helemaal geen probleem en omgekeerd. Bij het vaststellen van risicogrenzen voor mens en milieu wordt rekening gehouden met deze verschillen.



Figuur 2.1 Directe effecten. De mate van risico hangt af van de giftigheid van een stof, de aanwezige concentratie en het contact.

2.2 Blootstelling mensen via bodem en grondwater

Blootstelling vindt plaats via de mond (oraal), de huid (dermaal) of via de longen (inhalatoir). Bij bodemverontreiniging kennen we de volgende blootstellingsroutes:

Via de mond:

- Het (on)bewust) opeten van bodemdeeltjes voornamelijk via hand-mondcontact. Voorbeelden zijn kinderen die spelen in de zandbak of het onbewust aanraken van de mond tijdens tuinieren.
- Het eten van gewassen uit eigen tuin. Ook het onvoldoende wassen van producten uit eigen tuin kan bijdragen aan de blootstelling, doordat gronddeeltjes op het gewas worden opgegeten.
- Het drinken van ongezuiverd grondwater uit een eigen bron op een verontreinigde locatie. Deze route komt in Nederland beperkt voor, omdat het meeste drinkwater vooraf wordt gezuiverd en door drinkwaterbedrijven wordt geleverd. Afhankelijk van de situatie kan deze blootstellingsroute worden uitgesloten als er geen consumptie van grondwater is.

Via de huid:

- Huidcontact met de grond, bijvoorbeeld tuinieren zonder handschoenen.
- Huidcontact tijdens douchen/baden als een verontreiniging door een kunststof waterleiding is gedrongen. Dit komt alleen voor bij bepaalde organische verontreinigingen en bij drinkwaterleidingen gemaakt van LDPE (lage dichtheid polyetheen). Bovendien moet de waterleiding direct in de verontreinigingszone liggen. Deze route kent vanwege de specifieke omstandigheden een beperkte bijdrage aan het risico.

Via de longen:

- Het inademen van bodemstof.
- Het inademen van vluchtige verontreinigingen (dampen/gassen) uit de bodem. Bij het inademen van dampen wordt onderscheid gemaakt tussen blootstelling binnenshuis en buitenshuis. Binnenshuis kunnen dampen zich verzamelen in bijvoorbeeld de kruipruimte of kelder, de concentratie neemt dan toe. Hierdoor neemt ook de blootstelling toe. Buitenshuis verwaaien de dampen in de buitenlucht, waardoor de blootstelling afneemt.
- Het inademen van dampen tijdens het douchen/baden nadat een verontreiniging door een kunststof waterleiding is gedrongen. Hiervoor geldt eveneens dat er sprake moet zijn van bepaalde organische verontreinigingen en de aanwezigheid van een van LDPE gemaakte waterleiding in de verontreinigde zone.

De blootstelling wordt berekend met blootstellingsscenario's. In een blootstellingsscenario worden aannames gedaan over hoe mensen in contact komen met de stoffen. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in de bron (de bodemverontreiniging), de blootstellingsroute, de concentratie of stofhoeveelheid en de eigenschappen van de ontvanger (mens of dier). De aannames kunnen afhankelijk van het doel van een beoordeling worden aangepast. Is het doel om actuele risico's te bepalen, dan wordt de werkelijke situatie zo veel mogelijk nagebootst. Is het doel om toekomstige risico's te verkennen, dan worden aannames aangepast naar de te verwachten situatie. Ook met onzekerheden kan rekening worden gehouden door de aannames te variëren van realistisch tot *worstcase*. In het laatste geval wordt het meest ongunstige scenario

gekozen met een hoge concentratie en een hoge blootstelling. Als het meest ongunstige scenario geen risico's geeft, treden er ook onder meer realistische omstandigheden geen risico's op.

De schatting van de blootstelling vindt plaats met een blootstellingsmodel dat bestaat uit het eerder geselecteerde blootstellingsscenario, de bijbehorende invoergegevens en de modellering van het gedrag van stoffen in het milieu ('fate and transport'). De invoer bestaat bij voorkeur uit gemeten concentraties in het milieu (bodem, water, lucht). Wanneer er geen meetgegevens beschikbaar zijn, wordt teruggevallen op standaard informatie die vaak gebaseerd is op wetenschappelijk onderzoek. De modellen maken gebruik van de (fysische) eigenschappen van de stof (zoals oplosbaarheid, vluchtigheid) en het milieucompartiment waarin de concentratie moet worden bepaald. Voor bodemverontreinigingen wordt in Nederland voornamelijk het model CSOIL 2020 (Van Breemen et al. 2020) gebruikt om risico's voor mensen te berekenen. Dit model ligt ook ten grondslag aan het beleidsmatige vastgestelde model Sanscrit, waarmee de noodzaak van sanering wordt bepaald in het geval van een bodemverontreiniging.

2.2.1 *Blootstellingsscenario's via bodem in Perkpolder*

Voor de situatie in Perkpolder worden de volgende vier blootstellingsscenario's via bodem onderscheiden:

1. Wonen met tuin. Dit scenario is het standaard scenario voor de beoordeling van bodemverontreinigingen. Dit scenario veronderstelt dat mensen wonen op een bodemverontreiniging en dat ze een beperkte hoeveelheid gewassen uit eigen tuin eten (10 procent van de bladgewassen en 10 procent van de knolgewassen).
2. Wonen met moestuin. Dit scenario is vergelijkbaar aan het scenario wonen met tuin, alleen wordt er meer gewasconsumptie uit eigen tuin verondersteld. In dit scenario eten bewoners 100 procent van hun bladgewassen en 50 procent van hun knolgewassen uit eigen tuin.
3. Wonen zonder tuin (ook wel bebouwing). Dit scenario is mede geselecteerd voor de nieuw te bouwen woningen rond de Koppeldijk, omdat hier mogelijk sprake is van de bouw van appartementen. Dit scenario is gelijk aan de scenario's 'wonen met tuin' en 'wonen met moestuin', alleen is de consumptie van gewassen uit eigen tuin volledig afwezig.
4. Recreatie op de dijk. Hierbij valt te denken aan het wandelen en fietsen op de dijk. Mogelijk contact met oppervlaktewater wordt niet meegenomen in dit scenario. Hiervoor komt een aparte beoordeling (zie paragraaf 2.3).

2.3 **Blootstelling via oppervlaktewater**

Naast blootstelling via de bodem en grondwater kan er ook blootstelling plaatsvinden via het oppervlaktewater. Net als bij de bodem kunnen er stoffen worden opgenomen via de huid of via de mond. Meestal vindt dit contact plaats door recreatie in of nabij het water, zoals zwemmen of vissen. Blootstelling via longen komt zelden voor bij oppervlaktewater,

behalve als er sprake is van een puur product of drijfslag van een vluchtige stof op het water.

Voor blootstelling via oppervlaktewater kennen we de volgende routes:

Via de mond:

- het (on)bewust inslikken van water;
- het (on)bewust inslikken van drijvende deeltjes in het water;
- het (on)bewust inslikken van waterbodems;
- het eten van zelfgevangen vis;

Via de huid:

- huidcontact met het water;
- huidcontact met de waterbodem.

Er zijn geen wettelijke voorschriften voor de beoordeling van risico's voor de mens, door contact met (chemisch) verontreinigd oppervlaktewater. In principe is toetsing aan de waterkwaliteitsnormen voor oppervlaktewater voldoende. Deze normen houden rekening met de bescherming van ecosystemen (directe risico's en doorvergiftiging in de voedselketen) en de mens (via visconsumptie). Smit et al. (2012) en Muller en Smit (2020) concludeerden in hun onderzoek dat de huidige waterkwaliteitsnormen de eventuele blootstelling door zwemmen en contact met water voldoende afdekken. Naast contact met oppervlaktewater, kunnen recreanten ook in contact komen met de waterbodem en de daarin aanwezige stoffen. Hiermee wordt geen rekening gehouden in de waterkwaliteitsnormen en hiervoor kan een locatiespecifieke beoordeling uitkomst bieden.

Er zijn enkele modellen beschikbaar voor de beoordeling van contact met (oppervlakte)water. In Brand et al. (2020) zijn de voornaamste verschillen en overeenkomsten tussen de beschikbare modellen beschreven. Deze modellen hebben met elkaar gemeen dat de blootstelling wordt bepaald voor een situatie waarbij gezwommen wordt. Geen van de modellen is gericht op het beoordelen van sporadisch contact met oppervlaktewater. Het voornaamste verschil tussen de modellen is dat het merendeel zich richt op de beoordeling van zwemwater in binnenzwembaden en daarom geen rekening houdt met verontreinigde waterbodems. Het model SediSoil vormt hierop een uitzondering. Deze risicobeoordeling gebruikt daarom het model SediSoil (Versie 2.0.1, juli 2011).

In de directe nabijheid van de zeedijk (de kwel sloten of het Weeltje) zijn geen officiële zwemwaterlocaties. Er zijn ook geen signalen dat het water wordt gebruikt als zwemwater. Het is daarom aannemelijk dat contact met het oppervlaktewater slechts sporadisch voorkomt, zoals bij werkzaamheden langs de oever van de kwel slot of tijdens het vissen. Het water uit de kwel sloten stroomt af via de benedenstroomse polder richting natuurgebied De Vogel. Het natuurgebied De Vogel is wel een officiële zwemwaterlocatie. Omdat het onderzochte oppervlaktewater uiteindelijk in het zwemwater bij De Vogel terechtkomt, is ervoor gekozen om al het oppervlaktewater in Perkpolder als zwemwater te beoordelen. Voor de kwel slot en het Weeltje is de beoordeling op basis van zwemmen een *worstcase* scenario. Het scenario zwemmen veronderstelt namelijk een intensief (huid)contact met het water, waarbij ook water en waterbodem worden ingeslikt. Eventuele risico's

door sporadisch contact met het water in de kwelsloot en 'het Weeltje' zijn op basis van het scenario zwemmen uit te sluiten.

2.3.1 *Blootstellingsscenario's via oppervlaktewater in Perkpolder*

Voor de situatie in Perkpolder worden de volgende blootstellingsscenario's via oppervlaktewater onderscheiden:

1. Contact met oppervlaktewater. Hierbij wordt aangenomen dat er op regelmatige basis (een vast aantal dagen per jaar) contact kan zijn met het oppervlaktewater (zoals de kwelsloot, het Weeltje, het oppervlaktewater benedenstrooms van de dijk et cetera).
2. Consumptie van lokaal gevangen vis. Het is onbekend of de kwelsloot of andere oppervlaktewateren gebruikt worden om te vissen en of deze vis voor eigen consumptie wordt gebruikt. Uit voorzorg is deze route wel meegenomen in de beoordeling.

Consumptie van vis uit de Westerschelde valt buiten het kader van deze opdracht en is niet meegenomen in de beoordeling.

2.4 **Hoe wordt een risicogrens vastgesteld?**

2.4.1 *Risicogrens voor mensen en effecten langetermijn*

Bij een risicobeoordeling wordt de berekende blootstelling van mensen door aanwezige verontreinigingen vergeleken met een zogenoemde risicogrens of grenswaarde. Deze risicogrens is per stof afgeleid voor het meest kritische effect dat die stof kan veroorzaken. De risicogrens die in Nederland wordt gebruikt, heet het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR_{humaan}). Er wordt onderscheid gemaakt tussen stoffen die wel- of niet-kankerverwekkend zijn. Bij niet kankerverwekkende stoffen (ook wel stoffen met een effectdrempel) is de **MTR_{humaan} gedefinieerd als de gemiddelde concentratie waaraan mensen levenslang kunnen worden blootgesteld zonder dat er een onaanvaardbaar negatief effect optreedt**. Hierbij wordt rekening gehouden met de vluchtigheid van een stof. Een effectdrempel wil zeggen dat er bij contact met een stof niet direct sprake is van een effect, maar dat de effecten pas bij langdurig contact boven een bepaalde concentratie optreden. Voor lood geldt een uitzondering op een levenslange blootstelling. Loodgehalten worden beoordeeld voor kinderen (0-6 jaar) vanwege het specifieke effect dat deze stof heeft op het IQ, en het verhoogde risico op inname door hand-mondcontact in deze leeftijdscategorie. Kankerverwekkende stoffen¹¹ worden anders beoordeeld. Dit zijn stoffen zonder effectdrempel. Van deze stoffen wordt aangenomen dat bij elke dosis, hoe gering ook, er een kans bestaat dat ze het DNA beschadigen en er tumoren kunnen ontstaan. Daarom is voor kankerverwekkende stoffen beleidsmatig vastgesteld dat het **MTR_{humaan} gelijk is aan een kans op een extra tumor van 1 op een tienduizend personen per jaar**.

Het RIVM stelt het MTR_{humaan} vast op basis van (inter)nationale laboratoriumstudies met proefdieren. De studies worden beoordeeld op kwaliteit en vervolgens via een wetenschappelijk geaccepteerde werkwijze vertaald naar een grenswaarde voor mensen (Baars et al., 2001; Tiesjema en Baars, 2009). Het model CSOIL wordt gebruikt om

¹¹ Genotoxisch carcinogenen.

de blootstelling van mensen te berekenen en vervolgens te vergelijken met het MTR_{humaan} .

Deze risicoschatting berekent de blootstelling van mensen aan stoffen in oppervlaktewater met het model SediSoil, en vergelijkt deze vervolgens met het MTR_{humaan} . Voor de (indirecte) beoordeling van ophoping van stoffen in zelfgevangen vis, wordt een concentratie in water berekend die leidt tot een concentratie in vis waarbij consumptie een overschrijding van het MTR_{humaan} veroorzaakt.

2.4.2 *Risicogrens ecosystemen*

Met het ecosysteem wordt de combinatie van dieren, planten en de natuurlijke processen in de bodem of het oppervlaktewater bedoeld. Het beschermingsdoel voor ecosystemen is het voorkomen van (te veel) effecten van stoffen. De beoordeling van de risico's voor het ecosysteem is gericht op het goed functioneren in brede zin, en niet specifiek op één dier- of plantensoort. Er wordt daarom gesproken over 'generieke ecologische risico's' (NOBO, 2008).

Er bestaan diverse ecologische risicogrenzen voor bodem en grondwater. De grenswaarde die in Nederland is vastgesteld is het zogenoemde Ernstig Risiconiveau (ER_{eco}). Het hierbij gekozen beleidsmatige beschermingsniveau is de HC50 (hazardous concentration 50 procent). Bij deze concentratie is 50 procent van de dieren, planten en/of processen beschermd tegen een effect door de aanwezige verontreiniging. Het effect dat kan optreden verschilt per dier- of plantensoort. Sommige soorten zijn gevoeliger voor bepaalde verontreinigingen dan andere. Ook is het effect afhankelijk van de stof. Sommige verontreinigingen zijn giftiger dan andere. Daarom kan het effect op dieren- en plantensoorten variëren van verminderde voortplanting, verstoring van biologische processen, verminderde groei, tot ziekte of sterfte van een deel van de soorten.

Voor de bescherming van oppervlaktewaterecosystemen zijn twee risicogrenzen vastgesteld. Enerzijds de grens 'maximaal aanvaardbare concentratie' (MAC) voor kortdurende blootstelling aan relatief hoge (piek)concentraties (in wetgeving het MAC-MKN genoemd; maximaal aanvaardbare concentratie milieukwaliteitsnorm). Anderzijds de risicogrens voor langdurige blootstelling met een lagere waarde gebaseerd op een jaargemiddelde concentratie (in wetgeving het JG-MKN; jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm).

Daarnaast bestaan er waterkwaliteitscriteria, die het doel hebben om opstapeling van een verontreiniging in de ecologische voedselketen te voorkomen (ook wel doorvergiftiging). Bepaalde stoffen komen in steeds hogere concentraties voor in de ecologische voedselketen. Dieren onderaan de keten (kleinere organismen, zoals wormen en amfibieën) ondervinden dan nog geen negatieve effecten door een verontreiniging. Naarmate de dieren hoger in de voedselketen leven, neemt de concentratie in het voedsel toe. Hierdoor kunnen toppredatoren, zoals roofvogels en otters, wel effecten ondervinden. De risicogrens van een aantal stoffen wordt bepaald door de eigenschap en mate van bio-accumulatie.

2.5 **Beoordeling per stof en mengsels (combinatietoxicologie)**

Individuele stoffen kunnen een effect hebben op de gezondheid van mensen. In het milieu komt vaak een mengsel van stoffen voor die ieder een effect kunnen hebben of elkaar kunnen versterken. Dit wordt combinatietoxicologie genoemd. In een risicobeoordeling kan dit gecombineerde effect worden meegenomen, door de stoffen waarvan bekend is dat zij hetzelfde effect veroorzaken gezamenlijk te beoordelen. Voor mogelijke effecten op de gezondheid van mensen wordt dit automatisch gedaan via het CSOIL 2020-model (Van Breemen et al. 2020).

Voor de beoordeling van ecologische effecten door de combinatie van stoffen in de bodem, wordt de zogenoemde Toxische Druk (TD) gebruikt. De TD is gebaseerd op de 'msPAF' (meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie). Het is een rekenmethode, die gebruik maakt van toxicologische onderzoek dat in het laboratorium is gedaan met een scala van planten- en diersoorten. Deze wordt vervolgens gebruikt om de mate van effect/aantasting in het veld te schatten. De msPAF geeft aan hoe groot het deel is (fractie) van soorten dat naar verwachting een effect ondervindt van het stoffenmengsel in de monsters. TD-berekeningen voor verontreinigde bodem kunnen worden gedaan met de rekentool in Sanscrit (RIVM, 2022). Deze is oorspronkelijk ontwikkeld voor de beoordeling van 'historisch verontreinigde locaties'. Dit zijn bodemverontreinigingen die voor 1987 zijn ontstaan, en een apart traject van regelgeving kennen voor urgentiebepaling en sanering. De TD-berekening wordt hier indicatief gebruikt om een schatting te kunnen geven van de ecologische risico's van stoffen in de toplaag van de dijk in Perkpolder.

In de risicobeoordeling met de TD worden twee grenswaarden gebruikt, namelijk 25 procent en 65 procent. Deze zijn empirisch vastgesteld en afgestemd met andere risicogrenzen. Deze criteria zijn in het wettelijke beoordelingsmodel Sanscrit (Circulaire Bodemsanering, 2013) verbonden aan een toegestaan maximum aan verontreinigde oppervlakte. De oppervlaktegrote is weer afhankelijk van het type grondgebruik. Bij een gevoelig grondgebruik (zoals natuur) is het oppervlakte kleiner dan bij een ongevoelig gebruik (zoals industrie). Voor de toplaag van de dijk in Perkpolder is het criterium gebruikt dat maximaal 5000 m² een TD mag hebben van niet meer dan 25 procent, en 500 m² een TD van niet meer dan 65 procent. Dit komt overeen met een gemiddelde gevoeligheid voor groen met natuurwaarden. Nadere uitleg over de TD-berekening staat in Wintersen et al. 2014.

2.6 **Verskil tussen een risicoschatting en een wettelijke toets**

Er bestaat een verschil tussen een risicoschatting van een verontreiniging en de toetsing daarvan aan wettelijke normen.

2.6.1 *Wettelijke toets bodem, water en grondwaterkwaliteit*

Bij een wettelijke toetsing wordt gekeken of er sprake is van een afwijkende situatie ten opzichte van de daarvoor gestelde beleidsmatige en juridische beleidskaders.

Bodemkwaliteit wordt beoordeeld volgens verschillende wettelijke normenkaders en volgens standaard protocollen en werkwijzen afhankelijk van het soort verontreiniging (oud of nieuw). Voor historische verontreinigingen (ontstaan voor 1987) gelden de normen uit de Circulaire bodemsanering (2013). Hierin zijn de interventiewaarden vastgesteld als uiterste grens voor het bepalen van een saneringsurgentie (= het verwijderen van een verontreiniging). Voor nieuwe verontreinigingen (ontstaan na 1987) is het besluit Bodemkwaliteit (2007) en de bijbehorende Regeling Bodemkwaliteit (2007) van toepassing. In dit besluit ligt de nadruk op het duurzaam hergebruik van grond en baggerspecie. Daarom gelden er andere normen, namelijk de achtergrondwaarde en de maximale waarde wonen en industrie.

Zorgplicht

In alle gevallen geldt bij het ontstaan van nieuwe verontreinigingen een zogenoemde zorgplicht. Deze is geformuleerd in artikel 13 van de Wet bodembescherming, en voor oppervlaktewater in artikel 7 van het Besluit Bodemkwaliteit (2007). De zorgplicht houdt in dat verontreiniging of aantasting van de bodem moet worden voorkomen. Als de bodem toch verontreinigd raakt door een calamiteit of onzorgvuldig gebruik, moeten de gevolgen worden beperkt en de verontreiniging zo veel mogelijk ongedaan worden gemaakt (herstelplicht).

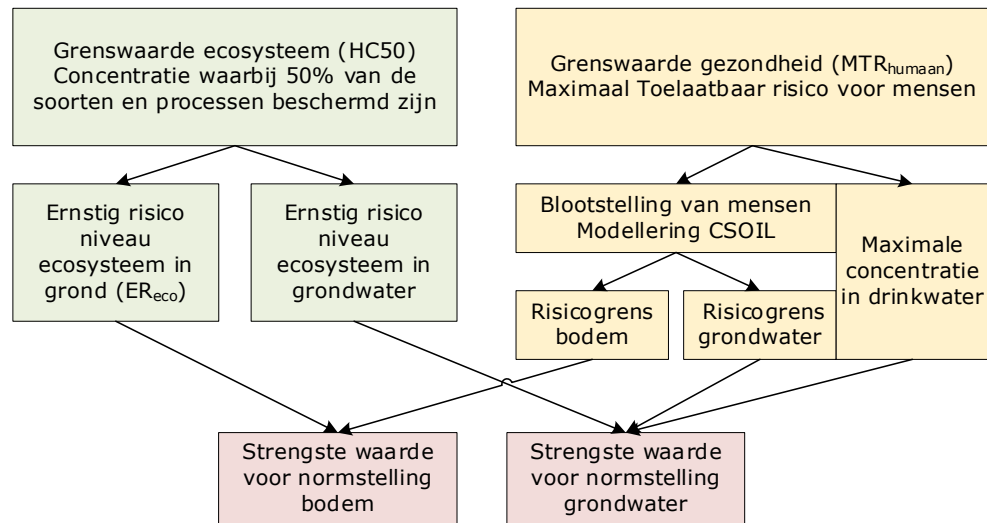
De zorgplicht kan als volgt worden ingevuld:

1. inzicht geven in de verontreinigingssituatie, bron en emissie;
2. de risico's voor mens en milieu en door verspreiding in grondwater in kaart brengen;
3. indien nodig: aanpak voor herstel formuleren en uitvoeren.

In hoofdstuk 2 van Brand et al. (2018) en hoofdstuk 3 van Brand et al. (2021) is het wettelijke kader ook uitgebreid beschreven.

Ondanks dat de interventiewaarden formeel geen wettelijke geldigheid hebben voor nieuwe situaties met bodemverontreiniging (ontstaan na 1987), wordt wel vaak hiermee vergeleken. Dit is ook het geval in Perkpolder. Omdat de dijk in de periode 2015 is aangelegd, hebben de interventiewaarden geen wettelijke status voor de beoordeling van de dijk. Toch worden de aangetroffen concentraties hiermee vergeleken, omdat deze een zorgvuldige risico-onderbouwde afleiding kennen.

De interventiewaarde bodem is namelijk gebaseerd op de risicogrenzen voor mens en ecosystemen, zoals die in paragrafen 2.4.1 en 2.4.2 zijn beschreven. Per stof wordt bepaald wat de laagste risicogrens is, die van mens of planten- en diersoorten. De laagste risicogrens wordt vervolgens door het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) (of diens voorganger, zoals het voormalige ministerie van VROM) als interventiewaarde vastgesteld. Daarom kan het per stof verschillen of de interventiewaarde gebaseerd is op de risicogrens voor mens of ecosystemen. In figuur 2.2 is dit proces schematisch weergegeven.



Figuur 2.2 Schematische weergave totstandkoming van normstelling voor bodem en grondwater.

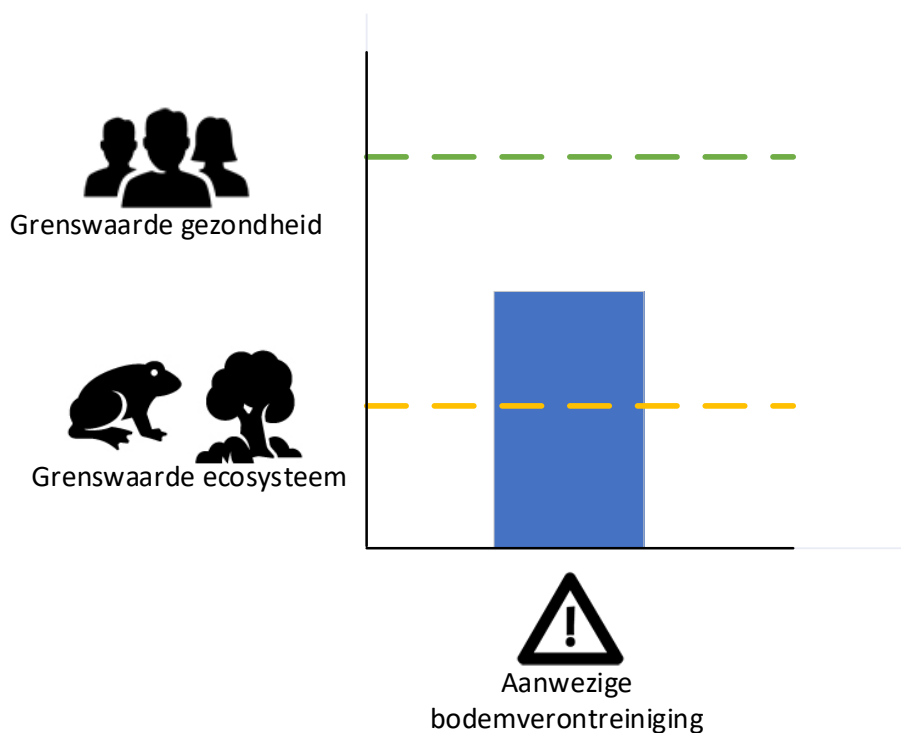
Het oppervlaktewater wordt wettelijk getoetst aan het JG-MKN (jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm voor langdurige blootstelling) en de MAC-MKN (de maximaal aanvaardbare concentratie voor kortdurende blootstelling). Om tot een MKN te komen, wordt de strengste risicogrens gekozen van directe ecologische risico's, risico's op doorvergiftiging in de voedselketen, of visconsumptie door mensen (zie paragrafen 2.4.1 en 2.4.2).

2.6.2 Risicoschatting

Een risicoschatting hoeft niet te voldoen aan het wettelijke kader, maar biedt ruimte voor een specifieke beoordeling van een locatie. Daardoor kan er bij een risicobeoordeling meer rekening worden gehouden met de lokale situatie en omstandigheden die van invloed zijn op een risico.

Een risicoschatting maakt ook gebruik van de, naar wetenschappelijke inzichten, nieuwste grenswaarden. Ook als deze nog niet zijn opgenomen in wetgeving voor bodem of (grond)water. Deze nieuwe grenswaarden kunnen hoger of lager zijn dan de normwaarde in wetgeving. Dit houdt in dat in sommige gevallen de uitkomsten van een risicoschatting kunnen afwijken van een toetsing aan wettelijke normen. De risicoschatting is representatiever voor het bepalen van locatiespecifieke effecten, dan een generieke beoordeling aan bijvoorbeeld de interventiewaarden.

Tot slot wordt bij een risicoschatting getoetst aan de grenswaarde voor het beoogde beschermingsdoel. Dus gezondheid wordt getoetst aan een grenswaarde voor mensen en ecologische effecten worden getoetst aan een waarde voor het betreffende type ecosysteem. In normstelling is de laagste risicogrens voor mens of ecosystemen gekozen als generieke normwaarde voor beide. Als een ecologische normwaarde wordt overschreden, is er dus niet direct sprake van een risico voor mensen. In dat geval is de aangetroffen concentratie namelijk alleen groter dan de risicogrens voor het ecosysteem (en ook normwaarde) maar kleiner dan de risicogrens voor mensen. Dit principe is schematisch weergegeven in figuur 2.3.



Figuur 2.3 Schematische weergave van een situatie waarbij een aanwezige verontreiniging wel risico's kan geven voor het ecosysteem, maar niet voor mensen.

2.6.3

Meetgegevens: hoe om te gaan met rapportagegrenzen

Voor het onderzoek in Perkpolder is gebruik gemaakt van een uitgebreide lijst met stoffen. Niet alle onderzochte stoffen zijn aanwezig in concentraties die gemeten kunnen worden. In dat geval wordt de uitkomst weergegeven als kleiner dan (<) de rapportagegrens. De rapportagegrens is de laagste concentratie van een stof die in een laboratorium nog betrouwbaar kan worden vastgesteld. De rapportagegrens is afhankelijk van de analysemethode, het onderzochte medium (water of bodem) en factoren die een analyse kunnen verstoren (zoals zwevend stof). De hoogte van een rapportagegrens kan dus per stof en analysemethode verschillen. Voor een risicobeoordeling moet gestreefd worden naar een zo laag mogelijke rapportagegrens. Als een rapportagegrens boven de risicogrens ligt, is een vaststelling van de risico's namelijk niet mogelijk.

Voor de interpretatie van de meetgegevens is de omgang met deze rapportagegrens belangrijk. Bijlage G onderdeel IV van de regeling Bodemkwaliteit (2007) beschrijft hoe hiermee in een wettelijke beoordeling moet worden omgegaan. Het is mogelijk om specifiek voor een locatiespecifieke risicoschatting hiervan af te wijken. Bij een voldoende lage rapportagegrens is in deze evaluatie aangenomen dat een stof onder deze grens geen noemenswaardige bijdrage levert aan het risico. Als voor een stof alleen '< rapportagegrens' wordt gerapporteerd en de rapportagegrens voldoende laag is, dan is deze stof dus niet meegenomen in de risicoschatting.

Als er in een meetreeks voor een stof zowel rapportagegrenzen als daadwerkelijke metingen gerapporteerd zijn, wordt de 'rapportagegrens x 0,5 of rapportagegrens x 0,7¹²' gebruikt voor meetwaarden die kleiner zijn dan de rapportagegrens, mits de rapportagegrens voldoende laag is. Als de beoordeling namelijk alleen de meetbare waarden zou gebruiken, wordt voorbij gegaan aan het feit dat er ook hele lage concentraties van een stof aanwezig kunnen zijn. Het verschil in hoe om te gaan met een rapportagegrens is in tabel 2.1 geïllustreerd voor een fictieve berekening.

Tabel 2.1 Illustratie omgang rapportagegrenzen. < = kleiner dan rapportagegrens.

Meting	Aangetroffen Concentratie	Rekenwaarde zonder rapportage grens	Rekenwaarde met 0,7 x rapportage grens
1	1	1	1
2	<1	-	0,7
3	2	2	2
4	<1	-	0,7
5	1	1	1
6	<1	-	0,7
Gemiddelde		1,33	1

¹² Welke waarde (0,5 of 0,7) is gebruikt, is mede afhankelijk van wat gebruikelijk is in wetgeving voor dit compartiment.

3 Risicoschatting gezondheid Perkpolder

De risicoschatting voor gezondheid van mensen in Perkpolder bevat de volgende onderdelen:

1. Paragraaf 3.1: Wonen met (moes)tuin. In deze paragraaf worden de meetresultaten uit het bodemonderzoek in moestuinen van RHDHV beoordeeld voor de gebruiksscenario's 'wonen met tuin' en 'wonen met moestuin'.
2. Paragraaf 3.2: Dijk en omgeving. In deze paragraaf worden de dijk, het grondwater en oppervlaktewater beoordeeld voor de gebruiksscenario's recreatie op de dijk en contact met oppervlaktewater.
3. Paragraaf 3.3: Toekomstige situatie Koppeldijk. In deze paragraaf wordt een beoordeling gedaan voor de toekomstige bebouwing op de koppeldijk voor de gebruiksscenario's 'wonen met en zonder (moes)tuin'.

3.1 Beoordeling (moes)tuinen

Gemiddeld genomen consumeert een Nederlander maximaal 10 procent van de gewassen uit eigen tuin. De verdeling over de Nederlandse bevolking is hierbij niet gelijkmatig. Zo eet een groot gedeelte van de Nederlanders helemaal geen gewassen uit eigen tuin (82 procent) en een klein deel (3 procent) van de Nederlanders heel veel (tenminste 50 procent uit eigen tuin). De overige 15 procent eet kleinere hoeveelheden uit eigen tuin (Otte et al. 2001). Voor de beoordeling van bodemverontreinigingen zijn daarom twee scenario's met gewasconsumptie uitgewerkt. Het (standaard) scenario 'wonen met tuin' met een beperkte gewasconsumptie en het scenario 'wonen met moestuin' met een hoge gewasconsumptie. Beide scenario's zijn toegepast op de percelen in Perkpolder.

3.1.1 *Wonen met tuin* *Situatieschets*

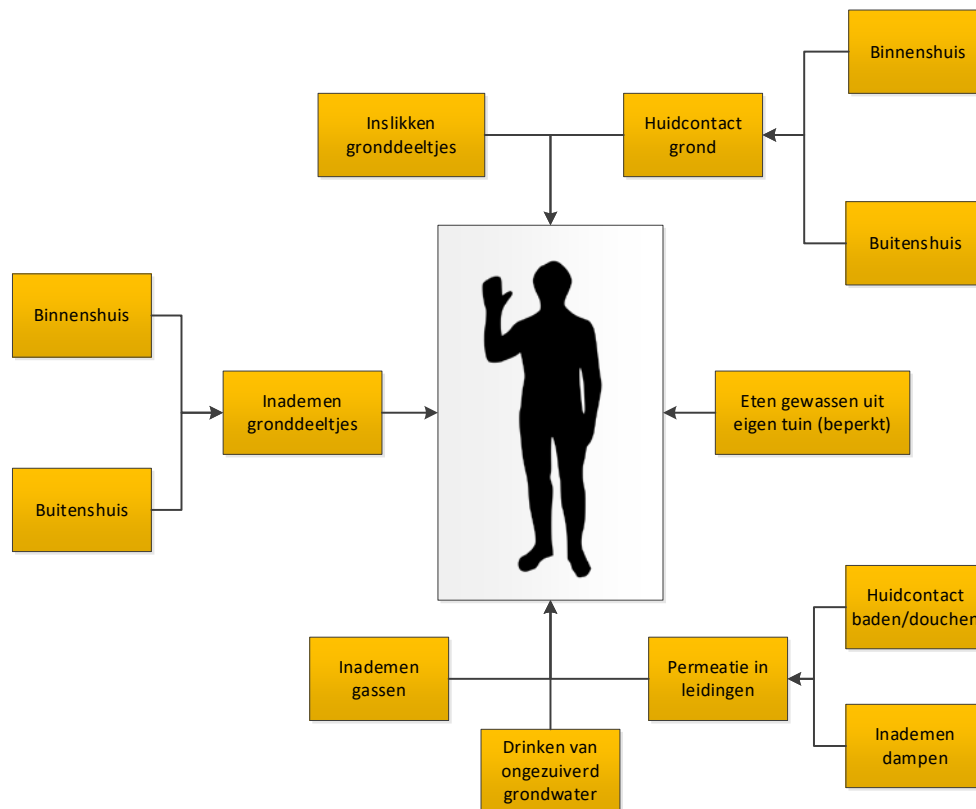
Tijdens de dijkaanleg is TGG door verwaaiing in de omgeving van de dijk terechtgekomen. De TGG is ook in de (moes)tuinen van omwonden en op de landbouwpercelen in de buurt van de dijk neergedaald. De verontreinigingen in de TGG kunnen daarmee ook in de bodem zijn verspreid. Eenmaal in de bodem kunnen verontreinigingen worden opgenomen in gewassen en door het eten van deze gewassen kunnen omwonenden hieraan worden blootgesteld.

Om te bepalen of er risico's zijn voor de gezondheid door gewasconsumptie, heeft RHDHV de bodem in een aantal geselecteerde moestuinen en landbouwpercelen bemonsterd. Deze meetgegevens zijn gebruikt voor een beoordeling van de gezondheidsrisico's. Voor een volledige beschrijving van het door RHDHV verrichte onderzoek wordt verwezen naar de rapportage van RHDHV (Derks en Van Bruchem, 2022). Voorafgaand aan het onderzoek heeft RHDHV ook een vragenlijst onder de bewoners uitgedeeld. Hierin staan vragen over het tuingebruik, het gebruik van bodemverbeteraars en de oppervlakte van de moestuin.

De vragenlijst is niet voor alle percelen ingevuld en dus is een specifieke beoordeling niet altijd mogelijk.

Blootstelling

In dit scenario wordt een gewasconsumptie uit eigen tuin verondersteld van 10 procent bladgewassen en 10 procent knolgewassen. Er wordt zowel blootstelling binnenshuis als buitenshuis (in de tuin) meegenomen. Dit scenario is minder gevoelig dan het scenario 'wonen met moestuin' (paragraaf 3.1.2), maar komt het meeste overeen met een gemiddelde tuin in Nederland. In figuur 3.1 staat een overzicht van de relevante blootstellingsroutes binnen dit scenario. In tabel 3.1 zijn de gebruikte modelparameters opgenomen om de blootstelling te berekenen. Naast deze generieke gegevens is ook gebruik gemaakt van specifieke bodemeigenschappen van de tuin (zoals lutum en organisch stofgehalte). Dit scenario veronderstelt een levenslange blootstelling (0-70 jaar).



Figuur 3.1 Relevante blootstellingsroutes scenario 'wonen met tuin'.

Tabel 3.1 Blootstellingsparameters 'wonen met tuin' bij levenslange blootstelling (0-70 jaar).

Parameters	Kind	Volwassene	Eenheid
Inslikken gronddeeltjes (jaargemiddelde)	100	50	[mg/dag]
Tijd binnenshuis	21,14	22,86	[uur/dag]
Tijd buitenshuis	2,86	1,14	[uur/dag]
Tijd contact met grond binnenshuis	9,14	14,86	[uur/dag]

Parameters	Kind	Volwassene	Eenheid
Tijd contact met grond buitenshuis	2,86	1,14	[uur/dag]
Percentage knolgewas uit eigen tuin	10	10	[%]
Percentage blad gewassen uit eigen tuin	10	10	[%]
Dagelijkse consumptie knolgewassen ¹	48	100	[g/dag]
Dagelijkse consumptie bladgewassen ¹	55	111	[g/dag]
Dagelijkse consumptie aardappelen ²	39	74	[g/dag]
Dagelijkse consumptie andere groenten ²	64	137	[g/dag]
Grenswaarde risico's gezondheid	MTR	MTR	[mg/kg lg/dag]

1. Organische verontreinigingen

2. Metalen

Beoordeling en discussie

Voor de beoordeling van gezondheidsrisico's door bodemverontreinigingen wordt in Nederland het model CSOIL 2020 gebruikt. Dit model ligt ook ten grondslag aan het beleidsmatige vastgestelde model Sanscrit dat wordt gebruikt om de noodzaak voor een bodemsanering te bepalen. Met het CSOIL-model wordt een zogenoemde risico-index berekend.

Interpretatie risico-index - mens

De risico-index geeft de verhouding weer tussen de berekende levenslange blootstelling en de grenswaarde voor gezondheid (MTR_{humaaan}).

Een risico-index moet als volgt geïnterpreteerd te worden:

- Als de risico-index lager is dan 0,1, zijn de risico's verwaarloosbaar.
- Als de risico-index lager is dan 1, kunnen voor 'drempelwaarde-stoffen' negatieve gezondheidseffecten worden uitgesloten. Voor 'niet-drempelwaarde-stoffen' worden de effecten beperkt.
- Als de risico-index hoger is dan 1 spreekt men van een onaanvaardbaar risico en zijn maatregelen nodig om de blootstelling te verminderen.

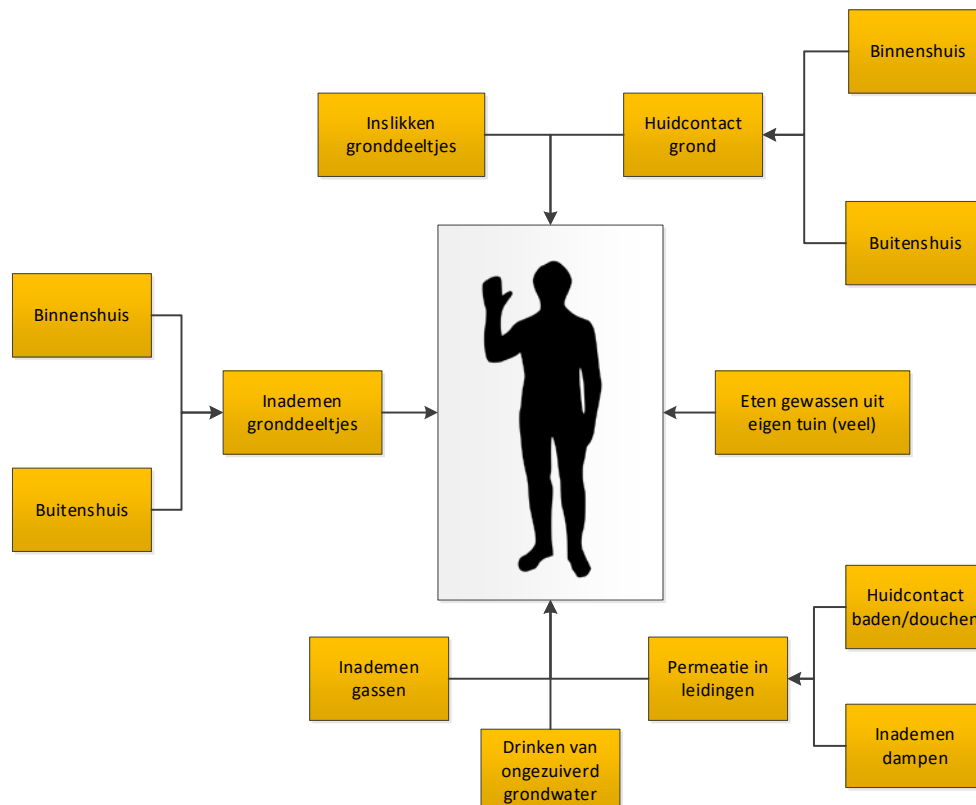
In de tabellen van bijlage 1 staat per perceel en stof, de berekende risico-index. Er worden geen gezondheidsrisico's verwacht voor bewoners uitgaande van het scenario 'wonen met tuin'. Voor alle percelen blijft de risico-index kleiner dan 1 en vaak zelfs kleiner dan 0,1.

3.1.2 Wonen met moestuin Situatieschets

In het gebruiksscenario 'wonen met moestuin' wordt verondersteld dat 100 procent van de geconsumeerde bladgewassen en 50 procent van de geconsumeerde knolgewassen uit eigen tuin afkomstig zijn (Van Breemen et al. 2020). Om te kunnen voldoen aan de veronderstelde gewasconsumptie, is een grote moestuin nodig. Er is slechts beperkte informatie beschikbaar over moestuingebruik en de behaalde opbrengst in Nederland. Ter indicatie kan worden aangenomen dat per persoon ongeveer 50 m² noodzakelijk is om volledig uit eigen tuin te kunnen voldoen aan de behoeften. Een beoordeling volgens het gebruiksscenario 'wonen met moestuin' geeft een overschatting van de risico's voor de gezondheid als blijkt dat een moestuin (veel) kleiner is dan het benodigde oppervlakte per persoon of als er minder wordt geconsumeerd uit eigen tuin. In dat geval kan het scenario 'wonen met moestuin' als *worstcase*-aannname worden beschouwd.

Blootstelling

In het scenario 'wonen met moestuin' worden de in figuur 3.2 representeerde blootstellingsroutes meegenomen.



Figuur 3.2 Relevante blootstellingsroutes scenario 'wonen met moestuin'.

Het scenario neemt zowel blootstelling binnenshuis als buitenshuis (in de tuin) mee. Het scenario onderscheidt zich van het scenario 'wonen met tuin' door het uitgangspunt van een hoge blootstelling via het eten van groenten uit eigen tuin. Het scenario 'wonen met moestuin' is een gevoelig scenario waarin een hoge blootstelling van omwonenden wordt verondersteld. In tabel 3.2 zijn de veronderstelde modelparameters

opgenomen die uitgaan van een levenslange (0-70 jaar) blootstelling. Naast deze generieke gegevens zijn ook de specifieke bodemeigenschappen van de onderzochte tuinen gebruikt (zoals lutum en organisch stofgehalte).

Tabel 3.2 Blootstellingsparameters 'wonen met moestuin' (levenslang 0-70 jaar).

Parameters	Kind	Volwassene	Eenheid
Inslikken gronddeeltjes (jaargemiddelde)	100	50	[mg/dag]
Tijd binnenshuis	21,14	22,86	[uur/dag]
Tijd buitenshuis	2,86	1,14	[uur/dag]
Tijd contact met grond binnenshuis	9,14	14,86	[uur/dag]
Tijd contact met grond buitenshuis	2,86	1,14	[uur/dag]
Percentage knolgewas uit eigen tuin	50	50	[%]
Percentage blad gewassen uit eigen tuin	100	100	[%]
Dagelijkse consumptie knolgewassen ¹	53	100	[g/dag]
Dagelijkse consumptie bladgewassen ¹	66	189	[g/dag]
Dagelijkse consumptie aardappelen ²	39	81	[g/dag]
Dagelijkse consumptie andere groenten ²	64	233	[g/dag]
Grenswaarde risico's gezondheid	MTR	MTR	[mg/kg lg/dag]

1. Organische verontreinigingen

2. Metalen

Beoordeling en discussie

De tabellen van bijlage 1 geven per perceel en stof de berekende risico-index. Hierna worden alleen die percelen en stoffen besproken waarvan de risico-index groter is dan 1 of waarvoor om andere redenen een toelichting noodzakelijk is. Voor alle overige percelen en stoffen geldt dat de risico-index kleiner is dan 1 en dat daarmee geen gezondheidseffecten te verwachten zijn.

Kobalt

Kobalt is niet beoordeeld met het model CSOIL 2020. Er is onvoldoende kennis om betrouwbare bodem-plant- opnamemodellen vast te stellen waarmee een voorspelling mogelijk is van de ophoping van kobalt in consumptiegewassen (Swartjes, 2011). Het merendeel van de beschikbare literatuur is namelijk gebaseerd op de opname van kobalt in veevoedergewassen, en er is slechts beperkte informatie over de opname in consumptiegewassen. Hierdoor kunnen de uitkomsten voor kobaltopname door de modellering worden overschat. Een risicoschatting voor (moes)tuinen is daarom te onzeker wanneer wordt uitgegaan van modelmatige bodem-plantopnamerelaties. Er is op basis van beschikbare informatie wel een indicatie mogelijk van de risico's

voor omwonenden. Als dat nodig is, kunnen de risico's verder onderzocht worden door de gewassen ter plaatse te onderzoeken. Kobalt is van nature aanwezig in de bodem. De gemeten kobaltconcentraties op de onderzochte percelen van Perkpolder variëren tussen 6,5 en 18 mg/kg d.s. (gecorrigeerd naar standaard bodem). Onderzoek voor het vaststellen van de landelijk achtergrondwaarde laat zien dat kobaltconcentraties in de bovengronden van Nederlandse natuur- en landbouwgebieden variëren tussen <0,01 en 11,09 mg/kg d.s. (p95; 95ste percentiel) (Lamé et al. 2004). De bodemkwaliteitskaart van de gemeente Hulst geeft een vergelijkbaar beeld. In buitengebieden en woonwijken van na 1960 wordt een p95 gerapporteerd van 14,3 mg/kg d.s. (Marmos Bodemmanagement 2015). Voor bodems ter plaatse van woonwijken van voor 1960, zoals Walsoorden, wordt een p95 van 30,5 mg/kg d.s. gerapporteerd. De gemeten kobaltconcentraties in de onderzochte (moes)tuinen komen overeen met wat verwacht zou kunnen worden in een redelijk onverstoorde buitengebied. Dit is ook duidelijk als er vergeleken wordt met de landelijke achtergrondwaarden van 15 mg/kg d.s. Bodems die voldoen aan deze achtergrondwaarde worden gezien als onbeïnvloed. Alleen de hoogste gemeten concentratie kobalt (perceel M14) ligt boven de achtergrondwaarde. Maar dit perceel voldoet voor kobalt aan de kwaliteitsklasse 'wonen met tuin' en daarmee aan de lokaal vastgestelde bodemkwaliteitskaart van de gemeente Hulst (Marmos Bodemmanagement, 2015).

Omdat de aangetroffen concentraties kobalt in Perkpolder niet afwijken van de landelijk en regionaal gemeten concentraties wordt ook voor kobalt geen gezondheidsrisico verwacht. Verder gewasonderzoek wordt niet noodzakelijk geacht, omdat de bodemgehalten niet sterk afwijken van de achtergrondwaarden en men dus kan spreken van onbeïnvloede bodems.

PCB's

Bij een bodemverontreiniging met PCB's worden er meestal meerdere individuele PCB's aangetroffen. Voor PCB's geldt dat het gesommeerde effect maatgevend is voor het gezondheidsrisico. Daarom worden naast de individuele PCB's ook de gesommeerde effecten van een mengsel van PCB's beoordeeld (combinatietoxicologie).

Op één perceel (M14) is een mengsel van PCB's aangetroffen, waarbij de blootstelling van de PCB's tezamen leidt tot een risico-index van 1,4 bij het gebruiksscenario 'wonen met moestuin'. Van de verschillende onderzochte blootstellingsroutes (inslikken grond, huidcontact, et cetera) draagt het eten van gewassen uit eigen tuin het meest bij aan de blootstelling van mensen (bijdrage rond de 90 procent). Hierdoor kunnen risico's voor de gezondheid op voorhand niet worden uitgesloten. Een schatting op basis van luchtfoto's geeft aan dat het oppervlakte van de desbetreffende tuin tussen de 160-200 m² ligt. Het is onbekend welk oppervlakte daadwerkelijk in gebruik is als moestuin, omdat er geen vragenlijst beschikbaar is voor dit perceel. Of er daadwerkelijk risico's voor de gezondheid zijn, hangt daarmee af van de hoeveelheid gewasconsumptie uit eigen tuin door de gebruikers.

Opgemerkt wordt dat mensen ook via andere bronnen kunnen worden blootgesteld aan PCB's, zoals voedselproducten in de supermarkt. De berekende totale blootstelling aan PCB's voor perceel M14 (0,013 µg/kg lichaamsgewicht/dag) ligt in dezelfde ordergrootte als de achtergrondblootstelling vanuit andere bronnen (0,01 µg/kg lichaamsgewicht/dag), zoals gerapporteerd in Baars et al. (2001).

PCB's zijn niet aangetroffen in de TGG van de zeedijk en zijn ook geen kenmerkende stoffen in TGG (Brand et al. 2021). Ook in de omliggende percelen zijn geen verhoogde concentraties PCB's aangetroffen. Daarom is het onwaarschijnlijk dat de concentraties PCB's op perceel M14 van de toegepaste (verwaarde) TGG komen.

PFAS

In het bodemonderzoek in de moestuinen en landbouwpercelen is een uitgebreide lijst aan stoffen geanalyseerd (zie Derks en Van Bruchem, 2022). Een aantal stoffen is boven de rapportagegrens aangetroffen, maar voor deze stoffen is geen risicogrens voor bodem beschikbaar. Hierbij gaat het voornamelijk om overige PFAS (anders dan PFOA en PFOS).

Voor veel PFAS-stoffen is het niet mogelijk om ze te beoordelen via een blootstellingsmodel (uitgezonderd PFOS en PFOA). De reden hiervoor is dat er nog geen grenswaarde voor gezondheid bestaan en de benodigde gegevens om blootstelling te modelleren ontbreken. Daarom is op een alternatieve wijze onderzoek gedaan om inzicht te krijgen in eventuele risico's voor overige PFAS.

De zogenoemde RPF-benadering (relatieve potentie factoren, Bil et al. 2021; RIVM, 2021) kan worden gebruikt. Met RPF's worden de concentraties van een PFAS-mengsel uitgedrukt in PFOA-equivalenten. Met andere woorden, de toxiciteit van een willekeurige PFAS-verbinding wordt afgezet tegen de toxiciteit van PFOA. Daarna worden alle PFAS-verbindingen bij elkaar opgeteld en vergeleken met de risicogrenswaarden van PFOA. Iedere PFAS-verbinding heeft een eigen RPF. Hoe hoger de RPF, hoe toxischer de PFAS-verbinding is ten opzichte van PFOA en visa versa. In bijlage 3 zijn de RPF per PFAS-verbinding gegeven. Een samenvatting van de uitkomsten van de RPF-benadering voor Perkpolder staan in tabel 3.3 en een volledig overzicht in tabel B1.5 van bijlage 1. Deze benadering geeft slechts een indicatie van risico's, omdat de stoffeigenschaften van de overige PFAS niet geadresseerd worden zoals dat in een modelmatige beoordeling wel het geval is. In RIVM (2021) staat hoe de RPF-benadering moet worden toegepast en welke aandachtspunten hieraan zijn verbonden.

Op basis van de RPF-benadering blijkt dat 13 van de 19 percelen (inclusief referentie percelen) de kwaliteitsklasse 'wonen met tuin' (30 µg/kg d.s.; Wintersen et al. 2021) hebben. De overige zes percelen voldoen aan de classificatie 'wonen met moestuin' (2,3 µg/kg d.s.; Wintersen et al. 2021).

Tabel 3.3 De berekende PFOA-equivalenten en de risico-indexen voor de scenario's 'wonen met moestuin' en 'wonen met tuin'.

Perceel	Berekende PFOA-equivalent (som)	Risico-index 'wonen met moestuin'	Risico-index 'wonen met tuin'
M01	3,41	1,48	0,11
M02	8,83	3,84	0,29
M03	3,69	1,61	0,12
M07	2,19	0,95	0,07
M08	5,48	2,38	0,18
M09	1,85	0,80	0,06
M10	4,26	1,85	0,14
M11	2,52	1,09	0,08
M12	4,82	2,09	0,16
M13	4,18	1,82	0,14
M14	4,49	1,95	0,15
M15	2,99	1,30	0,10
M16	0,82	0,36	0,03
M18	3,64	1,58	0,12
M19	5,59	2,43	0,19
R01	1,94	0,84	0,06
R02	2,19	0,95	0,07
R03	2,00	0,87	0,07
V04	6,89	2,99	0,23

Blootstelling aan PFAS wordt bepaald door het eten van gewassen uit eigen moestuin. Of er sprake is van een gezondheidsrisico, hangt dus af van de hoeveelheid gewassen die mensen uit eigen (moes)tuin consumeren. Tuinen die voldoen aan de kwaliteitsklassen 'wonen met tuin' zijn dus minder geschikt als moestuin.

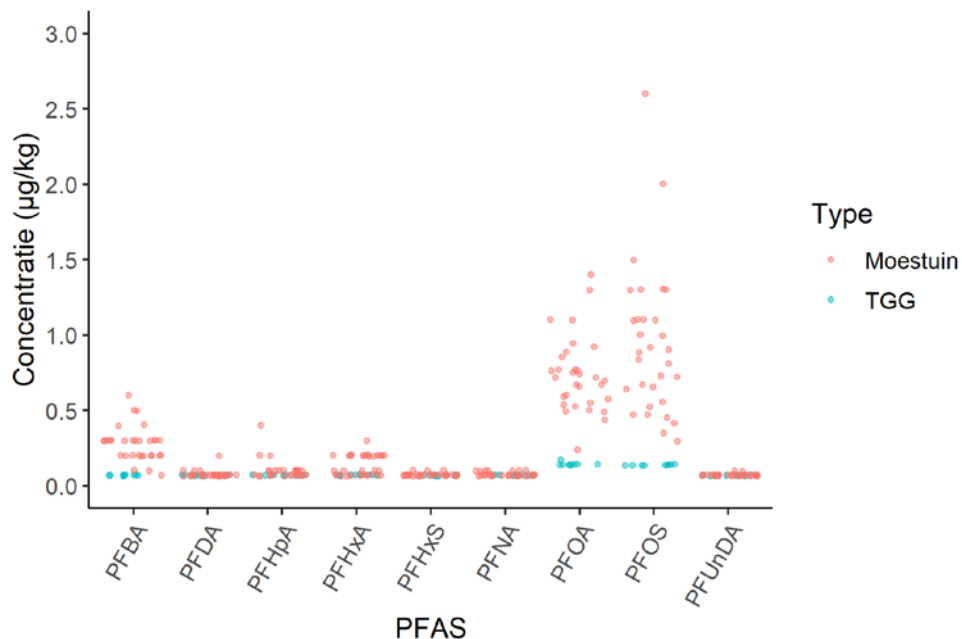
De bodemkwaliteit van de onderzochte moestuinen wijkt voor PFAS niet af ten opzichte van elders in Nederland. In het onderzoek waarop de landelijk achtergrondwaarde van PFOS en PFOA zijn gebaseerd (Wintersen et al. 2020), is ook het voorkomen van overige PFAS-verbindingen onderzocht. In het onderzoek van Wintersen et al. (2020) zijn concentratie-spreidingen bepaald voor natuur-/landbouwgebieden en stedelijke gebieden. Dit is gedaan voor de boven- en ondergrond. De onderzoeksresultaten zijn gebruikt om een indicatie te krijgen van de mate waarin in Perkpolder gemeten concentraties zich verhouden tot landelijk gemeten concentraties. Voor het volledige overzicht zijn hierna ook de onderzochte landbouwpercelen meegenomen. De bodemkwaliteit van de onderzochte moestuinen en landbouwpercelen die buiten Walsoorden liggen (n=16), zijn vergeleken met het 95ste percentiel (p95) voor natuur- en landbouwgebieden. De in Walsoorden (n=15) gelegen moestuinen zijn vergeleken met de p95 die afgeleid is voor stedelijke gebieden (tabel 3.4).

Tabel 3.4 Achtergrondwaarden PFAS (p95) voor landelijke natuur- en landbouwgebieden en stedelijke gebieden, gepubliceerd door Wintersen et al. (2020). En het percentage monsters in Perkpolder waarin de concentraties boven deze landelijke achtergrondwaarden liggen.

Stof ¹	Natuur en landbouw (n = 16)		Stedelijk (n = 15)	
	p95 landelijk (µg/kg)	Percelen perkpolder >p95	p95 landelijk (µg/kg)	Percelen perkpolder >p95
perfluorhexaansulfonaat (PFHxS)	0,07	13%	0,07	6%
perfluorbutaanzuur (PFBA)	0,3	0%	0,9	0%
perfluordecaanzuur (PFDA)	0,07	6%	0,1	0%
perfluorheptaanzuur (PFHpA)	0,1	0%	0,2	6%
perfluorhexaanzuur (PFHxA)	0,14	44%	0,2	6%
perfluornonaanzuur (PFNA)	0,1	0%	0,2	0%
perfluorundecaanzuur (PFUnDA)	0,07	6%	0,07	6%

1. Alleen PFAS die in minimaal één monster boven de rapportagegrens zijn gemeten, zijn opgenomen.

Met uitzondering van perfluorhexaanzuur (PFHxA) liggen de gemeten PFAS-concentraties in de bodem van moestuinen en landbouwpercelen van Perkpolder rond dezelfde ordergrootte als de landelijke Achtergrondwaarden. De overige PFAS zijn niet of in maximaal twee monsters boven de p95 gemeten (13 procent). Tot slot wordt opgemerkt dat PFAS beperkt zijn aangetroffen in de TGG. Daarom kan de herkomst van deze PFAS niet worden verklaard door het gebruik van TGG in de zeedijk. Figuur 3.3 geeft dit weer. Daaruit valt op te maken dat de concentraties PFAS in de bodem hoger zijn dan in TGG.



Figuur 3.3 Verschillende concentraties PFAS in TGG en in de bodem van onderzochte moestuinen in Perkpolder.

Gebromeerde brandvertragers

In het moestuinonderzoek zijn ook de gebromeerde brandvertragers (broomdifenyl ethers; BDE's) onderzocht. BDE's kunnen ook worden aangetroffen in TGG. In Perkpolder is de aanwezigheid van BDE's in de TGG nog niet aangetoond. BDE's kunnen uit andere bronnen afkomstig zijn, zoals de uitstoot van industrie of op (brand)bluslocaties.

Voor BDE's in bodem kon geen beoordeling worden gedaan, omdat een grenswaarde voor gezondheid door bodemverontreiniging ontbreekt. De effecten van gebromeerde brandvertragers op de gezondheid zijn ook nog niet precies bekend. Wel is bekend dat deze stoffen kunnen ophopen in het lichaam en dat mensen via een achtergrondblootstelling uit voeding en huisstof kunnen worden blootgesteld. Voor een enkele BDE is een maximale innamegrens voor mensen bekend. Maar er is nog te weinig bekend over de vertaling van concentraties in bodem en blootstelling van mensen door het eten van gewassen die op deze bodem zijn geteeld.

Vanwege de grote diversiteit aan BDE's vraagt een afleiding van een grenswaarde ook de nodige tijd. Net als PFAS worden BDE's vaak genoemd in het kader van opkomende stoffen. Daarom worden BDE's ook meegenomen in het toekomstige monitoringsonderzoek naar opkomende stoffen die landelijk diffuus aanwezig zijn. Dit onderzoek wordt uitgevoerd in opdracht van het ministerie van IenW. Na het monitoringsonderzoek zullen ook indicatieve risicogrenswaarden worden afgeleid als hiervoor aanleiding blijkt te zijn. Als deze data beschikbaar zijn, kan de aanwezigheid van BDE's in Perkpolder beter geduïd worden. Ook is het dan mogelijk inzicht te verkrijgen of de in Perkpolder aangetroffen concentraties afwijken van het landelijke beeld.

Van de in Perkpolder onderzochte bodemonsters is BDE-209 in de hoogste concentraties aangetroffen, terwijl BDE-183 op alle onderzochte percelen wordt aangetroffen, inclusief de landbouwpercelen en referentiepercelen. Voor beide stoffen zijn nog geen indicatieve innamegrenzen beschikbaar (tabel 3.5).

Tabel 3.5 Overzicht concentraties BDE op onderzochte percelen in Perkpolder. Getallen in grijs zijn rapportagegrenzen.

Perceel	Concentratie gebromeerde brandvertrager ($\mu\text{g}/\text{kg}$)							
	BDE-028	BDE-047	BDE-099	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
M01	0,2	0,2	0,27	0,2	0,47	0,2	0,38	3,1
M02	0,29	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	0,74	4,6
M03	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	0,44	13
M07	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,28	53
M08	0,2	0,2	0,2	0,2	0,84	0,2	0,52	3,4
M09	0,2	0,53	0,65	0,2	0,3	0,2	0,73	2,1
M10	0,2	0,2	0,2	0,2	0,37	0,2	0,59	2,9
M11	0,2	0,24	0,26	0,2	0,53	0,2	0,52	2,7
M12	0,2	0,35	0,29	0,2	0,73	0,2	0,79	3,6
M13	0,23	0,31	0,65	0,2	1,7	0,2	2,9	7,9
M14	0,59	4,6	9,1	2,2	1,7	1	0,85	4,9
M15	0,2	0,23	0,26	0,2	0,65	0,2	0,42	4,3
M16	0,2	0,33	0,39	0,2	0,77	0,2	0,55	3,8
M18	0,41	0,2	1	0,28	0,57	0,2	0,56	2
M19	0,4	0,4	1,5	0,33	0,55	0,2	0,33	4
R01	0,82	0,2	0,2	0,2	0,25	0,2	0,43	5,7
R02	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,32	2
R03	0,2	0,52	0,79	0,2	0,21	0,2	0,41	2
V04	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	11
L3_1_1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,22	0,2	0,88	2
L3_1_2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,27	2
L3_2_1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,32	2
L3_2_2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,35	5,2
L3_3_1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,22	2
L3_3_2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,23	2
L3_b1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,25	2
L3_b2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,27	2
L8_1_1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,29	2
L8_1_2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,26	4,5
L8_2_1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,31	2
L8_2_2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,44	2
Maximum	0,82	4,6	9,1	2,2	1,7	1	2,9	53

3.2 Beoordeling dijk en omgeving

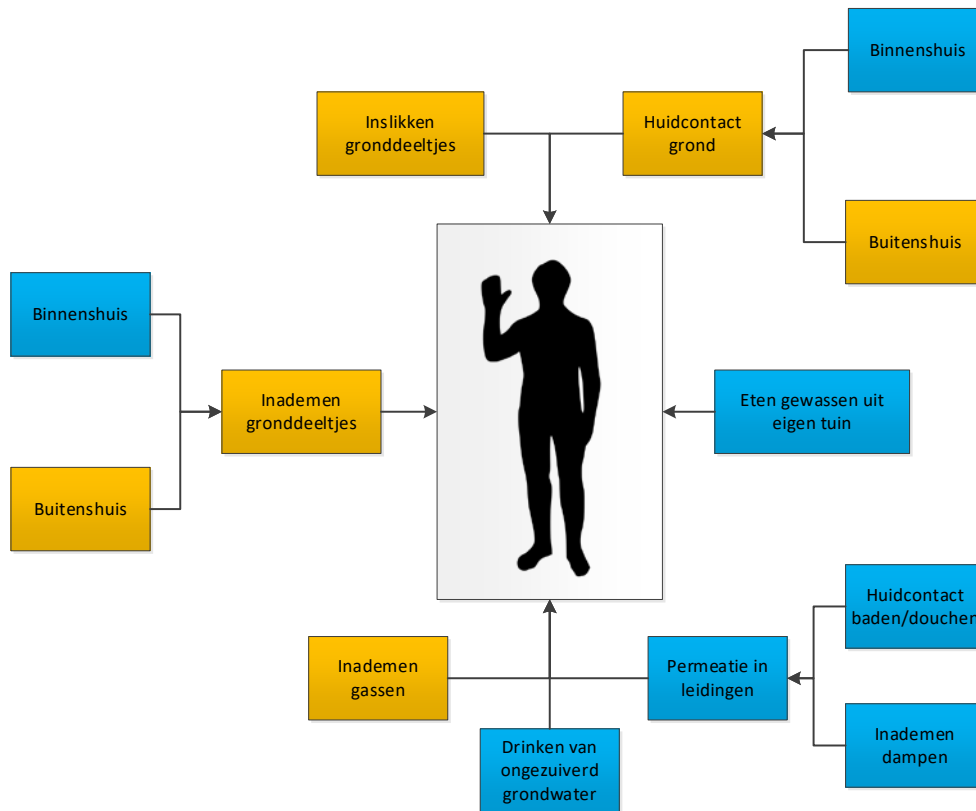
3.2.1 *Recreatie op de dijk*

Situatieschets

De leeflaag die is toegepast op de dijk is ook beoordeeld, omdat recreanten in contact kunnen komen met deze grond. De leeflaag is tussen de 0,5 (wettelijk verplicht) en 1,5 meter (lokaal gemeten) dik, bestaat uit gebiedseigen grond en bevat dus geen TGG. Deze beoordeling is gedaan om de invloed van de bodemkwaliteit van de leeflaag op gebruikers die op de dijk recreëren te bepalen. Voorbeelden van recreatieve activiteiten die dit scenario afdekt, zijn: het uitlaten van een hond, fietsen of het picknicken op de dijk.

Blootstelling

Figuur 3.4 illustreert de relevante blootstellingsroutes voor dit scenario. In dit scenario vindt geen blootstelling binnenshuis plaats. Ook het eten van gewassen uit eigen tuin wordt niet meegenomen. Het gaat dus uitsluitend om blootstelling tijdens recreatie in de buitenlucht. De blootstellingsparameters staan in tabel 3.6. De modelparameters zijn aangepast aan het scenario voor recreatie en verschillen daarom van het eerder gebruikte scenario 'wonen met (moes)tuin'. Voor de beoordeling van de leeflaag is uitgegaan van de gemeten bodemkwaliteit ter plaatse van de dijk, zoals gemeten door Van der Star et al. (2019) en Van der Star et al. (2021). Voor de beoordeling van de risico's is de hoogst gemeten concentratie per stof in de toplaag van de dijk gebruikt, ongeacht de locatie en het tijdstip van meten. Hierdoor ontstaat een fictief monster met alleen maar hoge concentraties. Het gaat dus om een *worstcase*-blootstelling, omdat de hoogste concentraties nooit in één monster en op hetzelfde tijdstip zijn aangetroffen.



Figuur 3.4 Relevante blootstellingsroutes scenario 'recreatie op de dijk'. De blootstellingsroutes in oranje zijn wel relevant voor Perkolder. De blootstellingsroutes in blauw zijn niet relevant voor de situatie in Perkolder.

Tabel 3.6 Blootstellingsparameters 'recreatie op de dijk' bij levenslange blootstelling (0-70 jaar).

Parameters	Kind	Volwassene	Eenheid
Inslikken gronddeeltjes (jaargemiddelde)	20	10	[mg/dag]
Tijd binnenshuis	0	0	[uur/dag]
Tijd buitenshuis	1	1	[uur/dag]
Tijd contact met grond binnenshuis	0	0	[uur/day]
Tijd contact met grond buitenshuis	1	1	[uurdag]
Percentage knolgewas uit eigen tuin	0	0	[%]
Percentage bladgewassen uit eigen tuin	0	0	[%]
Dagelijkse consumptie knolgewassen ¹	n.v.t.	n.v.t.	[g/dag]
Dagelijkse consumptie bladgewassen ¹	n.v.t.	n.v.t.	[g/dag]
Dagelijkse consumptie aardappelen ²	n.v.t.	n.v.t.	[g/dag]
Dagelijkse consumptie andere groenten ²	n.v.t.	n.v.t.	[g/dag]
Grenswaarde risico's gezondheid	MTR	MTR	[mg/kg/dag]

Beoordeling en discussie

In tabel 3.7 is de risico-index (voor individuele als gecombineerde effecten) voor recreatie gegeven, uitgaande van de aangetroffen stoffen in de toplaag van de dijk. Op basis van de uitkomsten worden geen risico's verwacht. De risico-indices voor zowel individuele stoffen als de combinatie van stoffen zijn allen kleiner dan 0,1.

Tabel 3.7 Berekende risico-index voor het individuele en het gecombineerde effect van stoffen, uitgaande van het blootstellingsscenario 'recreatie op de dijk1'. De risicoschatting is gebaseerd op monsters van de leeflaag die genomen zijn in 2018 en 2020.

Stofnaam	2018		2020	
	individueel	gecombineerd	individueel	gecombineerd
arseen	<0,1	n.v.t.	<0,1	n.v.t.
barium	<0,1	n.v.t.	<0,1	n.v.t.
cadmium	<0,1	n.v.t.	<0,1	n.v.t.
kobalt	<0,1	n.v.t.	<0,1	n.v.t.
koper	<0,1	n.v.t.	<0,1	n.v.t.
kwik (anorganisch)	<0,1	n.v.t.	<0,1	n.v.t.
lood	<0,1	n.v.t.	<0,1	n.v.t.
molybdeen	<0,1	n.v.t.	- ²	n.v.t.
nikkel	<0,1	n.v.t.	<0,1	n.v.t.
vanadium	<0,1	n.v.t.	<0,1	n.v.t.
zink	<0,1	n.v.t.	<0,1	n.v.t.
Minerale olie (C12-C16)	<0,1	<0,1	- ²	- ²
Minerale olie (C16-C21)	<0,1	<0,1	- ²	- ²
Minerale olie (C21-C30)	<0,1	<0,1	<0,1	- ²
Minerale olie (C30-C35)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
antraceen	<0,1	<0,1	- ²	- ²
benzo(a)antraceen	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
benzo(a)pyreen	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
benzo(ghi)peryleen	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
benzo(k)fluorantheen	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
chryseen	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
fenantreen	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
fluorantheen	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
indeno(1,2,3cd)pyreen	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
PFOS	Nb ³	Nb ³	<0,1	<0,1
PFOA	Nb ³	Nb ³	<0,1	<0,1

1. Gelijk aan het blootstellingsscenario 'groen met natuurwaarden' in het CSOIL2020-model.
2. Stof wel onderzocht, maar niet aangetroffen boven rapportagegrens.
3. Stof niet onderzocht.

3.2.2 *Contact met oppervlaktewater en waterbodem Situatieschets*

Sinds 2017 is de monitoring van het oppervlaktewater in Perkpolder stapsgewijs uitgebreid. Daarbij is verkennend onderzoek gedaan naar het voorkomen van een grote verscheidenheid aan stoffen. Het onderzoek naar de kwaliteit van het oppervlaktewater werd uitgevoerd in verschillende gebiedsdelen en watertypen (bovenstrooms van de dijk, de westelijke en zuidelijke kwelsloot, buitendijks natuurgebied en de benedenstroomse polders, et cetera). Hierdoor is er een meerjarige meetreeks op een aantal punten uit het monitoringprogramma. Er is echter een groter aantal incidentele monsterpunten, met één of enkele waarnemingen binnen een jaar. Dit maakt dat de waterkwaliteitsbeoordeling soms alleen een indicatief karakter heeft door de beperkte hoeveelheid meetresultaten op een bepaalde locatie.

In het algemeen zijn de voornaamste blootstellingsroutes voor mensen via oppervlaktewater: de consumptie van zelfgevangen vis, huidcontact (alleen organische verontreinigingen) en het inslikken van water tijdens het zwemmen. Ook tijdens werkzaamheden aan de sloot kan er contact met het oppervlaktewater plaatsvinden, maar deze bijdrage is beperkt in verhouding tot de blootstelling bij zwemmen.

Het onderzochte oppervlaktewater omvat geen officiële zwemwaterlocaties en er zijn geen signalen dat de kwelsloot of het Weeltje als zwemwater worden gebruikt. Vanuit de kwelsloten stroomt het water in zuidelijke richting via de benedenstroomse polder naar het natuurgebied De Vogel en wordt via het gemaal Campen uitgeslagen op de Westerschelde. Het natuur- en recreatiegebied De Vogel wordt wel als zwemwater gebruikt. Daarom is ervoor gekozen om al het oppervlaktewater te beoordelen als zwemwater. Voor de kwelsloten en het Weeltje is de werkelijke blootstelling van mensen via oppervlaktewater lager dan in deze risicoschatting wordt aangenomen. Als het water geschikt is als zwemwater, dan kunnen de risico's door sporadisch contact met het water in de kwelsloot en het Weeltje worden uitgesloten. Het oppervlaktewater in Perkpolder staat via zoute kwel onder invloed van het water uit de Westerschelde.

De kwelsloten worden drie keer per jaar gemonitord. Voor het sediment in de kwelsloten gebeurt dat een keer per jaar (sinds 2020). Ook boven- en benedenstrooms (laatste sinds 2021) van de kwelsloten wordt gemonitord. Details hierover staan in de rapportages van Deltares (Van der Star et al. 2019; Van der Star et al. 2021; Van der Star et al. 2022). Benedenstrooms zijn er acht meetpunten in het oppervlaktewater beschikbaar tot aan de instroom bij natuurgebied De Vogel ter hoogte van de brug bij Kuitaart. Deze meetpunten zijn op het moment van schrijven twee keer bemonsterd.

Blootstelling metalen en organische stoffen (exclusief PFAS)

Met het blootstellingsmodel SediSoil (Harezlak en Osté, 2011; Bockting et al. 1996) is voor een groot aantal stoffen een inschatting mogelijk van de risico's door contact met het oppervlaktewater en de waterbodem. Voor een aantal stoffen, zoals zouten (chloride, sulfaat en bromide) en PFAS, is beoordeling met SediSoil niet mogelijk. Dit model houdt namelijk geen rekening met het bijzondere gedrag van deze

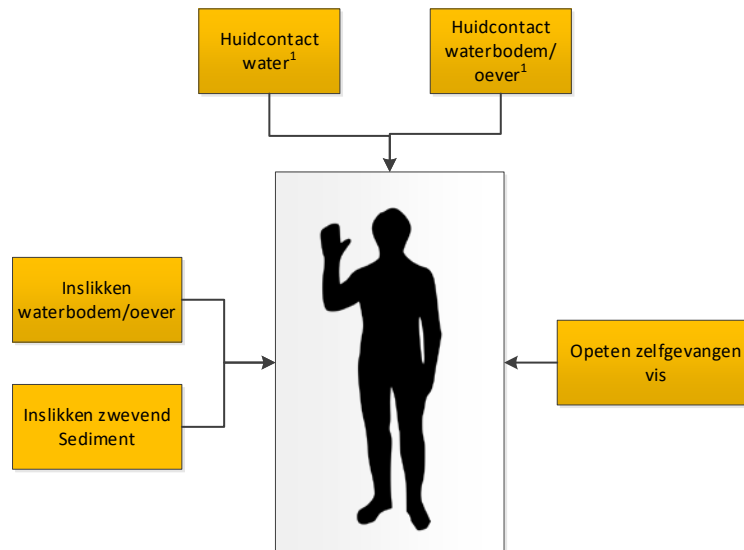
stoffen (PFAS). Ook zijn deze stoffen (nog) niet in het model opgenomen (zouten en PFAS). Daarom zijn resultaten voor PFAS en zouten in aparte paragrafen beschreven.

Voor de risicoschatting door recreatie in oppervlaktewater vindt er zoveel mogelijk aansluiting plaats bij eerdere studies en onderzoeken naar zwemgedrag. De uitgangspunten voor zwemgedrag komen overeen met de bevindingen van Schets et al. (2011). In 2011 hebben Schets et al. een uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar de karakteristieken van Nederlandse zwembadbezoekers. Dit leverde informatie op over zwemfrequentie, zwemduur en ingeslikte hoeveelheden water tijdens het zwemmen. Deze gegevens zijn ook representatief voor de situatie zwemmen in oppervlaktewater. Voor de huidige risicoschatting wordt voor de tijdsduur en het ingeslikt volume water is het 95 procent betrouwbaarheidsinterval gebruikt. Deze representeren de '*realistic worstcase*'. Voor de zwemfrequentie wordt uitgegaan van zowel een '*realistic worstcase*' van 25 dagen zwemmen als een '*worstcase*' van 365 dagen zwemmen. Daarnaast wordt aangenomen dat mensen een bepaalde hoeveelheid van het oppervlaktewater en de waterbodem (zwevend sediment) inslikken en een deel van de zelfgevangen vis consumeren (50 procent).

De Voedselconsumptiepeiling verzamelt periodiek gegevens over de voedselconsumptie en de voedingstoestand van de Nederlandse bevolking. Volgens de Voedselconsumptiepeiling (periode 2012-2016) eten volwassenen gemiddeld 16 gram en kinderen gemiddeld 3 gram vis per dag (RIVM, 2021b). Voor de beoordeling van consumptie van in Perkpolder gevangen vis wordt een visconsumptie volgens de voedselconsumptiepeiling aangehouden. Het Nederlandse consumptiepatroon geeft naar verwachting al een overschatting van de daadwerkelijke visconsumptie uit eigen vangst, omdat een deel van de visconsumptie in Nederland afkomstig is uit kweekvis, geïmporteerde vis of elders in Nederland gevangen vis (RIVM, 2021b). Daarnaast is onbekend of er voor de onderzochte wateren sprake is van visconsumptie uit eigen vangst. De in SediSoil gehanteerde modellering voor visconsumptie is voor de opname van metalen in vissen inmiddels achterhaald. De metalen worden daarom alleen getoetst aan de grenswaarde voor visconsumptie, zoals deze is afgeleid voor de landelijke waterkwaliteitsnormen volgens de methoden van de Kaderrichtlijn water (KRW, 2000). Voor organische verontreinigingen is toepassing van de modellering via het model SediSoil nog wel mogelijk. Figuur 3.5 geeft de relevante blootstellingsroutes weer en tabel 3.8 beschrijft de veronderstelde blootstellingsparameters, uitgaande van een levenslange blootstelling.

Net als voor bodem wordt de blootstelling getoetst aan de grenswaarde MTR_{humaan} om de risico's te kwantificeren. Omdat het onwenselijk is dat het MTR_{humaan} volledig wordt 'opgevuld' door de blootstelling via contact met oppervlaktewater wordt preventief getoetst aan 20 procent van het MTR_{humaan} ($MTR_{20\%}$). Ofwel slechts 20 procent van de levenslange dagelijkse blootstelling mag plaatsvinden via zwemmen. De factor van 20 procent is een de standaardfactor in diverse beleidskaders (WHO, 2017; EC, 2018) en eerder gebruikt in Brand et al. (2020). Er is bij een overschrijding van het $MTR_{20\%}$ nog geen sprake van daadwerkelijke

risico's voor de gezondheid. Bij een overschrijding van het MTR_{20%} wordt ook getoetst aan het MTR (MTR_{100%}) om eventuele risico's voor gezondheid te kunnen duiden. De blootstelling voor visconsumptie voor metalen wordt altijd getoetst aan MTR_{100%}, omdat de beoordeling met SediSoil voor deze stoffen inmiddels niet meer actueel is. De uitkomsten worden uitgedrukt in een risico-index.



Figuur 3.5 Relevante blootstellingsroutes scenario 'zwemmen en visconsumptie'.
1. Huidcontact is alleen relevant voor organische verontreinigingen, met uitzondering van PFAS.

Tabel 3.8 Blootstellingsparameters 'zwemmen en visconsumptie' (levenslang 0-70 jaar).

Parameters	Kind	Volwassene	Eenheid
Inslikken oppervlaktewater (realistisch <i>worstcase</i>)	170	170 ²	[ml per keer]
blootstellingsduur zwemmen per keer (realistisch <i>worstcase</i>)	4,5	4,5	[uur per keer]
aantal dagen per jaar zwemmen (realistisch <i>worstcase</i>)	25	25	[dag/jaar]
aantal dagen per jaar zwemmen (<i>worstcase</i>)	365	365	[dag/jaar]
Visconsumptie (Nederlands consumptiepatroon) ¹	3	16	[g/dag]
Aandeel visconsumptie uit eigen vangst ¹	50	50	%
Grenswaarde risico's gezondheid	MTR _{100%}	MTR _{100%}	[mg/kg lg/dag]
Grenswaarde ongewenste bijdrage aan blootstelling	MTR _{20%}	MTR _{20%}	[mg/kg lg/dag]

1. In SediSoil alleen beoordeeld voor organische stoffen.

2. Voor volwassenen is de veronderstelde inname van water een *worstcase*-aannname.

Doorgaans ligt de inname van water tussen de 0,016- 68 ml voor vrouwen en 0,022-140 ml voor mannen (Schets et al. 2011).

De beschikbare meetresultaten voor oppervlaktewater in Perkpolder zijn in vier verschillende gebieden verdeeld:

1. beoordeling westelijke kwelsloot (meetlocaties O3, O3.3A, O3.5 en S3);
2. beoordeling zuidelijke kwelsloot (meetlocaties O8, O9 en S8);
3. beoordeling oppervlaktewater benedenstrooms (meetlocaties O50.5 t/m O70 (met uitzondering van O55);
4. beoordeling Weeltje (meetlocatie O55 en S50.3).

Voor de beoordeling van de westelijke en zuidelijke kwelsloot en het Weeltje is ook de waterbodem op deze locaties onderzocht.

Beoordeling

Interpretatie risico-index mens via oppervlaktewater

De risico-index geeft de verhouding tussen de berekende levenslange blootstelling en de grenswaarde voor gezondheid (MTR_{humaaan}).

De risico-index voor oppervlaktewater dient als volgt geïnterpreteerd te worden:

- Als de risico-index lager is dan 0,1 bij gebruik $MTR_{20\%}$, zijn de risico's verwaarloosbaar.
- Als de risico-index hoger is dan 1 bij gebruik $MTR_{20\%}$ is er sprake van een ongewenste bijdrage aan de levenslange blootstelling van mensen, maar is er nog niet direct sprake van een risico.
- Als de risico-index hoger is dan 1 bij gebruik $MTR_{100\%}$ spreekt men van een onaanvaardbaar risico en moeten er maatregelen worden genomen om de blootstelling te verminderen.

In tabel 3.9 staat de risico-index voor een selectie aan relevante stoffen. Voor deze stoffen is de berekende risico-index groter dan 0,1 of is er om andere redenen een toelichting noodzakelijk. De uitwerking voor de overige stoffen staat in bijlage 2. Voor de stoffen in de bijlage zijn geen nadelige effecten op de gezondheid geconstateerd. De beoordeling is stapsgewijs uitgevoerd. Daarbij is eerst per stof de hoogst gemeten concentratie genomen, ongeacht het tijdstip van de meting. Vervolgens is getoetst aan de gehanteerde grens voor ongewenste bijdrage aan de blootstelling ($MTR_{20\%}$) via zwemmen. Bij deze grenswaarde is nog geen negatief effect op de gezondheid te verwachten. Bij een overschrijding wordt een nadere analyse uitgevoerd op de metingen en als dat nodig is, wordt getoetst aan het $MTR_{100\%}$. Stoffen waarvoor alle meetresultaten kleiner zijn dan de rapportagegrens zijn niet in beschouwing genomen, omdat ze een verwaarloosbare bijdrage geven aan de blootstelling.

Tabel 3.9 Aangetroffen stoffen in oppervlaktewater en waterbodem in de verschillende deelgebieden van Perkpolder. Per stof is de berekende risico-index gegeven voor een levenslange dagelijkse blootstelling via zwemmen (365 dagen; worstcase) ten opzichte van de MTR_{20%}. Ook is het risico van visconsumptie beoordeeld.

Stof	Aangetroffen in waterbodem/water	Risico-index zwemmen (365 dagen; worstcase)	Voornaamste blootstellingsroute bij zwemmen	Risico visconsumptie
Westelijke kwelsloot				
arseen	Beide	0,7	Inslikken waterbodem	Ja
barium	Beide	<0,1	Inslikken waterbodem	Nee ¹
chrom (III)	Waterbodem	0,3	Inslikken waterbodem	Nee ¹
kobalt	Waterbodem	0,2	Inslikken waterbodem	Nee
koper	Beide	<0,1	Inslikken waterbodem	Nee ¹
vanadium	Beide	0,8	Inslikken waterbodem	Kan niet worden bepaald ¹
dioxines	Water (waterbodem niet onderzocht)	0,6	Opname via huid	Ja
Minerale olie ³	Waterbodem	-	-	-

Stof	Aangetroffen in waterbodem/water	Risico-index zwemmen (365 dagen; worstcase)	Voornaamste blootstellingsroute bij zwemmen	Risico visconsumptie
Zuidelijke kwelsloot				
arseen	Beide	0,8	Inslikken waterbodem	Ja
barium	Beide	0,1	Inslikken waterbodem	Nee ¹
chrom (III)	Beide	0,4	Inslikken waterbodem	Nee ¹
kobalt	Beide	0,3	Inslikken waterbodem	Nee
koper	Beide	<0,1	Inslikken waterbodem	Nee ¹
seleen	Water	<0,1	Inslikken waterbodem	Kan niet worden bepaald ¹
vanadium	Beide	1,07	Inslikken waterbodem	Kan niet worden bepaald ¹
minerale olie ³	Waterbodem	-	-	-

Stof	Aangetroffen in waterbodem/water	Risico-index zwemmen (365 dagen; worstcase)	Voornaamste blootstellingsroute bij zwemmen	Risico visconsumptie
Benedenstroomse polder				
arsen	Water	0,2 ²	Inslikken water	Ja
barium	Water	<0,1	Inslikken water	Nee ¹
koper	Water	<0,1	Inslikken water	Nee ¹
vanadium	Water	<0,1	Inslikken water	Kan niet worden bepaald ¹

Stof	Aangetroffen in waterbodem/water	Risico-index zwemmen (365 dagen; worstcase)	Voornaamste blootstellingsroute bij zwemmen	Risico visconsumptie
Weeltje				
arsen	Beide	1,13	Inslikken van waterbodem	Ja
barium	Beide	0,2	Inslikken van waterbodem	Nee
kobalt	Waterbodem	0,37	Inslikken van waterbodem	Nee
chrom (III)	Waterbodem	0,3	Inslikken van waterbodem	Nee ¹
koper	Waterbodem	<0,1	Inslikken van waterbodem	Nee ¹
lood	Waterbodem	0,5	Inslikken van waterbodem	Kan niet worden bepaald ¹
seleen	Waterbodem	<0,1	Inslikken van waterbodem	Kan niet worden bepaald ¹
tin	Waterbodem	<0,1	Inslikken van waterbodem	Kan niet worden bepaald ¹
vanadium	Waterbodem	1,30	Inslikken van waterbodem	Nee

1. Zie toelichting tekst.

2. Meetpunt O50.8.

3. Minerale olie kan niet worden beoordeeld via het SediSoil-model.

Er zijn geen negatieve gezondheidseffecten te verwachten door zwemmen in het oppervlaktewater. Uit de beoordeling blijkt dat voor het merendeel van de stoffen een levenslange dagelijkse blootstelling aan het oppervlaktewater en de waterbodem via zwemmen geen ongewenste bijdrage geeft aan de blootstelling van mensen. De blootstelling is dus kleiner dan het MTR_{20%}. De enige uitzonderingen vormen de concentraties arsen en vanadium in het Weeltje en vanadium in de zuidelijke kwelsloot. Voor deze stoffen ligt de berekende blootstelling net boven het MTR_{20%}, maar deze blijft ruim onder de grenswaarde voor negatieve effecten op de gezondheid (MTR_{100%}). Zowel voor arsen als vanadium draagt het (on)bewust inslikken van de waterbodem het meeste bij aan de berekende blootstelling. Huidcontact speelt voor beide metalen geen rol van betekenis. Omdat het Weeltje en de zuidelijke kwelsloot niet als zwemwater worden gebruikt, is het zeer onwaarschijnlijk dat mensen zo in contact komen met de waterbodem.

Als er sprake is van regelmatige visconsumptie uit eigen vangst (dagelijks 16 gram vis voor volwassenen en 3 gram vis voor kinderen) kunnen negatieve effecten op de gezondheid niet worden uitgesloten op basis van gemeten concentraties dioxines in de westelijke kwelsloot. Dioxines zijn slechts vier keer onderzocht in 2018 in de westelijke kwelsloot en daarbij een keer boven de rapportagegrens aangetroffen. De uitkomsten van deze beoordeling zijn dan ook gebaseerd op deze eenmalige meting boven de rapportagegrens. Na 2018 zijn dioxines niet langer meegenomen in de monitoringsrondes van Deltares, omdat de concentratie van dioxines in de toegepaste TGG van de zeedijk zeer laag zijn (kleiner dan achtergrondwaarde bodem; Van der Star et al. 2019).

Arseen wordt in alle deelgebieden aangetroffen in concentraties boven de waterkwaliteitsnormen 0,6 µg/l jaargemiddeld en 1,1 µg/l piekconcentratie (P95 = 6,55 µg/l; max = 9,8 µg/l). Beide waarden kennen echter een ecologische onderbouwing. Er is geen waarde voor visconsumptie beschikbaar, omdat de berekende grenswaarde in dezelfde orde grootte ligt als natuurlijke arseenconcentraties. De Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn (ICBR, 2016) stelt echter dat de concentraties arseen zo laag mogelijk moeten zijn om negatieve gezondheidseffecten door visconsumptie te minimaliseren. Voor arseen kunnen gezondheidseffecten bij regelmatige visconsumptie niet worden uitgesloten. De herkomst van arseen is niet volledig te achterhalen en kan zowel van natuurlijke achtergrondbronnen in Zeeland als van de toegepaste TGG afkomstig zijn.

De concentraties voor barium in de westelijke kwelsloot variëren in de verschillende deelgebieden. In de Westelijke kwelsloot worden concentraties tussen 28 µg/l tot 87 µg/l aangetroffen en in de zuidelijke kwelsloot van 22 µg/l tot 150 µg/l. Benedenstrooms liggen de concentraties tussen de rapportagegrens en 47 µg/l en in het Weeltje liggen alle concentraties onder de rapportagegrens. In Verbruggen et al. (2020) wordt voor barium een nieuwe risicogrenswaarde voor aquatische ecosystemen voorgesteld, die ook veilig is voor visconsumptie (93 µg/l; jaargemiddelde concentratie). Het jaargemiddelde van de monsters in Perkpolder ligt in alle gevallen onder deze waarde. Daarom worden er geen negatieve gezondheidseffecten verwacht door barium en visconsumptie.

Voor koper is nog geen grenswaarde voor visconsumptie beschikbaar, maar volgens de ICBR geeft koper geen kritische bijdrage aan de blootstelling van mensen. Het ICBR heeft wel een nieuwe waterkwaliteitsgrens (3,5 µg/l) voorgesteld om de huidige waterkwaliteitsgrens (1,1 µg/l) te herzien (ICBR, 2016). In alle deelgebieden voldoen de meetpunten aan het nieuwe voorstel. Koper wordt in het gebied nauwelijks boven de rapportagegrens aangetroffen.

Voor vanadium, lood en tin is het niet mogelijk de blootstelling via visconsumptie te kwantificeren wegens het ontbreken van een grenswaarde. De studie van Smit et al. (2012) concludeert dat er voornamelijk onvoldoende informatie is om een betrouwbare risicogrens voor vanadium vast te stellen. Daarom zijn de waterkwaliteitsnormen voor vanadium in oppervlaktewater gebaseerd op de bescherming van

het ecosysteem. Lood en tin zijn slechts eenmalig aangetroffen in de waterbodem van het Weeltje, maar niet in het oppervlaktewater.

Seleen is in de zuidelijke kwelsloot twee keer aangetroffen boven de rapportagegrens. De gehanteerde rapportagegrens ($<5 \mu\text{g/l}$) ligt echter boven de geldende waterkwaliteitsnorm ($2,6 \mu\text{g/l}$ op basis van ecologische effecten) en de veilige waarde voor visconsumptie ($0,72 \mu\text{g/l}$). In het Weeltje is seleen aangetroffen in de waterbodem, maar voor het water is de rapportagegrens gegeven. Ook daar lag de rapportagegrens boven de grenswaarde voor visconsumptie. Daarom is het niet mogelijk seleen voor visconsumptie te beoordelen. Hoofdstuk 4 gaat nader in op de risico's voor ecosystemen.

Ook voor chroom liggen de gerapporteerde rapportagegrenzen ($<1 \mu\text{g/l}$) in oppervlaktewater boven de waterkwaliteitsgrens (gebaseerd op ecologische effecten ($0,6 \mu\text{g/l}$)). Maar voor chroom is bekend dat de blootstelling via visconsumptie geen relevante route is voor mensen. Daarom kunnen voor deze stoffen eventuele risico's alsnog worden uitgesloten.

Minerale oliefracties zijn eenmalig onderzocht en aangetroffen in de waterbodem van de westelijke en zuidelijke kwelsloot, maar hiervoor bestaan geen grenswaarden voor zwemmen of visconsumptie. De aangetroffen concentraties zijn gelijk aan de achtergrondwaarde of kwaliteitsklasse A voor waterbodems.

Op meetlocaties O50.4 tot en met O70 is pas in 2021 gestart met de monitoring van het oppervlaktewater. Hierdoor zijn voor een beoordeling nu twee meetrondes per meetpunt beschikbaar. Daarmee is de dataset nog te beperkt om eenduidige conclusies per meetpunt te trekken. Gezamenlijk geven de meetpunten wel inzicht in de trend van mogelijke gezondheidseffecten voor het benedenstroomse gebied.

Blootstelling PFAS in oppervlaktewater

In 2020 berekende het RIVM voor PFOS en PFOA wat de concentratie van de stoffen in water mag zijn als mensen regelmatig hierin zwemmen of zelfgevangen vis consumeren (Muller & Smit, 2020). Sindsdien heeft de Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA) een nieuwe opinie gepubliceerd over de gezondheidkundige risico's van PFAS in voedsel. Op basis van nieuwe wetenschappelijke informatie is de gezondheidkundige grenswaarde voor de inname van PFAS (som van 4 PFAS; PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS) flink naar beneden bijgesteld (EFSA, 2020). Daarmee zijn de waterkwaliteitsnormen en de getallen van Muller en Smit uit 2020 inmiddels achterhaald en geven ze een onderschatting van het risico.

Om een risicoschatting te maken voor blootstelling aan PFAS door zwemmen in oppervlaktewater, wordt berekend welke blootstelling er plaatsvindt door het inslikken van water. Voor PFOA en GenX bleek dat opname via de huid en het inademen van dampen niet of nauwelijks bijdragen aan de totale blootstelling door zwemmen in water waarin deze PFAS aanwezig waren (RIVM, 2018a en b). Daarom is ook voor de huidige risicoschatting aangenomen dat voor PFAS het inslikken van water het meest bepalend is voor het risico. De berekende blootstelling

is vervolgens vergeleken met de nieuwe gezondheidkundige grenswaarde van de EFSA. Hiervoor is de door EFSA vastgestelde Tolereerbare Wekelijkse Inname (TWI) van 4,4 ng/kg lichaamsgewicht, omgerekend naar een overeenkomend Tolereerbare Dagelijkse Inname (TDI) van 0,63 ng/kg lichaamsgewicht. In lijn met eerdere adviezen (Smit et al. 2011; Muller en Smit, 2020; Geraets, 2021) kan de blootstelling door zwemmen als volgt berekend worden:

$$\text{Blootstelling} = \frac{(C_{\text{opp.water}} \times \text{ingeslikt water} \times \text{zwemfrequentie})}{(\text{Lichaamsgewicht} \times 365)}$$

Blootstelling	= berekende blootstelling (ng/kg lg/d)
$C_{\text{opp.water}}$	= gemeten concentratie in oppervlaktewater (ng/L)
Ingeslikt water	= 0,17 L per dag
Zwemfrequentie	= respectievelijk 25 (realistisch <i>worstcase</i>) of 365 (<i>worstcase</i>) dagen

Lichaamsgewicht is respectievelijk 15kg kind en 70kg volwassenen.

De beoordeling van PFAS vindt plaats voor PFOS, PFOA en de overige gemeten PFAS, voor zover die zijn aangetroffen boven de rapportagegrens. Bij een combinatie van meetwaarden en gerapporteerde rapportagegrenzen is de 'rapportagegrens x 0,7' gebruikt. PFAS die in het geheel niet boven de rapportagegrens zijn aangetroffen, zijn niet beoordeeld. Voor de risicoschatting van de PFAS anders dan PFOS en PFOA wordt de zogenoemde 'Relative Potency Factors' (RPF's; relatieve potentie factoren, bijlage 3) gebruikt, zoals dat ook bij de beoordeling van de moestuinen is gedaan. Hiermee kan de concentratie PFAS in een monster worden omgerekend in equivalente hoeveelheden PFOA (PFOA-equivalenten; som PEQ). De berekende blootstelling uitgedrukt als som van de PFOA-equivalenten kan worden vergeleken met de gezondheidkundige grenswaarde, eveneens uitgedrukt op basis van PFOA. De gemeten concentraties van de individuele PFAS zijn omgerekend in PFOA-equivalenten (PEQ) door te vermenigvuldigen met de bijbehorende RPF's. Vervolgens is voor elk monster de som van PEQ berekend. Een uitgebreide uitleg van de werking van de RPF-methode is beschreven in RIVM (2021).

Het RIVM werkt ook aan nieuwe voorstellen voor grenswaarden in water waarbij veilige visconsumptie mogelijk is (Smit en Verbruggen, 2022). Deze voorstellen zijn te gebruiken als indicatie van mogelijke risico's door visconsumptie in Perkpolder. Voor PFOA is de grenswaarde 0,26 ng/l en voor PFOS 0,0056 ng/l (5,6 pg/l). Er is gebruik gemaakt van de 'Relatieve Bioaccumulatie Factoren' (RBF) voor PFAS in vis uit Smit en Verbruggen (2022, bijlage 3). Als van een PFAS zowel een RPF als RBF bekend is, kan een gemeten concentratie van die PFAS in water worden omgerekend in PFOA-equivalenten (ng PEQ/L) in water. Deze kan dan worden vergeleken met de grenswaarde voor veilige visconsumptie. De opgetelde PEQ's leveren de totale som aan PFOA-equivalenten in water ($\Sigma \text{PEQ}_{\text{water, PFAS}}$) volgens:

$$\text{Som PEQ}_{\text{water}} = \text{som} (C_{\text{opp.water}} \times \text{RPF} \times \text{RBF})$$

Som PEQ _{water}	= totaal aan PFOA-equivalenten in water (ng/L)
C _{opp.water}	= concentratie PFAS in water (ng/L)
RPF	= PFAS specifieke relatieve potentiefactor
RBF	= PFAS specifieke relatieve bioaccumulatiefactor

Beoordeling PFAS in verschillende deelgebieden Perkpolder

De PFAS die zijn aangetroffen in het oppervlaktewater van Perkpolder zijn waarschijnlijk niet te relateren aan het gebruik van TGG in de zeedijk. In de TGG zijn deze PFAS beperkt aangetroffen. Ook in een eerdere evaluatie van 250 TGG-monsters is geen verklaring te vinden voor de PFAS in het oppervlaktewater in Perkpolder (Brand et al. 2021). Wel worden dezelfde PFAS aangetroffen in de Westerschelde, bovenstrooms van de dijk en in het buitendijkse getijdegebied. Omdat bekend is dat de polder achter de zeedijk onder invloed staat van de Westerschelde door kwel, is het aannemelijk dat de PFAS in het oppervlaktewater bepaald worden door het water uit de Westerschelde. De herkomst van de PFAS is in het kader van deze opdracht niet verder onderzocht.

Voor de kwel sloten en het Weeltje is het onwaarschijnlijk dat mensen het water inslikken, omdat hier geen sprake is van water met een recreatieve functie dat zwemmen bevordert. Het water uit de kwel slot stroomt echter naar het natuurgebied De Vogel, waar gezwommen wordt. Natuurgebied De Vogel is niet onderzocht binnen dit onderzoekskader, omdat hiervoor geen meetpunten beschikbaar zijn. Daarom is deze risicoschatting indicatief voor zwemmen op de locatie De Vogel.

In tabel 3.10 is de PFAS-concentratie (uitgedrukt als som PFOA-equivalenten, som PEQ) in de verschillende onderzochte deelgebieden gegeven. Daarnaast is de PFAS-blootstelling voor de scenario's van respectievelijk 25 (realistische *worstcase*) en 365 (*worstcase*) dagen zwemmen per jaar door volwassenen en kinderen gegeven. Ook is de berekende som PEQ voor water in relatie tot visconsumptie gegeven.

Uit de risicoschatting blijkt dat als er jaarlijks 25 dagen gedurende het hele leven wordt gezwommen, er geen negatieve effecten op de gezondheid worden verwacht. In het extreme geval van dagelijks zwemmen en uitgaande van de gemiddelde en hoogste concentraties PFAS in oppervlaktewater, ligt de berekende blootstelling boven de veilige grenswaarde. Een dergelijke blootstelling is niet aannemelijk voor de onderzochte locaties omdat niet verwacht wordt dat een zwemmer hier dagelijks zwemt.

Huidopname van PFAS draagt niet of slechts beperkt bij aan de blootstelling van mensen die in contact komen met het water. Sporadisch contact met het water in de kwel sloten en het Weeltje heeft dan ook geen negatieve effecten op de gezondheid van mensen. Gezien de *worstcase*-aannames die gedaan zijn in deze risicoschatting, het feit dat het onderzochte water niet als officiële zwemwaterlocatie fungeert en omdat huidcontact beperkt bijdraagt aan de blootstelling van mensen, wordt er bij de onderzochte meetpunten door PFAS geen

negatief effect op de gezondheid verwacht. Omdat het onderzochte water richting natuurgebied De Vogel stroomt en er daar wel sprake is van een officiële zwemwaterlocatie waar vaker wordt gezwommen, wordt aanbevolen om nader onderzoek te doen naar de aanwezigheid van PFAS in het zwemwater bij De Vogel en andere officiële zwemwaterlocaties in de directe omgeving. Dit onderzoek staat los van het gebruik van TGG in de zeedijk.

Opgemerkt wordt dat blootstelling aan PFAS via het inslikken van zwemwater niet de totale MTR mag opvullen. Er moet namelijk rekening worden gehouden met het feit dat mensen PFAS ook via andere bronnen kunnen binnenkrijgen. Uit eerder RIVM-onderzoek is gebleken dat mensen in Nederland al te veel PFAS binnen krijgen via voedsel en drinkwater (RIVM, 2022b).

Uit tabel 3.11 blijkt verder dat de berekende som PEQ in het oppervlaktewater boven de veilige grenswaarde voor dagelijkse blootstelling via visconsumptie ligt. Daarom is er sprake van een nadelige beïnvloeding op de gezondheid van mensen die deze vis regelmatig eten. Het eten van lokaal gevangen vis wordt dan ook afgeraden.

Tabel 3.10 Berekende blootstelling bij zwemmen en de som PEQ in water voor visconsumptie in de verschillende deelgebieden in Perkpolder (westelijke en zuidelijke kwelsloot, Weeltje en benedenstroomse polder) op basis van minimale, gemiddelde en maximale berekende PFOA-equivalenten (som PEQ) in het oppervlaktewater.

PFAS	SOM PEQ (ng/L)	Blootstelling 25 dagen zwemmen (realistisch worstcase) (ng PEQ/kg lg/d)		Blootstelling 365 dagen zwemmen (worstcase) (ng PEQ/kg lg/d)		SomPEQ _{water} voor visconsumptie (ng PEQ/l)
		Kind	Volwassen	Kind	Volwassen	
Westelijke kwelsloot						
Min	53,4	0,04	0,009	0,61	0,13	376,7
Gemid	106,4	0,08	0,02	1,2	0,26	961,1
Max	199,2	0,15	0,03	2,3	0,48	1863,3

PFAS	SOM PEQ (ng/L)	Blootstelling 25 dagen zwemmen (realistisch worstcase) (ng PEQ/kg lg/d)		Blootstelling 365 dagen zwemmen (worstcase) (ng PEQ/kg lg/d)		SomPEQ _{water} voor visconsumptie (ng PEQ/l)
		Kind	Volwassen	Kind	Volwassen	
Zuidelijke kwelsloot						
Min	26,0	0,02	0,004	0,29	0,06	127,6
Gemid	142,0	0,11	0,02	1,6	0,34	899,8
Max	781,0	0,61	0,13	8,9	1,9	4795,9

PFAS	SOM PEQ (ng/L)	Blootstelling 25 dagen zwemmen (realistisch worstcase) (ng PEQ/kg lg/d)		Blootstelling 365 dagen zwemmen (worstcase) (ng PEQ/kg lg/d)		SomPEQ _{water} voor visconsumptie (ng PEQ/l)
		Kind	Volwassen	Kind	Volwassen	
Benedenstroomse polder (min = meetpunt O70 en max = meetpunt O50.4)						
Min	30,4	0,02	0,01	0,34	0,07	195,6
Gemid	79,6	0,06	0,01	0,90	0,19	777,0
Max	305,9	0,24	0,05	3,5	0,74	3849,3

PFAS	SOM PEQ (ng/L)	Blootstelling 25 dagen zwemmen (realistisch worstcase) (ng PEQ/kg lg/d)		Blootstelling 365 dagen zwemmen (worstcase) (ng PEQ/kg lg/d)		SomPEQ _{water} voor visconsumptie (ng PEQ/l)
		Kind	Volwassen	Kind	Volwassen	
Weeltje						
Min	53,8	0,04	0,009	0,61	0,13	420,1
Gemid	109,9	0,09	0,02	1,2	0,26	1079,1
Max	165,9	0,12	0,03	1,9	0,40	1738,1
Grenswaarde blootstelling PFOA		0,63 ng/kg lg/dag				0,26 ng/l

Beoordeling zouten, nutriënten en macroparameters

Stoffen als chloride, sulfaat, natrium en kalium worden met verschillende namen aangeduid binnen verschillende vakgebieden. In dit rapport gebruiken we zouten als een verzamelnaam.

Perkpolder staat onder directe invloed van de Westerschelde en heeft van nature een hoog zoutgehalte. Van TGG is bekend dat er eveneens hoge concentratie zouten kunnen uitlogen. Omdat er sprake is van een hoge natuurlijke achtergrondconcentratie, is het moeilijk om de bijdrage vanuit TGG exact te duiden. Deltares heeft wel via de bromide-/chloride-verhouding aangetoond dat TGG een bijdrage levert aan de kwelsloot (Van der Star et al 2019, 2020 en 2021).

In tegenstelling tot de meeste andere onderzochte stoffen zijn zouten voor mensen nauwelijks schadelijk en zelfs noodzakelijk voor het goed functioneren van het menselijk lichaam. Ze zitten dan ook allemaal in meer of mindere mate in ons dagelijkse voedsel. Het is daarom dus ook moeilijk om risicogrenzen voor deze parameters af te leiden. De zouten zijn een relatief grote groep stoffen die vanwege hun mobiele karakter (ze spoelen snel uit naar grond- en oppervlaktewater) vaak niet genormeerd zijn in de bodem. Voor grond- en oppervlaktewateren bestaan voor sommige van deze stoffen wel normen, maar deze zijn vaak gebaseerd op bedrijfstechnische (voorkomen van corrosie van waterleidingen) of zintuigelijke (zoals smaak, geur of kleur) overwegingen. Onderstaande paragrafen leggen kort uit wat de rol is van deze zouten. Als er normen zijn, beschrijven ze waarop deze zijn gebaseerd. Voor alle zouten geldt dat ze niet via de huid worden

opgenomen, maar mensen ze actief moeten innemen, zoals door (on)bewust drinken of inslikken van grond- of oppervlaktewater.

Chloride

Chloride komt van nature in hoge concentraties voor in brak of zout water. Chloride is van belang voor de gezondheid van de mens, omdat het een rol speelt in de vochtbalans in het lichaam. Verhoogde concentraties kunnen nadelige effecten hebben, omdat cellen dan uitdrogen. Toch is de huidige grenswaarde die relevant is voor mensen (drinkwater) gebaseerd op het voorkomen corrosie van waterleidingen (150 mg/l).

Sulfaat

Sulfaat is zoals chloride een veel voorkomende stof in zeewater en dus in door zee beïnvloede gebieden. Voor de mens speelt sulfaat een belangrijke rol in de synthese van eiwitten. Sulfaat wordt slecht opgenomen door het menselijke maag-darmstelsel en passeert slechts langzaam de celmembranen (Brand et al. 2008; WHO, 1984; Daniels, 1988). Voor mensen is sulfaat dan ook weinig toxisch. Sulfaatconcentraties boven circa 500 mg/l in drinkwater kunnen een laxerend effect hebben op kinderen en ouderen. De laxerende werking is van korte duur en heeft verder geen nadelige gevolgen (WHO, 2004). Veel vaker blijkt dat sulfaat bijdraagt aan de smaak van water en tot corrosie van leidingen kan leiden. Om deze reden ligt de huidige sulfaatnorm in water dat als drinkwater wordt bereid op 150 mg/l.

Stikstof (nitraat, ammonia en ammonium)

Stikstofverbindingen zijn belangrijke precursoren voor aminozuren. Verhoogde stikstofconcentraties komen vaak door landbouwkundig gebruik (mest en meststoffen) en industrie. In Nederland voldoet ongeveer 50 procent van de oppervlaktewaterlichamen niet aan de stikstofnormen (Van Duijnhoven et al. 2019). De huidige nitraatnorm in oppervlaktewater voor het bereiden van drinkwater is momenteel 50 mg/l. Voor ammonium is dat 1,5 mg/l. Voor drinkwater zelf wordt voor ammonium om bedrijfstechnische redenen een waarde van 0,20 mg/l aangehouden.

Bromide

Bromide komt ook van nature in zeewater voor en in door de zee beïnvloede gebieden. Zo ook in Perkpolder. Bromide kan bij een te hoge inname door mensen leiden tot misselijkheid en verlamming (WHO, 2009). Voor de mens adviseert het WHO dat bromideconcentraties in drinkwater voor volwassenen beneden de 10 mg/l liggen (WHO, 2009). Dit gaat uitsluitend om de toxiciteit van de bromide-ion, omdat bromide in water ook kan reageren met aanwezige organische verbindingen tot giftige broomverbindingen.

Natrium

Natrium draagt bij aan het behouden van de vochtbalans in het lichaam van dieren en mensen. Het komt van nature voor in zeewater en is na chloride het meest voorkomende element. Langdurige blootstelling aan verhoogde natriumconcentraties kan in dier en mens leiden tot nierschade en een verhoogde bloeddruk. Maar vanwege de goede afvoer van natrium uit het menselijk lichaam komt acute toxiciteit zelden voor

(WHO, 2003). De huidige gebruikte norm voor natrium in oppervlaktewater voor drinkwaterbereiding is 120 mg/l. Deze norm is vermoedelijk gebaseerd op een smaakgrens (200 mg/l; WHO, 2003).

Kalium

Kalium komt ook van nature voor in door zee beïnvloede gebieden, omdat het onderdeel is van zeewater. In mensen komt vergiftiging door kalium zelden voor, omdat de nieren het goed kunnen afvoeren (WHO, 2009). Bij hoge concentraties kan er sprake zijn van diarree, misselijkheid, kortademigheid en hartfalen. Voor kalium zijn geen milieukwaliteitsnormen. Ook de WHO heeft geen richtwaarde voor kalium in drinkwater gepubliceerd. Er zijn namelijk geen aanwijzingen dat de in drinkwater gemeten concentraties een probleem vormen voor de mens (WHO, 2009).

Conclusie oppervlaktewater

Er worden geen negatieve effecten op de gezondheid van mensen verwacht door verontreinigingen uit TGG bij een levenslange blootstelling door zwemmen (zowel 25 als 365 dagen per jaar). Dit geldt voor de beide kwelsloten, het Weeltje en het benedenstroomse oppervlaktewater in de polder.

In de zuidelijke kwelsloot en in het Weeltje wordt een ongewenste bijdrage aan de blootstelling berekend (een bijdrage groter dan 20 procent van het MTR) als er sprake zou zijn van langdurig en regelmatig contact (365 dagen per jaar) met het water. Hetzelfde geldt voor de aanwezigheid van arseen in het Weeltje. De voornaamste blootstelling aan deze stoffen vindt plaats door het (on)bewust inslikken van waterbodemp. In beide gevallen is er nog geen sprake van negatieve effecten op de gezondheid, omdat het MTR (100 procent) niet wordt overschreden. Bovendien is het onwaarschijnlijk dat er sprake is van en dergelijk intensief contact met het water in de zuidelijke kwelsloot en het Weeltje. Er zijn namelijk geen signalen dat er op deze locaties wordt gezwommen.

In alle deelgebieden van Perkpolder worden verschillende PFAS aangetroffen in het water. Zo ook buitendijks en bovenstrooms van de dijk. Deze PFAS lijken niet gerelateerd aan het gebruik van TGG in de zeedijk. In de TGG zijn namelijk beperkte concentraties en in een andere samenstelling aangetroffen (Van der Star et al. 2019; Van der Star et al. 2020) dan in het oppervlaktewater. Bij een zwemfrequentie van 25 dagen is er geen negatief effect op de gezondheid. Bij een zwemfrequentie van 365 dagen kunnen negatieve gezondheidseffecten niet worden uitgesloten. Het gehanteerde beoordelingsscenario is echter dermate *worstcase*, dat de blootstelling in werkelijkheid waarschijnlijk veel lager is. De voornaamste blootstelling aan PFAS bij zwemmen vindt plaats via het inslikken van water. De opname van PFAS via de huid levert geen relevante bijdrage aan de blootstelling.

Vanwege de aanwezige concentraties PFAS wordt de consumptie van zelfgevangen vis ontraden. In zowel de kwelsloten, het Weeltje en de benedenstroomse polder liggen de PFAS-concentraties boven de grenswaarde voor veilige visconsumptie. Ook arseen en dioxines (laatste eenmalige aangetroffen in de westelijke kwelsloot) geven aanleiding om

de consumptie van vis uit eigen vangst af te raden. In het algemeen worden dioxines, zware metalen en ook PFAS vaak in het Nederlandse oppervlaktewater aangetroffen als diffuse verontreiniging. Diffuus wil zeggen dat er geen eenduidige bron is voor de herkomst van een verontreiniging. Daarom raadt het Voedingscentrum het af om regelmatig zelfgevangen zoetwatervis uit Nederlandse wateren te eten (Voedingscentrum, 2022). Dit advies geldt dus voor alle wateren in Nederland en staat los van de zeedijk in Perkpolder.

Er zijn slechts enkele meetgegevens uit 2018 beschikbaar in de Westerschelde (twee ter hoogte van Bar Goed en twee ter hoogte van Walsoorden). Deze gegevens zijn te beperkt om een eenduidige uitspraak te kunnen doen over gezondheidsrisico's door zwemmen in de Westerschelde. Voor PFAS loopt er een apart onderzoek naar de zwemlocaties in de Westerschelde en er volgt nader onderzoek door RWS ter hoogte van Perkpolder (Geraets, 2022). Daarom is de beoordeling van de Westerschelde en het buitendijkse natuurgebied als zwemwater in het kader van dit onderzoek niet meegenomen. Gezien de concentraties PFAS in het onderzochte oppervlaktewater wordt een nader onderzoek naar de aanwezigheid van PFAS in officiële zwemwaterlocaties in regio aanbevolen. Dit onderzoek valt buiten het kader van de zeedijk.

3.2.3

Grondwater

Situatieschets

Het grondwater ter plaatse van de dijk en in de omgeving wordt sinds eind 2017 gemonitord (Van der Star et al. 2020). Het grondwater is (evenals het oppervlaktewater) in 2019 niet gemonitord. Dit gebeurde wel in 2020 en 2021. De monitoringsrondes vinden iedere drie maanden plaats, maar niet alle peilbuizen zijn ook in alle meetrondes gemonitord. Enkele peilbuizen zijn ook later in het onderzoekstraject geplaatst, waardoor de voorgaande grondwaterkwaliteit onbekend is.

Blootstelling

Om de humane risico's van blootstelling aan grondwater te onderzoeken, wordt ervan uitgegaan dat het grondwater ongezuiverd als drinkwater wordt gebruikt. Voor de beoordeling wordt aangenomen dat een volwassene levenslang dagelijks twee liter van het ongezuiverde grondwater drinkt. Voor kinderen is dit één liter gedurende de levensjaren 0-6. De blootstelling via deze route wordt net als bodem getoetst aan het MTR_{humaaan} . In Nederland komt de directe consumptie grondwater als drinkwater nauwelijks voor vanwege de goede drinkwatervoorzieningen.

De beschikbare grondwatermonsters zijn verdeeld in zoetwatermonsters en zoutwatermonsters. Voor de risicoschatting zijn alleen de monsters geselecteerd die voldoen aan de grenswaarde voor (zoet) drinkwater. Daarbij liggen de chloride- en sulfaatconcentraties beneden 150 mg/l. Deze grenswaarden zijn gebaseerd op bedrijfstechnische redenen (voorkomen van corrosie) of vanwege de veranderde smaak, geur of kleur van het drinkwater. Zoals de voorgaande paragraaf beschrijft, zijn beide stoffen weinig risicovol voor mensen. Daarom bestaat er geen gezondheidskundige risicogrens.

Zowel sulfaat als chloride komen geregeld voor in marien beïnvloede locaties zoals Perkpolder. Er zijn dus maar een beperkt aantal monsters die op basis van chloride- en sulfaatconcentraties geschikt zijn om als drinkwater te gebruiken. Vaak liggen deze meetlocaties in de zoetwaterbel. Per monsterlocatie waar zowel chloride- als sulfaatconcentraties beneden 150 mg/l liggen is voor de risicobeoordeling ongeacht het meettijdstip de hoogst gemeten stofconcentratie gebruikt.

Kader: Wettelijke toets versus risicobeoordeling grondwater

De conclusie van deze risicoschatting voor grondwater kunnen afwijken van door Deltares gemaakte conclusies (Van der Star et al. 2019, 2020 en 2021). Dit heeft te maken met het verschil tussen de huidige interventiewaarden voor grondwater en de in dit rapport gebruikte voorstellen voor risicogrenzen in grondwater. In de rapportages van Deltares wordt de kwaliteit van het grondwater beoordeeld op basis van de interventiewaarden en streefwaarden voor grondwater uit de Circulaire bodemsanering (2013). De streefwaarde geeft aan wat de gewenste kwaliteit is van het grondwater op de langetermijn. Deze is zoveel mogelijk gebaseerd op de verwaarloosbaar risiconiveau van een stof. De interventiewaarde is gebaseerd op concentraties waarboven ernstige risico's verwacht kunnen worden voor het beschermingsdoel (mens of milieu).

De streef- en interventiewaarden uit de circulaire bodemsanering dateren uit de jaren negentig en zijn inmiddels gebaseerd op een verouderde onderzoeksmethodiek. Voor zowel de mens als het milieu zijn er recentere onderzoeken verricht en voorstellen gedaan voor risicogrenswaarden (Brand et al. 2012; Lijzen et al. 2001). Deze risicogrenswaarden zijn niet overgenomen in wetgeving, maar afgeleid van de laatste wetenschappelijke stand van zaken. De risicogrenswaarden kunnen sterk verschillen van de interventiewaarden. Hierdoor kunnen dus verschillen ontstaan in conclusies.

Verder toetst dit hoofdstuk aan de grenswaarden voor de mens, terwijl de interventiewaarden gebaseerd zijn op de laagste risicogrenswaarde voor mens of ecosystemen. De risicogrenswaarden voor mens en milieu kunnen onderling van elkaar verschillen, omdat mensen bijvoorbeeld gevoeliger kunnen zijn voor een stof dan ecosystemen, of omgekeerd.

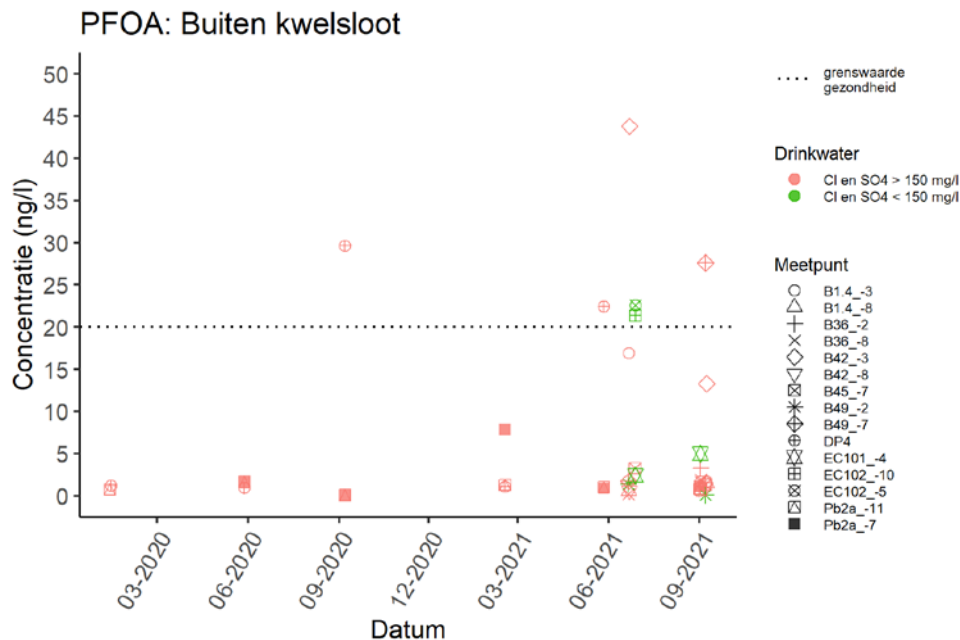
Voor stoffen als PFAS zijn er nog geen interventiewaarden in grondwater beschikbaar. Er zijn wel voorstellen voor risicogrenswaarden bekend. Hierdoor is het in dit onderzoek wel mogelijk om het risico van enkele PFAS te beoordelen.

Beoordeling

Voor de metalen en organische stoffen zijn er geen gezondheidsrisico's te verwachten door de aangetroffen concentraties in het zoete grondwater.

Op monsterlocatie EC-102 ter plaatse van het landbouwperceel leidt PFOA (22 ng/l) tot een risico-index net boven één. Het gaat om twee monsters die genomen zijn op verschillende dieptes (3,5 – 4,5 en 9,0 – 10,0 m-mv) van dezelfde peilbuis. De geschiktheid van het grondwater ter hoogte van peilbuis EC102 voor drinkwater is echter discutabel. Met

uitzondering van de hier gerapporteerde meting bleek de peilbuis in de resterende meetrondes namelijk zoutwater te bevatten. De monsters waarin de risicogrens voor PFOA wordt overschreden, zijn eind juni 2021 genomen. In de daaropvolgende meetronde, begin september 2021, is een concentratie van 1 ng/l gemeten (figuur 3.6). Die ligt ruim onder de risicogrenswaarden. Omdat dit de enige twee tijdstippen zijn waarop de locatie is onderzocht, is het niet duidelijk of het om een incidentele verhoging van PFOA gaat. In de nabijgelegen peilbuis (EC-101) die in de zoetwaterbel ligt, ligt de som aan PFOA meestal beneden 5 ng/l en daarmee ook beneden de risicogrenswaarden. In dezelfde monsters met verhoogde PFOA-concentraties zijn ook PFOS-concentraties gemeten. De individueel gemeten PFOS-concentraties leiden niet tot een overschrijding van de risicogrenswaarden, maar PFOS draagt daarmee wel bij aan het gecombineerde effect van PFAS op de gezondheid. Dat maakt dit meetpunt onbruikbaar voor drinkwater.



Figuur 3.6 PFOA-concentraties ten opzichte van de grenswaarde voor de gezondheid voor grondwater buiten de kwelsloot. De gestippelde lijn geeft de grenswaarde aan. De groengekleurde punten zijn monsters in zoet grondwater (chloride en sulfaat < 150 mg/l). De roodgekleurde monsters liggen in zout grondwater.

3.3 Beoordeling toekomstig situatie Koppeldijk

Voor de Koppeldijk bestaan plannen om nieuwbouwwoningen te bouwen. Om de humane gezondheidsrisico's in kaart te brengen, is een beoordeling uitgevoerd op basis van de hoogst gemeten concentraties in de bodem ter plaatse van de Koppeldijk en data van de moestuin V04 aan het Veerplein.

Om gezondheidsrisico's te beoordelen, worden de eerder besproken scenario's: 'wonen met moestuin' en 'wonen met tuin' gebruikt. Verder zal ook aan het scenario 'wonen zonder tuin' getoetst worden. Er zijn

namelijk ook gebouwen zonder tuin gepland, zoals de begane grondwoning van een appartementencomplex.

3.3.1 Wonen met tuin

Blootstelling

De blootstellingroutes en parametrisatie in dit scenario zijn identiek aan de blootstellingroutes die eerder zijn besproken (paragraaf 3.1.1). Samengevat is dit scenario gebaseerd op een levenslange blootstelling aan de bodem waarbij 10 procent van de groenten uit eigen tuin komen.

Beoordeling

Er worden op basis van de bodemkwaliteit van de dijk en in de moestuin aan de Veerhaven geen gezondheidsrisico's verwacht. Voor alle stoffen die beoordeeld kunnen worden, ligt de risico-index beneden 1. In tabel 3.11 staan de risico-indices. Vanwege het grote aantal onderzochte stoffen is een selectie van relevante stoffen voor TGG weergegeven.

3.3.2 Wonen met moestuin

Blootstelling

De blootstellingroutes en parametrisatie in dit scenario zijn identiek aan de blootstellingroutes die eerder besproken zijn (paragraaf 3.1.2). Dit scenario verschilt van het scenario 'wonen met tuin' door de veronderstelde consumptie van gewassen uit eigen tuin, respectievelijke 100 procent bladgewassen en 50 procent knolgewassen.

Beoordeling

Uit de risicobeoordeling komen geen stoffen naar voren die in de gemeten concentratie een risico vormen (zie tabel 3.11). Dit geldt voor zowel de individuele stoffen als de combinatie van stoffen. De risico-indexwaarden voor alle stoffen liggen ruim beneden één.

Tabel 3.11 Uitkomsten van de risicobeoordeling van de toekomstige situatie aan de Koppeldijk. Zowel de risico-index voor individuele stoffen als de combinatie van stoffen zijn opgenomen voor de scenario's 'wonen met moestuin' (Wmm), 'wonen met tuin' (Wmt) en 'wonen zonder tuin' (Wzt).

Stof	Risico-index: individuele stoffen			Risico-index: combinatie van stoffen		
	Wmm	Wmt	Wzt	Wmm	Wmt	Wzt
arseen	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
barium	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
cadmium	0,1	< 0,1	< 0,1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
chromium	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
kobalt	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
koper	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
kwik (anorganisch)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
lood	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
nikkel	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
vanadium	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
tin	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
zink	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.

Stof	Risico-index: individuele stoffen			Risico-index: combinatie van stoffen		
	Wmm	Wmt	Wzt	Wmm	Wmt	Wzt
fenantreen	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
fluorantheen	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
chryseen	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
benzo(a)antraceen	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
benzo(a)pyreen	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
benzo(k)fluorantheen	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
benzo(g,h,i)peryleen	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Minerale olie (C30-C35)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
aldrin	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
chloordaan (som)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
DDD (som)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
DDE (som)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
DDT (som)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
heptachloorepoxide (som)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
PFOA	0,1	< 0,1	< 0,1	0,5	< 0,1	< 0,1
PFOS	0,4	< 0,1	< 0,1	0,5	< 0,1	< 0,1

3.3.3

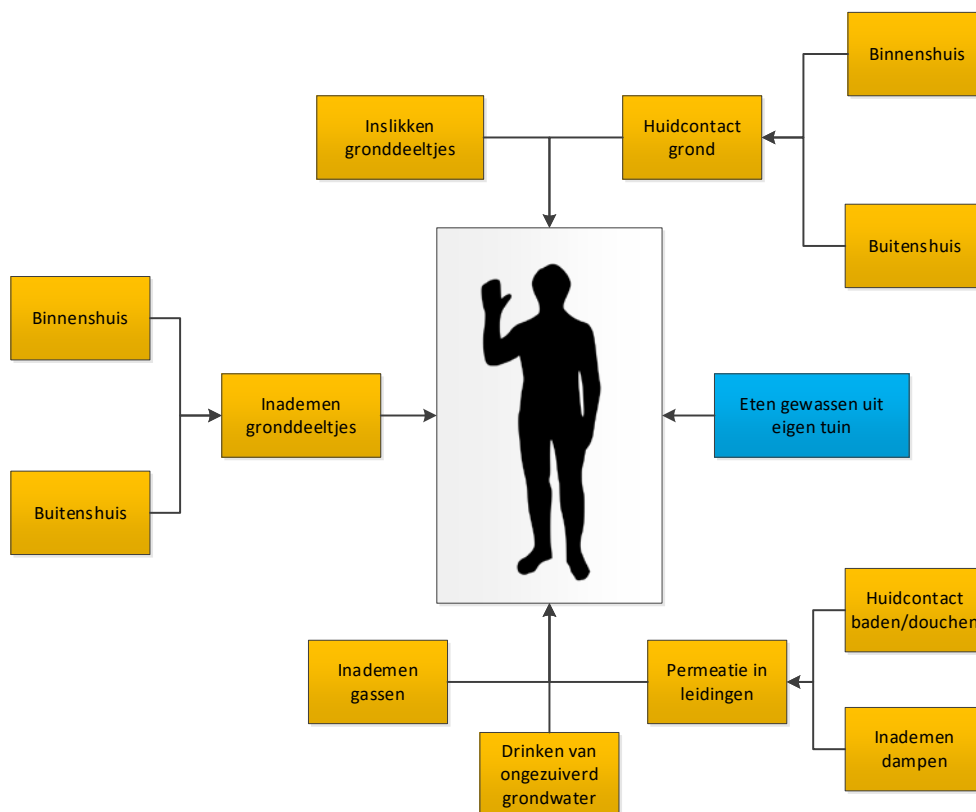
Wonen zonder tuin

Situatieschets

Dit scenario gaat ervan uit dat de bewoner geen tuin heeft. Dit scenario is representatief voor bewoners van bijvoorbeeld de begane grond van een appartementencomplex.

Blootstelling

Figuur 3.6 geeft de relevante blootstellingsroutes weer. Het voornaamste verschil tussen dit scenario en de voorgaande scenario's is dat er geen consumptie van groenten uit eigen tuin plaatsvindt. Verder rekent dit scenario met minder ingeslikte gronddeeltjes. In tabel 3.12 staat de bijbehorende modelparametrisatie.



Figuur 3.7 Relevante blootstellingsroutes scenario 'wonen zonder tuin'. De blootstellingsroutes in oranje zijn wel relevant voor de Koppeldijk. De blootstellingsroutes in blauw zijn niet relevant voor de Koppeldijk.

Tabel 3.12 Blootstellingsparameters 'wonen zonder tuin'.

Parameters	Kind	Volwassene	Eenheid
Inslikken gronddeeltjes (jaargemiddelde)	20	10	[mg/dag]
Tijd binnenshuis	21,14	22,86	[uur/dag]
Tijd buitenshuis	2,86	1,14	[uur/dag]
Tijd contact met grond binnenshuis	9,14	14,86	[uur/day]
Tijd contact met grond buitenshuis	2,86	1,14	[uur/dag]
Percentage knolgewas uit eigen tuin	0	0	[%]
Percentage blad gewassen uit eigen tuin	0	0	[%]
Dagelijkse consumptie knolgewassen ¹	n.v.t.	n.v.t.	[g/dag]
Dagelijkse consumptie bladgewassen ¹	n.v.t.	n.v.t.	[g/dag]
Dagelijkse consumptie aardappelen ²	n.v.t.	n.v.t.	[g/dag-]
Dagelijkse consumptie andere groenten ²	n.v.t.	n.v.t.	[g/dag]
Grenswaarde risico's gezondheid	MTR	MTR	[mg/kg lg/ dag]

1. Organische verontreinigingen

2. Metalen

Beoordeling

Op basis van modeluitkomsten blijken er uitgaande van dit scenario (zie tabel 3.11) geen gezondheidsrisico's te zijn voor toekomstige bewoners.

In dit scenario vindt geen consumptie van groenten plaats en worden minder gronddeeltjes ingeslikt wegens het ontbreken van een tuin. Hierdoor vindt er dus minder blootstelling plaats dan in de scenario's 'wonen met (moes)tuin'. Het (on)bewust inslikken van grond en het eten van gewassen uit eigen tuin zijn namelijk voor veel van de aanwezige stoffen de voornaamste blootstellingsroutes.

3.4 Conclusies gezondheid mensen

Er worden geen gezondheidsrisico's verwacht voor mensen die wonen of wandelen in de nabijheid van de dijk door blootstelling aan TGG. Ook de toekomstige bebouwing op de Koppeldijk en het verwaaien van TGG tijdens de voormalige werkzaamheden bij de aanleg van de dijk naar nabijgelegen moestuinen leiden niet tot gezondheidsrisico's. De aanwezige concentraties in de toplaag van de dijk en van de moestuinen zijn onderzocht, uitgaande van een levenslange blootstelling.

Op één perceel in Walsoorden zijn PCB's aangetroffen, die bij een hoge gewasconsumptie (100 procent bladgewassen uit eigen tuin en 50 procent knolgewassen) gezondheidsrisico's kunnen geven. Het is onbekend of deze hoge gewasconsumptie in werkelijkheid plaatsvindt en bij een lagere consumptie zijn er geen risico's. De aanwezigheid van PCB's kan niet worden gerelateerd aan het gebruik van TGG in de zeedijk, omdat de PCB's niet in TGG zijn aangetroffen en ook niet op naast gelegen percelen aanwezig zijn.

Bij een zwemfrequentie van 25 dagen per jaar gedurende het hele leven worden er geen negatieve gezondheidseffecten verwacht. Bij een zwemfrequentie van 365 dagen per jaar kunnen voor PFAS negatieve effecten op de gezondheid niet worden uitgesloten. Omdat het onderzochte water geen officiële zwemwaterlocaties zijn, is een dergelijke blootstelling niet aannemelijk en naar verwachting zal een zwemmer niet dagelijks op deze locaties zwemmen. Op de onderzochte locaties is er waarschijnlijk alleen sprake van sporadisch huidcontact.

De concentraties PFAS in oppervlaktewater liggen boven de grenswaarde voor veilige visconsumptie. Daarom wordt consumptie van zelf gevangen vis afgeraden. Hetzelfde geldt voor de aanwezige concentraties arseen en dioxines (laatste eenmalige meting westelijke kwelsloot). De herkomst van arseen is niet eenduidig vast te stellen, omdat deze in het hele gebied wordt aangetroffen. Het arseen kan een natuurlijke herkomst hebben, maar kan ook uit de TGG afkomstig zijn. PFAS lijken niet te relateren aan de TGG, omdat deze niet in hoge concentraties in de TGG worden aangetroffen, de PFAS in de TGG anders zijn dan de PFAS in het oppervlaktewater, en omdat de PFAS ook bovenstrooms van de dijk en in Westerschelde worden aangetroffen. Omdat dioxines in de TGG zonder uitzondering laag zijn, lijkt ook de aanwezige concentratie dioxines in het oppervlaktewater niet verklaard te worden door de TGG.

Hoewel het drinken van ongezuiverd grondwater in Nederland slechts beperkt voorkomt, is het zoete grondwater (de zoetwaterbel) hiervoor wel onderzocht. Er worden geen gezondheidsrisico's verwacht door het drinken van twee liter ongezuiverd grondwater per dag (levenslang).

Voor de monsters buiten de zoetwaterbel geldt dat de aanwezige concentraties (deels natuurlijke) zouten het water al onbruikbaar maken als drinkwater.

4 Risicoschatting ecosystemen en honden

4.1 Grond (toplaag dijk)

In 2018 heeft Deltares onderzoek uitgevoerd naar de dikte en kwaliteit van de dijktoplaag. In 2020 is het onderzoek in de toplaag verder afgerond met de bemonstering van 'dijkvak D', de Koppeldijk. De TGG in de kern van de dijk is gebruikt in de vorm van een zogenoemde 'grootschalige bodemtoepassing'. Hiervoor gelden wettelijk een aantal specifieke criteria, waaronder een verplichte afdekking met een schone grondlaag van minimaal 0,5 m dikte. Uit het Deltares-onderzoek moest duidelijk worden of de gebruikte 'gebiedseigen grond' inderdaad schoon is, en de toplaag dik genoeg was aangelegd (of gebleven). Daarnaast was het de vraag of de afdeklaag een voldoende barrière en isolatie vormt voor de in de TGG aanwezige stoffen.

Deltares heeft de onderzoeksresultaten uit 2018 en 2020 volgens de standaardmethoden getoetst aan de normen uit de Regeling Bodemkwaliteit en de Circulaire Bodemsanering. Voor de resultaten hiervan en een beschrijving van de onderzoekopzet, wordt verwezen naar de rapportages van Deltares (Van der Star et al. 2019; Van der Star et al. 2020).

In aanvulling daarop is in dit onderzoek meer specifiek gekeken naar de ecologische risico's die kunnen optreden door de stoffen die in de toplaagmonsters voorkomen. Hiervoor zijn de gehalten van stoffen vergeleken met de grens voor het 'Ernstig Risico-bodem' ($ER_{eco,bodem}$). Op basis hiervan kan worden nagegaan welke stoffen voorkomen in gehalten die tot effecten op planten en dieren kunnen leiden.

In een volgende stap is onderzocht of het geheel aan voorkomende stoffen aanleiding is om effecten door Toxische Druk te verwachten. De Toxische Druk is een maat voor de mogelijke stapeling van effecten, doordat meerdere stoffen in verhoogde concentraties voorkomen. De TD-methode biedt een meer reële benadering van het gecombineerde risico dat in een veldsituatie kan optreden. Om de TD te bepalen, is gebruik gemaakt van de rekenmodule uit de webtool Sanscrit (RIVM, 2022; zie ook paragraaf 2.5).

4.1.1 *Risicoschatting bodemecosysteem*

In de meetronde van 2018 zijn 42 stoffen onderzocht in 30 mengmonsters uit de toplaag van de dijk. De stoffen behoren tot de groepen: metalen, minerale olie, polychloorbifenylen (PCB), Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK), en overige anorganische verbindingen (bromide, fluoride, chloride, sulfaat). Niet alle stoffen kwamen in meetbare hoeveelheden voor. Het aantal stoffen met een gehalte boven de rapportagegrens varieerde per monster tussen de 7 en 24 stuks. Niet voor alle 42 stoffen zijn ecologische risicogrenzen beschikbaar in de vorm van een $ER_{eco,bodem}$. In dit onderzoek kon het effect van 24 stoffen in worden berekend.

Interpretatie risico-index – ecologische effecten

De risico-index geeft de verhouding tussen de berekende blootstelling en de grenswaarde voor ecologische effecten weer.

Een risico-index dient als volgt geïnterpreteerd te worden:

- Als de risico-index lager is dan 0,1, zijn de risico's op het ecosysteem verwaarloosbaar.
- Als de risico-index lager is dan 1, zijn negatieve ecologische effecten beperkt.
- Als de risico-index hoger is dan 1 spreekt men van een risico en zijn er maatregelen nodig om de effecten op het ecosysteem te verminderen.

Beoordeling en discussie

De toetsing op overschrijding van het ecologische Ernstig Risiconiveau (ER_{eco}) werd gedaan door een risico-index te berekenen. Het leverde geen overschrijdingen van het ER_{eco} op in de monsters van de toplaag uit 2018. De conclusie is dat er geen stoffen of mengmonsters zijn gevonden waar ernstige ecologische effecten worden verwacht (tabel 4.1). In aansluiting hierop werden geen meetbare gehalten van vluchtige organische verbindingen aangetroffen in de steekbusmonsters. Deze conclusie is in lijn met de eerdere bevinding dat de gebiedseigen grond die in de toplaag van de dijk is toegepast grotendeels aan de achtergrondwaarden voldoet.

In de meetronde van 2020 zijn grondmonsters uit de toplaag van de Koppeldijk onderzocht. De situatie in de Koppeldijk is anders dan die van de overige dijkvakken. Dit gedeelte ligt hoger en de TGG is in dit dijkvak eerst afgedekt met asfalt en, aanvullend, een grondlaag. Dit beperkt nog meer het transport van stoffen uit de TGG naar de afdeklaag. Het pakket chemische bodemanalyses is in 2020 uitgebreid met een inventarisatie van de PFAS-verbindingen. Het onderzoek op ecologische risico's in de acht toplaagmonsters van 2020, geeft eenzelfde beeld als die uit het onderzoek van 2018. De risico-index blijft voor alle gemeten en genormeerde stoffen kleiner dan 1. Ook de gevonden gehalten van PFOS en PFOA liggen onder de $ER_{eco,bodem}$ die voor deze stoffen is afgeleid. Er zijn geen vluchtige verbindingen gevonden.

Tabel 4.1 Berekende risico-index voor ecologische effecten in de toplaag van de dijk.

Stof	ER_{eco} (mg/kg)	Risico-index 2018	Risico-index 2020
Arseen (As)	85	0,2	0,2
Barium (Ba)	400	0,1	0,1
Cadmium (Cd)	13	<0,1	<0,1
Kobalt (Co)	180	<0,1	<0,1
Koper (Cu)	96	0,1	0,2
Kwik (Hg)	36	<0,1	<0,1
Molybdeen (Mo)	190	<0,1	-
Nikkel (Ni)	100	0,2	0,2
Lood (Pb)	580	<0,1	<0,1
Vanadium (V)	105	0,6	0,4
Zink (Zn)	350	0,3	0,96

Stof	ER _{eco} (mg/kg)	Risico-index 2018	Risico-index 2020
Polycyclische aromaten (PAK)			
Fenanthreen	31	<0,1	<0,1
Anthraceen	1,6	<0,1	<0,1
Fluorantheen	260	<0,1	<0,1
Benzo(a)anthraceen	2,5	0,2	<0,1
Chryseen	35	<0,1	<0,1
Benzo(k)fluorantheen	38	<0,1	<0,1
Benzo(a)pyreen	7	<0,1	<0,1
Benzo(ghi)peryleen	33	<0,1	<0,1
Indeno(123-cd)pyreen	1,9	<0,1	<0,1

Stof	ER _{eco} (mg/kg)	Risico-index 2018	Risico-index 2020
Zouten			
Chloride	390	0,5	0,2

Stof	ER _{eco} (mg/kg)	Risico-index 2018	Risico-index 2020
PerFluorKoolwaterstoffen (PFAS)			
perfluorooctaanzuur (PFOA)	50.000	-	<0,1
perfluorooctaansulfonzuur (PFOS)	9100	-	<0,1

4.1.2 Beoordeling Toxische Druk (TD) ecosystemen

In het RIVM-onderzoek van 2018 is de TD al eens berekend in een beperkt aantal grondmonsters en TGG-monsters uit de kern van de dijk (Brand et al. 2018). Voor de grondmonsters bleek er geen TD aanwezig. De TGG-monsters lieten een grote variatie in TD zien, van bijna 0 tot waarden waarbij een effect op meer dan 70 procent van de soorten kan optreden. Uit het onderzoek van 2018 kon wegens een te beperkte meetset nog geen oordeel worden gegeven over de kwaliteit van de toplaag. De toplaag is daarom in 2018 en 2020 aanvullend onderzocht en wordt hier beoordeeld.

De verontreinigingsgehalten in de dijkafdeklaag zijn laag. Daarom is voor de TD-berekening met de toplaagmonsters van 2018 en 2020 een 'worstcase'-situatie nagebootst. Hierbij zijn de hoogste gemeten concentraties per stof uit alle waarnemingen gecombineerd in een 'fictief grondmonster'. Er worden twee grenzen gehanteerd om de ernst van de TD te bepalen, namelijk 25 procent en 65 procent bedreigde soorten. Deze criteria zijn in een beoordeling ook verbonden aan een toegestaan maximum beïnvloed oppervlakte. De grote van deze oppervlaktecriteria is weer afhankelijk van het type grondgebruik. Bij een gevoelig grondgebruik (natuur) is het oppervlaktecriterium kleiner dan bij een ongevoelig gebruik (industrie, Wintersen et al. 2014). Voor Perkpolder wordt als criterium gesteld dat 5000m² een TD van niet meer dan 25 procent mag hebben, en 500m² een TD van niet meer dan 65 procent. Dit komt overeen met een gemiddelde gevoeligheid voor groen met natuurwaarden.

In tabel 4.2 staan de gestandaardiseerde gehalten van stoffen die voor de berekening van de TD gebruikt konden worden. Boven aan de kolom

met concentraties staat het resultaat van de TD uit de rekentool van Sanscrit. De 30 mengmonsters uit 2018 vertonen geen Toxische Druk op basis van maximale gehalten van stoffen in de toplaag van de Zeedijk. De berekeningen met 8 mengmonsters uit 2020 leveren een (maximale) waarde van 7,6 procent. Dat wil zeggen dat in een 'worstcase' naar verwachting 7,6 procent van de soorten wordt bedreigd, of minimaal een negatief effect zal ondervinden. Daarmee voldoet de berekende TD voor de toplaag van de dijk aan de gestelde grenzen (kleiner dan 25 procent).

Tabel 4.2 Beoordeling van ecologische risico's op basis van de Toxische Druk (TD, Sanscrit rekentool 1.7.0). Gecombineerde maximum gestandaardiseerde gehalten van stoffen in mengmonsters ('worstcase') van de toplaag op de nieuwe zeedijk te Perkpolder, uit 2018 (westelijke dijk + zuidelijke dijk) en 2020 (Koppeldijk).

Resultaat TD	0.0%	7.6%
Naam monster	2018_max	2020_max
Organisch stof (%)	10	10
Lutum (%)	25	25

Resultaat TD	0.0%	7.6%
Naam monster	2018_max	2020_max
Stof	(mg/kg)	(mg/kg)
Metalen		
Arseen	19,2	14,1
Barium	40,2	50,3
Cadmium	0,4	0,4
Kobalt	13,1	9,5
Koper	11,8	15,4
Kwik	0,09	0,1
Lood	30,2	22,4
Molybdeen	2,1	-
Nikkel	21,5	20,5
Vanadium	65,8	44,7
Zink	94	335

Resultaat TD	0.0%	7.6%
Naam monster	2018_max	2020_max
PAK's		
Anthraceen	0,06	-
Benzo(a)anthraceen	0,4	0,1
Benzo(a)pyreen	0,4	0,1
Benzo(ghi)peryleen	0,3	0,1
Benzo(k)fluorantheen	0,2	0,07
Chryseen	0,5	0,1
Fenanthreen	0,2	0,06
Fluorantheen	0,9	0,2
Indeno(123cd)pyreen	0,3	0,1

Bij nadere beschouwing blijkt in 2020 de voornaamste bijdrage aan de TD te liggen bij één mengmonster (MM6). In dit monster is het zinkgehalte aanzienlijk hoger (335 mg/kg) dan in de overige monsters. Er lijkt sprake te zijn van een zeer plaatselijke verontreiniging met zink. Geconcludeerd wordt dat er ondanks het gebruik van de maximale concentraties in een 'worstcase-monster' geen noemenswaardige toxische druk aanwezig is in de toplaag van de dijk. Daarom worden er geen relevante effecten verwacht op het ecosysteem door de kwaliteit van de toplaag.

4.2 Grondwater

Voor grondwater is gebruik gemaakt van de herziene voorstellen voor ecologische grenswaarden (Ernstig risico; $ER_{eco,gw}$) uit Lijzen et al. (2001) en Brand et al. (2012). Deze grenswaarden zijn niet in wetgeving overgenomen, maar geven wel de meest recente grenswaarde voor ecosystemen. Deze waarden kunnen afwijken van de geldende streef- en interventiewaarden, zoals opgenomen in wetgeving. Zie voor een nadere toelichting het kader in paragraaf 3.2.3. Ook zijn er stoffen waarvoor geen interventiewaarden is opgenomen, zoals seleen, maar waarvoor wel risicogrenswaarden bekend zijn. Hierdoor kunnen verschillen ontstaan met conclusies die Deltares heeft gemaakt (Van der Star et al. 2019; Van der Star et al. 2021; Van der Star et al. 2022).

Er worden hier alleen stoffen benoemd die boven het ernstig risiconiveau zijn aangetroffen. Voor de andere stoffen geldt dat deze niet boven de rapportagegrens zijn aangetroffen, of dat concentraties onder de grens voor ernstige ecologische risico's liggen.

Koper

Koper is eenmalig in een monster van peilbuis B49 aangetroffen in een concentratie boven de $ER_{eco,gw}$ van 19 µg/l (Lijzen et al. 2001). Het monster waarin de verhoogde concentratie is aangetroffen, is in september 2021 genomen. In de metingen ervoor en erna is deze verhoging niet meer waargenomen en lagen de concentraties beneden de rapportagegrens van 2 µg/l. Deze peilbuis is alleen in de tweede helft van 2021 onderzocht. Op basis van de beperkte gegevens worden geen ecologische risico's verwacht. In nabijgelegen peilbuizen (B23 en B24) liggen de concentraties koper in alle monsters beneden de rapportagegrens. Hierdoor wordt niet verwacht dat het om structureel verhoogde koperconcentraties gaat.

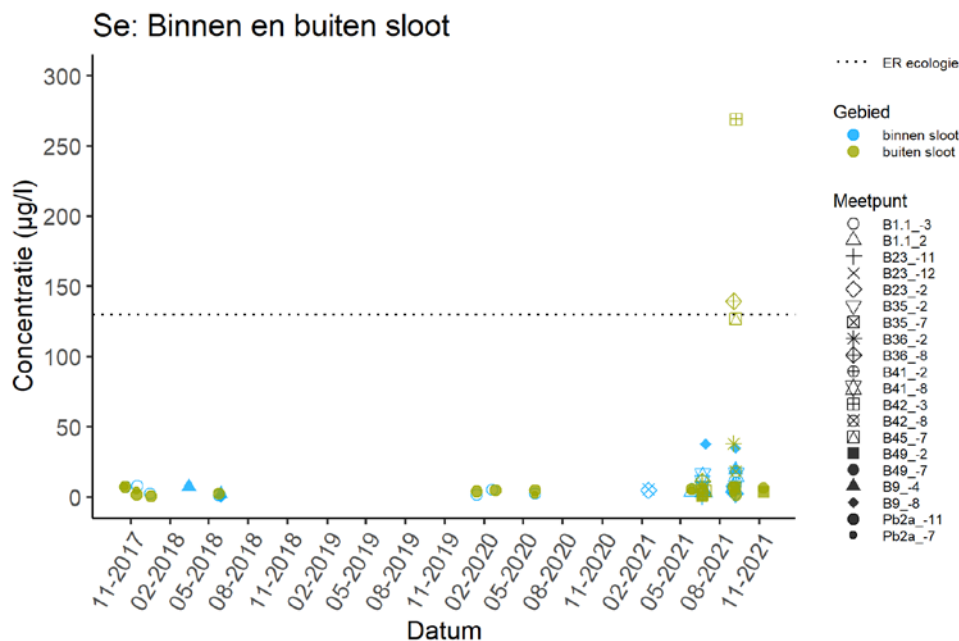
Lood

Lood is in één monster boven het $ER_{eco,gw}$ (150 µg/l; Lijzen et al. 2001) gemeten. Het gaat om het eerste monster dat genomen is van peilbuis B1.1 in 2018. Deze overschrijding is ook al besproken in het onderzoek van 2018 (Brand et al. 2018) en blijkt vooral te komen door het niet naleven van de benodigde wachttijd na het plaatsen van een peilbuis. In alle vervolgonsters lagen de concentraties beneden de rapportagegrens van 2 µg/l. In alle omringende peilbuizen (B3.1, DP4 en B1.4) liggen de concentraties lood ook beneden de bepalingsgrens. Om deze reden wordt er geen ecologisch effect door lood verwacht.

Seleen

Seleen is in drie monsters gemeten in concentraties die de $ER_{eco,gw}$ (130 $\mu\text{g/l}$; Brand et al. 2012) evenaren of overschrijden. De monsters zijn genomen van peilbuizen B36, B42 en B45 (figuur 4.1). Deze peilbuizen liggen niet dicht bij elkaar, maar bevinden zich allemaal net buiten de westelijke en zuidelijke kwelsloot ter hoogte van de landbouwpercelen. Deze locaties zijn pas recent voor het eerst onderzocht. B36 en B45 zijn voor het eerst in juni 2021 bemonsterd. B42 is voor het eerst in september 2021 bemonsterd. De diepte waarop verhoogde seleen concentraties zijn gemeten, varieert tussen circa 3 en 7 m-mv. Aan de dijkkant van de kwelsloot, op enkele meters afstand van de peilbuizen met verhoogde seleenconcentraties, zijn ook peilbuizen (B35, B41 en B9) geplaatst en bemonsterd. In deze monsters zijn slechts concentraties net boven de rapportagegrens gemeten. Daarmee zijn de concentraties aan de dijkzijde lager dan aan de kant van de landbouwpercelen. De oorzaak van de verhoogde seleenconcentraties aan de landbouwzijde is onbekend.

Op basis van beperkte meetgegevens in deze meetpunten kan nog geen eenduidige uitspraak worden gedaan over eventuele risico's. Tegelijkertijd kunnen ecologische risico's ook niet volledig worden uitgesloten. Het is dus van belang om de situatie in de gaten te houden om te bepalen of het om een tijdelijk of structureel verhoging van seleenconcentraties gaat.



Figuur 1.1 Seleenconcentraties in grondwater in het gebied binnen (dijkzijde) en buiten (landbouwzijde) de kwelsloot. De gestippelde lijn geeft de $ER_{eco,gw}$ aan.

Zink

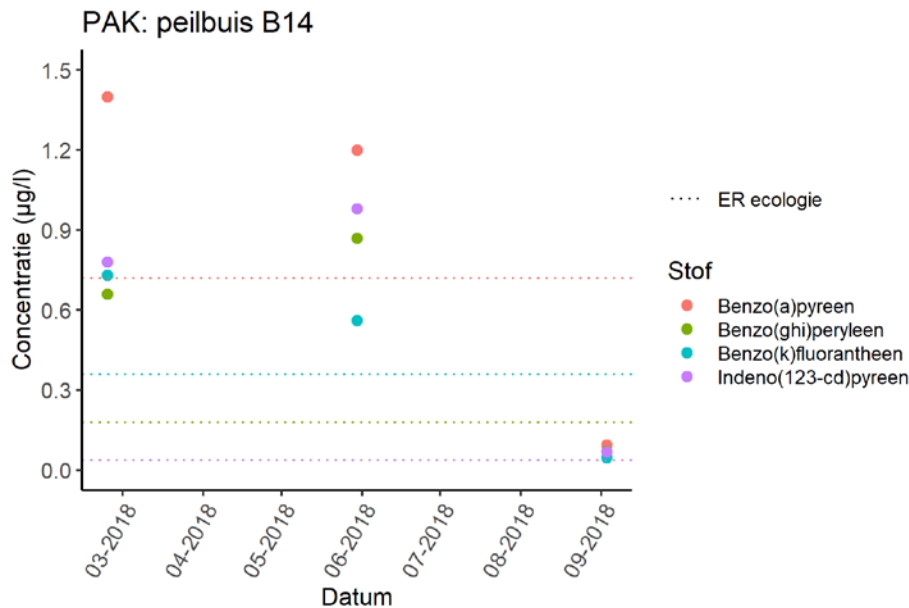
Van de onderzochte stoffen is zink het meest boven de $ER_{eco,gw}$ aangetroffen, maar voor bijna alle monsterpunten is er sprake van variatie in concentraties. Het gaat meestal om een eenmalige verhoging, waardoor het effect tijdelijk en lokaal van aard is. Alleen in meetpunt

B13 waar twee keer is gemeten, is ook beide keren sprake van een verhoging.

Concentraties boven de $ER_{eco,gw}$ zijn verder gemeten in de westelijke dijk (peilbuizen: B1.2, B2.2, B3.1), buiten de kwelsloot aan de westelijke dijk (peilbuizen: B1.4, Pb2a), in de zuidelijke dijk (peilbuizen: B13), binnen de kwelsloot nabij het Weeltje (B41), buiten de kwelsloot nabij het Weeltje (peilbuis B42), in het getijdegebied (peilbuis T1) en nabij Kalverdijk 3 (peilbuis EC-118). In de periode tussen 2017 en 2018 liggen de concentraties zink het meest boven de $ER_{eco,gw}$. In deze periode zijn in acht monsters afkomstig van vijf peilbuizen (Pb2a, B1.2, B2.3, B3.1 en B13) nabij de dijk, concentraties boven de $ER_{eco,gw}$ gemeten. In de periode tussen 2020 en 2021, zijn in vier monsters afkomstig van vier peilbuizen (B3.1, B41, B1.4 en B42) concentraties boven de $ER_{eco,gw}$ gemeten. De ecologische grenswaarde voor zink is flink lager dan de geldende interventiewaarde voor grondwater. De $ER_{eco,gw}$ waaraan getoetst is, bedraagt 91 $\mu\text{g/l}$ (Lijzen et al. 2001) en ligt daarmee ruim onder de interventiewaarde van 800 $\mu\text{g/l}$.

PAK

In peilbuis B14, ter plaatse van de Koppeldijk, zijn enkele polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) in concentraties boven de $ER_{eco,gw}$ gemeten. Het gaat om benzo (a) pyreen, benzo (g,h,i) peryleen, benzo (k) fluorantheen en indeno (1,2,3-c,d) pyreen (figuur 4.2). Deze peilbuis is alleen in de 2018 bemonsterd. In de periode waarin deze peilbuis bemonsterd is, lijkt er sprake te zijn van een neerwaartse trend. In de eerste meetrondes (februari, 2018) waren alle benoemde PAK in concentraties boven de $ER_{eco,gw}$ gemeten, terwijl in de laatste meetronden alleen indeno (1,2,3-cd) en pyreen in een concentratie net boven de $ER_{eco,gw}$ zijn aangetroffen. Gezien de beperkte dataset is het niet mogelijk om definitief de neerwaartse trend vast te stellen. Ook data van de nabijgelegen peilbuis B15 ontbreken. Deze peilbuis is wel in de periode tussen 2020 en 2021 onderzocht, maar de monsters zijn niet geanalyseerd op PAK.



Figuur 4.2 De concentraties van benzo(a)pyreen, benzo(g,h,i)peryleen, benzo(k)fluorantheen en indeno(1,2,3-cd)pyreen ten opzichte van de respectievelijke ER_{eco,gw}-waarden in peilbuis B14.

Zoals voor zink is er voor PAK sprake van een verschil tussen de ER_{eco,gw}, die gebruikt zijn voor deze vergelijking en de interventiewaarde. De ER_{eco,gw} (Lijzen et al. 2001) liggen hoger dan de interventiewaarden. Omdat de peilbuis in 2020 en 2021 niet is bemonsterd, is het onduidelijk of het om een tijdelijk PAK-verhoging gaat of dat er momenteel nog steeds sprake is van verhoogde concentraties. PAK zijn niet in hoge concentraties aangetroffen in de TGG en ook niet kenmerkend voor de TGG. De herkomst van PAK lijkt daarom niet te relateren aan de TGG.

4.3 Oppervlaktewater

4.3.1 Brakwater ecosystemen en risico's van stoffen

Het oppervlaktewater in Perkpolder staat onder invloed van kwelwater uit de Westerschelde. Bovendien ligt een aantal monsterpunten in het natuur-getijdengebied of in de Westerschelde zelf.

De zoutclassificatie op basis van het chloridegehalte geeft 9 monsters in de classificatie 'zeer brak', 46 'matig brak', 12 'licht brak', 2 'zeer licht brak' en 1 'zoet'. Het zoutgehalte varieert bovendien in de tijd. Het monsterpunt O9 heeft op 28-5-2021 de classificatie 'zoet', maar is op 31-8-2021 'matig brak'. Het hoogst gemeten chloridegehalte is 15.000 mg/L in O4c (buitendijks natuurgebied). Het blijft daarmee nog net onder de classificatie 'zout (zee)water'. Ook op dit meetpunt in het natuur-getijdengebied is de variatie aanzienlijk (6600 – 15.000 mg Cl/L), met een gemiddelde van 10.200 mg Cl/L. Benedenstrooms is er sprake van een afnemende zoutgradiënt. Het meest verafgelegen punt O70 bij natuurgebied De Vogel, heeft op de twee monsterdata nog een chloridegehalte van 1100 en 3800 mg Cl/L (licht- tot matig brak).

Het brakke tot zoute (wisselende) karakter van het onderzochte oppervlaktewater is van invloed op de samenstelling van planten en dieren die in dit type milieu kunnen leven. Zowel typische zoet- als zoutwaterorganismen zijn meestal niet in staat om het zoutgehalte, en daarmee ook het watergehalte, in hun lichaamcellen voldoende te reguleren om in beide uitersten (zoet-zout en vice versa) te kunnen overleven. De wisselende mate van brak oppervlaktewater zal tot een natuurlijke selectie leiden van soorten met een brede zout-tolerantie (euryhalien). De planten en dieren in het gebied zijn dus gewend aan een wisselende zoutconcentratie. Dat maakt dat de concentratie zouten uit de TGG slechts een beperkt effect heeft op het ecosysteem in het gebied. Dit hangt af van de snelheid en mate waarmee uitspoeling optreedt.

De brakke omstandigheden maken ook dat de beoordeling van ecologische risico's van stoffen in eerste instantie op basis van risicogrenswaarden voor zoutwater moet plaatsvinden. Hierdoor is er een beperkte lijst met ecologische grenswaarden beschikbaar om effecten te beoordelen. Voor zover relevant voor de interpretatie van ecologische risico's in het oppervlaktewater, is indicatief gebruik gemaakt van zoetwaternormen waar de zoutwaternormen ontbreken.

4.3.2 *Ecologische risico's*

Het oppervlaktewater is beoordeeld voor langdurige kwaliteit (jaargemiddelde) en toegestane kortdurende kwaliteit (maximaal aanvaardbaar). Daarvoor zijn alle gegevens gebruikt, die tussen 2017 en oktober 2021 zijn verzameld. In het totaal zijn er gegevens beschikbaar van 69 bemonsteringen op verschillende punten en in de loop van de tijd.

Riscoschatting langetermijn-belasting van stoffen

Tabel 4.3 geeft de lijst van stoffen die beoordeeld zijn. Het gaat hierbij om stoffen die zowel zijn aangetroffen in de monitoring, als stoffen waarvoor een ecologische grenswaarde beschikbaar is. Per meetpunt is een jaargemiddelde concentratie berekend voor zover het aantal metingen dit toestaat. In de tweede kolom staat het aantal keren, dat een stof is aangetroffen op de meetpunten waarvoor een jaargemiddelde concentratie kon worden berekend (maximaal 25). De gehalten zijn uitgedrukt als de risico-index.

Interpretatie risico-index – ecologische effecten

De risico-index geeft de verhouding tussen de berekende blootstelling en de grenswaarde voor ecologische effecten.

Een risico-index dient als volgt geïnterpreteerd te worden:

- Als de risico-index lager is dan 0,1, zijn de risico's op het ecosysteem verwaarloosbaar.
- Als de risico-index lager is dan 1, dan zijn negatieve ecologische effecten beperkt.
- Als de risico-index hoger is dan 1 spreekt men van een risico en moeten er maatregelen worden genomen om de blootstelling te verminderen.

In tabel 4.3 is verder samengevat hoe vaak de risico-index van 1 per deelgebied is overschreden en hoe groot die overschrijding maximaal

was. De gegevens over het Weeltje zijn ook verwerkt in de meetpunten die deel uit maken van het 'benedenstroomsgebied' (BeSg).

De ecologische risicobeoordeling geeft een divers beeld. Er zijn stoffen die weinig worden aangetroffen, maar de ecologische jaargemiddelde grenswaarde ruim lijken te overschrijden. Andere, veel voorkomende stoffen, kunnen zowel een serieuze overschrijding van de grenswaarde veroorzaken (arseen en zink), als minder ernstige risico's met zich meebrengen (bijvoorbeeld koper en PFOS). De stoffen die ecologische risico's veroorzaken worden hieronder nader besproken.

Tabel 4.3 Ecologische risicoschatting voor stoffen in oppervlaktewater rond Perkpolder. Risico's op basis van de ecologische component in de Jaargemiddelde-waterkwaliteitsnorm (JG) voor zoute wateren, periode 2017 t/m 2021. Eenmalige metingen zijn niet meegenomen in de Risico-index (RI). Het aantal overschrijdingen van de risicogrens is uitgesplitst naar gebied: BeSg= benedenstroomsgebied, BoSg= bovenstroomsgebied, NGg= natuurgetijdengebied, WD= westelijke dijk, ZD= zuidelijke dijk, W= het Weeltje. Onderste deel van de tabel bestaat uit jaargemiddelde kwaliteitsnormen voor zoetwater. Deze zijn wegens het ontbreken van risicogrenzen in zoutwater ter indicatie toegevoegd.

Stof	Beschikbare meetpunten met jaargemiddelde	Aantal meetpunten boven grenswaarde per deelgebied ³						Maximale risico-index
		BoSg	WD	ZD	W	BeSg	NGg	
Risico's op basis van zoute oppervlaktewateren								
Arseen (As)	17	-	4	3	1	8	1	24,3
Chroom (Cr)	3	-	-	2	-	1	-	1,8
Koper (Cu)	10	-	1	1	-	2	6	2,7
Kwik (Hg) ¹	-	-	1	-	-	-	1	-
Nikkel (Ni)	5	-	-	-	-	-	-	0,6
Zink (Zn)	15	2	4	3	-	2	4	30,0
Som PFOS	22	2	1	1	1	1	2	2,1
Som PFOA	22	-	-	-	-	-	-	0,008

Stof	Beschikbare meetpunten met jaargemiddelde	Aantal meetpunten boven grenswaarde per deelgebied ³						Maximale risico-index
		BoSg	WD	ZD	W	BeSg	NGg	
Risico's op basis van zoet oppervlaktewater²								
Barium (Ba)	25	1	-	1	-	-	-	1,6
Molybdeen (Mo)	21	-	-	-	-	-	-	0,1
Seleen (Se) ¹	-	-	-	2	-	-	-	-
Vanadium (V)	20	-	-	2	-	1	2	1,8
Ammonium (NH ₄)	16	1	-	1	1	7	4	19,4

1. Zie toelichting tekst.

2. Wegens gebrek aan een risicogrens voor zoutwater.

3. Overschrijdingen kunnen plaatsvinden in meerdere meetpunten per jaar of in de opvolgende jaren op hetzelfde meetpunt.

Arseen

Voor arseen is de risico-index groter dan 1, in alle jaargemiddelden van de metingen waarin de stof aanwezig was. Het maximum bedroeg een factor 24 in monsterpunt O9 (zuidelijke kwelsloot) in 2021. Arseen bereikt in alle deelgebieden één of meerdere keren te hoge gehalten. Naast de westelijke en zuidelijke kwelsloot wordt arseen ook in het benedenstroomse gebied, inclusief het Weeltje, aangetroffen in concentraties boven de risicogrens. Op basis van deze verhoogde waarden kunnen ecologische effecten worden verwacht. Voor arseen wordt een link met de TGG niet uitgesloten, al kan er ook sprake zijn van natuurlijke arseenconcentraties in het gebied.

Zink

Tabel 4.3 laat zien dat zink in alle deelgebieden langs de waterloop in concentraties boven de risicogrenswaarde aanwezig is. Een eenmalige uitschieter is de risico-index van 30, in monster O3 uit 2020 in de westelijke kwelsloot. In de overige monsters blijft de overschrijding meestal beperkt tot een factor twee à drie. Alleen in het Weeltje zijn geen overschrijdingen van de risico-index aangetroffen. Op basis van deze concentraties kunnen ecologische effecten worden verwacht. Omdat zink ook bovenstrooms en buitendijks wordt aangetroffen, is het onduidelijk of de concentraties zink te relateren zijn aan de TGG.

PFAS

Ecologische effecten kunnen alleen voor PFOS en PFOA worden beoordeeld. Voor de overige PFAS bestaan namelijk geen ecologische grenswaarden en het gebruik van RPF (relatieve potentiefactoren) zoals dat voor mensen is gedaan, kan niet op ecologische effecten worden toegepast.

PFOS en PFOA komen in bijna alle jaargemiddelde monsters voor (23 van de 25). De risico-index voor PFOS is in negen jaargemiddelde meetpunten groter dan 1, met een maximale risico-index van 2,1. PFOS-overschrijdingen zijn aangetroffen in alle deelgebieden, inclusief het Weeltje. Het aantal overschrijdingen van de risico-index is het grootst in de monsterpunten van het natuurgetijdengebied dat onder invloed staat van de Westerschelde. De gemeten gehalten PFOA in het oppervlaktewater leiden niet tot overschrijding van de (ecologische) risico-index.

Chroom

Chroom is meerdere keren onderzocht en maar zes keer boven de rapportagegrens aangetroffen in de periode 2020 en 2021. Twee van deze metingen lagen in de zuidelijke kwelsloot. Voor de overige meetpunten is de rapportagegrens genoteerd. De voor chroom gehanteerde rapportagegrens ligt hoger dan de jaargemiddelde grenswaarde voor ecologische effecten op de langetermijn. De jaargemiddelde grenswaarde bedraagt 0,6 µg/l, terwijl de gehanteerde rapportagegrens 1 µg/l is. In combinatie met de incidentele waarneming is er geen eenduidige uitspraak te doen over de langetermijneffecten van chroom. Geadviseerd wordt om bij de vervolgmonitoring na te gaan of het mogelijk is de rapportagegrens te verlagen.

Kwik

Kwik werd meerdere keren onderzocht, maar slechts drie keer in meetbare hoeveelheden aangetroffen op de locaties O3 en O4c in 2017 en 2018. Deze meetpunten liggen in het natuurgetijdengebied en in de westelijke kwelsloot. Voor de overige metingen is de rapportagegrens genoteerd. De voor kwik gehanteerde rapportagegrens ligt hoger dan de jaargemiddelde grenswaarde voor ecologische effecten. De risicogrens voor kwik is op basis van recent onderzoek sterk naar beneden bijgesteld (Verbruggen et al. 2015). De oorzaak is de eigenschap van kwik, om snel op te hopen (bioaccumulatie) in de ecologische voedselketen. Hierdoor is de kans op effecten bij toppredatoren (bijvoorbeeld roofvogels) aan het einde van de voedselketen groot. De zeer lage concentratie voor de jaargemiddelde grenswaarde van kwik maakt dat het berekende effect al groot is bij gehalten net boven de detectiegrens van de analysemethode. In combinatie met de incidentele waarneming is er geen duidelijke uitspraak te doen over de langetermijneffecten van kwik. Geadviseerd wordt om bij de vervolgmonitoring na te gaan of het mogelijk is de rapportagegrens te verlagen.

Seleen

Seleen heeft alleen een grenswaarde voor kortetermijneffecten in zoutwater. Mede omdat seleen slechts incidenteel is aangetroffen, is geen uitspraak mogelijk over de langetermijneffecten. Er bestaat wel een grenswaarde voor langetermijneffecten in zoetwater die als indicatie kan worden gebruikt. Seleen is slechts twee keer gemeten in de zuidelijke kwelsloot (monsterpunt O8 in 2020 en 2021). Voor de overige metingen is de rapportagegrens gerapporteerd. Net als bij kwik ligt de rapportagegrens boven de jaargemiddelde grenswaarde in zoetwater. Er zijn dus onvoldoende gegevens om een jaargemiddelde concentratie te berekenen. Geadviseerd wordt om bij de vervolgmonitoring na te gaan of het mogelijk is de rapportagegrens te verlagen.

Ammonium

Voor ammonium is alleen een zoetwatterisicogrens beschikbaar. Daarom is de risicoschatting indicatief voor zoutwatersystemen. Uitgaande van de grenswaarde voor zoetwater is de risico-index voor ammonium 18 keer hoger dan 1, met een maximale waarde van 19. Ammonium komt voor in het hele traject rond de dijk, en ook boven- en benedenstrooms van de dijk. Bekende ammoniumbronnen zijn uitspoeling uit landbouwgronden en depositie uit de lucht. In wateren met een zuurstofloze bodem wordt de omzetting van ammonium naar nitraat geremd. Bovendien is in brakke wateren de binding aan sediment laag. Ammonium is in hoge concentraties giftig voor planten. Daarnaast kan bij een hoge pH-waarde (basisch milieu) ammoniak worden gevormd, dat toxisch is voor planten en dieren (Kennisnetwerk OBN 2022; van Geest et al. 2021; Arts et al. 2021). Voor zover bekend, is TGG niet onderzocht op de aanwezigheid van ammonium. Er is dan ook geen uitspraak te doen over de vraag of TGG een potentiële bron kan zijn.

Risicoschatting kortetermijneffecten

De Maximaal Aanvaardbare Concentratie (MAC) is een risicomaat die een bovengrens geeft voor kortdurende piekconcentraties (bijvoorbeeld door lozingen). Voor de vergelijking van metingen met deze risicomaat

hoeft niet te worden gemiddeld per monsterpunt per jaar. Individuele en eenmalige monsterpunten kunnen in de beoordeling worden meegenomen.

In tabel 4.4 zijn de resultaten samengevat van de ecologische effecten die op basis van de MAC-waarden worden verwacht. Vanwege het relatief geringe aantal grenswaarden voor zoute/brakke wateren is de beoordeling van de stoffenlijst aangevuld met waarden uit zoetwaternormen, die indicatief te gebruiken zijn voor het duiden van risico's in zoutwater.

Tabel 4.4 Acute ecologische risico's voor stoffen in brak oppervlaktewater rond Perkpolder, periode 2017 t/m 2021. Het aantal overschrijdingen van de risicogrens is uitgesplitst naar gebied: BeSg= benedenstroomsgebied, BoSg= bovenstroomsgebied, NGg= natuurgetijden-gebied, WD= westelijke dijk, ZD= zuidelijke dijk, W= plas het Weeltje. Onderste deel van de tabel zijn jaargemiddelde kwaliteitseisen voor zoet water. Deze zijn als indicatie toegevoegd.

Stof	Aantal keer onderzocht	Aantal meetwaarden boven rapportagegrens	Aantal meetpunten boven grenswaarde per deel gebied						Maximale risico-index
			BoSg	WD	ZD	W	BeSg	NGg	
Risico's op basis van zoute oppervlaktewateren									
Arseen (As)	70	27	-	7	6	2	12	1	20
Kwik (Hg)	70	3	-	1	-	-	-	2	4,6
Nikkel (Ni)	70	8	-	-	-	-	-	-	0,2
Seleen (Se)	61	2	-	-	2	-	-	-	14,2
Som PFOS	57	56	-	-	-	-	-	-	0,01
Som PFOA	57	56	-	-	-	-	-	-	0,001

Stof	Aantal keer onderzocht	Aantal meetwaarden boven rapportagegrens	Aantal meetpunten boven grenswaarde per deel gebied						Maximale risico-index
			BoSg	WD	ZD	W	BeSg	NGg	
Risico's op basis van zoet oppervlaktewater¹									
Barium (Ba)	70	60	2	0	1	0	0	0	1,1
Molybdeen (Mo)	70	52	0	0	0	0	0	0	0,03
Zink (Zn)	70	22	4	3	0	0	0	2	11,5
Ammonium (NH ₄)	39	39	2	6	0	0	9	0	12,3

1. Wegens gebrek aan een risicogrens voor zoutwater.

Arseen

Ook bij de risicoschatting op basis van directe effecten valt het aantal overschrijdingen door arseen op. Dit komt mede doordat de grenswaarde voor kortermijneffecten in zoutwater dicht bij die voor de langetermijneffecten ligt. De maximale overschrijding is dusdanig dat er rekening moet worden gehouden met het optreden van acute effecten op het ecosysteem. Ook hier geldt dat een link met de TGG niet kan

worden uitgesloten, al kan er ook sprake zijn van natuurlijke arseenconcentraties in het gebied.

Kwik

Kwik is incidenteel in drie monsters aangetroffen. Na 2018 is er geen kwik meer gevonden in de watermonsters. De 'ecologische MAC-grenswaarden' van kwik liggen een factor 100 hoger dan de norm voor jaargemiddelde concentraties. Toch blijft risico-index in alle drie de monsters groter dan één. Op basis daarvan kunnen acute (tijdelijke) effecten zijn opgetreden.

Seleen

In tegenstelling tot de jaargemiddelde waarde die voor seleen alleen in zoetwater beschikbaar is, heeft seleen wel een zoutwatergrenswaarde voor kortetermijneffecten. Seleen is twee keer in meetbare concentraties aangetroffen in de zuidelijke kwelsloot in 2020 en 2021. In beide gevallen is de risico-index groter dan één. Voor de overige meetpunten is de rapportagegrens gegeven. De rapportagegrens ligt echter boven de grenswaarde voor ecosystemen. Daarom is het onbekend of seleen een structurele verontreinigingsbron in het gebied is.

Zink

Zink geeft een overschrijding van de zoetwater-risicogrens. Dit komt overeen met de risico's van de jaargemiddelde concentraties. De risicogrens voor kortetermijneffecten is ongeveer twee keer hoger dan die voor chronische blootstelling. Ondanks het ontbreken van 'een zoutwater-variant' lijkt zink een aandachtstof bij de vervolgmonitoring. Omdat zink ook bovenstrooms en buitendijks is aangetroffen, is het onduidelijk of de concentraties te relateren zijn aan de TGG.

Ammonium

Ook bij de beoordeling op basis van kortdurende concentratiepieken geeft ammonium meerdere keren een risico-index groter dan één. Opvallend is dat ammonium in de westelijke kwelsloot meerdere keren is aangetroffen, maar in de zuidelijke kwelsloot niet. Ook benedenstrooms is ammonium aangetroffen. Omdat voor ammonium alleen een zoetwater grenswaarde bestaat, zijn de uitkomsten net als bij zink slechts indicatief.

4.3.3 *Risicoschatting honden*

Tijdens de wandeling kunnen honden in contact komen met het oppervlaktewater door te zwemmen en te drinken. Net als bij mensen komen de honden niet in direct contact met de TGG, als de leeflaag op de dijk op een juiste wijze is aangebracht en onderhouden wordt.

De voornaamste blootstelling bij honden aan verontreinigingen in oppervlaktewater is het drinken van oppervlaktewater. In tegenstelling tot de mens vormt het drinken van zout water voor honden een risico. Een hond is namelijk eerder geneigd om (te veel) zoutwater te drinken dan een mens. Ook heeft een hond in verhouding minder water nodig voordat er een zoutvergiftiging kan ontstaan (ook wel hypernatremie). Voor honden kan de inname van tussen de 1,7 en 3,7 gram zout per kilogram lichaamsgewicht al schadelijk zijn en effecten treden al kort na

de blootstelling (enkele uren) op (Barr et al. 2004; Campbell en Chapman 2000; Offreins et al. 2009). De voornaamste oorzaak van zoutvergiftiging is het drinken van zeewater tijdens een strandwandeling. Door de inname van het zoute water krijgt de hond een te hoge concentratie natrium in het bloed. Hierdoor raakt de hond als het ware uitgedroogd. Dit kan leiden tot toevallen en uiteindelijk coma als er niet tijdig wordt ingegrepen. In het geval van Perkpolder is er van nature sprake van hogere concentraties zout in oppervlaktewater, waardoor in potentie hetzelfde risico bestaat als bij zeewater. Om die reden wordt het drinken van oppervlaktewater uit voorzorg al afgeraden. Een zoutvergiftiging is eenvoudig te voorkomen door de hond niet te veel zoutwater te laten drinken, bijvoorbeeld door tijdens de wandeling regelmatig zoet water aan te bieden. Enkele slokken zout water moeten tijdig gecompenseerd worden met voldoende zoet water.

Opname van verontreinigingen via de huid kan voor bepaalde organische stoffen een rol spelen tijdens het zwemmen van honden in oppervlaktewater. Net als bij mensen draagt deze route in vergelijking met het drinken van water minder bij aan de totale blootstelling. Metalen, zouten en PFAS worden niet of zeer beperkt door de huid opgenomen. Voor deze stoffen speelt contact met het water dan ook een beperkte rol in de blootstelling.

Voor grote (huis)dieren zijn geen bruikbare innamegrenzen voor verontreinigingen beschikbaar, omdat het ongebruikelijk is om toxiciteitsproeven te vertalen naar een grenswaarde voor (huis)dieren. Voor zover bekend, is er ook geen onderzoek hiernaar gedaan. Daarom is in dit rapport op basis van een deskundigenoordeel afgewogen of er risico's worden verwacht voor honden.

Vanwege het gebrek aan een grenswaarde voor honden is dezelfde beschermingsgrens aangehouden als bij mensen. Voor mensen staat deze waarde (het MTR_{humaaan}) gelijk aan een maximale dagelijkse inname zonder dat er schadelijke effecten worden verwacht. Aan deze keuze zitten enkele voordelen, maar ook enkele onzekerheden die in het kader hieronder worden toegelicht. De beoordeling moet dan ook in het licht van deze onzekerheden worden gezien. De uitkomsten van deze beoordeling zijn daarmee indicatief voor eventuele risico's.

Voor de beoordeling van de zouten wordt 1,7 gram zout (of 0,68 gram natrium) per kilogram lichaamsgewicht als maximale grens (Barr et al. 2004) aangehouden.

Voor de beoordeling van een hond worden de volgende uitgangspunten aangehouden (Caressa dierenziekenhuizen, 2020):

- kleine hond: weegt circa 10kg en drinkt 600 ml per dag (gemiddeld);
- middelgrote hond: weegt circa 20kg en drinkt 1200 ml per dag (gemiddeld);
- grote hond: weegt circa 40kg drinkt 2400 ml per dag (gemiddeld).

Uit voorzorg wordt aangenomen dat de hond zijn volledige behoefte aan water drinkt uit het te beoordelen oppervlaktewater. In werkelijkheid zal de hond ook andere bronnen voor water gebruiken, zoals kraanwater of regenwater. Daarnaast worden voor deze beoordeling de maximale concentraties aangehouden. Dat wil zeggen dat per stof de hoogste concentraties is genomen, ongeacht het tijdstip van de meting.

Kader: Verschil tussen risicoschatting voor mens en hond

In deze beoordeling wordt bij gebrek aan een grenswaarde voor honden dezelfde beschermingsgrens aangehouden als voor mensen. Deze keuze heeft als voordeel dat een indicatie mogelijk is van aandachtspunten of potentiële effecten voor honden. Dit kan aanleiding zijn voor verder onderzoek of juist reden zijn om te concluderen dat verder onderzoek niet nodig is.

Het nadeel van het gebruik van bestaande grenswaarden voor mensen, is dat er onzekerheden zijn in de beoordeling die niet nader gekwantificeerd kunnen worden. Het is dus onbekend hoe groot deze onzekerheden zijn en welk effect deze onzekerheden op de uitkomsten hebben. Het belang van deze onzekerheden speelt vooral voor de stoffen waarbij de risico-index rond de waarde van één ligt.

Zo kan het kritische effect dat een stof heeft op honden (bijvoorbeeld nierfalen) afwijken van het kritische effect van dezelfde stof op mensen (bijvoorbeeld hartfalen). Met andere woorden: door gebruik te maken van een risicogrens voor mensen wordt er mogelijk niet getoetst aan het meest kritische effect voor honden, waardoor het risico wordt onderschat. Andersom kan ook, namelijk dat een effect op mensen niet relevant is bij honden, waardoor het risico wordt overschat en men onnodig streng is. Voorbeelden hiervan zijn ziektes waarvan de ontwikkelingstijd langer duurt, zoals kanker. Honden leven minder lang, waardoor de ontwikkeling van kanker door verontreinigingen mogelijk minder relevant is.

Door gebruik te maken van een grens voor mensen, wordt er geen rekening gehouden met het verschil in gevoeligheid tussen honden en mensen. Voor sommige stoffen is namelijk bekend dat een specifieke diersoort erg gevoelig is voor de aanwezigheid van die stof. Zo zijn marterachtigen heel gevoelig voor PCB's. Stoffen kunnen dus een groter of kleiner effect hebben op verschillende dieren. Specifiek voor honden is deze kennis niet beschikbaar.

Omdat er geen beschermingsgrens voor honden beschikbaar is, kan is slechts indicatief een uitspraak over mogelijke risico's mogelijk.

Beoordeling

Per stof is de maximale blootstelling per dag berekend met formule [1]. In de beoordeling zijn alle meetpunten in het gebied meegenomen (bovenstreams, kwelsloten, Weeltje de benedenstroomse polder en buitendijkse natuurgebied). Per stof is de hoogste concentratie gekozen (ongeacht tijdstip van meting en de locatie).

De risico-index geeft aan of de gehanteerde risicogrens wordt overschreden. Bij een overschrijding van de grenswaarde (risico-index groter dan één) wordt voor deze stof een nadere analyse gedaan van de overige concentraties in het gebied.

$$\text{Blootstelling} = \frac{DW}{Gw} \times Cw \quad [1]$$

Waarin:

- Blootstelling = is aan de blootstelling van een hond door het drinken van oppervlaktewater (mg/kg lichaamsgewicht per dag);
- DW = hoeveelheid die een hond drinkt per dag (respectievelijk 600, 1200 en 2400 ml per dag voor een kleine, middelgrote en grote hond);
- Gw = gewicht van hond (respectievelijk 10, 20 en 40 kg voor een kleine, middelgrote en grote hond);
- Cw = gemeten maximale concentratie in Perkpolder, ongeacht tijdstip en locatie (mg/l).

Tabel 4.5 geeft per stof de indicatieve risico-index weer voor een kleine hond. Omdat de grenswaarden en de blootstelling via drinken beide afhankelijk zijn van het veronderstelde gewicht van een hond, bestaat er een lineaire relatie. Daarom zijn de uitkomsten voor een kleine hond gelijk aan de uitkomsten voor een middelgrote en grote hond.

Interpretatie risico-index - hond

De risico-index geeft de verhouding weer tussen de berekende blootstelling en de gehanteerde indicatieve grenswaarde voor een hond. Een risico-index dient als volgt geïnterpreteerd te worden:

- Als de risico-index lager is dan 0,1, zijn de risico's verwaarloosbaar.
- Als de risico-index lager is dan 1, worden negatieve effecten voor honden als beperkt ingeschat.
- Als de risico-index hoger is dan 1, kunnen effecten niet worden uitgesloten. Als gevolg van de onzekerheden in de beoordeling van honden is volledige zekerheid echter niet te geven.

Tabel 4.5 Indicatieve risico-index per stof voor een kleine hond (gewicht 10 kg; 600 ml water per dag).

Stof	Maximaal aangetroffen concentratie in oppervlaktewater (mg/l)	Meetpunt	Indicatieve risico-index
Arseen (As)	0,022	Zuidelijke kwelsloot (O9)	1,32
Barium (Ba)	0,15	Referentielocatie bovenstrooms (O20.2)	0,45
Chroom (Cr)	0,0018	Zuidelijke kwelsloot (O8)	>0,1
Koper (Cu) ¹	0,0035	Buitendijks natuurgebied (O39)	>0,1
Kwik (Hg)	0,000075	Westelijke kwelsloot (O3)	>0,1
Molybdeen (Mo)	0,0093	Zuidelijke kwelsloot (O8)	>0,1
Natrium (Na) ²	5800	Westelijke kwelsloot (O3)	0,51

Stof	Maximaal aangetroffen concentratie in oppervlaktewater (mg/l)	Meetpunt	Indicatieve risico-index
Nikkel (Ni)	0,0075	Zuidelijke kwelsloot (O9)	>0,1
Seleen (Se)	0,037	Zuidelijke kwelsloot (O8)	0,44
Vanadium (V)	0,0084	Zuidelijke kwelsloot (O9)	0,25
Zink (Zn)	0,18	Westelijke kwelsloot (O3)	>0,1
cis 1,2-Dichlooretheen	0,00062	Zuidelijke kwelsloot (O8)	>0,1
PFOA (ng/l)	100	Zuidelijke kwelsloot (O8)	57,2
PFOS (ng/l)	300	Zuidelijke kwelsloot (O8)	9,5

1. In de zuidelijke kwelsloot is eenmalig een vergelijkbare concentratie van 0,0033 mg/l aangetroffen.

2. Zeewater bevat gemiddeld 35.000 mg zout per liter water. Hiervan bestaat 14.000 mg per liter uit natrium. De risico-index voor een kleine hond bij het drinken van 600 ml zeewater betreft 1,23.

Uit de indicatieve beoordeling voor honden op basis van maximaal aangetroffen concentraties in oppervlaktewater volgt dat het merendeel van de aangetroffen stoffen geen aanleiding geeft om een risico te veronderstellen als honden regelmatig van het oppervlaktewater drinken.

Voor arseen, PFOS en PFOA kan een risico niet volledig worden uitgesloten. Wel zijn de volgende kanttekeningen te plaatsen. Zowel voor PFAS als arseen treden effecten pas op bij een regelmatige en langdurige blootstelling. Het risico op en het directe effect van een zoutvergiftiging is waarschijnlijk bepalend voor het risico dat honden lopen. Een hond zal immers eerder het directe effect van het zout ervaren dan het mogelijke langetermijneffect van arseen en PFAS. Arseen is eenmalig in een concentratie aangetroffen boven de gehanteerde indicatieve grenswaarde voor honden. De overige concentraties op dezelfde locatie en in de rest van het onderzochte gebied liggen onder deze grenswaarde (grens is 0,0165 mg/l).

PFOS en PFOA worden op meerdere locaties zowel bovenstrooms, benedenstrooms en in het buitendijkse natuurgebied aangetroffen boven de gehanteerde indicatieve grens voor honden (grens voor PFOS is 10,5 ng/l en PFOA 5,3 ng/l). Specifiek voor PFAS is de grenswaarde voor mensen gebaseerd op een vermindering van het immuunsysteem bij zuigelingen. Het is onbekend in hoeverre dit effect ook relevant is voor honden.

Vanwege de kans op een zoutvergiftiging en de eerdergenoemde onzekerheden in de risicobeoordeling wordt aanbevolen om het regelmatig laten drinken van oppervlaktewater door honden te beperken. Dit kan bijvoorbeeld door de hond tijdens de wandeling of spelactiviteiten eigen drinkwater aan te bieden. Mocht een hond incidenteel toch een keer flink van het oppervlaktewater drinken, dan is er geen risico voor PFAS en arseen. Wel moet er net als bij het drinken van zeewater rekening worden gehouden met het effect van zouten op de hond.

4.4 Conclusie ecologische effecten en honden

Er is een risicoschatting gemaakt voor de toplaag op de dijk, het grondwater en oppervlaktewater voor effecten op ecosystemen. Met het ecosysteem wordt de combinatie van dieren, planten en de natuurlijke processen in de bodem of het oppervlaktewater bedoeld. Het doel van een ecologische risicoschatting is het goed functioneren van het ecosysteem in brede zin, en niet specifiek op één dier- of plantensoort (NOBO, 2008).

Voor de toplaag op de dijk worden geen ecologische effecten verwacht.

In grondwater vragen seleen en zink enige aandacht. Beide stoffen worden in de nabijheid van de dijk gevonden. De concentraties zink geven een wisselend beeld gedurende de onderzoeksperiode, maar komen op enkele meetpunten eenmalig boven de ecologische grenswaarde. Eventuele effecten zijn daardoor lokaal en tijdelijk van aard. Opgemerkt wordt dat de voorgestelde ecologische grenswaarde (91 µg/l) veel lager is dan de wettelijke interventiewaarde voor zink in grondwater (800 µg/l). Dit komt doordat de interventiewaarden dateren uit de jaren negentig en sindsdien niet meer herzien zijn. Op dit punt wijkt de risicoschatting dus af van een wettelijke toets.

Seleen is in een drie nieuw geplaatste peilbuizen (één bij de westelijke kwelsloot en twee bij de zuidelijke kwelsloot) aangetroffen in concentraties boven de ecologische grenswaarde. Alle peilbuizen liggen aan de kant van de landbouwpercelen. Omdat seleen niet is aangetroffen in de overige peilbuizen en in de peilbuizen aan de kant van de dijk, lijkt de invloed vanuit TGG onwaarschijnlijk. Er is voor deze locaties nog geen langdurige meetreeks beschikbaar. Daarom is het advies om de concentraties seleen te blijven volgen, om zo te bepalen of het om een structurele verhoging gaat.

Deltares (Van der Star et al. 2021) constateert dat de TGG leidt tot verhoogde arseen concentraties in grondwater aan de dijkzijde. Toch zijn er door arseen geen ecologische effecten te verwachten. Dit komt omdat de ecologische grenswaarde voor arseen (890 µg/l) hoger ligt dan de interventiewaarde (60 µg/l) voor grondwater. Bovendien is arseen voornamelijk kritisch bij de blootstelling van mensen via het drinken van grondwater. Eerder is al geconstateerd dat het grondwater naast de dijk ongeschikt is als drinkwater vanwege de aanwezige zoutconcentraties.

Het oppervlaktewater in Perkpolder is opgedeeld in een gebied bovenstrooms van de dijk, de westelijke en zuidelijke kwelsloot, het Weeltje, het natuurgebied en benedenstrooms van de dijk. Arseen, zink en PFOS worden in de beide kwelsloten en het benedenstroomse gebied aangetroffen boven de ecologische grenswaarde. Zink en PFOS worden ook bovenstrooms van de dijk aangetroffen. Voor arseen en zink kunnen ecologische effecten op de korte termijn en langetermijn niet worden uitgesloten. Voor PFOS gaat het alleen om effecten op de langetermijn. Voor arseen kan een relatie worden gelegd met de TGG, maar ook natuurlijke concentraties kunnen in Zeeland niet worden uitgesloten.

Voor zink is de herkomst lastiger te duiden, omdat deze ook bovenstrooms en buitendijks wordt aangetroffen.

Het valt op dat ook ammonium in het hele gebied wordt aangetroffen in het oppervlaktewater. Ook bovenstrooms van de dijk en in het natuurgebied. Wegens het ontbreken van een grenswaarde voor zoutwater is ammonium getoetst aan de grenswaarde voor zoetwater. Dit maakt de uitkomsten indicatief. De herkomst van ammonium in Perkpolder is onbekend. Voor zover bekend, is TGG niet onderzocht op ammonium.

Tot slot vragen kwik en seleen nog enige aandacht. Seleen is twee keer en kwik een keer in meetbare concentraties aangetroffen in respectievelijk de zuidelijke en westelijke kwelsloot. Voor de overige metingen is de rapportagegrens¹³ genoteerd. De gehanteerde rapportagegrenzen voor beide stoffen liggen echter boven de grenswaarde voor langetermijneffecten. Daardoor is er geen risicoschatting mogelijk. De drie metingen voor beide stoffen liggen wel boven de grenswaarde voor kortetermijneffecten. Voor beide stoffen luidt het advies om na te gaan of het mogelijk is de rapportagegrens te verlagen, zodat de beschikbare dataset kan worden uitgebreid. In sommige gevallen is een verlaging van de rapportagegrens om technische redenen niet mogelijk. In dat geval moet gestreefd worden naar de laagst haalbare rapportagegrens.

Het onderzochte gebied in Perkpolder staat onder directe invloed van het zout kwelwater uit de Westerschelde. Hierdoor zijn de zoutconcentraties in grond- en oppervlaktewater, met uitzondering van de zoetwaterbel, van nature hoger dan in zoetwatergebieden. Het brakke tot zoute (wisselende) karakter van het onderzochte grond- en oppervlaktewater is van invloed op de samenstelling van planten en dieren die in dit type milieu kunnen leven. De planten en dieren in het gebied zijn gewend aan een wisselende zoutconcentratie. Dat maakt dat de concentratie zouten uit de TGG waarschijnlijk slechts een beperkt effect hebben op de natuur in het gebied.

Omdat bewoners zich zorgen maken over honden die in de kwelsloot zwemmen en eruit drinken, is een risicoschatting gedaan. Voor (huis)dieren zijn geen bruikbare innamegrenzen van verontreinigingen beschikbaar. Daarom is met een deskundigenoordeel afgewogen of er risico's voor honden worden verwacht. In Perkpolder komen van nature hoge zoutconcentraties voor in het oppervlaktewater. Het risico op en het directe effect van een zoutvergiftiging is bepalend voor het risico dat honden lopen. Voor arseen en PFAS is een risico niet volledig uit te sluiten bij blootstelling op de langetermijn, maar een hond zal eerder al het directe effect van het zout ervaren.

¹³ De rapportagegrens is de laagste concentratie van een stof die in een laboratorium die nog betrouwbaar kan worden vastgesteld.

5 Risicoschatting landbouw

5.1 Inleiding

Bij het beoordelen van landbouwkundige risico's staan twee aspecten centraal:

1. de invloed van de bodemkwaliteit op de productie en kwaliteit van landbouwproducten;
2. de invloed van de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater als dit gebruikt wordt voor irrigatie of veedrenking.

In dit hoofdstuk behandelen we achtereenvolgens de huidige landbouwkundige advieswaarden voor stoffen in bodem en water. Daarna vergelijken we deze met de waargenomen gehalten in de bodem van de landbouwpercelen en de dijk of het oppervlaktewater dat grenst aan de landbouwpercelen. Daarbij baseren we ons op data uit de monitoring van bodem- en waterkwaliteit die sinds 2017 plaatsvindt. Daarbij worden de data tot en met 2021 gebruikt.

5.2 Uitgangspunten Bodemkwaliteit

Omdat gewassen vooral in de bovengrond wortelen en daar het merendeel van de nutriënten en water opnemen, bepaalt de kwaliteit van de bouwvoor (0-20 of 25 cm) in hoge mate de stofgehalten in een plant. Ook grazend vee krijgt via het eten van gras gronddeeltjes binnen en wordt op die manier ook direct blootgesteld aan de gehalten in de bodem.

Om te voorkomen dat stoffen in ongewenste gehalten in gewassen aanwezig zijn door opname uit de bodem, of dat grazend vee te veel stoffen binnenkrijgt via grond en gras, zijn er landbouwkundige advieswaarden afgeleid, de zogenoemde LAC-waarden (LandbouwAdviesCommissie, 1991). Deze zijn in 2006 herzien en waar mogelijk verbeterd en heten sindsdien de LAC2006-waarden (Römken et al. 2007). Hierin zijn voor een aantal zware metalen en een beperkt aantal organische microverontreinigingen grenswaarden afgeleid. Als de gehalten in de bodem deze waarden overschrijdt, is de kans aanwezig dat een landbouwkundig product (plantaardig of dierlijk) niet aan de wettelijke eisen voldoet of dat er gezondheidskundige risico's zijn voor grazend vee. Op dit moment bestaan er slechts voor drie metalen (cadmium, lood en kwik) eisen voor de directe productkwaliteit. Voor de overige metalen (onder meer koper, zink, nikkel, chroom) of organische microverontreinigingen zijn de grenswaarden vaak afgeleid op basis van diergezondheid.

Voor de beoordeling van de bodemkwaliteit bij de dijk van Perkpolder worden zowel de eisen gerelateerd aan gewaskwaliteit voor gebruik als veevoer en diergezondheid gebruikt. Op dit moment is de dijk niet in gebruik als grasland. Bij het afleiden van advieswaarden (LAC2006) voor beoordeling van risico's voor grasland is bescherming van de diergezondheid echter een van de onderliggende beschermingsdoelen die impliciet is meegenomen.

Daarnaast zijn criteria voor de kwaliteit van dierlijke producten meegenomen bij de afleiding van de LAC2006-advieswaarden. Voldoet de bodemkwaliteit aan deze advieswaarden, dan betekent dit dat de dijk geschikt is (of zal zijn) voor beweiding door schapen, maar ook dat het maaisel als zodanig geen risico vormt bij afvoer en gebruik als ruwvoer.

Voor de achterliggende landbouwpercelen geldt akkerbouw als meest relevante gebruiksvorm, maar zullen ook de advieswaarden voor beweid grasland meewegen in de beoordeling van de bodemkwaliteit.

Als dat van toepassing is, wordt voor elke stof die een risicogrens overschrijdt aangegeven voor welke vorm van landgebruik dat geldt. De huidige LAC2006-waarden maken namelijk onderscheid tussen gebruik als akkerbouw voor onder meer groenten of granen, grasland of sierteelt. Een overzicht van de huidige LAC2006-waarden staat in bijlage 4. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen LAC-waarden voor metalen (tabel B4.1) en die voor organische microverontreinigingen (tabel B4.2). Voor die laatste groep van stoffen geldt dat de wijzigingen ten opzichte van de oude LAC-waarden gering is. Bovendien is voor deze groep van stoffen de beschikbaarheid van data gering. Voor een aantal stoffen was de oude LAC hoger dan de huidige interventiewaarde bodem. In die gevallen is de nieuwe LAC2006 op de interventiewaarde afgekapt. Voor een aantal andere stoffen is de LAC2006-waarde gelijk gesteld aan de achtergrondwaarde voor bodem als er geen of onvoldoende data zijn om een inhoudelijk onderbouwde LAC-waarde af te leiden.

Voor een groot aantal metalen is er op dit moment echter geen specifieke landbouwkundige advieswaarde. Als er in de bodemmonsters van de landbouwpercelen sprake is van verhoogde gehalten zal daarom per metaal geëvalueerd worden of hier sprake is van regionaal afwijkende natuurlijke gehalten of dat er een indicatie van lokale belasting is.

Omdat voor de beoordeling van de dijkkwaliteit vooral sprake is van de functie 'grasland' (al dan niet beweid), vatten we de advieswaarden voor de functie 'beweid grasland' samen in tabel 5.1. Voor andere gebruiksvormen, onder meer akkerbouw, gelden de advieswaarden zoals vermeld in bijlage 4.

Tabel 5.1 Overzicht van LAC-advieswaarden voor beweid grasland (Römkens et al. 2007).

Stof	Eenheid	LAC-waarde grassland	Maximale waarde Bodem – Landbouw ¹
Barium [Ba]	mg/kg	-	190
Cadmium [Cd]	mg/kg	2-3 ²	0,6
Calcium [Ca]	mg/kg	-	-
IJzer [Fe]	% ds	-	-
Kalium [K]	mg/kg	-	-
Kobalt [Co]	mg/kg	-	15
Koper [Cu]	mg/kg	30-80	40
Kwik [Hg]	mg/kg	2	0,15
Lood [Pb]	mg/kg	150	50
Molybdeen [Mo]	mg/kg	-	1,5
Natrium [Na]	mg/kg	-	-
Nikkel [Ni]	mg/kg	50-60	35
Zink [Zn]	mg/kg	660-720	140
Chloride	mg/kg	-	-
Fluoride (totaal)	mg/kg	-	-
Bromide	mg/kg	-	-
Sulfaat (als SO ₄)	mg/kg	-	-
PAK 10 VROM (0,7 factor)	mg/kg	3,4	-
PCB som 7 (0,7 factor)	mg/kg	0,1-0,2	0,02
Minerale olie C10 - C40	mg/kg		-

In de monitoring van Perkpolder is ook de mogelijke verspreiding van PFAS (waaronder PFOA en PFOS) onderzocht. Voor beide stoffen is recent een advieswaarde voor onder meer landbouw afgeleid. Deze bedraagt op dit moment 1,4 µg/kg voor PFOS en 1,9 µg/kg voor het toepassen van grond voor landbouwkundige doelen. Dit zijn achtergrondwaarden uit het tijdelijk handelingskader (ministerie van IenW, 2020). Op meerdere criteria gebaseerde generieke risicogrenzen voor landbouw en natuur zijn in 2020 afgeleid en bedragen 3 µg/kg voor PFOS en 7 µg/kg voor PFOA. Specifieke landbouwkundige advieswaarden zijn vaak hoger en variëren van 7,6 (PFOS) tot 15 (PFOA) µg/kg voor de functie 'veeteelt' en van 44 (PFOA) tot 109 (PFOS) µg/kg voor de functie 'akkerbouw' (Wintersen et al. 2019). Deze laatste waarden zijn met het oog op productkwaliteit specifiek berekend volgens hetzelfde principe als de LAC2006-waarden. De onderbouwing van deze specifieke advieswaarden voor landbouw is echter gebaseerd op een beperkte hoeveelheid data en de nog niet herziene grenswaarde van de EFSA uit 2020. Daarom hanteren we hier in eerste instantie de achtergrondwaarden uit 2020 als veilige bovengrens voor de geschiktheid voor landbouw.

5.2.1 Bodemkwaliteit zeedijk Perkpolder ten behoeve van begrazing en veevoeder

Na de dijk aanleg is een leeflaag (ook wel toplaag) aangebracht op het dijklichaam. Op dit moment is er nog geen landbouwkundig gebruik van de dijk (bijvoorbeeld als beweide grasland voor schapen). In de toekomst is er mogelijk wel sprake van begrazing door schapen of het gebruik van maaisel als veevoeder.

In 2018 en 2020 is een aantal bodemmonsters genomen van zowel de toplaag (0-20/50 cm) als de daaronder gelegen laag (20-50 of dieper tot 150 cm) van de leeflaag. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen mengmonsters die met een boor genomen zijn en monsters die met een steekbus zijn genomen. Deze laatste monsters zijn specifiek bedoeld om vluchtige stoffen te bepalen. Zowel in 2018 als 2020 zijn deze monsters alleen uit de ondergrond genomen. Tabel 5.2 vat de data samen. Daarbij is met uitzondering voor zouten geen onderscheid gemaakt tussen de data voor de monsters uit de bovengrond en die uit de diepere lagen. Met uitzondering van sulfaat geldt voor alle parameters namelijk dat er geen verschil in de gehalten aan de gemeten stoffen zit. Ook de algemene bodemeigenschappen (organische stof en textuur) zijn vrijwel gelijk.

Tabel 5.2 Ranges van meetresultaten in de bodem(meng)monsters uit 2018.

Noot: Als een gehalte lager was dan de rapportagegrens, dan is voor die stof een waarde van 50% van de rapportagegrens gebruikt voor de berekening van de range (in cursief) 14.

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
Algemene bodemeigenschappen					
Organische stof	% ds	1	2	3,1	n.v.t.
Korrelgrootte < 2 µm (Lutum)	%	2	18	25	n.v.t.
Droge stof	%	78	86	93	n.v.t.
Zuurgraad	pH-KCl	7,5	7,8	8,4	n.v.t.

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
Zouten					
Bromide	mg/kg ds	2,5	2,5	2,5	<5
Chloride	mg/kg ds	5,8	22,5	180	n.v.t.
Fluoride	mg/kg ds	3,3	7,2	9,3	n.v.t.
Sulfaat	mg/kg ds	20	180	1100	n.v.t.
Zoutgehalte (Cl)	g/L	0,06	0,22	2,02	n.v.t.

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
Zware metalen					
Arseen (As)	mg/kg ds	6,6	11	16	n.v.t.
Barium (Ba)	mg/kg ds	10	10	28	<20
Cadmium (Cd)	mg/kg ds	0,2	0,2	0,23	n.v.t.
Kobalt (Co)	mg/kg ds	3	6,0	8,1	n.v.t.

¹⁴ Vaak wordt ook een factor 0.7 gebruikt. Voor de uiteindelijke beoordeling maakt dat in dit geval niet uit, want ongeacht de factor liggen alle waarnemingen beneden advieswaarden.

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportage-grens
Koper (Cu)	mg/kg ds	2,5	6,0	10	<5
Kwik (Hg)	mg/kg ds	0,025	0,025	0,08	<0,05
Molybdeen (Mo)	mg/kg ds	0,75	0,75	2,1	<1,5
Nikkel (Ni)	mg/kg ds	5	14	19	n.v.t.
Lood (Pb)	mg/kg ds	5	13	22	<10
Antimoon (Sb)	mg/kg ds	0,75	0,75	0,75	<1,5
Seleen (Se)	mg/kg ds	5	5	5	<10
Tin (Sn)	mg/kg ds	0,75	0,75	0,75	<1,5
Vanadium (V)	mg/kg ds	16	31	42	n.v.t.
Zink (Zn)	mg/kg ds	26	39	51	n.v.t.

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportage-grens
Minerale olie					
Minerale olie (C10-C12)	mg/kg ds	1,5	1,5	1,5	<3
Minerale olie (C12-C16)	mg/kg ds	2,5	2,5	10	<5
Minerale olie (C16-C21)	mg/kg ds	2,5	2,5	18	<5
Minerale olie (C21-C30)	mg/kg ds	5,5	5,5	16	<11
Minerale olie (C30-C35)	mg/kg ds	2,5	6,05	14	5
Minerale olie (C35-C40)	mg/kg ds	3	3	3	<6
Minerale olie totaal (C10-C40)	mg/kg ds	17,5	17,5	48	<35

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportage-grens
PCB's					
PCB 28	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB 52	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB 101	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB 118	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB 138	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB 153	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB 180	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB (som 7)	mg/kg ds	0,0049	0,0049	0,0049	n.v.t.

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportage-grens
PAK's					
Naftaleen	mg/kg ds	0,025	0,025	0,025	<0,05
Fenantheen	mg/kg ds	0,025	0,025	0,17	<0,05
Anthraceen	mg/kg ds	0,025	0,025	0,064	<0,05
Fluorantheen	mg/kg ds	0,025	0,025	0,85	<0,05
Benzo(a)anthracene	mg/kg ds	0,025	0,025	0,43	<0,05
Chryseen	mg/kg ds	0,025	0,025	0,53	<0,05
Benzo(k)fluoranthene	mg/kg ds	0,025	0,025	0,24	<0,05
Benzo(a)pyreen	mg/kg ds	0,025	0,025	0,38	<0,05
Benzo(ghi)perylene	mg/kg ds	0,025	0,025	0,27	<0,05
Indeno(123-cd)pyreen	mg/kg ds	0,025	0,025	0,33	<0,05
PAK VROM (10)	mg/kg ds	0,35	0,35	3,3	n.v.t.

Algemene Bodemkenmerken

Voor de algemene bodemeigenschappen geldt dat de bodems een hoge pH kennen (lage zuurgraad) van meer dan 7. Dergelijke pH-waarden zijn voor kalkrijke (aanvul)gronden normaal, in aanwezigheid van kalk is de pH in grond gebufferd tussen 7 en 8. Dat betekent onder meer dat de mobiliteit van potentieel schadelijke stoffen in de toplaag, ook die in op een diepte tot 150 cm (vooral metalen), heel laag zal zijn. Bij deze pH zijn de meeste metalen namelijk sterk gebonden aan de bodem. Het organische stofgehalte in de toplaag is landbouwkundig gezien relatief laag (1 – 2 procent), hoewel dergelijke waarden regionaal ook voorkomen (onder meer in kleigronden langs de kust). Voor de meeste organische verontreinigingen geldt dat deze juist sterk binden aan organische stof. Maar gezien de zeer lage gehalten (vaak lager dan de rapportagegrens) aan deze verbindingen, is het organische stofgehalte niet beperkend.

Zware metalen

Voor zware metalen die van nature in bodemmateriaal voorkomen, geldt dat de aanwezige concentratie in de toplaag zeer laag is. Voor barium, koper, kwik, molybdeen, lood, antimoon, seleen en tin liggen de gehalten voor een deels zelfs onder de gebruikte rapportagegrens.

Organische microverontreinigingen

Zowel voor PAK's, PCB,s als minerale olie liggen de gehalten in de meeste monsters beneden de detectiegrens en zijn de meetwaarden die daarboven liggen zonder uitzondering laag. Slechts in één monster (MM4) benadert het gehalte van som-PAK (meetwaarde 3,29 mg/kg) de landbouwadvieswaarde (3,4 mg/kg). De onderbouwing van deze waarde is overigens zwak. Ter vergelijking: de maximale waarde voor de klasse 'wonen' voor som-PAK bedraagt 6,8 mg/kg). Hierdoor is deze ene meetwaarde licht verhoogd ten opzichte van de achtergrondwaarde en kunnen de metingen in de overige mengmonsters niet achterhaald worden. Maar als zodanig vormt dit geen risico voor gebruik als landbouwgrond. De metingen tonen ook aan dat er geen aantoonbare invloed is van de onderliggende TGG voor metalen en organische microverontreinigingen. De gehalten aan metalen en organische microverontreinigingen zijn vrijwel zonder uitzondering laag tot zeer laag.

Zouten

Voor sulfaat zijn de gehalten in de ondergrondmonsters significant hoger dan die in de bovengrond (tabel 5.3), zowel de mediaan als de maximale waarde. Dat geldt in sterkere mate meer voor de data uit 2017-2018(westelijke en zuidelijke dijk) dan voor die uit 2020 (Koppeldijk). Ook in de ondergrond is echter sprake van een grote spreiding van de gehalten aan sulfaat, veel meer dan voor zouten als chloride en fluoride. De gehalten aan deze twee laatste zouten zijn laag en zijn niet verschillend in monsters van de boven- en de ondergrond. Gehalten aan bromide liggen in alle monsters beneden de rapportagegrens.

Tabel 5.3 Gehalten aan zouten in de bodem van de dijk (data 2017-2020).

	Cl (mg/kg)			SO4 (mg/kg)			Berekende zoutsterkte (mg/L)		
2017-2018 westelijke en zuidelijke dijk									
	Min	Med	Max	min	med	max	Min	Med	Max
Boven	9,3	15	180	20	96	220	134	209	2021
Onder	5,8	30	110	42	250	1100	58	247	1007

	Cl (mg/kg)			SO4 (mg/kg)			Berekende zoutsterkte (mg/L)		
2020 Koppeldijk									
Boven	5	5	6	10	22	46	-	-	-
Onder	5	5	91	11	28	150	-	-	-

Deze data suggereren dat er sprake is van enige aanrijking met sulfaat van de onderkant van de toplaag, zeker in de data van 2017-2018. De herkomst van dit sulfaat kan niet met zekerheid worden vastgesteld. Omdat in de dijk vaak sprake is van een neerwaartse waterbeweging (door neerslag) lijkt opwaartse kwel in het dijklichaam niet erg aannemelijk. Kwel van zeewater of ander brak of zout water zou namelijk ook tot hogere gehalten aan onder meer chloride hebben geleid. Dit is echter niet gemeten. De oorzaak van de verhoogde sulfaatgehalten is daarom niet duidelijk en kan met deze data niet verder beoordeeld worden. Voor zouten geldt dat er geen landbouwkundige normen of advieswaarden zijn voor het bodemgehalte. Wel zijn er afgeleide advieswaarden voor het chloridegehalte in het bodemvocht (Roest et al. 2003).

De data uit 2017-2018 zijn daarom omgerekend naar een indicatief chloridegehalte in het bodemvocht, aannemende dat alle in de bodem gemeten zout in het bodemvocht aanwezig is. Dit resulteert in een mediaangehalte aan zout van 209 mg/l en maximale gehalten van 1.000 tot 2.000 mg/l. Roest et al. (2003) rapporteren grenswaarden voor de gehalten aan Cl in het bodemvocht waarboven sprake is van 10 procent gewassenschade. Deze variëren van 125 mg Cl/l voor zeer gevoelige gewassen (bloembollen) tot 3.000 – 5.000 mg Cl/l voor ongevoelige gewassen, zoals gras, granen en suikerbieten). Los van de herkomst van de zouten in de dijk betekent dit dat de kans op schade aan de grasmat door (lokaal) hogere gehalten aan Cl klein of afwezig is.

De metingen die in 2020 zijn uitgevoerd, zijn samengevat in tabel 5.4. Ook in deze monsters is geen sprake van aantoonbare verhoogde gehalten van de gemeten parameters. Voor zware metalen geldt dat de mediane waarden van de monsters uit 2020 zelfs nog iets lager zijn dan die uit 2018. Voor een deel komt dat overeen met de gemiddeld wat lagere gehalten aan klei (% < 2µm) in de 2020-monsters. De grond op de plek van de 2020-monsters bevat wat minder klei en in veel gevallen zijn dan ook – in schone gronden – de gehalten aan metalen wat lager. Dit komt omdat een deel van de metalen in natuurlijke bodems in de kleimineralen zitten. Hierdoor zijn achtergrondgehalten in zandbodems vrijwel altijd lager dan die in kleigronden. Net als in 2018 geldt voor

metalen dat er geen verschil is tussen de gehalten in de bovengrond (5 monsters) en die in de ondergrond (3 monsters).

Voor de organische microverontreinigingen PCB's en minerale olie geldt net als in 2018 dat deze voor een groot deel niet meetbaar zijn. Voor PAK geldt dat deze laag zijn; alle metingen liggen beneden de achtergrondwaarde.

Anders dan in 2018 zijn er in 2020 geen meetbare verschillen in sulfaat (noch voor Cl, Br en F) in monsters uit de boven- of ondergrond.

De monsters uit 2020 bevatten zoals gezegd iets minder klei, maar de bodem kent - net als in 2018 - een hoge pH (7,7 – 7,9) en heeft - net als in 2018 - relatief lage organische stofgehalten. Dit is zoals eerder besproken een normale waarde voor kalkhoudende grond.

Tabel 5.4 Ranges van meetresultaten in de bodem(meng)monsters uit 2020. Noot: Als een gehalte lager was dan de rapportagegrens, is voor die stof een waarde van 50% van de rapportagegrens gebruikt voor de berekening van de range (in cursief)¹⁵.

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
Algemene bodemeigenschappen					
Droge stof	%	83,2	93,8	96	n.v.t.
Organische stof	% ds	1,1	1,5	2,4	n.v.t.
Gloeirest	% ds	96	97,5	98	n.v.t.
Korrelgrootte < 2 µm (Lutum)	% ds	5,7	9,15	16,7	n.v.t.
Zuurgraad	pH-CaCl ₂	7,7	7,8	7,9	n.v.t.
Bromide	mg/kg ds	2,5	2,5	2,5	<5,0
Chloride	mg/kg ds	2,5	2,5	91	<5,0
Fluoride	mg/kg ds	1,9	3,85	8,5	n.v.t.
Sulfaat	mg/kg ds	5	25	150	<10

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
Zware metalen					
Arseen (As)	mg/kg ds	7,1	8,9	11	n.v.t.
Barium (Ba)	mg/kg ds	10	10	24	<20
Cadmium (Cd)	mg/kg ds	0,1	0,1	0,23	<0,2
Kobalt (Co)	mg/kg ds	1,5	3,7	6,2	<3,0
Koper (Cu)	mg/kg ds	2,5	3,8	9,2	<5,0
Kwik (Hg)	mg/kg ds	0,025	0,025	0,085	<0,05
Molybdeen (Mo)	mg/kg ds	0,75	0,75	0,75	<1,5
Nikkel (Ni)	mg/kg ds	4,3	7,55	14	n.v.t.
Lood (Pb)	mg/kg ds	5	11,5	16	<10
Antimoon (Sb)	mg/kg ds	0,75	0,75	0,75	<1,5
Seleen (Se)	mg/kg ds	5	5	5	<10
Tin (Sn)	mg/kg ds	0,75	0,75	0,75	<1,5
Vanadium (V)	mg/kg ds	15	23	32	n.v.t.

¹⁵ Vaak wordt ook een factor 0.7 gebruikt. Dat maakt in dit geval voor de uiteindelijke beoordeling niet uit, want ongeacht de factor liggen alle waarnemingen beneden de advieswaarden.

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
Zink (Zn)	mg/kg ds	10	36,5	190	<20

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
Minerale olie					
Minerale olie (C10-C12)	mg/kg ds	1,5	1,5	1,5	<3,0
Minerale olie (C12-C16)	mg/kg ds	2,5	2,5	2,5	<5,0
Minerale olie (C16-C21)	mg/kg ds	2,5	2,5	2,5	<5,0
Minerale olie (C21-C30)	mg/kg ds	5,5	5,5	5,5	<11,0
Minerale olie (C30-C35)	mg/kg ds	2,5	4,15	7,4	<5,0
Minerale olie (C35-C40)	mg/kg ds	3	3	3	<6,0
Minerale olie totaal (C10-C40)	mg/kg ds	17,5	17,5	17,5	<35

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
PCB's					
PCB 28	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB 52	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB 101	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB 118	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB 138	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB 153	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB 180	mg/kg ds	0,0005	0,0005	0,0005	<0,001
PCB (som 7) (factor 0,7)	mg/kg ds	0,0049	0,0049	0,0049	n.v.t.

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
PAK's					
Naftaleen	mg/kg ds	0,025	0,025	0,025	<0,05
Fenantheen	mg/kg ds	0,025	0,025	0,059	<0,05
Anthraceen	mg/kg ds	0,025	0,025	0,025	<0,05
Fluorantheen	mg/kg ds	0,025	0,0825	0,23	<0,05
Benzo(a)anthracene	mg/kg ds	0,025	0,0395	0,12	<0,05
Chryseen	mg/kg ds	0,025	0,044	0,14	<0,05
Benzo(k)fluoranthene	mg/kg ds	0,025	0,025	0,066	<0,05
Benzo(a)pyreen	mg/kg ds	0,025	0,0385	0,11	<0,05
Benzo(ghi)perylene	mg/kg ds	0,025	0,025	0,097	<0,05
Indeno(123-cd)pyreen	mg/kg ds	0,025	0,025	0,11	<0,05
PAK VROM (10) (factor 0,7)	mg/kg ds	0,35	0,43	1	n.v.t.

In aanvulling op deze stoffen is in 2020 in de 8 mengmonsters een screening gedaan op de gehalten aan PFAS. Het merendeel van de verbindingen was niet detecteerbaar. In tabel 5.5 staat een overzicht van ranges aan metingen voor die stoffen die (deels) boven de rapportagegrens lagen. Hierbij is voor elke meting uit de serie van 8 monsters beneden de rapportagegrens (0,1 µg/kg op droge stof) 0,5 keer de rapportagegrens gebruikt. Voor PFOS overschrijdt de maximaal waargenomen concentratie (2,0 µg/kg) in lichte mate de achtergrondwaarde (1,4 µg/kg, Wintersen et al. 2020), terwijl die voor PFOA (achtergrondwaarde 1,9 µg/kg) niet overschreden wordt. De meetwaarde in het monster met de overschrijding van de achtergrondwaarde ligt echter nog steeds lager dan de huidige risicogrenzen voor PFOS voor landbouw en natuur. Deze bedraagt op dit moment 3 µg/kg voor PFOS en 7 µg/kg voor PFOA (Wintersen en Otte, 2019).

Tabel 5.5 Overzicht van PFAS-verbindingen die detecteerbaar waren in de monsters uit 2020 (in µg/kg ds). Noot: Als een gehalte lager was dan de rapportagegrens, is voor die stof een waarde van 50% van de rapportagegrens gebruikt voor de berekening van de range (in cursief)16.

PFAS verbinding	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
perfluorbutaanzuur (PFBA)	0,05	0,075	0,3	<0,1
perfluorhexaanzuur (PFHxA)	0,05	0,1	0,2	<0,1
perfluoroctaanzuur (PFOA) lineair	0,1	0,25	0,6	<0,1
perfluorhexaansulfonzuur (PFHxS)	0,1	0,1	0,2	<0,1
perfluorheptaansulfonzuur (PFHpS)	0,05	0,05	0,1	<0,1
perfluoroctaansulfonzuur (PFOS) lineair	0,1	0,45	1,5	<0,1
perfluoroctaansulfonzuur (PFOS) vertakt	0,05	0,15	0,5	<0,1
som PFOA (*0,7)	0,2	0,35	0,6	n.v.t.
som PFOS (*0,7)	0,2	0,6	2	n.v.t.

Naast de mengmonsters zijn in 2018 en 2020 ook steekbusmonsters genomen om de gehalten aan vluchtige organische contaminanten te bepalen. In 2018 betreft dit 24 monsters uit de laag van 40 (1 monster) of 70 cm of dieper tot 150 cm. In 2020 zijn in totaal 12 monsters genomen tussen 30 en 140 cm. In 2018 en 2020 is daarbij voor individuele stoffen geen enkele meetwaarde hoger dan de rapportagegrens gemeten.

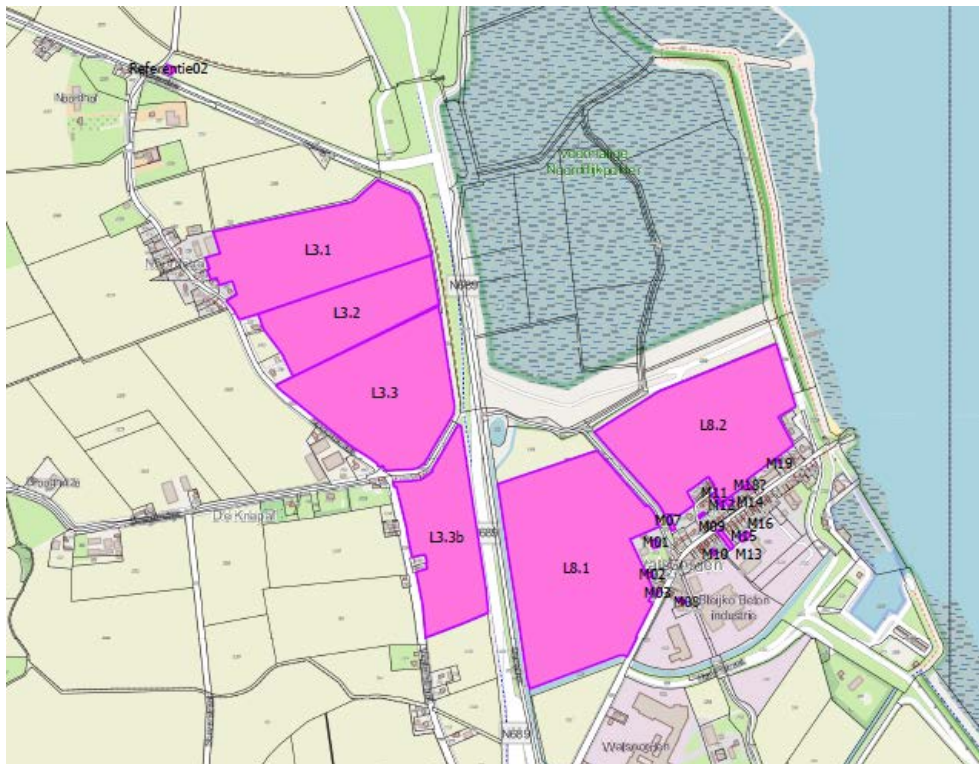
5.2.2 Bodemkwaliteit landbouwpercelen

In juni 2021 heeft RHDHV bodemmonsters genomen in zes verschillende landbouwpercelen die aan de dijk grenzen (zie figuur 5.1). Van elk onderzocht perceel zijn 2 mengmonsters gemaakt van de laag van nul tot 10 cm. In tabel 5.6 staat een overzicht van een aantal bodemkarakteristieken.

¹⁶ Vaak wordt ook een factor 0.7 gebruikt. Dat maakt in dit geval voor de uiteindelijke beoordeling niet uit, want ongeacht de factor liggen alle waarnemingen beneden de advieswaarden.

Algemene bodemeigenschappen Landbouwpercelen

De bodemtextuur varieert van zand tot lichte klei. Alle bodems bevatten kalk en hebben daarom een hoge pH, variërend van 7,4 tot 7,8. Het organische stofgehalte is relatief laag en varieert van 1 tot 2,5 procent. Dit zijn voor de bodems in deze regio normale waarden.



Figuur 5.1 Overzicht van de 6 onderzochte landbouwpercelen (bron: Derks en Van Bruchem, 2022).

Zouten

In tabel 5.6 staan ook de gemeten waarden voor een aantal zouten (chloride, bromide en fluoride) die een indicatie kunnen geven voor de mate waarin de bodem (gemiddeld over het perceel) kan zijn beïnvloed. Uit de data blijkt dat de gemeten gehalten aan deze drie zouten echter allemaal beneden de gehanteerde rapportagegrens liggen (variërend van 5 mg/kg voor bromide tot 150 mg/kg voor chloride). Voor chloride en bromide geldt dat de gehanteerde rapportagegrens relatief hoog is ten opzichte van de achtergrondwaarde voor deze stoffen (Lamé et al. 2000). Zo bedraagt de mediane achtergrondwaarde voor chloride 20 mg/kg, terwijl die van bromide vaak lager dan 1 mg/kg is. De hier gerapporteerde waarden zeggen daarom niet veel over de mogelijke invloed van de dijk op de gehalten aan chloride en bromide in de bodem.

Voor fluoride (F) liggen de gemeten waarden (< 10 mg/kg) echter ver beneden de mediane achtergrondwaarde van 100 mg/kg. Dat suggereert dat er op dit moment geen aanwijzing is dat zouten als fluoride in verhoogde gehalten in de bodem van de landbouwpercelen aanwezig zijn.

Tabel 5.6 Overzicht van de range in gemeten bodemparameters in de 6 onderzochte landbouwpercelen. Noot: Als een gehalte lager was dan de detectiegrens, is voor die stof een waarde van 50% van de detectiegrens gebruikt voor de berekening van de range (in cursief)¹⁷.

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
Algemene bodemeigenschappen					
Calciet (kalk)	%	1,2	2,8	5,4	n.v.t.
Droge stof	%	85,4	90	91,7	n.v.t.
Lutum (< µm)	% ds	4,8	11,5	22	n.v.t.
Organische stof (humus)	% ds	1	1,75	2,5	n.v.t.
pH	CaCl ₂	7,4	7,55	7,8	n.v.t.

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
Zouten					
Bromide	mg/kg ds	2,5	2,5	2,5	5
Chloride	mg/kg ds	75	75	75	150
Fluoride (totaal)	mg/kg ds	5	5	5	10

Parameter	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum	Rapportagegrens
Zware metalen					
Antimoon	mg/kg ds	0,75	0,75	1,5	1,5
Arseen [As]	mg/kg ds	10	11	18	n.v.t.
Barium [Ba]	mg/kg ds	10	10	27	20
Beryllium [Be]	mg/kg ds	0,5	0,5	0,5	1
Cadmium [Cd]	mg/kg ds	0,1	0,21	0,22	0,2
Chroom [Cr]	mg/kg ds	21	23	34	n.v.t.
Cyanide (complex, pH onbelangrijk)	mg/kg ds	1,5	1,5	1,5	3
Cyanide (totaal)	mg/kg ds	1,5	1,5	1,5	3
Cyanide (vrij)	mg/kg ds	1	1	1	2
Kobalt [Co]	mg/kg ds	3,6	4,5	6,5	n.v.t.
Koper [Cu]	mg/kg ds	5,7	7,7	11	n.v.t.
Kwik [Hg]	mg/kg ds	0,025	0,025	0,025	0,05
Lood [Pb]	mg/kg ds	10	15	18	n.v.t.
Molybdeen [Mo]	mg/kg ds	0,75	0,75	0,75	1,5
Nikkel [Ni]	mg/kg ds	7,4	9,1	15	n.v.t.
Seleen [Se]	mg/kg ds	0,75	0,75	0,75	1,5
Tin [Sn]	mg/kg ds	0,75	0,75	1,7	1,5
Vanadium [V]	mg/kg ds	21	25	41	n.v.t.
Zink [Zn]	mg/kg ds	29	36	47	n.v.t.

¹⁷ Vaak wordt ook een factor 0.7 gebruikt. In dit geval maakt het voor de uiteindelijke beoordeling niet uit, want ongeacht de factor liggen alle waarnemingen beneden de advieswaarden.

Net als voor de afdeklaag op de dijk geldt ook voor de landbouwbodems dat de gehalten aan zware metalen laag tot zeer laag en representatief zijn voor onbelaste bodems.

Zware metalen

Zware metalen komen van nature in de bodem voor. Binnen Nederland kunnen deze gehalten al naar gelang het bodemtype (zand, klei of veen) variëren, maar ook regionaal en qua industriële activiteit zijn er verschillen. De gehalten in de zes onderzochte landbouwbodems voor alle metalen zijn echter laag en liggen vaak in dezelfde orde van grootte van de achtergrondwaarde. Dit geeft aan dat er in de percelen geen aantoonbare accumulatie heeft plaatsgevonden of althans niet zodanig dat dit geleid heeft tot risico's voor het gebruik van de grond voor landbouw. Voor een aantal metalen, zoals antimoon, barium, beryllium, cadmium, kwik, molybdeen, seleen en tin, liggen de gehalten zelfs voor een deel of helemaal onder de rapportagegrens voor het betreffende metaal. Voor een metaal als vanadium (21 tot 41 mg/kg), lood (10–18 mg/kg) of zink (29–47 mg/kg) liggen de waarden in dezelfde orde van grootte, of lager dan die gerapporteerd zijn in de Geochemische Bodematlas van Nederland (Mol et al. 2012). Dit geeft ook aan dat deze gehalten niet afwijken van normale landbouwbodems.

Voor alle metalen geldt dan ook dat de aangetroffen waarden ruim onder de advieswaarden voor landbouw liggen, zoals weergegeven in tabel 5.1. Er zijn op basis van deze metingen geen aanwijzingen dat er sprake is (geweest) van accumulatie van metalen.

Organische microverontreinigingen inclusief PFAS

Aanvullend aan de algemene bodemeigenschappen is een groot aantal organische microverontreinigingen bemonsterd.

Voor een aantal stofgroepen, zoals minerale olie, PAK, PCB's, polygebromeerde ethers, residuen van bestrijdingsmiddelen, vluchtige koolwaterstoffen, en een groot deel van de PFAS-verbindingen, geldt dat deze in de onderzochte percelen niet aantoonbaar zijn of dat de maximaal aangetroffen gehalten rond of net boven de rapportagegrens liggen. Dit geeft aan dat er op dit moment geen aanwijzing is dat er in deze gronden sprake is van verhoogde gehalten aan deze stoffen. Vrijwel al deze stoffen komen van nature niet of in hele lage gehalten in de bodem voor. Ook de somwaarde van een aantal van deze stoffen (minerale olie, PAK en PCB) blijft daarom ver beneden de geldende advieswaarden voor deze stoffen.

Dat geldt ook voor PFOA en PFOS, stoffen die regionaal in waterlichamen in verhoogde concentraties voorkomen. De in de landbouwbodems aangetroffen somwaarden voor PFOA (0,44–0,76 µg/kg) of PFOS (0,35–1,1 µg/kg) liggen beneden de advieswaarde voor het hergebruik van de bodem voor de landbouw, die gelijk is aan de achtergrondwaarde. Deze bedraagt respectievelijk voor PFOA en PFOS 1,9 µg kg⁻¹ en 1,4 µg/kg. Daarmee wijken ook de gehalten aan deze stoffen niet af van wat in bodems in Nederland wordt aangetroffen, die niet door industrie of andere bronnen zijn beïnvloed.

5.2.3 *Conclusies bodemkwaliteit voor landbouwdoeleinden*

Voor wat de onderzochte monsters betreft luidt de conclusie voor de bodemkwaliteit van de dijk dat er op dit moment geen landbouwkundig risico bestaat. Het gebruik als beweid grasland levert voor mens en dier geen risico. De metingen tonen ook aan dat er geen aantoonbare invloed is van de onderliggende TGG voor metalen en organische microverontreinigingen. De gehalten aan metalen en organische microverontreinigingen, inclusief PFAS, zijn vrijwel zonder uitzondering laag tot zeer laag. Ook is er vrijwel geen verschil in bodemkwaliteit (organische stof, textuur, en zuurgraad) tussen de monsters uit de toplaag (tot 30 cm) en de daaronder gelegen laag tot 150 cm.

Wel is er in het onderste gedeelte van de toplaag (data 2017-2018) sprake van aanrijking met sulfaat (veel minder duidelijk voor chloride). Sulfaatrijke kwel lijkt echter niet voor de hand te liggen, aangezien er in het dijklichaam zelf vooral een neerwaartse waterbeweging is (door neerslag). Ook zijn er geen verhoogde chloridegehalten gemeten. De berekende zoutgehalten in het bodemvocht van de bovengrond liggen ruim beneden de advieswaarden voor gras en vormen daarmee geen risico voor de groei van gras. Ook de maximaal aangetroffen concentraties liggen onder deze advieswaarden, waarbij groeivermindering (10 procent) kan optreden.

Voor de huidige bodemkwaliteit van de onderzochte landbouwpercelen geldt ook dat er op dit moment geen enkel risico voor gebruik als landbouwperceel kan worden vastgesteld. De gehalten voor de onderzochte stoffen zijn vaak laag tot zeer laag of, voor de meeste organische contaminanten, aanwezig in gehalten onder de rapportagegrens. De gehalten aan van nature aanwezige stoffen, onder meer metalen, liggen op of onder het niveau van achtergrondwaarden. Dit suggereert dat er in deze percelen geen sprake is (geweest) van aanvoer van metalen of andere verontreinigingen. Ook de opgegeven zoutgehalten zijn laag. Daarbij moet wel opgemerkt worden dat de gehanteerde rapportagegrens van chloride (150 mg/kg) relatief hoog is, waardoor er feitelijk geen goede metingen voor chloride in de bovengrond zijn.

5.3 **Uitgangspunten waterkwaliteit**

Waterbeheer van landbouwpercelen is cruciaal voor het bewerken van het land, het optimaliseren van de groei van gewassen of het drenken van vee. Waterbeheer met het oog op bewerkbaarheid of irrigatie wordt vaak bereikt via drainage in geval van afvoer van overtollig water in de winter of het inlaten van water, dan wel gebruik van oppervlaktewater als irrigatiewater in drogere perioden. Daarnaast kan lokaal grond- of oppervlaktewater gebruikt worden voor het drenken van vee. Dit gebeurt in geval van runderen vooral in de zomerperiode.

Voor waterkwaliteit is er op dit moment een aantal advieswaarden voor landbouwdoeleinden, vaak gerelateerd aan zoutsterkte (Gezondheidsdienst voor Dieren, 2022). Voor de meeste overige anorganische (metalen) en organische contaminanten zijn er feitelijk geen landelijke normen en gebruiken we een aantal gepubliceerde overzichten van advieswaarden, zoals gehanteerd in onder meer België,

USA, en Canada. In bijlage 5 is een compilatie van deze normen opgenomen (uit De Wanckele, 2015). Tot slot rapporteert Slijkhuis (1999) een aantal advieswaarden voor onder meer metalen. Deze liggen in dezelfde orde van grootte als die door De Wanckele (2015) zijn samengevat.

In de twee tabellen hieronder (tabellen 5.7 en 5.8) staat een samenvatting van de gerapporteerde advieswaarden die ook in een recente studie bij een gelijksoortige casus (Dijk Bunschoten, Römken et al. 2019) zijn toegepast.

Tabel 5.7 Overzicht van kwaliteitsgrenzen voor water voor veedrenking (GD, 2022) in mg/l.

Stof	Dier	Goed	Matig	Slecht	Richtlijn Canada
Chloride	Rund/Kalf/Paard	< 250	250-2000	>2000	Geen richtlijn
Sulfaat	Rund/Kalf/Paard	<100	100-250	>250	1000
pH	Rund/Kalf/Paard	5-8	Tussen 4-5, of 8-9	<4 of >9	
Ammonium	Rund	<2	2-10	> 10	
	Kalf	<0,5	0,5-2	>2	
	Paard	<1	1-2	>2	
Natrium	Rund	<800	800-1500	>1500	geen
	Kalf/Paard	<400	400-800	>800	
IJzer totaal	Rund/Paard	<0,5	0,5-10	>10	geen
	Kalf	<0,2	0,2-0,5	>0,5	
Mangaan totaal	Rund/Paard	<1000	1000-2000	>2000	geen
	Kalf	<500	500-1000	>1000	

Tabel 5.8 Overzicht van ranges in gerapporteerde advieswaarden voor veedrenking.

Stof	Eenheid	Bovengrens advieswaarde	Stof	Eenheid	Bovengrens advieswaarde
aluminium	µg/l	5000	kwik	µg/l	2-10
arsen	µg/l	25-500	lood	µg/l	100
barium	µg/l	-	magnesium	mg/l	250
beryllium	µg/l	-	mangaan	µg/l	500-2000
bromide	mg/l	-	molybdeen	µg/l	100-500
cadmium	µg/l	10-80	natrium	mg/l	800-1500
calcium	mg/l	1000	nikkel	µg/l	100-1000
chloride	mg/l	250-2000	nitraat	mg/l	23-400
chromium	µg/l	50-1000	nitriet	mg/l	0,1-10
fluoride	mg/l	1000-2000	strontium	µg/l	
EC	mS/cm	8	Sulfaat	mg/l	250-1000
ijzer	mg/l	0,2-10	tin	µg/l	
kalium	mg/l	-	vanadium	µg/l	100
kobalt	µg/l	1000	zink	µg/l	250-50000
koolstof organisch	mg/l	-	pH	-	9
koper	mg/l	0.2 - 1.0			

Omdat er in het grond- en oppervlaktewater ook PFAS gemeten zijn, kan dit voor de beoordeling van betekenis zijn. Op dit moment bestaan er echter voor PFAS (vooral PFOA en PFOS) geen specifieke advieswaarden voor veedrenking of irrigatie. De beoordeling van de waterkwaliteit voor PFAS wordt daarom vooralsnog alleen gedaan op basis van humane en ecologische risico's. In hoofdstuk drie is al geconcludeerd dat de onderzochte percelen niet afwijken van het landelijke PFAS beeld.

5.3.1 *Evaluatie kwaliteit oppervlaktewater voor landbouwkundig gebruik.* Agrariërs maken in de zomer gebruik van oppervlakte- en/of grondwater voor de irrigatie van de velden of als drinkwater voor vee. In de periode 2017-2018 is op twee plekken (locaties O3 en O8) de kwaliteit van de sloten naast de dijk en in zeewater buitendijks (locatie O4c) gemeten. In 2020-2021 is daarnaast ook in een aantal sloten bovenstrooms van de dijk in het landbouwgebied (locaties O20 en O20.2) de samenstelling van het oppervlaktewater bepaald.

In eerste instantie beoordelen we hier de kwaliteit van het oppervlaktewater van de vier genoemde locaties, omdat dit de meest voor de hand liggende bronnen van water voor irrigatie dan wel veedrenking zijn. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen de sloten in het bovenstroomse landbouwgebied en de kwel sloten naast de dijk. De metingen in de Westerschelde zijn niet meegenomen, omdat die niet voor landbouwkundige doeleinden wordt gebruikt.

Zouten

Een opvallend aspect van de samenstelling van alle oppervlaktewateren, zowel in de kwelstoot als in de locaties O20 en O20.2, is de hoge gehalten aan zouten (vooral natrium, chloride en sulfaat). In veel gevallen liggen die concentraties in dezelfde orde van grootte of iets lager dan die in de Westerschelde. Ook de verhouding tussen de zouten onderling (chloride, bromide en sulfaat) is in het oppervlaktewater zeer vergelijkbaar met die in Westerschelde. De gemiddeld iets lagere absolute concentraties aan zouten in het oppervlaktewater ten opzichte van de Westerschelde suggereren dat er wel enige verdunning met zoet water is opgetreden. Daardoor is de verhouding van de zouten nog steeds gelijk aan die van het zeewater, maar zijn de concentraties van natrium en chloride wel iets lager dan in het zeewater.

Tabel 5.9 vat een aantal kentallen van ranges aan zouten in de oppervlaktewater monsters en de Westerschelde samen.

Tabel 5.9 Ranges aan mobiele zouten in oppervlaktewater en het buitendijkse natuurgebied (Westerschelde) in 2017-2021.

Parameter	Eenheid	Oppervlaktewater (O3, O8)			Buitendijkse natuurgebied (O4c)		
		Minimum	Mediaan	Maximum	Minimum	Mediaan	Maximum
pH	-	7,30	7,50	8,30	7,80	8,00	8,10
Fluoride totaal	mg/L	0,74	1,00	6,80	0,59	3,75	5,00
Bromide	mg/L	8,80	25	55	5,8	42,5	62
Chloride	mg/L	2700	7100	8800	6600	12000	14000
Sulfaat	mg/L	390	910	1200	940	1700	1900

Parameter	Eenheid	Oppervlaktewater (O3, O8)			Buitendijkse natuurgebied (O4c)		
		Minimum	Mediaan	Maximum	Minimum	Mediaan	Maximum
Ammonium (NH ₄ -N)	mg N/L	0,80	3,40	5,90	0,27	0,31	0,33
Ammonium (NH ₄)	mg/L	1,00	4,30	7,50	0,35	0,40	0,42
Nitraat (NO ₃ -N)	mg N/L	0,40	0,45	5,70	0,40	0,40	2,00
Nitraat (NO ₃)	mg/L	0,90	2,00	25,00	1,60	1,70	8,70
Nitriet (NO ₂ -N)	mg N/L	0,03	0,03	0,10	0,02	0,07	0,09
Nitriet (NO ₂)	mg/L	0,09	0,10	0,32	0,06	0,22	0,30
Waterhardheid	mg/L CaCO ₃	1373	2445	3576	2271	3434	3722
Bromide-chloride-verhouding	-	0,0031	0,0035	0,0064	0,0007	0,0034	0,0044
Sulfaat-chloride-verhouding	-	0,12	0,14	0,17	0,12	0,14	0,15

Parameter	Eenheid	Oppervlaktewater (O3, O8)			Buitendijkse natuurgebied (O4c)		
		Minimum	Mediaan	Maximum	Minimum	Mediaan	Maximum
Metalen							
Arseen (As)	µg/L	5,0	6,9	12	5	5	6
Barium (Ba)	µg/L	20	41	100	20	24	110
Beryllium (Be)	µg/L	1	1	1	< rapgrens	< rapgrens	< rapgrens
Calcium (Ca)	mg/L	220	270	360	200	270	270
Cadmium (Cd)	µg/L	0,20	0,20	2,0	0,20	0,20	0,22
Kobalt (Co)	µg/L	2,0	2,0	20	2,0	2,0	2,0
Chroom (Cr)	µg/L	1,0	1,0	10	1,0	1,0	1,0
Koper (Cu)	µg/L	2,0	2,0	20	2,0	2,3	2,8
Kwik (Hg) [noot 7]	µg/L	0,05	0,05	0,5	0,05	0,05	0,32
Kalium (K)	mg/L	65	150	190	130	270	300
Magnesium (Mg)	mg/L	200	430	650	430	670	740
Molybdeen (Mo)	µg/L	2,0	2,60	20	5,4	9,2	10
Natrium (Na)	mg/L	1900	3850	5800	3600	6200	7000
Nikkel (Ni) [noot 7]	µg/L	3,0	3,0	30	3,0	3,0	5,5
Lood (Pb) [noot 7]	µg/L	2,0	2,0	20	2,0	2,0	2,0
Antimoon (Sb)	µg/L	3,0	3,0	30	3,0	3,0	3,0
Seleen (Se)	µg/L	5,0	5,0	50	5,0	5,0	5,0
Tin (Sn)	µg/L	2,5	2,5	25	2,5	2,5	2,5
Vanadium (V)	µg/L	2,0	2,0	20	2,0	2,3	3,1
Zink (Zn)	µg/L	10	10	10	10	10	16
Strontium (Sr)	µg/L	1700	3600	4000	2700	4200	4300

De gelijkens tussen de gehalten in het oppervlaktewater (die overigens ook in 2020-2021 is waargenomen) en die in de Westerschelde zeewater bevestigt dat er een grote invloed is van intrusie of inlaat van zoutwater. Ook Deltares en RHDHV hebben dit geconcludeerd. Voor zware metalen geldt ook dat de gevonden concentraties niet afwijken van die de Westerschelde en vaak laag zijn. Feitelijk ligt een groot deel van de gemeten concentraties aan metalen op of onder het niveau van de rapportagegrens. Datzelfde geldt voor de organische microverontreinigingen (hier niet weergegeven). Voor de stofgroepen PAK's, PCB's, minerale olie, dioxines geldt dat concentraties niet meetbaar zijn in oppervlaktewater of de Westerschelde en net op of boven de rapportagegrens liggen.

Metalen

De data voor metalen in 2020 liggen voor een groot deel in dezelfde orde van grootte als die in 2017-2018. Voor de meeste metalen liggen de meetwaarden onder of rond de detectiegrens. Voor zink en arseen is echter een aantal verhoogde gehalten in oppervlaktewater vastgesteld tijdens meetronde 3 (7 september 2020). Daarbij zijn opgelost en totaal zink en arseen duidelijk hoger dan tijdens de andere meetronden (voor allebei vaak rond of beneden de detectiegrens).

Totaal zink varieert daarbij tussen 10 en 270 µg/l en arseen varieert tussen 5 (overigens gelijk aan de rapportagegrens) en 22 µg/l. De verhoogde gehalten voor zink en arseen komen echter niet op hetzelfde moment (meetronde) en locatie. Dit betekent dat ze niet allebei aan dezelfde bron gekoppeld zijn.

Voor zink variëren de gerapporteerde advieswaarden tussen 250 µg/l (Huinink, 2011) en 50 mg/l (Olkowski, 2009). Waarden tussen 2 en 5 mg/l (de Wanckele, 2015; Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, 2000) lijken daarom het meest relevant om als advieswaarde aan te houden. Voor arseen geldt een minimum advieswaarde van 25 µg/l (Huinink, 2011), maar ook hier variëren de overige bronnen vaak tussen 200 en 1000 µg/l.

Voor zowel arseen en zink geldt daarom dat de kortstondig waargenomen verhoogde gehalten in oppervlaktewater geen risico vormen voor diergezondheid en gewaskwaliteit. Dat zou overigens alleen het geval zijn *als* het oppervlaktewater gebruikt zou worden. Maar omdat het gebruik van dit water vanwege de hoge zoutsterkte wordt afgeraden, vormen deze verhoogde gehalten geen risico.

Voor zowel zink als arseen geldt dat (en voor een groot aantal andere metalen) de normen of advieswaarden voor de ecologische risico's vaak (veel) lager zijn dan die voor veegezondheid en gewas- en/of productkwaliteit. Daarom kan de ecologische beoordeling tot andere conclusies leiden. Dit heeft voor onder meer zink en koper te maken met een veel hogere gevoeligheid van vooral aquatische organismen voor beide metalen. Voor dieren als koeien en schapen zijn ze essentiële (micro)nutriënten, maar in water zijn zink en koper al bij lage gehalten toxisch voor in het water levende micro-organismen. Daarom valt de landbouwkundige beoordeling voor dit soort metalen vaak veel minder streng uit bij de hier gemeten gehalten, zowel in bodem als ook in water.

Alleen voor een aantal PFAS geldt dat ze zowel in zeewater als in oppervlaktewater is aangetoond. Het is echter bekend dat concentraties in dit gebied regionaal afwijken van de landelijke gemiddelden en dat PFAS beperkt zijn aangetroffen in de TGG. Voor landbouw zijn er op dit moment geen relevante advieswaarden die gerelateerd zijn aan risico's voor diergezondheid of productkwaliteit. Daarom kunnen we deze waargenomen concentraties op dit moment niet beoordelen. Omdat het oppervlaktewater (oppervlaktewater nabij de dijk en bovenstrooms en benedenstrooms) en het grondwater (met uitzondering van de zoetwaterbel) vanwege de hoge zoutconcentraties niet geschikt worden geacht voor landbouwgebruik, vormt PFAS voor de landbouw als zodanig geen risico. Dit onder de aanname dat het water niet wordt gebruikt. De geschiktheid van het oppervlaktewater uit de kwelsloot en de sloten O20 en O20.2 voldoet niet aan de landbouwkundige advieswaarden voor de meeste zouten.

Advieswaarden voor natrium, chloride, sulfaat en totale zoutsterkte worden in ruime mate overschreden (zie tabellen 5.7 en 5.8).

Opvallend is verder het relatief hoge gehalte aan ammonium (NH_4) stikstof. De mediane waarde in 2017-2018 bedraagt 4,3 (totaal NH_4). Deze waarde overschrijdt ook de advieswaarde voor kalveren en paarden (voor allebei geldt een maximaal toelaatbaar gehalte van 2 mg/l, zie tabel 5.7). Waarden voor ammonium in de Westerschelde zijn lager (mediaan 0,4 mg/l) dan die in het oppervlaktewater, wat suggereert dat dit een andere afkomst heeft. In 2020 is alleen in sloot O20.2 een meting van ammonium gedaan (0,6-0,8 mg/l). Het is niet mogelijk hieruit af te leiden in welke mate ammonium uit de bodem of uit de TGG komt.

Naast criteria voor veedrenking zijn er ook specifieke advieswaarden voor irrigatiewaarden (samengevat in van Bakel en Stuyt, 2011). Ook deze zijn vooral afgeleid voor natrium en chloride en gaan over het voorkomen van schade aan gewassen. De zoutgevoeligheid van gewassen verschilt en daarmee ook de advieswaarden voor verschillende vormen van akkerbouw en/of tuinbouw. Uit tabel 5.10 blijkt dat er vanaf een concentratie voor chloride van 300 mg/l of 500 mg Na/l sprake is van schade aan gevoelige gewassen (onder meer erwten, bonen en bladgroenten). Boven gehalten van 1200 mg/l voor Cl of 2000 mg/l voor Na is het water ongeschikt als irrigatiewater. Daarmee is irrigatie een nog gevoeliger criterium dan dat voor veedrenking. Voor dat laatste zijn chloridegehalten van 2000 mg/l voor sommige (minder gevoelige) diersoorten nog toelaatbaar.

Het slootwater (kwelsloot en bovenstrooms O20) voldoet daarom ook niet aan de eisen voor irrigatie, net zomin als dat het voldoet aan de eisen voor veedrenking. Direct oppervlaktewatergebruik voor landbouwkundige doelen wordt daarom in algemene zin al afgeraden.

Tabel 5.10 Overzicht van advieswaarde voor Na en Cl voor irrigatiewater van landbouwgrond (Van Bakel en Stuyt, 2011).

Chloride (mg/l)	NaCl (g/l)	Aanduiding	Gebruikswaarde
0-300	0-0,48	Zoet	Geschikt voor beregening van akkerbouwgewassen en alle groentegewassen in de volle grond.
300-600	0,48-0,96	Enigzins brak	Geschikt voor beregening van alle akkerbouwgewassen behalve erwten en bonen in droge zomers; geschikt voor alle groentegewassen in de volle grond, behalve gevoelige zoals sla, stam- en staakbonen, augurken, doperwten en gewasaardbeien.
600-900	0,96-1,44	Licht brak	Geschikt voor beregening van matig gevoelige gewassen zoals aardappelen, vlas en uien, ook geschikt voor weinig gevoelige akkerbouwgewassen; geschikt voor matig gevoelige groentegewassen zoals bloemkool, knolselderij, peen en prei en weinig gevoelige groentegewassen in de volle grond.
900-1200	1,44-1,92	Matig brak	Geschikt voor weinig gevoelige akkerbouwgewassen zoals granen en bieten, geschikt voor weinig gevoelige groentegewassen in de volle grond zoals spinazie, spruitkool, groene savoyekool, witlof, boerenkool, radijs en kroot.
1200-2000	1,92-3,2	Brak	Met de stijging van het zoutgehalte in toenemende mate ongeschikt voor beregening van akkerbouwgewassen en groentegewassen in de volle grond; nog wel geschikt voor infiltratie, ziektebestrijding en voor drenking vee.
2000-5000	3,2-8,0	Zeer brak	Ongeschikt voor beregening, twijfelachtig voor drenking van vee.
>5000	>8	Zout	Onbruikbaar voor land- en tuinbouwdoeleinden.

Aanvullende data in monitoringspunten O50.4 t/m O70

In 2021 is in drie meetrondes een aantal aanvullende locaties oppervlaktewater bemonsterd. De gehalten aan metalen en andere organische microverontreinigingen zijn laag en liggen in dezelfde orde van grootte als die uit 2017-2018 en 2020.

Wel zijn ook deze monsters vrijwel zonder uitzondering zout en bevatten ze verhoogde gehalten aan chloride, sulfaat en natrium, zoals samengevat in tabel 5.11.

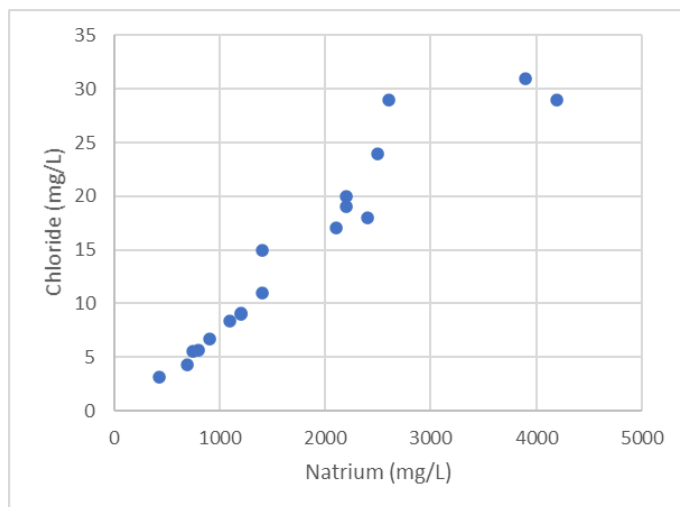
Daarbij is de verhouding natrium: chloride nagenoeg constant in alle monsters, zoals dat te zien is in figuur 5.2. In één op 29 juni (O50.8) genomen monster wordt daarbij de advieswaarde voor ammonium (2 mg/l overschreden). Terwijl die in alle andere monsters beneden deze waarde ligt en in de meeste monsters overeenkomt met gehalten die in de Westerschelde conform de data uit 2017-2018 zijn aangetroffen. Ook in de data van 2017-2018 is een aantal keer een ammoniumgehalte gemeten dat afwijkt van dat in de Westerschelde en wat op een andere bron zou kunnen wijzen. In hoeverre de TGG hierbij een rol heeft gehad, is onbekend, omdat voor zover bekend ammonium niet in de TGG is onderzocht.

De vrijwel constante verhouding tussen natrium en chloride in het onderzochte oppervlaktewater ten opzichte van het water uit de Westerschelde suggereert verder dat de zoutgehalten in dit benedenstroomse oppervlaktewater in hoge mate bepaald worden door bijmenging van water uit de Westerschelde, dat in meer of mindere mate verdund is door water uit het bovenstroomse gebied.

Tabel 5.11 Samenvatting van gehalten aan zouten in locaties O50.4 t/m O70 voor de meetrondes in 2021.

Stof	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum
Zouten				
Bromide	mg/L	3,1	13,0	31,0
Chloride	mg/L	780	3350	7800
Fluoride opgelost	mg/L	0,4	0,9	5,0
Nitraat	mg/L	3,0	15,5	30,0
Sulfaat	mg/L	140	455	1100

Stof	Eenheid	Minimum	Mediaan	Maximum
Anorganische verbindingen				
Ammonium (NH ₄ -N)	mg N/L	0,1	0,5	3,6
Ammonium (NH ₄)	mg/L	0,1	0,6	4,6



Figuur 5.2 Relatie tussen de concentratie aan natrium (X-as) en chloride (Y-as) in de monsters van locaties O50.4 t/m 70 in 2021.

5.3.2

Evaluatie kwaliteit grondwater voor landbouwkundig gebruik

Meestal gebruiken agrariërs oppervlaktewater voor veedrenking en irrigatie, maar in Perkpolder wordt er van een zoutwaterbel gebruik gemaakt. Omdat het grondwater nabij de dijk sterk wordt beïnvloed door intrusie van (zoutwater uit) de Westerschelde beoordelen we hier de kwaliteit van het grondwater in eerste instantie op de aanwezigheid en het gehalte aan natrium en chloride. Als deze al boven de advieswaarden voor landbouw liggen, wordt het grondwater als ongeschikt beoordeeld. Daarna beoordelen we het water in de resterende zoetwatermonsters.

In 2017–2018 is er een tweedeling van locaties onderzocht. Enerzijds de locaties op of langs de dijk en anderzijds een aantal locaties in de landbouwpercelen. Specifiek zijn dat de locaties EC106, 107, 110, 111, 118, 119, 121 en Kalverdijk 3. Locatie EC101 maakt deel uit van een raai over de dijk (A1-A2) en ligt achter het geplaatste scherm. Locatie EC102 ligt daar net voor en staat nog onder invloed van het zoute water uit de Westerschelde.

Uit de analyse van de grondwaterdata van deze punten blijkt dat in de locaties EC106 (diep, 29-30 m -mv), EC102 (ondiep 3,5-4,5), diep (9-10 m) en 118 (alleen diep, 11,5–12,5) sprake is van hoge gehalten aan chloride en natrium. Met waargenomen concentraties die in dezelfde orde van grootte liggen als die in het oppervlaktewater of de Westerschelde. In alle gevallen overschrijden de gehalten aan chloride en natrium de advieswaarden voor irrigatie (300–600 mg Cl/L) en voor een groot deel ook de advieswaarden voor veedrenking (2.000 mg Cl/L). Daarbij zijn de hoge gehalten aan chloride en natrium in locatie EC106 in die zin afwijkend dat hoewel dit punt even ver van de kwelsloot of Westerschelde af ligt als de overige meetpunten, er toch sprake is van verhoogde zoutgehalten. Blijkbaar staat dit perceel in direct contact met water met verhoogde zoutgehalten.

Voor de overige locaties (101, K3, 110, 111, 118 (alleen ondiep), 119 en 121) geldt dat de gehalten aan zouten voldoen aan de advieswaarden

voor irrigatie en veedrenking. In deze locaties is ook geen enkele andere contaminatie vastgesteld (metalen noch organische verontreinigingen).

In 2020 zijn vrijwel alleen grondwatermonsters langs of onder de dijk geanalyseerd, plus monsters van locatie EC102. Voor deze monsters geldt zonder uitzondering dat de zoutgehalten niet voldoen aan de advieswaarden voor irrigatie en veedrenking. Het monster van locatie EC102 heeft daarbij in 1 meting lage gehalten aan chloride (28 juni 2021; 49 mg/l), terwijl die in het najaar (2 september 2021) juist sterk verhoogd zijn (8000 mg/l). Voor metalen en andere stoffen worden ook in deze locatie (EC102) geen verhoogde gehalten gemeten. Afgezien van de lage chloridegehalten in juni wordt het gebruik van grondwater van deze locatie voor landbouwkundige doelen afgeraden.

Hoewel de grondwaterkwaliteit alleen al vanwege de zoutgehalten niet geschikt is, worden in vier locaties (B3.1, B11, B15 en B35) ook hoge gehalten aan arseen (variërend van 63 tot 360 µg/l) aangetroffen. Vooral in locatie B3.1 en B15 worden deze hoge gehalten in meerdere meetronden aangetoond (zowel in 2020 als in 2021), terwijl in locatie B11 en B35 alleen in de meetronde van september 2021 hoge gehalten zijn aangetroffen. Voor arseen geldt een advieswaarde voor veedrenking variërend van 200 tot 1000 µg/l. Dit betekent dat naast de te hoge gehalten aan chloride, het grondwater van vooral locatie B3.1 en B15 ook door de afwijkende arseengehalten niet voor veedrenking is geschikt. Voor de overige metalen liggen de gemeten waarden (ruim) beneden de advieswaarden. De arseengehalten in deze vier punten wijken sterk af van die in het oppervlaktewater en de overige grondwatermetingen in de eerdergenoemde en verder van de dijk gelegen locaties (101, K3, 110, 111, 118, 119, 121).

Tot slot is er in de meeste grondwatermonsters langs de dijk ook sprake van verhoogde gehalten aan PFAS-verbindingen. Daarbij valt op dat de variatie in de gemeten gehalten groot is. Zo varieert het gehalte aan som-PFOA van 1 tot 350 µg/l en van 1 tot 61 µg/l voor som PFOS. Voor PFAS bestaat op dit moment geen advies of norm voor veedrenking. De herkomst van de verhoogde gehalten aan deze verbindingen wordt elders besproken. Omdat het water toch al niet geschikt is voor veedrenking en/of irrigatie vanwege zouten vormen deze gehalten als zodanig geen extra risico en wordt gebruik afgeraden.

5.4 Conclusies voor de waterkwaliteit voor landbouwkundig gebruik

De kwaliteit van het *oppervlaktewater* in de onderzochte sloten nabij de dijk en in het landbouwgebied voldoet niet aan de advieswaarden voor zout. Dit komt door de natuurlijke concentraties chloride en natrium. Gebruik van oppervlaktewater voor irrigatie en veedrenking wordt daarom afgeraden.

Het *grondwater* in de onderzochte monsters nabij de dijk en de volgende peilbuizen die verder van de dijk liggen (locaties EC106, diep, 29-30 m - mv; nabij Walsoorden), EC102 (ondiep en diep; naast westelijke kwelsloot), en 118 (langs de Kalverdijk), voldoen niet aan de advieswaarden voor zout (vooral chloride en natrium). Ze zijn hierdoor ongeschikt voor veedrenking en irrigatie. Ook zijn op sommige

meettijdstippen en locaties lokaal verhoogde concentraties aan arseen gemeten.

Grondwater uit het merendeel van de overige verder weg gelegen meetpunten (101, K3, 110, 111, 118, alleen ondiep, 119 - ondiep, en 121) voldoet wel aan de eisen voor veedrenking en irrigatie voor zouten. Ook de concentraties aan alle andere onderzochte stoffen liggen onder advieswaarden (metalen) of zijn niet detecteerbaar (organische microverontreinigingen). Dit water lijkt daarmee niet beïnvloed door intrusie van water uit de Westerschelde of uitloging uit de dijk.

6 Toekomstige maatregelen dijk: gezondheid en ecosystemen in beeld

Onderdeel van het milieurendementsonderzoek naar de zeedijk in Perkpolder is de verkenning van mogelijke vervolgstappen voor de dijk. Hiertoe heeft RHDHV toekomstige maatregelen voor de dijk onderzocht (Valk, 2022). Vier maatregelen zijn verder uitwerkt om tot een onderbouwde keuze te komen van een Voorkeursalternatief (VKA).

De vier uitgewerkte maatregelen zijn:

1. huidige situatie voortzetten met aanvullende monitoring;
2. isoleren watersysteem;
3. drainage;
4. de TGG verwijderen.

Een uitgebreide beschrijving van de maatregelen staat in de rapportage van RHDHV (Valk, 2022).

RIVM heeft voor deze vier maatregelen een risicoschatting gedaan van het effect op mens en ecosystemen. Het effect op mens en ecosystemen is zoveel mogelijk uitgedrukt ten opzichte van de bestaande situatie (anno 2021). Er wordt dus inzichtelijk gemaakt of het verwachte effect op gezondheid of ecosystemen toeneemt of afneemt ten opzichte van de bestaande situatie. Voor de verkenning is door de RHDHV beschikbaar gestelde informatie gebruikt over de maatregelen en verspreiding van verontreinigingen in het bodem en (grond)watersysteem. De uitkomsten van deze verkenning kunnen bijdragen aan de uiteindelijke besluitvorming voor toekomstige maatregelen van de dijk. Er wordt geen oordeel of voorkeur voor één van de maatregelen gegeven.

6.1 Kritische blootstellingsroutes en receptoren

Per maatregel zijn de meest kritische blootstellingsroutes en receptoren geïdentificeerd en beoordeeld omdat hier als eerste de negatieve effecten van een maatregel zichtbaar zijn. Als blijkt dat voor de kritische receptoren geen nadelige beïnvloeding wordt verwacht, zijn ook andere receptoren voldoende beschermd.

- 6.1.1** *Maatregel 1: huidige situatie voortzetten met aanvullende monitoring*
 Bij deze maatregel wordt feitelijk niets aangepast aan de bestaande situatie. Eventuele negatieve effecten in de omgeving worden beheerst door de bestaande monitoring van grond- en oppervlaktewater voort te zetten. De beïnvloeding van het grond- en oppervlaktewater (zowel kwelsloot als benedenstroomse polder) vanuit de dijk blijft bestaan. In de toekomst kunnen de concentraties door uitloging uit de dijk in het grondwater en in de kwel sloten gelijk blijven, toenemen of afnemen. Welk effect er gaat optreden, is op voorhand moeilijk te voorspellen, al zullen de concentraties op de langere termijn afnemen door uitputting van de TGG. Als de concentraties afnemen, is er sprake van een gunstige ontwikkeling ten opzichte van de bestaande situatie. De kans op effecten op mens en ecosystemen neemt daardoor af. Bij toenemende concentraties in vooral de kwelsloot neemt de kans op

effecten door blootstelling van mens en ecosystemen toe. Het kritische blootstellingspad is daarom het contact van mens en het ecosysteem met het water in de kwelsloot. Door het potentiële effect in de kwelsloot te bepalen en uit te sluiten, is ook een effect in op de benedenstroomse polder afgevangen.

6.1.2 *Maatregel 2: Isoleren watersysteem*

Bij deze maatregel worden de kwelsloten naast de dijk geïsoleerd van het benedenstroomse watersysteem. Het watersysteem wordt ter hoogte van het Weeltje omgeleid naar de Westerschelde en een nieuw te bouwen gemaal vlak bij de zeedijk. Het water uit de kwelsloot stroomt dus niet meer via natuurgebied De Vogel naar gemaal Campen. Eventuele verontreiniging uit de TGG wordt daardoor niet verspreid naar de benedenstroomse polders, maar gecontroleerd afgevoerd. Als blijkt dat de kwaliteit van de kwelsloten niet voldoet aan de wettelijke eisen, is er een aanvullende zuivering nodig, voordat het water kan worden uitgeslagen op de Westerschelde. Hiermee wordt een ongewenste beïnvloeding van de Westerschelde voorkomen. Bij deze maatregel blijft de beïnvloeding van het grond- en oppervlaktewater naast de dijk gelijk door uitloging van stoffen uit de TGG. Net als maatregel 1 is het kritische blootstellingspad daarom het contact van mens en het ecosysteem met het water in de kwelsloot.

6.1.3 *Maatregel 3: Drainage*

Bij deze maatregel wordt het grondwater uit de kwelputten apart opgevangen en afgevoerd naar de Westerschelde via een nieuw te bouwen gemaal naast de zeedijk. Hierdoor wordt eventuele verontreiniging uit de TGG voor een groot deel afgevangen, voordat deze in de kwelsloten komen. Het water uit de kwelsloot stroomt nog wel af naar de benedenstroomse polders, maar het instromende water van de bovenstroomse polder bepaalt de kwaliteit van de kwelsloot. Het water uit de kwelputten dat wordt afgevoerd moet aan wettelijke eisen voldoen, voordat het mag worden uitgeslagen op de Westerschelde. Als de kwaliteit van het opgevangen water hieraan niet voldoet, is een additionele zuiveringsstap nodig. Die voorkomt een ongewenste beïnvloeding van de Westerschelde. Optioneel kunnen maatregelen 2 en 3 gecombineerd worden. In dat geval stroomt het water uit de kwelsloot niet meer naar de benedenstroomse polders, maar wordt het eveneens sneller naar de Westerschelde afgevoerd.

Het verwachte effect in de toekomst is dat de concentraties in de kwelsloten niet meer onder invloed staan van de TGG en dat de concentraties afnemen. Ook voor maatregel 3 is de kritische blootstellingroute het contact met het oppervlaktewater in de kwelsloot. Omdat de concentraties in de kwelsloot door de maatregel naar verwachting afnemen, neemt ook de kans op negatieve effecten voor mens en ecosystemen ten opzichte van de bestaande situatie af.

6.1.4 *Maatregel 4: TGG verwijderen*

Bij deze maatregel wordt de TGG in de kern van de zeedijk geheel vervangen. Dit betekent dat de zeedijk wordt afgegraven en opnieuw wordt aangelegd. De TGG wordt afgevoerd. Omdat de zeedijk een waterkerende functie heeft, kan deze niet zomaar worden afgegraven, maar zijn extra voorzorgmaatregelen nodig om de hoogwaterveiligheid

te behouden. Daarnaast kan door de werkzaamheden stofontwikkeling optreden, wat voor overlast kan zorgen bij omwonenden. Als de dijk eenmaal is vernieuwd, is er geen risico meer op uitloging van verontreinigingen naar het grondwater onder de dijk, de kwelsloten of de benedenstroomse polders. Maatregel 4 heeft als enige maatregel een direct effect op de omgeving door verwaaiing van de TGG, omdat er door de werkzaamheden en transportbewegingen rond de dijk sprake is van stofontwikkeling. Dit stof kan, net als bij de dijkaanleg, verwaaien naar de omgeving en in huizen en tuinen neerdalen. Ook kan het stof tijdens het wandelen of fietsen worden ingeademd. Naast de verontreinigingen in de TGG kan de inhalatie van het stof zelf ook gezondheidsklachten veroorzaken.

Voor maatregel 4 is de blootstelling door verwaaiing van de TGG het kritische pad en zijn omwonenden of recreanten op de dijk de kritische receptor.

6.1.5 *Conclusie kritische blootstellingsroutes en receptoren*

Samenvattend komen de volgende kritische blootstellingsroutes voor mens en ecosystemen in aanmerking voor de risicoschatting van de toekomstige maatregelen:

- blootstelling aan oppervlaktewater in de kwelsloot door eventuele toename van concentraties;
- blootstelling verwaaiing van het TGG-stof en verontreinigingen daarin voor recreatie op en woningen rond de dijk.

6.2 **Risicoschatting oppervlaktewater**

6.2.1 *Gezondheid*

Om een risicoschatting te maken van de maatregelen 1 (huidige situatie behouden) en 2 (isolatie kwelsloten) op oppervlaktewater is een aanname nodig voor toekomstige concentraties in de kwelsloten. Het is lastig om de toekomstige concentraties te voorspellen. Daarom is het gebruikelijk om een potentiële (maximale) vracht te berekenen. Dit is de (maximale) hoeveelheid die in de toekomst uit de TGG kan vrijkomen.

RHDHV heeft de totale potentiële vracht per tijdseenheid berekend door de gemeten maximale concentraties in de zandlaag onder de TGG te vermenigvuldigen met het totaalvolume aan water dat vanuit de TGG naar de kwelsloten stroomt. In de kwelsloot treedt vervolgens verdunning op. Via de verdunningsfactor is de verwachte concentratietoename als gevolg van de TGG in de kwelsloot berekend voor een aantal TGG-kenmerkende stoffen (tabel 6.1). RHDHV veronderstelt dat de concentraties in het grondwater in dezelfde orde van grootte liggen als de huidige maximale concentraties, die gemeten zijn in de eerste zandlaag (Kok, 2022).

Voor mobiele stoffen is de veronderstelling voor de aanwezige maximale concentraties in de eerste zandlaag aannemelijk. Stoffen als chloride, sulfaat en bromide kennen nauwelijks binding aan de bodem en spoelen even snel mee als het grondwater. Uit modelleringen van RHDHV blijkt dat het grondwater ongeveer 4-10 jaar nodig heeft om van de dijk naar de kwelsloot te stromen. Aangezien de dijk er inmiddels 7 jaar ligt, zouden de zouten in de zandlaag aanwezig moeten zijn. De door

Deltares gehanteerde chloride-bromide-verhouding, bevestigt het beeld dat zouten het grondwater onder de dijk beïnvloeden (Van der Star et al. 2021).

De uitloging van metalen is van meerdere factoren afhankelijk, zoals de pH (zuurgraad), redoxomstandigheden en binding aan de bodem. pH en redoxomstandigheden beïnvloeden de snelheid waarmee metalen uitlogen. Het effect van de pH en redox is niet voor alle metalen gelijk. Bij sommige metalen kan er een versnelling optreden, terwijl andere metalen onder dezelfde omstandigheden langzamer uitspoelen. Het tijdstip waarop metalen kunnen worden aangetroffen en hun maximale concentraties bereiken, is dus niet altijd gelijk. In hoofdstuk 5 van Brand et al. (2021) wordt het effect van pH ook als aandachtspunt benoemd voor de beoordeling van uitloging uit de TGG. Metalen kennen ook in meer of mindere mate een binding aan bodemdeeltjes. Hierdoor kan het een aantal jaren duren voordat deze stoffen in het grondwater worden aangetroffen.

Daarom is het niet zeker of de huidige concentraties in de zandlaag een goede voorspeller zijn van de toekomstige concentraties. Kenmerkend aan zowel de TGG als aan zand, is dat beide materialen een relatief slechte binding van verontreinigingen kennen. Daarmee is de verwachting dat de metalen wel sneller uitspoelen dan in een normale onbehandelde bodem. Om meer zekerheid te krijgen over de toekomstige concentraties metalen die uit de TGG kunnen vrijkomen, is aanvullend onderzoek nodig door het de poriewaterconcentraties in de TGG te meten.

Om binnen deze risicoschatting toch een invulling te geven aan de onzekerheid over de toekomstige toename van metalen is als indicatie bepaald wat de toekomstige concentratie in de kwelsloot mag zijn, waarbij er voor mensen net geen ongewenste bijdrage ontstaat (blootstelling < MTR_{20%}) door blootstelling aan het oppervlaktewater. Er is bij deze concentratie nog geen sprake van gezondheidsrisico's, maar wel van een ongewenste situatie.

Tabel 6.1 Maximale toename van stoffen in de kwelsloot, zoals RHDHV die heeft berekend (Kok, 2022).

Stof	Maximale toename in kwelsloot(µg/l)
Chloride	156.000
Sulfaat	24.000
Bromide	8400
Arseen	5,2
Barium	7,0
Chroom	0,07
Kwik	0,001
Molybdeen	1,4
Vanadium	0,4

In de risicoschatting van de toekomstige concentraties is de maximale toename uit tabel 6.1 opgeteld bij de hoogst gemeten concentratie van

die stof in respectievelijk de westelijke en zuidelijke kwelsloot. Vervolgens is de blootstelling berekend bij 365 dagen per jaar zwemmen. Dit scenario is gelijk aan het *worstcase*-scenario in hoofdstuk 3. In tabel 6.2 zijn de uitkomsten gerapporteerd in de vorm van een 'risico-index toekomst' en een 'risico-index verschil' voor de westelijke en zuidelijke kwelsloot. De 'risico-index verschil' is het verschil tussen de bestaande situatie en de berekende toekomstige situatie.

Voor chloride, sulfaat en bromide is in paragraaf 3.2.2 al aangegeven dat deze voor mensen weinig toxisch zijn. Daarom worden voor deze stoffen bij de voorspelde toekomstige concentraties geen gezondheidsrisico's verwacht.

Tabel 6.2 De verwachte toekomstige concentraties in de westelijke en zuidelijke kwelsloot en bijbehorende risico-index voor 365 dagen zwemmen bij toetsing aan het MTR_{20%} (ongewenste bijdrage aan blootstelling). Ook is het verschil tussen de berekende risico-index voor de bestaande situatie (zoals beschreven in hoofdstuk 3) en de toekomstige situatie gegeven. Tot slot is verkend wat de maximale concentratie in de kwelsloot mag zijn, waarboven sprake is van een ongewenste bijdrage aan de blootstelling als er 365 dagen zou worden gezwommen (blootstelling is gelijk aan het MTR_{20%}).

Stof	Verwachte toekomstige concentratie in opp. water (µg/l)		Risico-index toekomst		Risico-index verschil		Maximale concentratie waarbij RI = 1 (MTR _{20%}) (µg/l)	
	west	zuid	west	zuid	west	zuid	west	zuid
Arseen	15	18	0,74	0,82	0,04	0,03	60	50
Barium	94	157	<0,1	0,11	<0,01	<0,01	3720	3800
Chroom	0,07	1,87	0,27	0,37	<0,01	<0,01	95	85
Kwik	0,08	0,001	<0,1	<0,1	<0,01	<0,01	70	70
Molybdeen	4,60	10,7	<0,1	<0,1	<0,01	<0,01	2100	2100
Vanadium	2,60	8,1	0,8	1,07	0,01	<0,01	80	- ¹

1. Er kon geen maximale concentratie in oppervlaktewater worden berekend omdat de blootstelling volledig wordt opgevoerd door de bestaande concentratie waterbodem.

Uit tabel 6.2 valt op te maken dat de veronderstelde toename voor enkele kritische metalen geen noemenswaardig effect heeft op de gezondheid ten opzichte van de bestaande situatie. Uit de maximaal berekende concentratie, waarbij de berekende blootstelling gelijk is aan het MTR_{20%} bij 365 dagen zwemmen, blijkt dat de maximale concentratie tenminste een factor 2,5 hoger ligt dan de huidige situatie. Als de grenswaarde voor effecten op gezondheid (MTR_{100%}) wordt gebruikt, of als er minder wordt gezwommen, is deze marge nog groter (niet weergegeven).

Opgemerkt wordt dat de berekende maximale concentraties slechts ter indicatie zijn opgenomen en niet als grenswaarde gehanteerd mogen worden. Geadviseerd wordt om de concentraties in oppervlaktewater bij maatregelen 1, 2 en 3 structureel te blijven monitoren en bij een toename vroegtijdig maatregelen te nemen om effecten te beperken.

6.2.2 Ecosystemen

Voor deze beoordeling is gekeken naar de effecten van de door RHDHV voorspelde toename op het jaargemiddelde en de maximum concentraties die in het monitoringstraject zijn gemeten. Om het effect van verhoging op de gemiddelde situatie te beoordelen, zijn de ecologische risicogrenswaarden voor de onderbouwing van de JG-MKN gebruikt. Deze risicogrenswaarden zijn gebaseerd op langdurige blootstelling aan een stof. Om het risico van een toename ten opzichte van het maximum te duiden, is gekeken naar risicogrenswaarden voor acute effecten die gebruikt zijn om de MAC-MKN te onderbouwen. Voor sommige stoffen ontbreken zoutwater risicogrenswaarden en zijn ter vervanging zoetwater risicogrenswaarden gebruikt. Verder liggen de concentraties van sommige stoffen in de meetrondes beneden de bepalingsgrens. Om deze meetrondes mee te nemen in het bepalen van jaargemiddelde concentraties is de rapportagegrens keer 0,5 vermenigvuldigd. De effecten van de toenames zijn apart beoordeeld voor het westelijke en zuidelijke kwelsloot (tabellen 6.3 en 6.4).

Tabel 6.3 Jaargemiddelde en maximum gemeten concentraties plus de voorspelde toename in de westelijk kwelsloot. De oranje vakken signaleren de overschrijding van een risicogrenswaarden. De blauwe vlakken signaleren dat een overschrijding van de risicogrenswaarden niet bevestigd of uitgesloten kan worden. De jaargemiddelde concentraties zijn vergeleken met de risicogrens voor langdurig blootstelling. De maximum concentraties zijn vergeleken met de risicogrens voor acute blootstelling.

Stof	Eenheid	Concentraties					Risicogrens	
		Gem. 2017	Gem. 2018	Gem. 2020	Gem. 2021	Max.	Acuut	Langdurig
Arseen	µg/L	< ³	12,2	9,6	9,9	15	1,1	0,6
Barium	µg/L	45,3	76,3	63,5	36	94	-	93
Chroom	µg/L	< ³	< ³	< ³	< ³	0,77	-	0,6
Kwik	µg/L	0,043	< ³	< ³	< ³	0,076	0,07	0,00007
Molybdeen	µg/L	3,4	3,8	3,5	3,5	4,6	-	-
Vanadium	µg/L	<	1,8	2,0	1,8	2,9	-	3,5 ¹

1. Zoetwater risicogrens.

2. < = de gemeten concentraties liggen beneden de rapportagegrens.

3. Zie toelichting tekst.

Tabel 6.4 Jaargemiddelde en maximum gemeten concentraties plus de voorspelde toename in de zuidelijke kwelsloot. De jaargemiddelde concentraties zijn vergeleken met de risicogrens voor langdurige blootstelling. De maximum concentraties zijn vergeleken met de risicogrens voor acute blootstelling. Om het jaargemiddelde te berekenen, zijn monsters met concentraties beneden de rapportagegrens een concentratie toegekend, gelijk aan de rapportagegrens, vermenigvuldigt met 0,5.

Stof	Eenheid	Concentraties					Risicogrens	
		Gem. 2017 ³	Gem. 2018 ³	Gem. 2020	Gem. 2021	Max.	Acuut	Langdurig
Arseen	µg/L	-	-	10,5	14,6	27,2	1,1	0,6
Barium	µg/L	-	-	110	37,0	157	-	93 ¹
Chroom	µg/L	-	-	1,30	0,67	1,87	-	0,6
Kwik	µg/L	-	-	< ⁴	< ⁴	<	0,07	0,00007
Molybdeen	µg/L	-	-	6,83	6,26	10,7	-	-
Vanadium	µg/L	-	-	4,63	4,42	8,8	-	3,5 ¹

1. Zoetwater risicogrens.
2. <: de gemeten concentraties liggen beneden de rapportagegrens.
3. Geen of slechts één meting beschikbaar.
4. Zie toelichting tekst.

Voor nagenoeg alle stoffen is er geen verschil in de uitkomsten ten opzichte van de bestaande situatie. Dat wil zeggen dat de toename niet leidt tot een wezenlijke verandering in de risicoschatting voor ecosystemen ten opzichte van de bestaande situatie. Dit is te verklaren door de geringe toename die RHDHV berekent.

Voor de stof arseen liggen zowel de gemeten jaargemiddelde concentraties als de jaargemiddelde concentraties plus de verwachte toename boven de risicogrenswaarden voor langdurig blootstelling. Dit geldt voor zowel de westelijke als zuidelijke kwelsloot. De jaargemiddelde concentraties liggen ook boven de risicogrenswaarden voor acute blootstelling. Risico's voor het ecosysteem in de kwelsloot kunnen dus niet uitgesloten worden.

Voor barium is alleen een risicogrenswaarden voor langdurige blootstelling recent afgeleid (93 µg/l; Verbruggen et al. 2020). In de westelijke kwelsloot liggen geen van de jaargemiddelde concentraties inclusief de voorspelde toename boven deze risicogrenswaarden. De maximum gemeten concentratie (94 µg/l) evenaart de risicogrenswaarden. Voor de westelijk kwelsloot worden dus geen risico's door een toename aan barium verwacht. In de zuidelijk kwelsloot ligt in 2020 de jaargemiddelde concentratie, ongeacht of de verwachte toename wordt meegenomen, boven de risicogrenswaarden. De jaargemiddelde concentratie voor 2021, inclusief de voorspelde toename, ligt daarentegen ruim onder de risicogrenswaarden. De jaargemiddelde concentratie voor de 2021 is gebaseerd op vijf metingen en is daarmee gebaseerd op meer metingen dan het jaargemiddelde van 2020 (drie metingen). Het is onduidelijk wat dit betekent voor de toekomst van de kwaliteit van het zuidelijk kwelsloot. Maar uitgaand van de recentste gegevens worden er geen ecologische risico's verwacht.

Chroom kent alleen een risicogrenswaarden voor langdurig blootstelling (0,6 µg/l). Een risicogrenswaarden voor acute vergiftiging in zoutwater

is niet afgeleid. De rapportagegrens voor chroom (1 µg/l) bevindt zich boven de risicogrenswaarden. Op basis van de gehanteerde methodiek (0,5 x rapportagegrens) is er dus altijd sprake van een overschrijding van de risicogrenswaarden. Maar de daadwerkelijke risico's kunnen niet verder gekwantificeerd worden, zolang de rapportagegrens wordt aangehouden. In de westelijke kwelsloot zijn in alle meetrondes de chroomconcentraties beneden de bepalingsgrens en in de zuidelijke kwelsloot lagen in twee meetrondes de concentraties boven de bepalingsgrens. Omdat de chroomconcentraties in het gros van de metingen beneden de bepalingsgrens liggen, is het voor de kwelstoten dus niet mogelijk om de ecologische risico's verder te duiden. De voorspelde toename leidt er in ieder geval op voorhand niet toe dat er concentraties boven de rapportagegrens worden verwacht. Om de risico's te kunnen duiden, is een verlaagde rapportagegrens noodzakelijk.

Kwikconcentraties liggen meestal beneden de rapportagegrens (0,05 µg/l). In slechts één monster ligt de concentratie boven de rapportagegrens. De rapportagegrens ligt echter boven de jaargemiddelde risicogrenswaarden (0,00007 µg/l) en dus is het niet mogelijk om langdurige ecologische risico's te beoordelen. De jaargemiddelde grenswaarde is gebaseerd op accumulatie van kwik in de voedselketen, wat voor kwik een zeer gevoelig eindpunt is. De risicogrenswaarden voor acute vergiftiging is wel één keer overschreden in de westelijk kwelsloot. Dit gebeurt ongeacht of toename vanuit het TGG wordt meegenomen.

Molybdeen kent geen langdurige of acute risicogrenswaarden. Het is dus niet mogelijk om deze te beoordelen op risico's. De gemeten concentraties, plus de verwachte toename, leiden echter tot concentraties die beneden natuurlijke achtergrondconcentraties liggen. De gemeten concentraties zijn dus wat van nature verwacht kan worden in Nederlandse oppervlaktewateren. Dus worden ecologische risico's niet verwacht, omdat organismen op dergelijke concentraties zijn ingesteld.

De laatste stof die onderzocht is door RHDHV is vanadium. Voor vanadium zijn geen zoutwaterisicogrenswaarden afgeleid. Voor zoetwater is er wel een risicogrenswaarden voor langdurige blootstelling (3,5 µg/l). Deze is als indicatie gebruikt. In de westelijk kwelsloot liggen de jaargemiddelde en maximale concentraties plus de verwachte toenamen beneden deze risicogrenswaarden. In de zuidelijke kwelsloot liggen de gemeten concentraties al in 2020 en 2021 boven de grenswaarde. Dit wordt door de voorspelde toename niet anders. Omdat acute risicogrenswaarden niet beschikbaar zijn, kan het effect van de toename ten opzichte van de maximum niet beoordeeld worden.

6.3 Risicoschatting verwaaiing van de TGG

Voor de risicoschatting voor verwaaiing van de TGG spelen er twee potentiële risico's:

- 1) De risico's door het TGG-stof.
- 2) De risico's door verontreinigingen in de TGG.

6.3.1 *Risicoschatting fijn stof*

Alleen voor de risico's door verontreinigingen in de TGG kan een risicoschatting worden uitgevoerd. Zoals ook in 2018 is beschreven, is er geen drempelwaarde waaronder de gezondheidseffecten van fijnstof verwaarloosbaar zijn. In het algemeen geldt dat bij meer fijnstof in de lucht er meer gezondheidseffecten kunnen optreden.

Kwetsbare groepen (oudere mensen en mensen met hart-, vaat-, en luchtweg- en/of longaandoeningen vanwege een verminderde functie van afweermechanismen) hebben een grotere gevoeligheid voor fijnstof en daarom is het risico op gezondheidseffecten ook groter. Bij de keuze voor maatregel vier is het daarom van belang om tijdens de werkzaamheden de stofontwikkeling zoveel mogelijk te beperken. Bijvoorbeeld door de locatie nat te houden of bij sterke wind de werkzaamheden (tijdelijk) stil te leggen. Ook kan overwogen worden om stofmetingen te verrichten tijdens de werkzaamheden en in de nabijheid van de woningen. Recreatie op de dijk ten tijde van de werkzaamheden moet worden voorkomen.

6.3.2 *Risicoschatting verontreinigingen in TGG*

Om de effecten door verontreinigingen in verwaaide TGG-stof te beoordelen, wordt verondersteld dat de TGG tijdens de werkzaamheden richting de woonomgeving waait. Er zijn drie scenario's uitgewerkt:

Blootstelling via verwaaiing TGG

Er is een risicoschatting gemaakt voor relevante blootstelling door alleen het verwaaien van de TGG naar de woonomgeving. Blootstelling vindt plaats via het (on)bewust inademen en inslikken van TGG-stof, evenals de depositie van TGG-stof op gewassen in de moestuin. Gewassen kunnen verontreinigingen op twee manieren opnemen, namelijk via de wortelzone en via depositie op de eetbare delen (blad en vruchten). In dit scenario is alleen de depositie op het gewas meegenomen. Dit scenario is relevant voor stoffen die niet in de bodem van de moestuinen zijn aangetroffen, maar wel aanwezig zijn in de TGG. Er wordt een hoge consumptie van gewassen uit eigen tuin verondersteld (100 procent bladgewassen en 50 procent knolgewassen). Daarnaast is er een hoog daggemiddelde stofconcentratie van $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in de lucht gekozen (zowel binnenshuis als buitenshuis). Dit komt overeen met een stofbelasting waarboven sprake is van ernstige smog (Zuurbier et al. 2012). Normaal gesproken wordt er $52,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ binnenshuis en $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ buitenshuis gebruikt voor de beoordeling van bodemverontreiniging. De getoonde risico-index geeft het totale risico door verwaaiing van de TGG weer, zonder achtergrondblootstelling uit andere bronnen.

Blootstelling via verwaaiing plus een achtergrond blootstelling uit tuin

Om in beeld te brengen wat de effecten zijn van het afwaaien van TGG-stof is een toegevoegd risico berekend. Het toegevoegd risico vormt samen met het risico van de al aanwezige verontreiniging op de percelen in Perkpolder het totale risico. In dit scenario komt een deel van de TGG op de bodem van de moestuin terecht. Het is op voorhand onbekend hoeveel thermisch gereinigde grond wordt afgezet op de contactlaag (de toplaag van de bodem). Daarom wordt uitgegaan van het *worstcase*-scenario dat ook in het onderzoek door Brand et al. uit 2018 is gebruikt. Namelijk dat de contactlaag van de bodem uit 90

procent TGG en 10 procent eigen bodem bestaat. Er wordt een hoge consumptie van gewassen uit eigen tuin verondersteld (100 procent bladgewassen en 50 procent knolgewassen). Ook de daggemiddelde stofconcentratie van $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wordt gehanteerd. Dit scenario verschilt van het voorgaande, doordat de achtergrondblootstelling op basis van gemeten concentraties van de moestuin worden meegewogen in de beoordeling. De getoonde risico index geeft het toegevoegde risico ten opzichte van de bestaande situatie in Perkpolder weer.

Blootstelling recreatie op de dijk

Dit scenario veronderstelt dat mensen regelmatig op de dijk recreëren door te wandelen en te fietsen. Mensen worden blootgesteld via direct huidcontact met de TGG en het (on)bewust inademen en opeten van TGG-stof. Net als bij de voorgaande scenario's is er een hoog daggemiddelde stofconcentratie van $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in de lucht gekozen, overeenkomstig ernstige smog (Zuurbier et al. 2012). De getoonde risico-index geeft het totale risico door verwaaiing van TGG weer, zonder achtergrondblootstelling uit andere bronnen.

In alle scenario's wordt de hoogst gemeten concentratie in de TGG gebruikt, ongeacht tijdstip of locatie. Net als bij de beoordeling van de moestuinen wordt getoetst aan de risicogrens voor een levenslange blootstelling. Tabel 6.5 geeft per scenario de risico-index voor stoffen die in meetbare concentraties in de TGG zijn aangetroffen.

Interpretatie risico-index - mens

De risico-index geeft de verhouding weer tussen de berekende levenslange blootstelling en de grenswaarde voor gezondheid.

Een risico-index dient als volgt geïnterpreteerd te worden:

- Als de risico-index lager is dan 0,1, zijn de risico's verwaarloosbaar.
- Als de risico-index lager is dan 1, kunnen voor drempelwaarde stoffen negatieve gezondheidseffecten worden uitgesloten. Voor niet-drempelwaarde stoffen worden de effecten beperkt.
- Als de risico-index hoger is dan 1 spreekt men van een onaanvaardbaar risico en moeten er maatregelen worden genomen om de blootstelling te verminderen.

Tabel 6.5 Risicoschatting voor verwaaiing van de TGG tijdens werkzaamheden. De risico-index verwaaiing geeft het risico door verwaaiing van de TGG weer, zonder rekening te houden met de achtergrondblootstelling uit tuinen. Risico-index voor 'wonen met moestuin' is het toegevoegde risico door verwaaiing van de TGG ten opzichte van de bestaande situatie. Dit scenario is relevant voor stoffen die niet in tuinen zijn aangetroffen. De risico-index recreatie geeft het risico voor recreatie op de dijk.

Stof	RI verwaaiing TGG wonen	Toegevoegd RI moestuin + verwaaiing (90% TGG en 10% tuin)	RI verwaaiing TGG recreatie
Antimoon	0,04	0,03	<0,01
Arseen	0,14	0,11	<0,01
Barium	0,18	0,15	0,01
Cadmium	0,02	0,02	<0,01
chrom III	0,11	0,09	<0,01
Koper	0,02	0,02	<0,01
kwik (anorganisch)	<0,01	<0,01	<0,01
Lood ¹	1,00	0,72	0,1
Molybdeen	<0,01	Niet aangetroffen in moestuin	<0,01
Nikkel	0,14	0,11	<0,01
Tin	<0,01	<0,01	<0,01
Vanadium	0,27	0,21	0,01
Zink	<0,01	<0,01	<0,01
Tolueen	<0,01	Niet aangetroffen in moestuin	<0,01
Benzeen	<0,01	Niet aangetroffen in moestuin	<0,01
b-HCH	0,03	Niet aangetroffen in moestuin	0,01
TPH aromaten >EC10-EC12	<0,01	<0,01	<0,01
TPH aromaten >EC12-EC16	<0,01	<0,01	<0,01
TPH aromaten >EC16-EC21	<0,01	<0,01	<0,01
TPH aromaten >EC21-EC35	0,02	0,02	<0,01
TPH aromaten >EC21-EC35	<0,01	0,01	<0,01
PFOS	<0,01	<0,01	<0,01

1. Bij lood wordt getoetst aan de blootstelling van kinderen gedurende 0-6 jaar vanwege het specifieke effect dat deze stof heeft op het IQ en het verhoogde risico op inname door hand-mondcontact van kinderen in deze leeftijdscategorie.

Op basis van tabel 6.5 kan geconcludeerd worden dat het risico door verwaaiing van de TGG en de verontreinigingen daarin voor het merendeel van de stoffen tot een verwaarloosbare toename leidt ten opzichte van de bestaande situatie voor omwonenden. Alleen lood geeft een substantiële bijdrage als er regelmatig kinderen op de locatie

aanwezig zijn. Voor lood geldt in het algemeen al dat gestreefd moet worden naar een zo laag mogelijke blootstelling van kinderen. In het geval van recreatie op de dijk worden er geen gezondheidsrisico's verwacht door verontreinigingen in de TGG en het directe contact hiermee.

Opgemerkt wordt dat de beoordeling is uitgevoerd op basis van een levenslange (0-70 jaar) dagelijkse blootstelling. In werkelijkheid duren de werkzaamheden met de TGG veel korter. Daarmee ligt de feitelijke blootstelling door de werkzaamheden lager.

6.4 Conclusie maatregelen

Voor toekomstige maatregelen voor de dijk is per maatregel onderzocht wat de kritische blootstellingroute en receptor zijn en of de eventuele toename in blootstelling tot een extra risico kan leiden ten opzichte van de bestaande situatie.

Onderzocht is of een toename van concentraties in de kwelsloot door de maatregelen 1 en 2 (voortzetten huidige situatie met monitoring en isoleren watersysteem) gevolgen heeft voor de blootstelling van mensen en ecosystemen. In beide gevallen kon geen substantiële verandering ten opzichte van de bestaande situatie worden geconstateerd, omdat de veronderstelde toename beperkt is. Wel wordt opgemerkt dat vooral rond de toekomstige uitloging van metalen in het oppervlaktewater onzekerheden bestaan, die verder onderzocht kunnen worden.

Alleen maatregel 4 (afgraven) heeft als kritische blootstelling het verwaaien van de TGG naar de omgeving. Deze blootstelling omvat enerzijds de verontreinigingen in de TGG en anderzijds de blootstelling aan TGG-stof. Negatieve effecten door de verontreinigingen in de TGG zijn verwaarloosbaar. Ook onder *worstcase*-aannames, zoals een hoge stofbelasting in de lucht en een bijdrage van de TGG aan de consumptie van gewassen uit moestuinen via depositie op de plant. Negatieve effecten door TGG-stof zelf kunnen niet op voorhand worden geduid, omdat er geen grenswaarde bestaat waaronder risico's afwezig zijn. Daarom wordt geadviseerd om de stofontwikkeling tijdens werkzaamheden aan de dijk zoveel mogelijk te voorkomen. Ook kan overwogen worden om stofmetingen te verrichten tijdens de werkzaamheden en in de nabijheid van de woningen. Recreatie op de dijk tijdens de werkzaamheden moet worden voorkomen. Tot slot is het zaak om meldingen van stofoverlast vanuit de omgeving serieus te nemen en regelmatig contact te onderhouden met omwonenden.

7 Conclusies en aanbevelingen

7.1 Conclusies

Het RIVM heeft op basis van de beschikbare informatie een risicoschatting gedaan voor mensen, ecosystemen (inclusief honden) en landbouw in Perkpolder. Hierbij zijn de bodem, het grondwater en het oppervlaktewater beoordeeld op negatieve effecten op de volksgezondheid en het ecosysteem. Voor landbouw is beoordeeld of de bodem (landbouwpercelen en de dijk) en het grond- en oppervlaktewater geschikt zijn voor beregening, veedrenking, beweiding en akkerbouw.

Op basis van het uitgevoerde onderzoek wordt het volgende geconcludeerd:

Gezondheid

1. Door de verontreinigingen uit de TGG in de Zeedijk zijn geen gezondheidsrisico's te verwachten voor omwonenden en recreanten. Onderzocht zijn de bodemkwaliteit van (moes)tuinen en landbouwpercelen in Walsoorden en de koppeldijk, het grondwater in de nabijheid van de dijk (zoet en zout) en het zwemmen in oppervlaktewater (zowel naast de dijk als benedenstrooms van de dijk, inclusief het Weeltje).
2. Tijdens het onderzoek zijn in de omgeving van de dijk ook stoffen aangetroffen die zeer waarschijnlijk niet uit de TGG komen, zoals PFAS. PFAS zijn niet te relateren aan het gebruik van TGG, omdat deze stoffen beperkt in TGG zijn aangetroffen. Voor PFAS gaat het ook om andere soorten PFAS dan die in de TGG zijn aangetroffen. Uit de risicoschatting blijkt dat ongeveer een derde van de onderzochte moestuinpercelen geschikt is als moestuin, uitgaande van de aangetroffen PFAS concentraties in de bodem. De overige percelen zijn geschikt als tuin met een beperkte consumptie van gewassen (bijvoorbeeld een kleine moestuin of siertuin). De bodemkwaliteit van de onderzochte moestuinen wijkt voor PFAS niet af ten opzichte van elders in Nederland.
3. In de bodem van de moestuinen en landbouwpercelen zijn ook gebromeerde brandvertragers (BDE's) aangetroffen. In Perkpolder is de aanwezigheid van BDE's in de TGG niet aangetoond, waardoor de herkomst onbekend is. Voor BDE's in bodem kon geen beoordeling worden gedaan, omdat een grenswaarde voor gezondheid door bodemverontreiniging ontbreekt. Ook is nog veel onbekend over het effect van deze stoffen op de gezondheid en over het voorkomen van deze stoffen in Nederland.
4. Bij een zwemfrequentie van 25 dagen per jaar gedurende het hele leven worden er geen negatieve gezondheidseffecten verwacht. Alleen bij een zwemfrequentie van 365 dagen per jaar kunnen voor PFAS negatieve effecten op de gezondheid niet worden uitgesloten. Omdat het onderzochte water geen officiële zwemwaterlocaties zijn, is een dergelijke blootstelling niet aannemelijk en naar verwachting zal een zwemmer niet dagelijks

op deze locaties zwemmen. Ook in het oppervlaktewater is PFAS niet te relateren aan het gebruik van TGG.

5. Op basis van aanwezige concentraties arseen, PFAS en dioxines (laatste eenmalig aangetroffen) in het oppervlaktewater worden er negatieve gezondheidseffecten niet uitgesloten als er sprake is van regelmatige consumptie van zelfgevangen vis in de verschillende onderzochte deelgebieden. Arseen komt van nature in hogere concentraties voor in Zeeland, maar er kan ook een relatie bestaan met het TGG-gebruik in de zeedijk. De concentraties dioxines zijn net als PFAS waarschijnlijk niet afkomstig van de TGG omdat deze slechts beperkt zijn aangetroffen in de TGG.

Ecosystemen en hond

1. In grondwater kunnen tijdelijke en lokale effecten op het ecosysteem optreden door wisselende concentraties voor zink.
2. De concentraties arseen, zink en PFOS in oppervlaktewater liggen met enige regelmaat boven de ecologische grenswaarde. Alleen arseen heeft een mogelijke relatie te leggen met het gebruik van TGG, al kan een natuurlijke bron niet uitgesloten worden. Zink en PFOS worden ook bovenstrooms van de zeedijk aangetroffen. Daarmee lijkt een relatie met de TGG onwaarschijnlijk.
3. Vanwege natuurlijke gewinning van het ecosysteem aan de invloed van zoute kwel uit de Westerschelde op de kwel sloten worden er geen nadelige effecten verwacht door een additionele zoutlast vanuit de TGG.
4. Effecten op honden die van het oppervlaktewater drinken, kunnen slechts indicatief worden beoordeeld. De kans op een zoutvergiftiging bij honden is bepalend voor eventuele risico's die honden lopen als zij van het oppervlaktewater drinken vanwege het directe effect (uren) bij te veel drinken. Het brakke tot zoute oppervlaktewater in Perkpolder kent een natuurlijke oorsprong en de risico's zijn vergelijkbaar met het drinken van zeewater door honden. Bij een langdurige blootstelling (jaren) kunnen negatieve effecten voor arseen en PFAS niet worden uitgesloten, maar dit effect is ondergeschikt aan het effect van de zouten. Door te voorkomen dat honden het zoute water drinken, worden ook eventuele effecten als gevolg van PFAS en arseen ondervangen.

Landbouw

1. Alle onderzochte landbouwpercelen zijn geschikt voor beweiding of akkerbouw. De toplaag van de dijk is ook geschikt voor beweiding of maaisel voor veevoeder.
2. De onderzochte grondwatermonsters in de zoetwaterbel zijn geschikt voor beregening van gewassen en veedrenking. Het grondwater nabij de dijk is ongeschikt voor landbouwdoeleinden vanwege de aanwezige natuurlijke zoutconcentraties.
3. Ook het oppervlaktewater (hele gebied) voldoet vanwege de natuurlijke zoutconcentraties niet aan de criteria voor landbouwdoeleinden.

Toekomstige maatregelen

1. Voor de verschillende onderzochte maatregelen blijken blootstelling van mensen en ecosystemen via water in de kwelsloot en de verwaaiing van de TGG naar omgeving de meest kritische blootstellingsroutes.
2. Zowel voor mensen als planten en dieren blijkt de voorspelde toename van de onderzochte stoffen geen verandering in risico's te geven ten opzichte van de bestaande situatie. Wel wordt opgemerkt dat vooral rond de eventuele toekomstige uitloging van metalen naar het oppervlaktewater onzekerheden bestaan die verder onderzocht moeten worden (zie ook aanbevelingen).
3. Bij een eventuele afgraving van de dijk worden er geen negatieve gezondheidseffecten verwacht door verontreinigingen in de TGG. Wel moet stofvorming zoveel mogelijk beperkt worden, omdat voor fijnstof negatieve effecten op voorhand niet zijn uit te sluiten.

7.2 Aanbevelingen

7.2.1 *PFAS in Oppervlaktewater*

In het onderzochte gebied worden verschillende PFAS in het oppervlaktewater aangetroffen. Het onderzochte oppervlaktewater heeft niet de functie als officiële zwemwaterlocatie, maar stroomt richting natuurgebied De Vogel dat is wel aangewezen als officiële zwemwaterlocatie. Hierdoor is een hogere zwemfrequentie aannemelijk. Gezien de aanwezige concentraties PFAS in het onderzochte oppervlaktewater wordt een nader onderzoek van het zwem- en viswater in regio aanbevolen. Hiervoor kan afstemming worden gezocht met Rijkswaterstaat dat in het komende zwemseizoen de PFAS concentratie op 3 zwemwaterlocaties in de Westerschelde gaat bepalen (Geraets 2022). Om de risico's van PFAS blootstelling door visconsumptie te onderzoeken, kunnen ook de concentraties in lokaal gevangen vis worden onderzocht.

7.2.2 *Verwachte toekomstige concentraties oppervlaktewater*

Als onderdeel van de besluitvorming rond toekomstige maatregelen voor de dijk is onderzocht welk effecten deze maatregelen kunnen hebben op mensen en het ecosysteem. Om de effecten door blootstelling aan oppervlaktewater te onderzoeken, heeft RHDHV een voorspelling gedaan over de toename in de kwelsloot. Deze is gebaseerd op aanwezige concentraties in de zandlaag onder de TGG.

Voor mobiele stoffen, zoals chloride en bromide, is de veronderstelling voor de aanwezige maximale concentraties in de eerste zandlaag aannemelijk. De snelheid waarmee metalen uitlogen, hangt echter mede af van de lokale omstandigheden, zoals redoxsituatie, pH en binding aan bodemdeeltjes. Daarom is het niet zeker of de huidige concentraties in de zandlaag een goede voorspeller zijn van de toekomstige concentraties metalen. Om meer zekerheid te krijgen over de toekomstige concentraties metalen die uit de TGG kunnen vrijkomen, is aanvullend onderzoek nodig door het verrichten van aanvullende metingen van poriewaterconcentraties in de TGG.

7.2.3 *Stofvorming bij mogelijke afgraving*

Eén van de onderzochte toekomstige maatregelen voor de dijk is het ontgraven van de TGG. Tijdens de werkzaamheden kan stofvorming optreden. Voor fijnstof kunnen al effecten op de gezondheid optreden beneden de drempelwaarde. Daarom wordt aanbevolen om de stofvorming zoveel mogelijk te beperken als er voor deze maatregel wordt gekozen. Bijvoorbeeld door de locatie nat te houden, gesloten transportbakken te gebruiken of werkzaamheden (tijdelijk) stil te leggen bij veel wind. Ook wordt aanbevolen om aanvullende stofmetingen bij woningen te verrichten en actie te ondernemen bij meldingen van omwonenden over stofoverlast.

7.2.4 *Detectiegrenzen grond en oppervlaktewater*

In het onderzoek bleek voor enkele stoffen (seleen, chroom en kwik) dat de gehanteerde rapportagegrens voor oppervlaktewater boven de beschikbare risicogrens voor ecosystemen ligt. Hierdoor zijn effecten op ecologie niet altijd te kwantificeren. Het is aan te bevelen om na te gaan of de rapportagegrenzen verlaagd kunnen worden. Soms is een dergelijke verlaging technisch niet haalbaar. In dat geval moet gestreefd worden naar het laagst haalbare.

7.2.5 *Gebromeerde brandvertragers (BDE's)*

Voor BDE's in bodem kon geen beoordeling worden gedaan, omdat een grenswaarde voor gezondheid door bodemverontreiniging ontbreekt en om nader onderzoek vraagt. BDE's worden vaak genoemd in het kader van opkomende stoffen. Daarom worden BDE's ook meegenomen in het toekomstige monitoringsonderzoek naar opkomende stoffen die landelijk diffuus aanwezig zijn. Als hiervoor aanleiding blijkt te zijn, zullen na het monitoringsonderzoek ook indicatieve risicogrenswaarden worden afgeleid. Als deze data beschikbaar zijn, kan de aanwezigheid van BDE's in Perkpolder beter worden geduid. Ook is het dan mogelijk inzicht te verkrijgen of de in Perkpolder aangetroffen concentraties afwijken van het landelijke beeld.

7.2.6 *Verdere monitoring*

Op het moment van schrijven, is nog geen besluit genomen over de toekomstige maatregelen rondom de zeedijk. Voor alle maatregelen waarbij de dijk behouden blijft, wordt geadviseerd om de monitoring van grondwater en oppervlaktewater voort te zetten. Zo kan tijdig worden ingegrepen als daarvoor aanleiding is. De frequentie van de monitoring, kan worden aangepast naar de situatie. Hierbij wordt aanbevolen om tijdens en na het nemen van maatregelen de frequentie ten minste gelijk te houden aan de bestaande situatie. Met verloop van tijd en bij gelijkblijvende of afnemende concentraties kan de frequentie worden afgeschaald. Ook kan ervoor worden gekozen om het stoffenpakket aan te passen naar kenmerkende TGG-stoffen, zoals metalen (onder meer antimon, vanadium en molybdeen) en zouten (chloride, bromide en sulfaat).

Referenties

Adams R.S. en Sharpe W.E., (2014). Water intake and quality for dairy cattle. PennState, College of Agricultural Sciences, Cooperative Extension.

Arts G., Van Geest G., Van Dijk G., (2021). Kennisimpuls Waterkwaliteit, Deltafact Brakke wateren. STOWA, Amersfoort, Nederland.
<https://www.stowa.nl/deltafacts/waterkwaliteit/kennisimpuls-waterkwaliteit/brakke-wateren#2533> (geraadpleegd op 16-03-2022)

Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. (2000). Australian and New Zealand Guidelines for fresh and marine water quality. Paper no. 4; Vol. 3, Chapter 9. ISBN 09578245 0 5

Baars A., Theelen R., Janssen P., Hesse J., Van Apeldoorn M., Meijerink M., Verdam L., Zeilmaker M., (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM, Bilthoven Nederland. RIVM rapnr. 711701025

Bagley C.V., Amacher J.K. en Poe K.F., (1997). Analysis of water quality for livestock. AH/Beef/28.

Barr J., Khan S., McCullough S., Volmer P., (2004). Review of 14 cases of hypernatremia secondary to home made play-dough ingestion in dog from 1998 to 2001. Journal of Veterinary Emergency and Critical Care 14(3):196-202.

Beede D.K., (2006). Evaluation of water quality and nutrition for dairy cattle. High Plains Dairy Conference, 17 maart 2006, Albuquerque.

Beede D.K. (2012). What can we do about water quality? The Michigan State University, Department of Animal Science.

Besluit Bodemkwaliteit, (2007). Geldend per 22 november 2007 t/m heden. <https://wetten.overheid.nl/BWBR0022929> (geraadpleegd op 11-03-2022)

Bil W., Zeilmaker M., Fragki S., Lijzen J., Verbruggen E., Bokkers B. (2020). Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. Environ Toxicol Chem <https://doi.org/doi/10.1002/etc.4835>

Bockting G., Koolenbrander J., Swartjes F., (1996). SediSoil: model ter berekening van humane blootstelling ten gevolge van verontreinigde waterbodems. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapnr 715810011

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

Brand E., Bogte J., Baars B., Janssen P., Tiesjema G., Van Herwijnen R., Van Vlaardingen P., Verbruggen E., (2012). Proposal for Intervention Values soil and groundwater for the 2nd, 3rd, and 4th series of compounds. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapnr. 607711006

Brand E., Otte P.F., Swartjes F.A., Wintersen A., Janssen P.J.C.M., Rutgers M., Hagens W.I., Brouwer M., (2018). Risicobeoordeling van het gebruik van thermisch gereinigde grond in Perkpolder (Zeeland). RIVM, Bilthoven Nederland. RIVM rapnr. 2018-0063

Brand E., Rutgers M., Schouten T., Versluijs K., Negash A., Dijkstra J., Comans R., Breure T., Otte P., (2021). Toepassing van thermisch gereinigde grond. Een evaluatie en opties voor een toepassingskader. RIVM, Bilthoven Nederland. RIVM rapnr. 2022-0168

Campbell A. en Chapman M., (2000). Handbook of Poisoning in Dogs and Cats. Blackwell Science, Oxford, Verenigd koninkrijk blz 238-241. DOI:10.1002/9780470699010

Circulaire bodemsanering, (2013). Geldend per 1 juli 2013 t/m heden. <https://wetten.overheid.nl/BWBR0033592> (geraadpleegd op 11-03-2022)

Daniels J., (1988). Evaluation of Military Field-Water Quality. Volume 4. Health Criteria and Recommendations for Standards. Part 1. Chemicals and Properties of Military Concern Associated with Natural and Anthropogenic Sources. AD UCRL-21008 Vol. 4, Part 1.

Dewanckele L., (2015). Effect van de drinkwaterkwaliteit op productieparameters bij melkvee. MSc thesis Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen. Gent, België.

Derks D., (2022). Milieurendementsonderzoek TGG Perkpolder. Deelrapport bodemopbouw als onderdeel van het conceptueel model. RoyalHaskoningDHV, Amersfoort, Nederland. Referentie BH7547-MI-RP-220216-1631.

Derks D. en Van Bruchem R., (2022). Toepassing thermisch gereinigde grond Perkpolder. Moestuinen Perkpolder – hoofdrapport. RoyalHaskoningDHV, Amersfoort, Nederland. Referentie BH7547-RHD-ZZ-XX-RP-Z-0001

Derks D. en Van Heerwaarden E., (2022). Milieurendementsonderzoek TGG Perkpolder. Deelrapport grond- en oppervlaktewaterkwaliteit als onderdeel van het conceptueel model. RoyalHaskoningDHV, Amersfoort, Nederland. Referentie: BH7547-IB-RP-220216-1424

Dierengezondheidszorg Vlaanderen. (2014). <http://www.dgz.be/> (geraadpleegd op 24-03-2022).

Drinkwaterbesluit, (2011). Geldend van 23 mei 2011 t/m heden. <https://wetten.overheid.nl/BWBR0030111> (geraadpleegd op 11-03-2022).

EFSA, (2020). Opinion on the risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. European Food Safety Authority, Parma, Italie. EFSA Journal 18 (9): 6223.

Europese commissie, (2018). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Updated version 2018. Europese commissie, Brussel, België.

Geraets L., (2021). Risicoschatting PFAS in recreatieplas Berkendonk in Helmond. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapnr. 2021-0073
Harezlak V., en Osté L., (2011). Technische handleiding SediSoil. Deltares, Utrecht, Nederland. Rapport 1202337-004

Geraets L., (2022). PFAS en zwemmen in de Westerschelde – locaties Schaar van Ouden Doel en RWZI-Bath effluent-lozingspunt bij Waarde. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM-VSP advies 15156A00

Huinink J.Th.M., (2011). Bodemgeschiktheidsbeoordeling voor Landbouw, Bosbouw en Recreatie. T.b.v een optimalisatie van grondwater- en oppervlaktewaterpeilbeheer. State of the art 2011. Bodemconsult Arnhem, Nederland. Vijfde gewijzigde druk, juni 2011.

ICBR, (2016). Stofgegevens blad – koper. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn, Koblenz, Duitsland. ISBN 978-3-946755-06-7

Inagro. (2011). <http://www.inagro.be/default.aspx> (geraadpleegd op 23-03-2022)

Kennisnetwerk OBN, (2022). N04.03 Brak water. Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN), Driebergen, Nederland. <https://www.natuurkennis.nl/natuurtypen/n04-stilstaande-wateren/n04-03-brak-water/bedreigingen-en-kansen-n0403/>(geraadpleegd op 16-03-2022)

Kok T., (2022). Milieurendementsonderzoek TGG Perkpolder. Deelrapport geohydrologie als onderdeel van het conceptueel model. RoyalHaskoningDHV, Amersfoort, Nederland. Referentie: BH7547-IB-RP-220216-1514.

Kok T., (2022b). Milieurendementsonderzoek Perkpolder. Achtergrondrapport stofgedrag. RoyalHaskoningDHV, Amersfoort, Nederland. Referentie: BH7547-IB-RP-220211-1204

KRW, (2000). Richtlijn 2000/60/EG Van het Europees parlement en de raad, 23 oktober 2000, tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, L 327, jaargang 43, 22 december 2000.

Lamé F., Brus D., Nieuwenhuis R., (2004). Achtergrondwaarden 2000. Hoofdrapport fase 1. TNO, Utrecht, Nederland. Kenmerk: TNO NITG 04-242-A

Landbouwadvisiecommissie, (1991). LAC-signaalwaardenrapport: signaalwaarden voor het gehalte van milieukritische stoffen in de bodem met het oog op landbouwkundige gebruiksmogelijkheden van verontreinigde gronden. Ministerie van LNV, Den Haag, Nederland.

Lardy G.P., Stoltenow C.L., Johnson R.M., Boyles S., Fisher G., Wohlgemuth K. en Lundstrom D. (2008). Livestock and water. NDSU Extension Service.

Linn J. en Raeth-Knight M., (2002). Water quality and quantity for dairy cattle. University of Minnesota, Department of Animal Science, United States.

Linn J., (2008). Impact of minerals in water on dairy cows. Dairy star.

Lijzen J., Baars A., Otte P, Rikken M., Swartjes F., Verbruggen E., Van Wezel A., (2001). Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment, and groundwater. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapnr. 711701023

Lijzen J., Wassenaar P., Smit C., Posthuma C., Brand E., Swartjes F., Versteegh J., (2018). Risicogrenzen voor PFOA voor grond en grondwater: Uitwerking voor generiek en gebiedsspecifiek beleid (herzien versie). RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapnr. 2018-0060

Looper M. en Waldner D.N., (2007). Water for dairy cattle. College of Agriculture and Home Economics, Cooperative Extension Service.

Luiben A., (2022). Milieurendementsonderzoek TGG Perkpolder. Achtergrondrapport modelstudie geohydrologie. RoyalHaskoningDHV, Amersfoort, Nederland. Referentie: BH7547-IB-RP-220211-1158

Marmos Bodemmanagement., (2015). Bodemkwaliteitskaart Gemeente Hulst actualisatie 2015. Eindrapport. Marmos bodemmanagement, Rotterdam, Nederland. Projectnummer: P14-09.

Ministerie van IenW, (2020). Tijdelijk handelingskader voor hergebruik van PFAS-houdende grond en baggerspecie Geactualiseerde versie 2 juli 2020. Ministerie van IenW, Den Haag, Nederland.
<https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2020/07/03/bijlage-geactualiseerd-tijdelijk-handelingskader> (geraadpleegd op 23-03-2022)

Muller A., en Smit E., (2020). Advies Risicogrenswaarden voor PFOA, PFOS en GenX in zwemwater en vis. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapport 2020-0042

NOBO, (2008). Normstelling en bodemkwaliteits-beoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Ministerie van VROM, Den Haag, Nederland.
<https://www.bodemplus.nl/onderwerpen/wet-regelgeving/bbk/instrumenten/nobo/> (geraadpleegd op 11-03-2022)

Offereins N., Veling W., Den Hertog E., Bosje T., (2009). Zout: een braakmiddel met mogelijk fatale Gevolgen. Tijdschrift voor Diergeneeskunde, 134: 4 (2009)

Olkowski A., (2009). Livestock Water Quality: A Field Guide for Cattle, Horses, Poultry and Swine. Minister of Agriculture and Agri-Food, Canada. ISBN 978-1-100-12443-8. Cat. no.: A22-483/2009E

Otte P., Lijzen J., Otte J., Swartjes F., Versluijs C., (2001). Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modelling and deriving Intervention values for the first series of compounds. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapnr. 711701021

Post W., Venmans A., Harkes M., Van der Star W., (2016). Analyse TGG Perkpolder. Eindrapport. Deltares, Delft, Nederland. Kenmerk 1220438-000-GEO-0012-jvm

Regeling bodemkwaliteit, (2007). Geldend per 13 december 2007 t/m heden. <https://wetten.overheid.nl/BWBR0023085> (geraadpleegd op 11-03-2022)

RIVM (2018a). Voorlopige risicoschatting GenX in oppervlaktewater rondom het bedrijf Custom Powders in Helmond. RIVM werkdocument, januari 2018

RIVM (2018b). Voorlopige risicoschatting PFOA in recreatieplas Berkendonk in Helmond. RIVM werkdocument, mei 2018

RIVM, (2021). Notitie implementatie van de EFSA som-TWI PFAS. <https://www.rivm.nl/documenten/notitie-implementatie-van-efsa-som-twi-pfas> (geraadpleegd op 11-03-2022).

RIVM, (2021b). <https://www.wateetnederland.nl>. (geraadpleegd op 11-03-2022)

RIVM, (2022). Sanscrit. www.risicotoolboxbodem.nl (geraadpleegd op 11-03-2022)

RIVM, (2022b). Te veel blootstelling aan pfas in Nederland. RIVM, Bilthoven Nederland. <https://www.rivm.nl/pfas/te-veel-blootstelling-aan-pfas-in-nederland> (geraadpleegd op 15-04-2022).

Roest C., Van Bakel P., Smit A., (2003). Actualisering van de zouttolerantie van land- en tuinbouwgewassen ten behoeve van de zoutschade in Nederland met het RIZA instrumentarium. Alterra Wageningen UR, Wageningen, Nederland.

Römkens P., Groenenberg J., Rietra R., Groenenberg J.E., De Vries W., (2007). Onderbouwing LAC2006-waarden en overzicht van bodem-plant relaties ten behoeve van de Risicotoolbox. Een overzicht van gebruikte data en toegepaste methoden. Wageningen UR, Wageningen, Nederland. Alterra rapport 1442

Römkens P., Lahr J., Brand E., (2019). Risico-evaluatie Bunschoten. Een evaluatie van ecologische en landbouwkundige risico's in de polder gelegen aan de Westdijk te Bunschoten. Wageningen Environmental Research, Wageningen, Nederland. Rapport 2955

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

Schets, F.M., Schijven, J.F, de Roda Husman, A.M. (2011). Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. Water research 45:2392-2400.

Schothorst Feed Research B.V. (2006). Wateropname en drinkgedrag van melkkoeien. AgriPress. [http://agripress.be/ \(geraadpleegd 23-03-2022\)](http://agripress.be/(geraadpleegd%2023-03-2022))

Slijkhuis G., (1999). Waterkwaliteit en veedrenking. Oriënterend onderzoek naar de kwaliteit van het oppervlaktewater ten behoeve van veedrenking nabij lozingen van communaal afvalwater. Zuiveringschap Hollandse Eilanden en Waarden.

Smit, C.E., Moermond, C.T.A., Ocké, M., Biesebeek, J.D., (2012). Water quality standards related to human exposure in the Water framework Directive – consideration on fish consumption and swimming. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapnr. 601357011

Smit C., (2012). Environmental risk limits for vanadium in water: A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapnr. 601714021

Smit C. en Verbruggen E., (2022). Risicogrenzen voor PFAS in water. Doorvertaling van de gezondheidskundige grenswaarde van EFSA naar concentraties in water. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapport 2022-in prep.

STOWA, (2018). Omschrijving MEP en maatlate voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijnwater 2021-2027. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Amersfoort, Nederland. STOWA kenmerk 2018-50

Swartjes F., (2011). Human health risks through consumption of vegetables from with cobalt contaminated sites. Quick scan based on readily available information (werkdocument en niet openbaar beschikbaar). RIVM, Bilthoven, Nederland.

Tiesjema B. en Baars A., (2009). Re-evaluation of some human-toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapnr. 711701092

Valk J., (2022). Milieurendementsonderzoek TGG Perkpolder. Uitwerking maatregelen. RoyalHaskoningDHV, Amersfoort, Nederland. Referentie BH7547-IB-RP-220404-2202

Van Bakel P., en Stuyt L., (2011). Actualisering van de kennis van de zouttolerantie van landbouwgewassen, op basis van literatuuronderzoek, expertkennis en praktische ervaringen. Alterra Wageningen UR, Wageningen, Nederland. Alterra rapport 2201

Van Breemen P., Quik J., Brand E., Otte P., Wintersen A., Swartjes F., (2020). CSOIL 2020: Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description. RIVM, Bilthoven Nederland. RIVM rapnr. 2020-0165

Van der Star W., Spaak G., De Louw P., Van der Ruyt M., (2019). Onderzoek naar effecten aanwezigheid van TGG in dijken van de Perkpolder. Eindrapportage. Deltares, Delft, Nederland. Kenmerk 11200482-000-GEO-0022

Van der Star W., Van den Meiracker R., Harkes M., (2020). Vervolgmonitoring Perkpolder. Plan van Aanpak. Deltares, Delft, Nederland. Kenmerk: 11203217-005-BGS-0002

Van der Star W., Van den Meiracker R., Harkes M., (2021). Monitoring Perkpolder. Jaarrapportage 2020. Deltares, Delft, Nederland. Rapnr. 11203217-005-BGS-0004

Van der Star W. en Van den Meiracker R., (2022). Monitoring Perkpolder. Jaarrapportage 2021. Deltares, Delft, Nederland. Rapnr. 11203217-000-BGS-0014

Van Duijnhoven N., Van der Linden A., Ouwerkerk K., (2019). KRW - Toestand- en trendanalyse voor nutriënten. Deltares, Utrecht, Nederland. Kenmerk 11203728-006-BGS-0002

Van Geest G., Verdonschot P., Schipper P., Veraart A., Roelofs J., Tomassen H., (2021) Factsheet: Ecologische effecten van stikstof op Nederlandse oppervlaktewateren.
<https://kennisimpulswaterkwaliteit.nl/nl> (geraadpleegd op 16-03-2021),

Verbruggen E., Van Herwijnen R., Smit C., (2015). Derivation of a water-based quality standard for secondary poisoning of mercury. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapport 2015-0058

Verbruggen E., Smit C., Van Vlaardingen P., (2020). Environmental quality standards for barium in surface water: Proposal for an update according to the methodology of the Water Framework Directive. RIVM, Bilthoven, Nederland. RIVM rapport 2020-0024.

Voedingscentrum, (2022).
<https://www.voedingscentrum.nl/nl/service/vraag-en-antwoord/veilig-eten-en-e-nummers/kan-ik-veilig-zelfgevangen-vis-eten-.aspx>
(geraadpleegd op 11-03-2022)

Wet bodembescherming, (1986). Geldend van 3 juli 1986 t/m heden.
<https://wetten.overheid.nl/BWBR0003994> (geraadpleegd op 11-03-2022)

WHO, (1984). Guidelines for Drinking Water Quality, 2nd edition. vol. 2, Health Criteria and Other Supporting Information. World Health Organization, Geneve, Zwitserland.

WHO, (2003). Sodium in drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organisation, Geneve, Zwitserland. Kenmerk WHO/SDE/WSH/03.04/15

WHO, (2004). Sulfate in Drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organisation, Geneve, Zwitserland. Kenmerk WHO/SDE/WSH/03.04/114

WHO, (2009). Bromide in drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organisation, Geneve, Zwitserland. Kenmerk WHO/HSE/WSH/09.01/6

WHO, (2009). Potassium in drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organisation, Geneve, Zwitserland. Kenmerk WHO/HSE/WSH/09.01/7

WHO, (2017). Guidelines for drinking-water quality, 4th edition 2017. World Health Organisation, Geneve, Zwitserland.

Wintersen A., Osté L., Mesman M., Lijzen L., (2014). Toepassing van Toxische Druk in Beoordelingsinstrumenten. RIVM, Bilthoven Nederland. RIVM rapnr. 607711016

Wintersen A, Lijzen J., Van Herwijnen R., (2016). Milieukwaliteitswaarden voor PFOS. Uitwerking van generieke en gebiedsspecifieke waarden voor het gebied rond Schiphol. RIVM, Bilthoven Nederland. RIVM rapnr. 2016-0001.

Wintersen A., Spijker J., Van Breemen P. en Van Wijnen H., (2020). Achtergrondwaarden per- en polyfluoralkylstoffen (PFAS) in de Nederlandse landbodem. RIVM, Bilthoven Nederland. RIVM rapnr. 2020-0100

Wintersen A. en Otte P., (2020). Indicatieve niveaus voor ernstige bodem- en grondwaterverontreiniging (INEV's) voor de stoffen PFOS, PFOA en GenX. RIVM, Bilthoven, Nederland.

Wintersen A. en Otte P., (2021). Achtergrondwaarden en risicogrenzen ten behoeve van onderbouwing Maximale Waarden PFAS voor toepassen van grond en baggerspecie. RIVM, Bilthoven Nederland. RIVM memo d.d. 20 juli 2021.

Wintersen A. en Otte P., (2021b). Risicogrenzen ten behoeve van de vaststelling van Interventiewaarden voor PFOS, PFOA en GenX. RIVM, Bilthoven Nederland. RIVM memo d.d. 20 juli 2021.


Wright T., (2012). Water quality for dairy cattle. Ontario, Ministry of agriculture, food and rural affairs, United States.

Zonneveld M., Claassen L., Elverse J., (2022). Zicht op de zeedijkBelevingsonderzoek Zeedijk in Perkpolder. RIVM, Bilthoven Nederland. RIVM rapnr. 2022-0037

Zuurbier, M., Van Buggenum, S., Burghgraef, F., Dijkema, M., Fischer, P., Van den Hout, K., Meijerink, M., Van Brederode, N.E. (2012). GGD-richtlijn medische milieukunde. Smog en gezondheid.

Bijlage 1 Uitkomsten risicoschatting 'wonen met (moes)tuin' per perceel

Tabellegenda:

- Nb = niet beschikbaar
 - = niet gemeten boven rapportagegrens
 < = stof gemeten boven rapportagegrens maar risico index is kleiner dan 0,1, geen gezondheidseffecten
 = risico-index is groter dan 1, mogelijk risico op gezondheidseffecten
 * = referentie locatie (geen invloed TGG)

Wonen met tuin

Tabel B1.1 Berekende risico-index percelen M01 t/m M19 V04 en R01 t/m R03 uitgaande van het gebruiksscenario 'wonen met tuin' (individuele stoffen).

Stofnaam	Perceel																		
	M01	M02	M03	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M18	M19	R01*	R02*	R03*	V04
Antimoon	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arseen	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Barium	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<
Cadmium	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Chroom III	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Kobalt	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb
Koper	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Kwik (anorganisch)	<	<	<	-	-	-	-	-	<	<	<	-	<	<	<	<	-	-	<
Lood	<	0,1	<	<	<	<	<	<	0,1	<	<	<	<	0,1	<	<	<	<	<
Nikkel	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Tin	<	<	<	-	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	-	-	<	<
Vanadium	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Zink	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<

Stofnaam	Perceel																		
	M01	M02	M03	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M18	M19	R01*	R02*	R03*	V04
Minerale olie C10 - C12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-
Minerale olie C12 - C16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	<	-	-	-	-	-
Minerale olie C16 - C20	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	<	-	-	<	-	-	-	-	-
Minerale olie C20 - C24	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	<	-	-	<	<	<	-	-	-
Minerale olie C24 - C28	<	<	<	-	<	-	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Minerale olie C28 - C32	<	-	<	-	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	-
Minerale olie C32 - C36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	<	<	-	<	-	-	-
Antraceen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-
Benzo(a)antraceen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Benzo(a)pyreen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Benzo(ghi) peryleen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Benzo(k) fluorantheen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Chryseen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Fenantreen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	-	<
Fluorantheen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Indeno(1,2,3cd) pyreen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Naftaleen	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DDD (som)	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<

Stofnaam	Perceel																		
	M01	M02	M03	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M18	M19	R01*	R02*	R03*	V04
DDE (som)	<	<	<	<	0,1	0,1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
DDT (som)	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Aldrin	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<
Dieldrin	-	<	-	-	-	-	-	-	<	<	<	-	-	<	<	-	<	<	-
Endrin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlooraan (som)	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Heptachloorepoxide (som)	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
PCB 52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 101	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 118	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 138	<	-	-	-	<	<	<	<	<	<	0,1	<	-	<	-	-	-	-	-
PCB 153	<	-	-	-	<	<	<	-	<	<	<	<	-	<	-	-	-	-	-
PCB 180	-	-	-	-	<	<	<	-	<	<	<	-	-	-	-	-	-	-	-
Pentachloorfenol	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pentachloorbenzeen	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hexachloorbenzeen	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorooctaan- zuur (PFOA)	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Perfluorooctaan- sulfonzuur (PFOS)	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<

Tabel B1.2 Berekende risico-index percelen M01 t/m M19 V04 en R01 t/m R03 uitgaande van het gebruiksscenario 'wonen met tuin' (combinatie van stoffen, gesommeerde effecten).

Stofnaam	Perceel																		
	M01	M02	M03	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M18	M19	R01*	R02*	R03*	V04
Minerale olie C10 - C12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-
Minerale olie C12 - C16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	<	-	-	-	-	-
Minerale olie C16 - C20	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	<	-	-	<	-	-	-	-	-
Minerale olie C20 - C24	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	<	-	-	<	<	<	-	-	-
Minerale olie C24 - C28	<	<	<	-	<	-	-	-	<	<	<	0,1	<	<	<	<	<	<	-
Minerale olie C28 - C32	<	-	<	-	<	-	<	<	<	<	<	0,1	<	<	<	<	-	<	-
Minerale olie C32 - C36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	<	<	-	<	-	-	-
Antraceen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-
Benzo(a)antraceen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Benzo(a)pyreen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Benzo(ghi) peryleen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Benzo(k) fluorantheen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Chryseen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Fenantreen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	-	<
Fluorantheen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Indeno(1,2,3cd) pyreen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Naftaleen	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Stofnaam	Perceel																		
	M01	M02	M03	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M18	M19	R01*	R02*	R03*	V04
DDD (som)	<	<	<	<	0,1	0,1	0,1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
DDE (som)	<	<	<	<	0,1	0,1	0,1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
DDT (som)	<	<	<	<	0,1	0,1	0,1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Aldrin	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<
Dieldrin	-	<	-	-	-	-	-	-	<	<	<	-	-	<	<	-	<	<	-
Endrin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptachloorepoxide (som)	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
PCB 52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 101	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 118	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 138	<	-	-	-	<	<	<	<	0,1	<	0,2	<	-	<	-	-	-	-	-
PCB 153	<	-	-	-	<	<	<	-	0,1	<	0,2	<	-	<	-	-	-	-	-
PCB 180	-	-	-	-	<	<	<	-	0,1	<	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Pentachloorfenol	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pentachloorbenzeen	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hexachloorbenzeen	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorooctaan- zuur (PFOA)	<	0,1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<
Perfluorooctaan- sulfonzuur (PFOS)	<	0,1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<

Wonen met moestuin

Tabel B1.3 Berekende risico-index percelen M01 t/m M19 V04 en R01 t/m R03 uitgaande van het gebruiksscenario 'wonen met moestuin' (individuele stoffen).

Stofnaam	Perceel																		
	M01	M02	M03	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M18	M19	R01*	R02*	R03*	V04
Antimoon	-	-	-	-	-	-	-	-	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Arseen	0,1	0,1	0,1	<	-	<	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	<
Barium	<	0,2	<	<	<	0,1	0,1	<	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	-	<	<	<
Cadmium	0,2	0,2	0,2	-	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1
Chroom III	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Kobalt	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb	Nb
Koper	<	<	<	<	<	<	<	<	0,1	<	0,1	<	<	<	<	<	<	<	<
Kwik (anorganisch)	<	<	<	-	-	-	-	-	<	<	<	-	<	<	<	<	-	-	<
Lood	<	0,2	<	<	0,1	0,1	0,1	<	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	<	<	<	0,1
Nikkel	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Tin	<	<	<	-	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	-	-	<	<
Vanadium	<	<	<	0,1	<	0,1	0,1	<	0,1	<	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	<	0,1	0,1	<
Zink	<	<	<	<	<	<	<	<	0,1	<	0,1	<	0,1	0,1	<	<	<	<	<
Minerale olie C10 - C12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-
Minerale olie C12 - C16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	<	-	-	-	-	-
Minerale olie C16 - C20	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	<	-	-	<	<	-	-	-	-
Minerale olie C20 - C24	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	<	-	-	<	<	<	-	-	-
Minerale olie C24 - C28	<	<	<	-	<	-	-	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	-
Minerale olie	<	-	<	-	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	-

Stofnaam	Perceel																		
	M01	M02	M03	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M18	M19	R01*	R02*	R03*	V04
C28 - C32																			
Minerale olie C32 - C36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	<	<	-	<	-	-	-
Antraceen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-
Benzo(a)antraceen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Benzo(a)pyreen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	0,1	<	<	<	<	<
Benzo(ghi) peryleen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Benzo(k) fluorantheen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Chryseen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Fenantreen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	-	-	<	<
Fluorantheen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Indeno(1,2,3cd) pyreen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Naftaleen	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DDD (som)	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
DDE (som)	<	0,1	<	<	0,6	0,5	0,2	<	0,1	<	0,1	0,2	<	<	0,1	<	<	<	0,1
DDT (som)	<	0,1	<	<	0,3	0,3	0,1	<	0,1	<	<	0,1	<	<	<	<	<	<	<
Aldrin	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
Dieldrin	-	<	-	-	-	-	-	-	<	<	<	-	-	<	<	-	<	<	-
Endrin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-
Chloordaan (som)	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
Heptachloorepoxide (som)	<	<	<	<	0,1	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
PCB 52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-

Stofnaam	Perceel																		
	M01	M02	M03	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M18	M19	R01*	R02*	R03*	V04
PCB 101	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 118	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 138	0,1	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	<	0,4	0,1	-	0,2	-	-	-	-	-
PCB 153	0,1	-	-	-	<	0,1	0,1	-	0,1	<	0,2	<	-	0,1	-	-	-	-	-
PCB 180	-	-	-	-	0,1	0,2	0,1	-	0,2	0,1	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Pentachloorfenol	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pentachloorbenzeen	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hexachloorbenzeen	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorooctaan- zuur (PFOA)	0,2	0,3	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,3	0,1	0,2	0,1	0,2
Perfluorooctaan- sulfonzuur (PFOS)	0,2	0,5	0,2	0,1	0,3	0,1	0,2	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,1	0,3	0,4	0,1	0,2	0,1	0,3

Tabel B1.4 Berekende risico-index percelen M01 t/m M19 V04 en R01 t/m R03 uitgaande van het gebruiksscenario 'wonen met tuin' (combinatie van stoffen, gesommeerde effecten).

Stofnaam	Perceel																		
	M01	M02	M03	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M18	M19	R01	R02	R03	V04
Minerale olie C10 - C12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-
Minerale olie C12 - C16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,1	-	-	-	-	-
Minerale olie C16 - C20	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,1	-	-	0,1	0,1	-	-	-	-
Minerale olie C20 - C24	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,1	-	-	0,1	0,1	0,1	-	-	-
Minerale olie C24 - C28	<	<	<	-	<	-	-	-	0,1	<	0,1	0,1	<	0,1	0,1	0,1	<	<	-
Minerale olie	<	-	<	-	<	-	<	<	0,1	<	0,1	0,1	<	0,1	0,1	0,1	-	<	-

Stofnaam	Perceel																		
	M01	M02	M03	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M18	M19	R01	R02	R03	V04
C28 - C32																			
Minerale olie C32 - C36	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	<	0,1	-	0,1	-	-	-
Antraceen	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-
Benzo(a) antraceen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	0,1	<	<	-	<	<
Benzo(a)pyreen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	0,1	<	<	<	<	<
Benzo(ghi) peryleen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<
Benzo(k) fluorantheen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	0,1	<	<	-	<	<
Chryseen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	0,1	<	<	-	<	<
Fenantreen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	<	<	-	-	<	<
Fluorantheen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	0,1	<	<	<	<	<
Indeno(1,2,3cd) Pyreen	<	<	<	<	<	<	<	-	<	<	<	<	<	0,1	<	<	-	<	<
Naftaleen	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DDD (som)	<	0,2	<	<	0,9	0,8	0,4	<	0,2	<	0,1	0,3	0,1	<	0,1	<	<	<	0,1
DDE (som)	<	0,2	<	<	0,9	0,8	0,4	<	0,2	<	0,1	0,3	0,1	<	0,1	<	<	<	0,1
DDT (som)	<	0,2	<	<	0,9	0,8	0,4	<	0,2	<	0,1	0,3	0,1	<	0,1	<	<	<	0,1
Aldrin	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
Dieldrin	-	<	-	-	-	-	-	-	<	<	<	-	-	<	<	-	<	<	-
Endrin	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-
Heptachloorepoxide (som)	<	<	<	<	0,2	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<	<
PCB 52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,4	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 101	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,4	-	-	-	-	-	-	-	-

Stofnaam	Perceel																		
	M01	M02	M03	M07	M08	M09	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M18	M19	R01	R02	R03	V04
PCB 118	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,4	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB 138	0,1	-	-	-	0,2	0,3	0,3	0,1	0,4	0,1	1,4	0,1	-	0,2	-	-	-	-	-
PCB 153	0,1	-	-	-	0,2	0,3	0,3	-	0,4	0,1	1,4	0,1	-	0,2	-	-	-	-	-
PCB 180	-	-	-	-	0,2	0,3	0,3	-	0,4	0,1	1,4	-	-	-	-	-	-	-	-
Pentachloorfenol	-	-	-	-	-	-	-	-	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pentachloorbenzeen	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hexachloorbenzeen	<	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perfluorooctaan- zuur (PFOA)	0,5	0,8	0,4	0,2	0,5	0,2	0,4	0,3	0,5	0,4	0,4	0,4	0,1	0,5	0,7	0,3	0,3	0,3	0,5
Perfluorooctaan- sulfonzuur (PFOS)	0,5	0,8	0,4	0,2	0,5	0,2	0,4	0,3	0,5	0,4	0,4	0,4	0,1	0,5	0,7	0,3	0,3	0,3	0,5

Tabel B1.5 Risicobeoordeling van PFAS-mengsels op basis van RPF. In de tabel zijn de gemeten concentraties gegeven (conc.) en de gecorrigeerde concentraties (Conc. RPF) De som Conc. RPF (laatste kolom) geeft de totale PFOA-equivalent voor een perceel. In oranje zijn de percelen gegeven, waarvan de SOM PFAS groter is dan de risicogrenswaarde voor moestuinen.

Nr.	PFHxS		PFBA		PFDA		PFHpA		PFHxA		PFNA		PFUnDA		som PFOS		som PFOA		Som RPF
	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	
M01	-	-	0,2	0,01	-	-	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	1,1	2,2	1,1	1,1	3,4
M02	-	-	0,5	0,025	0,1	1	0,2	0,2	-	-	0,1	1	-	-	2,6	5,2	1,4	1,4	8,8
M03	-	-	0,4	0,02	-	-	0,1	0,1	0,2	0,002	0,1	1	-	-	0,84	1,68	0,89	0,89	3,7
M07	-	-	0,3	0,015	-	-	0,1	0,1	0,2	0,002	-	-	0,1	0,4	0,56	1,12	0,55	0,55	2,1
M08	-	-	0,3	0,015	0,1	1	-	-	-	-	0,1	1	-	-	1,3	2,6	0,86	0,86	5,5
M09	-	-	0,1	0,005	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,67	1,34	0,5	0,5	1,9
M10	-	-	0,3	0,015	-	-	0,1	0,1	0,2	0,002	0,1	1	-	-	1,1	2,2	0,94	0,94	4,3
M11	-	-	0,3	0,015	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,88	1,76	0,74	0,74	2,5
M12	-	-	0,3	0,015	-	-	0,1	0,1	0,2	0,002	0,1	1	-	-	1,3	2,6	1,1	1,1	4,8

Nr.	PFHxS		PFBA		PFDA		PFHpA		PFHxA		PFNA		PFUnDA		som PFOS		som PFOA		Som RPF
	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	Conc	RPF	
M13	-	-	0,5	0,025	0,1	1	0,4	0,4	0,3	0,003	-	-	-	-	1	2	0,75	0,75	4,28
M14	-	-	0,3	0,015	-	-	0,1	0,1	-	-	0,1	1	-	-	1,3	2,6	0,77	0,77	4,5
M15	-	-	0,3	0,015	-	-	0,1	0,1	0,2	0,002	-	-	-	-	1,1	2,2	0,67	0,67	3,0
M16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,29	0,58	0,24	0,24	0,8
M18	-	-	0,4	0,02	-	-	0,1	0,1	0,2	0,002	-	-	-	-	1,3	2,6	0,92	0,92	3,6
M19	0,1	0,06	0,6	0,03	-	-	0,2	0,2	0,2	0,002	-	-	-	-	2	4	1,3	1,3	5,6
R01	-	-	0,1	0,005	-	-	-	-	0,1	0,001	-	-	-	-	0,72	1,44	0,49	0,49	1,9
R02	-	-	0,2	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,73	1,46	0,72	0,72	2,2
R03	-	-	0,3	0,015	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,66	1,32	0,66	0,66	2,0
V04	-	-	0,3	0,015	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,002	0,1	1	-	-	1,5	3	0,77	0,77	6,9

Bijlage 2 Volledig overzicht beoordeling gezondheidseffecten oppervlaktewater

Tabel B2.1 Volledig overzicht beoordeling grondwater. Aangetroffen stoffen in oppervlaktewater en waterbodembodem in de verschillende deelgebieden van Perkpolder. Per stof is de berekende risico-index gegeven voor een levenslange dagelijkse blootstelling via zwemmen (365 dagen) ten opzichte van de MTR20%. Ook is het risico van visconsumptie beoordeeld.

Stof	Aangetroffen in waterbodembodem/ water	Risico-index Zwemmen (365 dagen)	Voornaamste blootstellingsroute bij zwemmen	Risico visconsumptie
Westelijke kwelsloot				
Antimoon	Waterbodembodem	<0,1	Inslikken waterbodembodem	Nee
Arseen	Beide	0,7	Inslikken waterbodembodem	Ja
Barium	Beide	<0,1	Inslikken waterbodembodem	Nee ¹
Cadmium	Waterbodembodem	<0,1	Inslikken waterbodembodem	Nee
Chroom (III)	Waterbodembodem	0,3	Inslikken waterbodembodem	Nee ¹
Kobalt	Waterbodembodem	0,2	Inslikken waterbodembodem	Nee
Koper	Beide	<0,1	Inslikken waterbodembodem	Nee ¹
Kwik (totaal)	Beide	<0,1	Inslikken waterbodembodem	Nee
Lood	Waterbodembodem	<0,1	Inslikken waterbodembodem	Nee
Molybdeen	Beide	<0,1	Inslikken waterbodembodem	Nee
Nikkel	Waterbodembodem	<0,1	Inslikken waterbodembodem	Nee
Tin	Waterbodembodem	<0,1	Inslikken waterbodembodem	Nee
Vanadium	Beide	0,8	Inslikken waterbodembodem	Kan niet worden bepaald ¹
Zink	Beide	<0,1	Inslikken waterbodembodem	Nee
2,4/2,5 dichloorfenol	Water	<0,1	Opname via huid	<0,1
Dioxines	Water (waterbodembodem niet onderzocht)	0,6	Opname via huid	Ja
Minerale olie ²	Waterbodembodem	-	-	-

Stof	Aangetroffen in waterbodem/water	Risico-index Zwemmen (365 dagen)	Voornaamste blootstellingsroute bij zwemmen	Risico visconsumptie
Zuidelijke kwelsloot				
Antimoon	Water	<0,1	Inslikken waterbodem	Nee
Arseen	Beide	0,8	Inslikken waterbodem	Ja
Barium	Beide	0,1	Inslikken waterbodem	Nee ¹
Cadmium	Water	<0,1	Inslikken waterbodem	Nee
Chroom (III)	Beide	0,4	Inslikken waterbodem	Nee ¹
Kobalt	beide	0,3	Inslikken waterbodem	Nee
Koper	Beide	<0,1	Inslikken waterbodem	Nee ¹
Kwik (totaal)	Water	<0,1	Inslikken waterbodem	Nee
Lood	Beide	0,1	Inslikken waterbodem	Nee
Molybdeen	Water	<0,1	Inslikken waterbodem	Nee
Nikkel	Beide	<0,1	Inslikken waterbodem	Nee
Seleen	Water	<0,1	Inslikken waterbodem	Kan niet worden bepaald ¹
Tin	Water	<0,1	Inslikken waterbodem	Nee
Vanadium	Beide	1,07	Inslikken waterbodem	Kan niet worden bepaald ²
Zink	Beide	<0,1	Inslikken waterbodem	Nee
Cis 1,2-michlooretheen	Water	<0,1	Opname via huid	Nee
Minerale olie ²	Waterbodem	-	-	-

Stof	Aangetroffen in waterbodem/water	Risico-index Zwemmen (365 dagen)	Voornaamste blootstellingsroute bij zwemmen	Risico visconsumptie
Benedenstroomse polder				
Arseen	Water	0,2 ²	Inslikken water	ja
Barium	Water	<0,1	Inslikken water	nee ¹
Chroom (III)	Water	<0,1	Inslikken zwevend stof in water	nee
Koper	Water	<0,1	Inslikken water	nee ¹
Molybdeen	Water	<0,1	Inslikken water	nee
Vanadium	Water	<0,1	Inslikken water	Kan niet worden bepaald ¹
Zink	Water	<0,1	Inslikken water	nee

Stof	Aangetroffen in waterbodem/water	Risico-index Zwemmen (365 dagen)	Voornaamste blootstellingsroute bij zwemmen	Risico visconsumptie
Weeltje				
Antimoon	Waterbodem	0,1	inslikken van waterbodem	nee
Arseen	Beide	1,13	inslikken van waterbodem	nee
Barium	Beide	0,2	inslikken van waterbodem	nee
Cadmium	Waterbodem	<0,1	inslikken van waterbodem	nee
Kobalt	Waterbodem	0,37	inslikken van waterbodem	nee
Chroom (III)	Waterbodem	0,3	inslikken van waterbodem	nee ¹
Koper	Waterbodem	<0,1	inslikken van waterbodem	nee ¹
Kwik	Waterbodem	<0,1	inslikken van waterbodem	nee
Molybdeen	Waterbodem	<0,1	inslikken van waterbodem	nee
Nikkel	Waterbodem	<0,1	inslikken van waterbodem	nee
Lood	Waterbodem	0,5	inslikken van waterbodem	kan niet worden bepaald ¹
Seleen	Waterbodem	<0,1	inslikken van waterbodem	kan niet worden bepaald ¹
Tin	Waterbodem	<0,1	inslikken van waterbodem	kan niet worden bepaald ¹
Vanadium	Waterbodem	1,30	inslikken van waterbodem	nee
Zink	Waterbodem	<0,1	inslikken van waterbodem	nee

1. Zie toelichting hoofdstuk 3

2. Meetpunt O50.8

Bijlage 3 PFAS relatieve potentie factoren (RPF) en Relatieve Bioaccumulatie Factoren (RBF)

Tabel B3.1 Gebruikte RPF's (Bil et al. 2021) en RBF (Smit en Verbruggen 2022) voor de beoordeling van PFAS.

PFAS	PFAS-afkorting	CAS-nummer van lineaire PFAS	RPF	RBF
Perfluorbutaansulfonzuur	PFBS	375-73-5	0,001	0,1
Perfluorpentaansulfonzuur *	PFPeS	2706-91-4	0,6	0,4
Perfluorhexaansulfonzuur	PFHxS	355-46-4	0,6	2
Perfluorheptaansulfonzuur *	PFHpS	375-92-8	2	6
perfluoroctaansulfonzuur	PFOS	1763-23-1	2	20
Perfluordecaansulfonzuur	PFDS	335-77-3	2	300
Perfluorbutaanzuur	PFBA	375-22-4	0,05	0,005
Perfluorpentaanzuur *	PFPeA	2706-90-3	0,05	0,02
Perfluorhexaanzuur	PFHxA	307-24-4	0,01	0,07
Perfluorheptaanzuur *	PFHpA	375-85-9	1	0,3
Perfluoroctaanzuur	PFOA	335-67-1	1	1
Perfluornonaanzuur	PFNA	375-95-1	10	4
Perfluordecaanzuur *	PFDA	335-76-2	10	10
Perfluorundecaanzuur	PFUnDA	2058-94-8	4	60
Perfluordodecaanzuur	PFDoDA	307-06-7	3	200
Perfluortridecaanzuur *	PFTTrDA	72629-94-8	3	100
Perfluortetradecaanzuur	PFTeDA	376-06-7	0,3	40
Perfluorhexadecaanzuur	PFHxDA	67905-19-5	0,02	0,02
Perfluoroctadecaanzuur	PFODA	16517-11-6	0,02	0,02
2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propionzuur	HFPO-DA (~GenX)	13252-13-6	0,06	0,3 ¹
Ammonium 4,8-dioxa-3H-perfluornonanoaat	ADONA	958445-44-8	0,03	-
1H,1H,2H,2H-perfluorooctanol	6:2 FTOH	647-42-7	0,02	-
1H,1H,2H,2H-perfluordecanol	8:2FTOH	678-39-7	0,04	-

1. Op basis van het SVHC support document voor HFPO-DA, p 42 (<https://echa.europa.eu/documents/10162/53fa6a5b-e95f-3128-ea9d-fa27f43b18bc>)

Bijlage 4 Overzicht LAC2006 Waarden

Tabel B4.1 LAC signaalwaarden voor zware metalen.

Stof	Landgebruik en bodemtype					
	Akkerbouw			Akkerbouw voor veevoer		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen
Arseen (As)	30	50	50	30	50	50
Cadmium (Cd)	1	2	3	1	3	2(5)1
Chroom (Cr)	100	180	140	100	180	140
Koper (Cu)	50	160	200	50	80	80
Kwik (Hg)	2	2	2	2	2	2
Lood (Pb)	100	200	200	100	200	200
Nikkel (Ni)	15	50	60	15	50	60
Zink (Zn)	150	350	350	150	660	720

Stof	Landgebruik en bodemtype					
	Groente			Beweid grasland		
	zand	klei	veen	zand	klei	veen
Arseen (As)	30	50	50	30	50	50
Cadmium (Cd)	1	2	5	1	2	3
Chroom (Cr)	100	180	140	100	180	140
Koper (Cu)	50	160	200	30/50	30/80	30/80
Kwik (Hg)	2	2	2	2	2	2
Lood (Pb)	100	200	200	150	150	150
Nikkel (Ni)	15	50	60	15	50	60
Zink (Zn)	150	350	350	150	660	720

Stof	Landgebruik en bodemtype					
	Fruit			Sierteelt		
	zand	klei	veen	zand	klei	Veen
Arseen (As)	30	50	50	30	50	50
Cadmium (Cd)	1	2	5	5	10	10
Chroom (Cr)	100	180	140	100	180	140
Koper (Cu)	50	160	200	50	160	200
Kwik (Hg)	2	2	2	2	2	2
Lood (Pb)	100	200	200	340	480	590
Nikkel (Ni)	15	50	60	15	50	60
Zink (Zn)	150	660	720	150	660	720

Tabel B4.2 LAC-sigitaalwaarden voor organische microverontreinigingen

Stof	berekende waarde	LAC1991		LAC2006	AW2000	Interventie-waarde standaard bodem
		gras	Mais			
Aldrin/ Dieldrin	0,0016	0,3	0,5	0,015 ⁵	0,015 ¹	0,14 ¹
Endrin	0,056	0,2	0,4	0,056	0,015 ¹	0,14 ¹
DDT	0,16	2,5	4	0,2 ⁵	0,2	1
a-HCH	-	0,3	0,5	0,3/0,5 ⁶	0,001	17
b-HCH	-	0,1	0,2	0,1/0,2 ⁶	0,002	1,6
γ-HCH	-	2,5	4	1,2 ⁷	0,003	1,2
Heptachloor	-	0,1	0,2	0,1/0,2 ⁶	0,0007	4
HCB	-	0,3	0,5	0,3/0,5 ⁶	0,0085	2,0
PCB153	-	0,1	0,2	0,1/0,2 ⁶	0,02 ²	1 ²
PCB138	-	0,1	0,2	0,1/0,2 ⁶	0,02 ²	1 ²
Dioxinen	-	1 e-5 ³	1 e-5 ³	1 e-5 ^{3,6}	1 e-5 ³	0,00036 ³
PAK	3,4 ⁴	-	-	3,4 ^{4,6}	1,5 ⁴	40 ⁴

1. Som drins inclusief isodrin.

2. Som 7 PCB's

3. Som I-TEQ

4. Som-PAK (10)

5. Gelijk aan achtergrondwaarde.

6. Ongewijzigd t.o.v. de oude LAC-waarde.

7. Gelijk aan Interventiewaarde indien oude LAC hoger was dan de huidige IW.

Bijlage 5 Overzicht van gehanteerde advieswaarden voor veedrenking of irrigatie

Tabel B5.1 Advieswaarden voor veedrenking voor runderen, paarden, varkens en pluimvee (Bron: <https://www.gddiergezondheid.nl/diergezondheid/management/drinkwater/referentiewaarden%20veedrinkwaterkwaliteit>).

parameter	Rund		Kalf		Paard		Varken		Pluimvee	
	goed	slecht	goed	slecht	goed	slecht	goed	slecht	goed	slecht
pH	5-8	<4 & >9	5-8	<4 & >9	5-8	<4 & >9	5-8	<4 & >9	5-8	<4 & >9
Ammonium (mg/l)	<2	>10	<0,5	>2	<1	>2	<1	>2	<1	>2
Nitriet (mg/l)	<0,1	>1	<0,1	>1	<0,1	>1	<0,1	>1	<0,1	>1
Nitraat mg/l)	<100	>200	<100	>200	<100	>200	<100	>200	<100	>200
Chloride (mg/l)	<250	>2000	<250	>2000	<250	>2000	<250	>2000	<200	>300
Natrium (mg/l)	<800	>1500	<400	>800	<400	>800	<400	>800	<100	>200(y) >400(o)
IJzer (mg/l)	<0,5	>10	<0,2	>0,5	<0,5	>10	<0,5	>10	<0,5	>2,5
Mangaan (mg/l)	<1	>2	<0,5	>1	<1	>2	<1	>2	<0,5	>1
Sulfaat (mg/l)	<100	>250	<100	>250	<100	>250	<100	>250	<100	>250
Hardheid (D°)	>4 & <15	>25	>4 & <15	>25	>4 & <15	>25	>4 & <15	>25	>4 & <15	>20
Gisten en schimmels		>10.000		>10.000		>10.000		>10.000		>10.000
E. Coli (kve/ml)	<10	>100	<1	>10	<10	>100	<10	>100	<1	>100
Totaal kiemgetal (kve/ml)	<10.000	>100.000	<1000	>10.000	<10.000	>100.000	<10.000	>100.000	Max 10.000	>10.000

Tabel B5.2 Overzicht van gepubliceerde advieswaarden voor veedrenking (De Wanckele, 2015). Voor de bronvermelding van 1 t/m 9: zie einde tabel.

Parameter	Bron									
	1	2	3		4	5	6	7	8	9
Fysisch onderzoek										
Kleur	Helder, kleurloos									
Geur	Geurloos									

Parameter	Bron										
	1	2	3		4	5	6	7	8	9	
Chemisch onderzoek											
pH	5,5-8,5	5-8,5		6,0-8,5	7,0-9,0	5,1-9,0			6,5-8,5		5,5-9,0
Zoutgehalte (ppm)	≤ 3000										
TDS (ppm)				≤ 2500	≤ 500	≤ 3000		≤ 3000			
TSS (ppm)			≤ 3000,0								
Geleidbaarheid (µS/cm)	≤ 2100				≤ 150						
Totale hardheid (°D)	≤ 20	≤ 20									
Sulfide (ppm)	0					≤ 0,1		≤ 1			
Sulfaat (ppm)	≤ 250	≤ 150		≤ 500	≤ 250	≤ 2000		≤ 1000	≤ 1000		≤ 1000
Chloride (ppm)	≤ 250	≤ 250		≤ 1500	≤ 250						
Nitraat (ppm)	≤ 200	≤ 100		≤ 200		≤ 100			≤ 100	≤ 100	≤ 500
Nitriet (ppm)	≤ 1,0	≤ 0,10				≤ 4,0			≤ 33	≤ 33	≤ 100
Calcium (ppm)	≤ 270			≤ 500	≤ 500	≤ 500					
Magnesium (ppm)	≤ 50			≤ 250	≤ 125	≤ 125		≤ 300			
Natrium (ppm)	≤ 400	≤ 800		≤ 1000	≤ 150						≤ 1000
IJzer (ppm)	≤ 2,5	≤ 0,5			≤ 0,3	≤ 0,3		≤ 0,3	≤ 2,0		

Parameter	Bron											
	1	2	3			4	5	6	7	8		9
Chemisch onderzoek												
Mangaan (ppm)	≤ 1,0	≤ 1,0				≤ 0,05	≤ 0,05		≤ 0,05			
Koper (ppm)			≤ 0,5		≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,0	≤ 1,0	≤ 1	≤ 1,0	≤ 0,05	
Zink (ppm)			≤ 25,0			≤ 25	≤ 5,0	≤ 25	≤ 5	≤ 25	≤ 25	
Seleen (ppm)			≤ 0,05				≤ 0,05	≤ 0,05	≤ 0,05	≤ 0,05		≤ 0,1
Molybdeen (ppm)									≤ 0,5			≤ 0,3
Arseen (ppm)			≤ 0,2	≤ 1		≤ 0,20	≤ 0,05	≤ 0,5		≤ 5,0	≤ 0,2	≤ 1
Lood (ppm)			≤ 0,1			≤ 0,10	≤ 0,015	≤ 0,1	≤ 0,015		≤ 0,1	
Fluoride (ppm)	≤ 2,0		≤ 2,0	≤ 1		≤ 2,4	≤ 2,0	≤ 2,0	≤ 2	≤ 0,5	≤ 2,0	≤ 2
Kobalt (ppm)			≤ 1,0				≤ 1,0	≤ 1,0	≤ 1	≤ 1,0	≤ 1,0	
Cadmium (ppm)			≤ 0,05	≤ 5		≤ 0,05	≤ 0,005	≤ 0,02	≤ 0,005	≤ 5,0	≤ 0,05	
Kwik (ppm)			≤ 0,01			≤ 0,01	≤ 0,01	≤ 0,003	≤ 0,003	≤ 0,001	≤ 0,01	
Aluminium (ppm)			≤ 5,0				≤ 0,5	≤ 5,0	≤ 0,5			
Chromium (ppm)			≤ 1,0				≤ 0,1	≤ 1,0	≤ 0,1	≤ 0,05	≤ 1,0	
Vanadium (ppm)			≤ 0,1				≤ 0,1	≤ 0,01	≤ 0,1	≤ 0,1	≤ 0,1	
Nikkel (ppm)			≤ 1,0				≤ 0,25		≤ 0,25		≤ 1,0	
Boor (ppm)			≤ 5,0				≤ 5,0		≤ 5			
Barium (ppm)						≤ 10			≤ 300	≤ 0,2		
Bicarbonaat (ppm)				≤ 500								
Ammonium (ppm)	≤ 10	≤ 2,0										
Fosfaat (ppm)	≤ 2,0											

Parameter	Bron									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Bacteriologisch onderzoek										
Totaal kiemgetal 22 °C (kve/ml)	< 100000	< 100000				≤ 10000				
Totaal kiemgetal 37 °C (kve/ml)	< 100000	< 100000				≤ 10000				
Coliformen (kve/ml)	< 100	< 100				≤ 0,15				
Fecale coliformen (kve/ml)						≤ 0,10				
E. coli (kve/ml)	< 100									
Intestinale enterococcen (kve/100 ml)	< 1					≤ 30				
Sulfietreducerende Clostridia (kve/20 ml)	< 1									
Clostridium perfringens (kve/100 ml)	< 1									

Bronnen:

1. Inagro, 2011; Dierengezondheidszorg Vlaanderen, 2014 – België.
2. Schothorst Feed Research B.V. (2006) – Nederland.
3. Beede, 2006 – USA.
4. Beede, 2006; Beede, 2012; Adams & Sharpe, 2014 – USA.
5. Linn & Raeth-Knight, 2002; Beede, 2006; Looper & Waldner, 2007 – USA.
6. Linn, 2008 – Canada.
7. Wright, 2012 - USA en Canada.
8. Bagley et al., 1997 – USA.
9. Lardy et al., 2008 – USA.

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag