



Handreiking Beoordelen Waterbodems

Methoden ter bepaling van de mate waarin het realiseren van kwaliteitsdoelen van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems

Datum 4 november 2010
Status Vastgesteld in DWO

Handreiking Beoordelen Waterbodems

Methoden ter bepaling van de mate waarin het realiseren van kwaliteitsdoelen van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems

Datum 4 november 2010
Status Vastgesteld in DWO

Auteurs:

J.A. Hin (Rijkswaterstaat Waterdienst)
L.A. Osté (Deltares)
C.A. Schmidt (Rijkswaterstaat Waterdienst)

Colofon

Uitgegeven door	Ministerie van Infrastructuur en Milieu - DG Water
Informatie	Ruud Teunissen
Telefoon	06-15369260
Uitgevoerd door	Deltares en Rijkswaterstaat Waterdienst
Datum	4 november 2010
Status	Vastgesteld in DWO

Managementsamenvatting

Kernboodschap

- Onder de Waterwet is het beheer voor waterbodems ingrijpend gewijzigd. De waterbodem wordt gezien als een integraal onderdeel van het watersysteem.
- De Handreiking beoordelen waterbodems is een technisch hulpmiddel om ten behoeve van de planvorming na te gaan of de waterbodem een belemmering vormt voor het halen van de kwaliteitsdoelen voor het watersysteem.
- De uitkomst van de beoordeling wordt gebruikt in het gebiedsproces bij het afwegen van de meest kosteneffectieve maatregelen om de doelen van het watersysteem te realiseren.
- Het gebruik van de Handreiking beoordelen waterbodems is niet verplicht.

Aanleiding

Op 22-12-2009 is de Waterwet in werking getreden, sindsdien is de saneringsparagraaf van de Wet bodembescherming niet meer van toepassing op waterbodems. De kwaliteit van de waterbodem is daarmee geen zelfstandig doel meer zoals onder de Wet bodembescherming. Het beheer van de waterbodem is nu gereguleerd vanuit het watersysteembeheer, waarbij de waterbodem gezien wordt als een integraal onderdeel van het watersysteem.

In de Invoeringswet Waterwet is aangekondigd dat een toetsingskader wordt ontwikkeld om vast te stellen of de waterbodem het bereiken van een bepaalde chemische en ecologische kwaliteit, als onderdeel van de totale gebiedskwaliteit (geformuleerde doelen in het gebiedsproces) in de weg staat. Met deze handreiking is invulling gegeven aan dit toetsingskader.

Uitwerking toetsingskader in handreiking

De handreiking is een technisch instrument om te beoordelen of en in welke mate, als gevolg van de aanwezigheid van milieuvreemde stoffen en nutriënten in de waterbodem, kwaliteitsdoelen voor het watersysteem niet worden bereikt. Hierbij gaat het om algemene milieukwaliteitseisen zoals de doelen van de Kaderrichtlijn Water en om kwaliteitsdoelen die voortkomen uit de gebruiksfuncties. De gebruiksfuncties worden toegekend in het Nationaal Waterplan, de regionale waterplannen en – voorzover de genoemde plannen dat toestaan – de beheerplannen van het Rijk en de waterschappen. Planprocessen waarin de waterbodem verder een rol kan spelen zijn planprocessen voor ruimtelijke ontwikkelingen, natuurbeheerplannen (Natura 2000-gebieden) en gemeentelijke waterplannen.

De handreiking is primair bedoeld voor de gebiedsprocessen in aanloop naar de tweede en volgende generatie(s) stroomgebiedbeheerplannen en de beheerplannen van de waterbeheerders. In het gebiedsproces vindt een afweging van mogelijke maatregelen plaats op (kosten)effectiviteit en maatschappelijke relevantie. Hierbij worden alle aspecten van het watersysteem in hun onderlinge samenhang beschouwd.

Er kunnen zich in het gebiedsproces drie situaties voordoen die aanleiding geven om de handreiking te gebruiken:

- Er is niet voldaan aan de chemische of ecologische doelen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) voor schoon en gezond oppervlaktewater, blijkend uit de monitoring die voor de Kaderrichtlijn Water plaatsvindt.
- Er is niet voldaan aan de kwaliteitsdoelen die gesteld worden aan oppervlaktewateren die geen deel uitmaken van een KRW-oppervlaktewaterlichaam (bijvoorbeeld vijvers, sloten, stadsgrachten).
- Er is niet voldaan aan de kwaliteitsdoelen of -normen die vanuit de gebruiksfuncties aan het oppervlaktewater worden gesteld.

De handreiking beoordelen waterbodems is een handreiking voor de planvorming. De handreiking is niet bedoeld en ook niet geschikt als toetsingskader bij de vergunningverlening voor ingrepen. Voor de vergunningverlening in zowel rijks- als regionale wateren zijn toetsingskaders waterkwaliteit ontwikkeld.

Opbouw van de handreiking

Bij het beoordelen van de waterbodem volgens de handreiking wordt gestart met het in beeld brengen van de kwaliteitsdoelen die voor dat watersysteem in het geding zijn. Vervolgens wordt bepaald voor welke doelen en normen de invloed van de waterbodem beoordeeld dient te worden. Hierbij gaat het om de chemische en ecologische doelen voor waterlichamen zoals geformuleerd in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009 en de MR Monitoring. Daarnaast kan het bijvoorbeeld gaan om normen voor producten uit de landbouw en visserij en om andere risicogrenswaarden voor de mens die voortkomen uit het gebruik van het oppervlaktewaterlichaam.

Voor de beoordeling wordt gebruik gemaakt van een verkennend onderzoek van de waterbodem. Via stroomschema's zijn de te doorlopen stappen helder in beeld gebracht. De beoordeling leidt tot een inschatting van de bijdrage van de waterbodem aan het niet realiseren van de kwaliteitsdoelen.

Er is gekozen voor zo eenvoudig mogelijke standaardmethodieken. De waterbeheerder of een ingenieurs- of adviesbureau kan de beoordeling van de waterbodem, met ondersteuning van een gecertificeerd laboratorium uitvoeren. Naast de standaardmethodieken worden in de handreiking voor specifieke situaties specialistische methoden genoemd, die door of onder begeleiding van kennisinstututen of andere specialisten kunnen worden uitgevoerd. Het gebruik van specialistische methoden wordt aanbevolen als sprake is van stoffen met onbekend of complex milieuchemisch gedrag, de beslissing over een ingreep in de waterbodem grote financiële consequenties heeft, of als er om andere redenen extra zekerheid over de effecten van de waterbodem gewenst is.

Uitvoerbaarheidstoets

Rijkswaterstaat en de Unie van Waterschappen hebben de handreiking getoetst op uitvoerbaarheid. Naar aanleiding daarvan is duidelijker gemaakt wanneer en hoe de handreiking moet worden gebruikt. De rol van de handreiking in het planvormingsproces, de wettelijke verplichtingen van de waterbeheerders en de afstemming met andere wet- en regelgeving (zoals Wbb en Bbk) zijn verduidelijkt. De handreiking beoordelen waterbodems is daarmee klaar voor ingebruikname.

Inhoud

1	Inleiding 11
1.1	Achtergrond 11
1.2	Functie van de handreiking 12
1.3	Vertrekpunten bij de beoordeling 13
1.4	Beperkingen in reikwijdte 15
1.4.1	Niet bedoeld voor nuttig toepassen baggerspecie 15
1.4.2	Niet bedoeld voor beoordelen ingrepen 15
1.4.3	Niet voor vergunningverlening 15
1.4.4	Geografische afbakening 16
1.4.5	Samenloop met verontreiniging aangrenzende landbodem 16
1.4.6	Verontreiniging door een calamiteit 16
1.5	Relatie met Besluit bodemkwaliteit 17
1.6	Schaalgrootte en resultaat beoordeling 18
1.7	Beoordelen oevergebieden 19
1.8	Standaardmethodieken en specialistische methoden 20
1.9	Aanwijzingen voor gebruik 20
1.9.1	Toelichting stroomschema's 20
1.9.2	Stroomschema beoordelen waterbodem volgens handreiking 21
1.9.3	De sedimentassistent: SEDIAS 25
1.9.4	Eisen aan de gebruiker 25
2	Bepalen nut en aard beoordeling waterbodem 27
2.1	Inleiding 27
2.2	Chemische normen Kaderrichtlijn Water 28
2.2.1	Richtwaarden voor milieuvreemde stoffen 28
2.2.2	Is waterbodem mogelijke oorzaak normoverschrijding? 30
2.2.3	Welke paragrafen uit deze handreiking volgen? 30
2.3	Ecologische doelen Kaderrichtlijn Water 31
2.3.1	Richtwaarden ecologie 31
2.3.2	Is waterbodem mogelijke oorzaak onvoldoende score op maatlat? 32
2.3.3	Welke paragrafen uit deze handreiking volgen? 36
2.4	Chemische normen overige oppervlaktewateren 36
2.5	Ecologische doelen overige oppervlaktewateren 37
2.6	Doelen voor grondwater 38
2.7	Gebruiksfuncties 39
2.7.1	Natuur 40
2.7.2	Drinkwater 42
2.7.3	Zwemwater 43
2.7.4	Schelpdierwater 44
2.7.5	Viswater 44
2.7.6	Beroeps- en sportvisserij 44
2.7.7	Recreatie 45
2.7.8	Water voor landbouw 45
2.7.9	Landbouw in oevergebieden 46

3	Methodieken vanuit vertrekpunt waterkwaliteit 47
3.1	Milieu kwaliteitsnormen voor opgeloste concentraties in oppervlaktewater 47
3.2	Milieu kwaliteitsnormen voor totale concentraties in oppervlaktewater 51
3.2.1	Stromende wateren 52
3.2.2	(Semi-)stagnante wateren 52
3.3	MTR voor oppervlaktewater en MTR voor zwevend stof 56
3.3.1	MTR voor zwevend stof 56
3.3.2	MTR voor oppervlaktewater 57
3.4	Biotanormen 60
3.5	Eutrofiëringnormen 62
3.6	Ecologische doelen macrofauna 66
3.7	Natuurdoelen 69
3.8	Normen ter bescherming van de mens 69
4	Methodieken vanuit vertrekpunt bodemkwaliteit 71
4.1	Milieu kwaliteitsnormen voor opgeloste concentraties in oppervlaktewater 71
4.2	Milieu kwaliteitsnormen voor totale concentraties in oppervlaktewater 76
4.2.1	Stromende wateren 77
4.2.2	Semi-stagnante wateren 77
4.3	MTR voor oppervlaktewater en MTR voor zwevend stof 84
4.3.1	MTR voor zwevend stof 84
4.3.2	MTR voor oppervlaktewater 86
4.4	Biotanormen 88
4.5	Eutrofiëringnormen 90
4.6	Ecologische doelen macrofauna 90
4.7	Natuurdoelen 93
4.8	Normen ter bescherming van de mens 94
4.8.1	De (Europese) wettelijke consumptienormen in visvlees 94
4.8.2	MTR _{humaan} via visconsumptie 96
4.8.3	MTR _{humaan} via oeverrecreatie 98
5	Methodieken voor oevergebieden 99
5.1	Natuurdoelen 99
5.1.1	Effecten op lagere organismen 99
5.1.2	Effecten op hogere organismen 100
5.2	Normen voor landbouwproducten 102
5.3	Normen ter bescherming van de mens 102
5.4	Doelen voor grondwater 103
	Literatuurlijst 105

Bijlage A Waterbodemrelevante stoffen 109

Bijlage B Waterbodemrelevante stoffen, stoffen relevant voor humane risico's en stoffen relevant voor doorvergiftiging naar hogere organismen 111

Bijlage C Interventiewaarden waterbodem 113

Bijlage D Referentiewaarden veedrinkwater 116

Bijlage E Vooronderzoek en verkennend onderzoek waterbodem 117

Bijlage F Bepaling van poriewaterconcentraties 120

Bijlage G Metingen indicatoren fosfaat nalevering 136

Bijlage H Screeningmodel nutriënten 138

Bijlage I Monitoring in oppervlaktewater 142

Bijlage J Beschrijving SEDIAS 144

Bijlage K Toelichting (ms)PAF 146

Bijlage L Begrippenlijst 148

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Onder de Waterwet wordt het beheer van de waterbodem gereguleerd vanuit het watersysteembeheer, waarbij de waterbodem gezien wordt als een integraal onderdeel van het watersysteem. Volgens hoofdstuk 5, paragraaf 3 van de Waterwet wordt voor de beoordeling van waterbodems het begrip gebiedskwaliteit gebruikt. Met het begrip gebiedskwaliteit wordt bedoeld op de gewenste gebruiksfuncties en doelen voor een gebied, die in het kader van een planproces voor het gebied (gebiedsproces) met de betrokkenen worden geformuleerd en vastgelegd in waterplannen. Gebiedskwaliteit voor het watersysteem heeft betrekking op veiligheid, waterkwantiteit en waterkwaliteit.

Voor de watersystemen worden gebruiksfuncties en doelen toegekend in het Nationaal Waterplan, de regionale waterplannen en – voor zover de genoemde plannen dat toestaan - de beheerplannen van het Rijk en de waterschappen. Planprocessen waarin de waterbodem verder een rol kan spelen zijn planprocessen voor ruimtelijke ontwikkelingen, voor de natuur in Natura 2000-gebieden en andere beschermde natuurgebieden (natuurbeheerplannen) en voor het gemeentelijk waterbeheer (gemeentelijk waterplan). De maatregelen die resulteren uit laatstgenoemde planprocessen vormen mede de input voor de waterplannen.

Door toetsing aan de normen voor de Kaderrichtlijn Water en de gebruiksfuncties bepaalt de waterbeheerder of het watersysteem 'op orde is', ofwel in goede toestand verkeert. Indien dat niet het geval is bepaalt de waterbeheerder, in samenwerking met de betrokken partijen in het gebiedsproces, welke factoren hierop van invloed zijn. Op basis daarvan vindt in het gebiedsproces een afweging van mogelijke maatregelen plaats op (kosten)effectiviteit en maatschappelijke relevantie. Hierbij worden alle aspecten van het watersysteem in hun onderlinge samenhang beschouwd. Als maatregelen om de gewenste doelen te bereiken technisch niet haalbaar of onevenredig kostbaar zijn, kan in het gebiedsproces worden besloten tot verkenning van de mogelijkheden tot aanpassing van de gebruiksfuncties, of tot uitstel of verlaging van het doel. De gebruiksfuncties en doelen en de uiteindelijke set maatregelen worden opgenomen in het water(beheer)plan.

Indien een watersysteem niet op orde is voor de kwaliteitsdoelen, worden in het kader van de planvorming de mogelijke oorzaken ervan in beeld gebracht. In de Invoeringswet Waterwet is aangekondigd dat een toetsingskader wordt ontwikkeld om vast te stellen of de waterbodem het bereiken van een bepaalde chemische en ecologische kwaliteit, als onderdeel van de totale gebiedskwaliteit, in de weg staat. Voorliggend document geeft, in de vorm van een handreiking, invulling aan dit toetsingskader.

1.2 Functie van de handreiking

Instrument voor waterbeheerder én andere betrokkenen in gebiedsproces

De Waterwet bevat geen directe wettelijke verplichting tot uitvoeren van onderzoek dan wel het nemen van maatregelen in de waterbodem. De wettelijke verplichtingen voor de waterbeheerder vanuit de Waterwet richten zich ten aanzien van waterbodems op het behalen van de kwaliteitsdoelen en -normen voor het watersysteem. De handreiking beperkt zich niet tot de wettelijke normen die zich richten tot de waterbeheerder, maar biedt ook de gelegenheid om voor de gebruiksfuncties de effecten van de waterbodem te onderzoeken op wettelijke normen en risicogrenswaarden die zich richten tot andere partijen. Op deze wijze biedt de handreiking ondersteuning bij de gebiedsprocessen in het waterbeheer.

Het ligt voor de hand dat de waterbeheerder zich bij het gebruik van de handreiking beperkt tot haar wettelijke taken. In §2.7 is een overzicht gegeven van de gebruiksfuncties die in de handreiking aan de orde komen en de verdeling van de wettelijke verantwoordelijkheden daarbij.

Technisch instrument voor bepalen effecten stoffen

De handreiking is een technisch instrument. Met de handreiking kan worden beoordeeld of en in welke mate, als gevolg van de aanwezigheid van milieuvreemde stoffen en nutriënten in de waterbodem, de kwaliteitsnormen niet worden bereikt. De handreiking bevat daartoe methoden waarmee de gehalten van stoffen in de waterbodem worden omgerekend naar effecten op de kwaliteitsnormen.

De handreiking beperkt zich dus tot de effecten van stoffen. De handreiking bevat geen methoden om de invloed van fysische factoren, zoals zuurstof, doorzicht, hydromorfologie en substraattype, op de doelen te bepalen.

Instrument voor de planvorming

De handreiking is een instrument voor de planvorming. In de planvorming kunnen drie situaties worden onderscheiden waarin er aanleiding is om de handreiking te gebruiken:

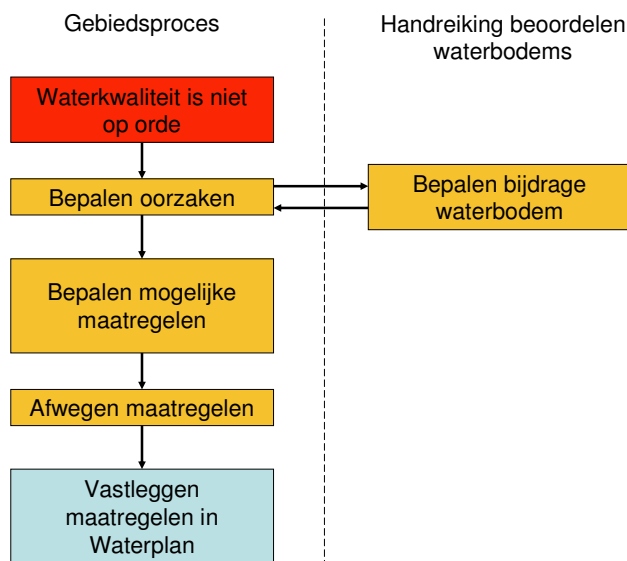
- Er is niet voldaan aan de chemische of ecologische doelen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) voor oppervlakte- of grondwater, blijkend uit de monitoring die voor de Kaderrichtlijn Water plaatsvindt.
- Er is niet voldaan aan de kwaliteitsdoelen die gesteld worden aan oppervlaktewateren die geen deel uitmaken van een KRW-oppervlaktewaterlichaam¹ (bijvoorbeeld vijvers, sloten, stadsgrachten).
- Er is niet voldaan aan de kwaliteitsdoelen of -normen die vanuit de gebruiksfuncties aan het oppervlaktewaterlichaam worden gesteld.

¹ De definitie van een oppervlaktewaterlichaam in de Waterwet wijkt af van de definitie in de Kaderrichtlijn Water (zie begrippenlijst, bijlage L). In dit document wordt met de term 'oppervlaktewaterlichaam' bedoeld op het begrip uit de Waterwet, tenzij expliciet vermeld is dat een KRW-(oppervlakte)waterlichaam is bedoeld.

De waterbeheerder kan het resultaat van het toepassen van de handreiking gebruiken om voor de tweede generatie (stroomgebied)beheerplannen (2016-2021) en daarop volgende generaties beheerplannen af te wegen of een maatregel voor de waterbodem wordt opgenomen in het maatregelenpakket (zie figuur 1.1). Deze afweging vindt plaats op (kosten)effectiviteit en maatschappelijke relevantie. Bij maatregelen kan het gaan om ingrepen in de waterbodem, maar ook (nader) onderzoek naar de effecten van de (water)bodem kan als maatregel in het beheerplan worden opgenomen.

Figuur 1.1

Rol handreiking in het waterbeheer



1.3 Vertrekpunten bij de beoordeling

In de handreiking worden voor het beoordelen van de bodem onder oppervlaktewater² twee vertrekpunten onderscheiden, het vertrekpunt waterkwaliteit en het vertrekpunt bodemkwaliteit (zie figuur 1.2).

Vertrekpunt waterkwaliteit

Dit is het algemene vertrekpunt van de handreiking. Dit vertrekpunt wordt gebruikt als bij de monitoring een normoverschrijding is geconstateerd.

Het vertrekpunt waterkwaliteit kan zowel voor wateren die onder de Kaderrichtlijn Water vallen (KRW-wateren) als voor overige wateren worden gebruikt.

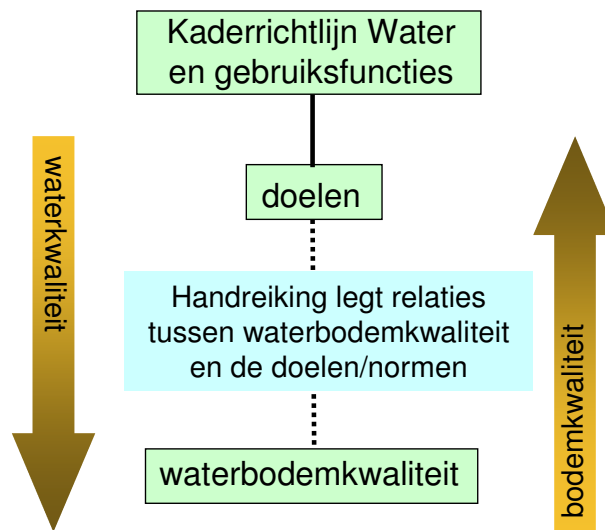
² Deze handreiking heeft betrekking op zowel de bodem onder oppervlaktewater als de oever. Met de term 'waterbodem' worden beide bedoeld.

Vertrekpunt bodemkwaliteit

Dit vertrekpunt kan worden gebruikt als in oppervlaktewateren geen monitoring plaatsvindt die gericht is op de ter plaatse geldende gebruiksfuncties en doelen voor het watersysteem. Hiervan kan sprake zijn in oppervlaktewateren die niet onder de Kaderrichtlijn Water vallen (overige wateren). Reden om de handreiking vanuit het vertrekpunt bodemkwaliteit te gebruiken is dat een bepaald doel mogelijk in het geding is én er een bekende waterbodemonverontreiniging aanwezig is.

Figuur 1.2

Vertrekpunten bij het onderzoek van de bodem volgens de handreiking: (1) de kwaliteitsdoelen of -normen zijn niet bereikt of (2) vermoeden dat kwaliteitsdoelen of -normen niet zijn bereikt en de bodem is verontreinigd.



Verschillen in werkwijze tussen beide vertrekpunten

De vertrekpunten waterkwaliteit en bodemkwaliteit vergen elk een andere werkwijze bij het beoordelen van de mate waarin de waterbodemon bijdraagt aan het niet bereiken van de gestelde doelen.

Bij het vertrekpunt waterkwaliteit wordt allereerst nagegaan of de waterbodemon potentieel mede de oorzaak kan zijn van het niet halen van de doelen of normen. Als dat het geval is, zijn de gegevens van een verkennend waterbodemononderzoek benodigd voor de verdere beoordeling. Deze waterbodemongegevens worden aangevuld met andere gegevens over kenmerken van de locatie om vast te stellen in welke mate de waterbodemon bijdraagt aan de geconstateerde normoverschrijding.

Vanuit het vertrekpunt bodemkwaliteit vormen de resultaten van een verkennend waterbodemononderzoek de basis voor de beoordeling. Met de handreiking wordt dan allereerst berekend of er in de lokale situatie sprake kan zijn van overschrijding van de normen. Indien dat het geval is, kan de waterbeheerder ervoor kiezen om dit te controleren door ter plaatse te gaan monitoren op de (potentieel) normoverschrijdende parameters. Evenals bij de beoordeling vanuit het vertrekpunt waterkwaliteit wordt berekend in welke mate de waterbodemon bijdraagt aan de geconstateerde normoverschrijding.

1.4 Beperkingen in reikwijdte

1.4.1 Niet bedoeld voor nuttig toepassen baggerspecie

Deze handreiking is bedoeld voor de planvorming en voor de liggende waterbodem. De handreiking is niet bedoeld voor het beoordelen van het verspreiden of toepassen van baggerspecie in het watersysteem, waarbij de baggerspecie opnieuw waterbodem wordt.

1.4.2 Niet bedoeld voor beoordelen ingrepen

De handreiking is niet bedoeld voor het afbakenen van een verontreiniging met als doel de begrenzing (in drie dimensies) te bepalen van een ingreep die wordt uitgevoerd vanwege een waterbodemverontreiniging.

Behalve vanwege een verontreiniging van de waterbodem, kan ook vanwege onderhoud van een watergang of bijvoorbeeld herinrichting van een gebied een (reeds gedimensioneerde) ingreep in de waterbodem gepland zijn. De "nieuwe waterbodem" die daarbij aan het oppervlak komt te liggen, kan ten opzichte van de liggende waterbodem een positieve of negatieve invloed hebben op het bereiken van de (gewenste) doelen en functies in het gebied. Een ingreep kan potentieel ook effect hebben op benedenstrooms gelegen wateren. Deze handreiking is niet ontwikkeld om mogelijke en reeds gedimensioneerde ingrepen in de waterbodem te beoordelen op effecten ten aanzien van de doelen en functies.

1.4.3 Niet voor vergunningverlening

Bij een ingreep vanwege een verontreiniging en bij een ingreep vanwege herinrichting kan wettelijk sprake zijn van aanleg van een waterstaatswerk. Indien de waterbeheerder de aanleg zelf uitvoert, dient hiervoor een projectplan te worden opgesteld. Bij aanleg door derden is de activiteit vergunningplichtig. Vanuit het projectplan en de vergunningplicht dient voor de Kaderrichtlijn Water met de toetsingskaders waterkwaliteit voor rijkswateren en voor regionale wateren (zie www.helpdeskwater.nl) – en dus niet met deze handreiking - getoetst te worden of een ingreep leidt tot achteruitgang in relatie tot de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water. Geadviseerd wordt om hiermee in de planvorming van ingrepen rekening te houden door onderzoek te doen naar de kwaliteit van de waterbodem die na de ingreep aan de oppervlakte komt te liggen.

De toetsingskaders waterkwaliteit voor de rijkswateren en voor de regionale wateren zijn ontwikkeld voor ingrepen in KRW-wateren. De toetsingskaders zijn niet van toepassing op maatregelen die als onderdeel van het beheerplan voor de KRW worden genomen en evenmin van toepassing op maatregelen ten behoeve van de gebruiksfuncties. Met nadruk wordt gesteld dat deze 'Handreiking beoordelen waterbodems' niet in deze leemtes voorziet. Deze handreiking is niet bedoeld voor en niet geschikt voor het beoordelen van de effecten van ingrepen in de waterbodem in verband met vergunningverlening.

1.4.4 Geografische afbakening

De handreiking heeft betrekking op de bodem en oever van oppervlaktewaterlichamen volgens de definitie van de Waterwet. Hierbij horen ook de waterbodems van oevergebieden zoals uiterwaarden, weerden, (delen van) beekdalen, gorzen, slikken en kwelders. Het begrip oppervlaktewaterlichaam (Waterwet-definitie) bevat naast bodem en oever ook een categorie 'drogere oevergebieden'. Drogere oevergebieden bestaan slechts voor zover zij uitdrukkelijk zijn aangewezen bij of krachtens het Waterbesluit of Waterregeling (zie www.waterwet.nl voor weergave van de gebieden op kaart) of een provinciale verordening (voor regionale wateren). Deze aangewezen gebieden blijven deel uitmaken van het oppervlaktewaterlichaam, maar vallen onder de systematiek van de Wet bodembescherming (Wbb). De handreiking is niet van toepassing op de drogere oevergebieden.

1.4.5 Samenloop met verontreiniging aangrenzende landbodem

De Wet bodembescherming (Wbb) onderscheidt gevallen van ernstige bodemverontreiniging voor landbodems. Een dergelijk geval van ernstige bodemverontreiniging kan zich uitstrekken over zowel een landbodem als een bodem of oever van een oppervlaktewaterlichaam. Indien spoedige sanering noodzakelijk is en de bron van de grensoverschrijdende verontreiniging gelegen is in het landbodemgedeelte, dan dient het gehele geval aangepakt te worden volgens de systematiek van de Wet bodembescherming (artikel 63c Wbb). Deze handreiking is in dat geval niet van toepassing.

Als de bron van de verontreiniging in het gedeelte van het oppervlaktewaterlichaam ligt maar zich tevens uitstrekt over de landbodem, dan valt de aanpak van de bodemverontreiniging onder de regelgeving van de Waterwet (artikel 5.17 Waterwet). Dit betekent dat voor de aanpak van het deel van de verontreiniging in de landbodem de saneringsparagraaf van de Wet bodembescherming dan niet van toepassing is.

1.4.6 Verontreiniging door een calamiteit

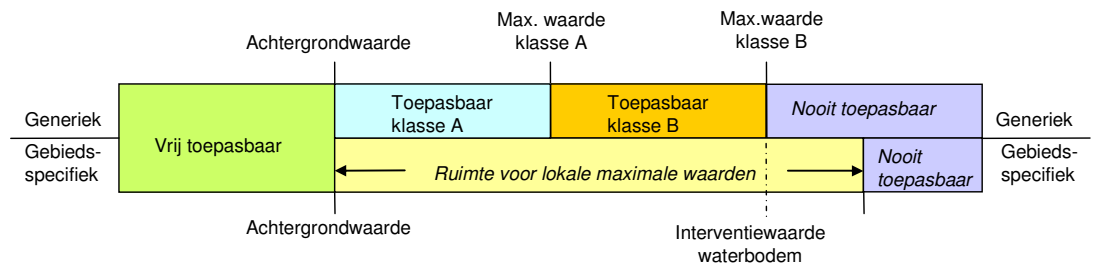
De handreiking is niet geschikt voor toepassing op situaties waarbij een verontreiniging van de waterbodem ontstaat of ontstaan is als gevolg van een calamiteit en waarbij snel handelen noodzakelijk is om verdere negatieve milieueffecten van de verontreiniging te voorkomen. Een beoordeling met de handreiking kost daarvoor teveel tijd. Indien de veroorzaker bekend is, kunnen verontreinigingen veroorzaakt door calamiteiten onder de Waterwet worden aangepakt vanuit de zorgplicht, voor andere gevallen is de regeling voor ongewone voorvallen van toepassing.

1.5 Relatie met Besluit bodemkwaliteit

Bij het overwegen van maatregelen ter verbetering van de waterbodemkwaliteit dient rekening te worden gehouden met de regelgeving voor het verspreiden en toepassen van baggerspecie in watersystemen. Deze regels zijn vastgelegd in het Besluit bodemkwaliteit. Het Besluit bodemkwaliteit kent een generiek en een gebiedsspecifiek kader. Het generieke kader stelt grenswaarden aan het toepassen en verspreiden van baggerspecie. Figuur 1.3 toont de grenswaarden voor het toepassen van baggerspecie. De waterbeheerder kan gebiedsspecifiek beleid vaststellen met daarin een 'lokale maximale waarde' voor het verspreiden of toepassen van baggerspecie die hoger of lager ligt dan de maximale waarde klasse B. Voorwaarde aan gebiedsspecifiek beleid is dat er op gebiedsniveau ten aanzien van de waterbodemkwaliteit minimaal sprake dient te zijn van stand still. Verder geldt ten aanzien van de maximale waarde voor verspreiden in zoet water dat deze niet boven de interventiewaarde mag liggen en in zout water dat de 'maximale waarde voor verspreiden in zout water' niet mag worden overschreden.

Figuur 1.3

Grenswaarden Besluit bodemkwaliteit bij toepassen grond en baggerspecie in het oppervlaktewater



Bij gebruik van de handreiking vanuit het vertrekpunt waterkwaliteit (zie §1.4) kan blijken dat de specifieke waterbodem ook beneden het niveau van:

- de maximale waarde voor toepassen (klasse A of B) of
- de maximale waarde voor verspreiden in zoet of zout water

een belemmering vormt voor de kwaliteitsdoelen van het watersysteem. Bij het afwegen van maatregelen moet de waterbeheerder in dat geval ook het lokaal aanscherpen van het beleid voor het verspreiden of toepassen van baggerspecie erin betrekken. De waterbeheerder kan gebiedsspecifiek beleid vaststellen met ten opzichte van het generieke kader aangescherpte zogenaamde 'lokale maximale waarden' voor het verspreiden of toepassen van baggerspecie. Overigens kunnen waterbeheerders op basis van de zorgplicht ook in beleidsregels 'maximale waarden' vastleggen, bijvoorbeeld ter voorkoming van het toepassen van nutriëntrijke (eutrofe) baggerspecie.

Omgekeerd kan uit het gebruik van de handreiking blijken dat het generieke beleid meer bescherming biedt dan op grond van de te realiseren doelen nodig is. Dit kan voor de waterbeheerder reden zijn om gebiedsspecifiek beleid vast te stellen met ruimere normen (lokale maximale waarden) voor het toepassen van baggerspecie dan in het generieke beleid.

1.6 Schaalgrootte en resultaat beoordeling

De grootte van het gebied waarop een onderzoek naar de effecten van de waterbodem wordt gedaan is afhankelijk van de doelen die worden beschouwd. De effecten van de waterbodem op de afzonderlijke doelen dienen elk op het daartoe geëigende schaalniveau te worden beoordeeld.

De handreiking geeft methodieken voor de beoordeling van gebieden waarbinnen de waterbodemkwaliteit min of meer gelijk is. Het onderzoeksgebied dient te worden opgesplitst in deelgebieden indien sprake is van:

- Verschillen in de waterbodemkwaliteit tussen delen van het onderzoeksgebied.
- Verschillen in eigenschappen van het watersysteem die van invloed zijn op de effecten van de waterbodem. Uit de methodieken die deze handreiking voor de beoordeling geeft kan worden afgeleid of er sprake is van relevante verschillende in eigenschappen.

De handreiking wordt gebruikt om elk afzonderlijk deelgebied te beoordelen. Het resultaat voor een deelgebied dient door de gebruiker van de handreiking te worden vertaald naar het schaalniveau waarop de beschouwde gebruiksfunctie of het beschouwde doel betrekking heeft. Hierbij kan het gaan om een waterlichaam, maar ook bijvoorbeeld om een gebied dat aangewezen is als natuurgebied, of waar gevist of gerecreëerd wordt.

Na vertaling naar het geëigende schaalniveau kan de waterbodem in het gebiedsproces als factor worden vergeleken met andere factoren die van invloed zijn op het bereiken van de betreffende doelen. Het resultaat van de beoordeling dient daarom zodanig te worden geïnterpreteerd en beschreven dat het in een planproces (gebiedsproces) met niet-waterbodemdeskundigen gebruikt kan worden bij het afwegen van maatregelen. In het waterbeheer, maar ook bijvoorbeeld het natuurbeheer, spelen gebiedsprocessen op verschillende schaalniveaus. In de plannen voor het waterbeheer worden de maatregelen die in de verschillende gebiedsprocessen en op verschillende schaalniveaus worden afgeleid, op elkaar afgestemd.

Om vergelijking met andere factoren in het gebiedsproces mogelijk te maken, dient bovendien het type informatie vanuit de verschillende factoren vergelijkbaar te worden gemaakt. Voor chemische doelen is er in deze handreiking daarom voor gekozen om de effecten van de waterbodem uit te drukken als bronsterkte ($g/m^2/jaar$). Om directe vergelijking met de norm mogelijk te maken is daarnaast aangegeven op welke wijze de bijdrage aan de normoverschrijding gekwantificeerd kan worden. Bij de berekende getallen voor de bronsterkte en de bijdrage aan normoverschrijding moet rekening worden gehouden met een onzekerheidsmarge. Voor de ecologische doelen (ecologische maatlaten) kan de invloed van de verschillende factoren, waaronder de waterbodem, moeilijker worden gekwantificeerd dan voor de chemische doelen. Daarom wordt met deze handreiking het effect van de verontreinigingen in de waterbodem op de maatlatscore geschat.

1.7 Beoordelen oevergebieden

Oevergebieden worden periodiek overstroomd en staan de rest van de tijd droog. Bij langere periodes van droogstand gedragen de stoffen zich anders dan in de gebieden die permanent onder water staan. Daarnaast zijn in de oevergebieden andere doelen aan de orde. De handreiking bevat daarom afzonderlijke methodieken voor oevergebieden.

Bij gebruik van de handreiking bepaalt de waterbeheerder de begrenzing tussen oever en bodem van een oppervlaktewaterlichaam op basis van de functies en doelen die in het gebied van toepassing zijn. Bij de functie natuur kunnen delen van het gebied het karakter van een oevergebied hebben (terrestrisch milieu), terwijl andere delen van het gebied vrijwel permanent onder water staan (aquatisch milieu). In dat geval dient de grens van het oevergebied te worden getrokken op basis van de aanwezige vegetatie.

Oevergebieden kunnen direct grenzen aan 'drogere oevergebieden' die als landbodems worden beoordeeld en waarop deze handreiking niet van toepassing is (zie §1.4.3). Landbodems worden beoordeeld volgens de Wbb systematiek, waarbij bepaald wordt of er sprake is van onaanvaardbare risico's voor de mens, het ecosysteem of verspreiding naar grond- of oppervlaktewater. Indien er sprake is van onaanvaardbare risico's bestaat een wettelijke verplichting tot spoedige sanering. Onder de Waterwet bestaan geen wettelijke criteria voor ingrepen in waterbodems, op basis van de effecten op de doelen voor het watersysteem wordt afgewogen of een maatregel kosteneffectief en maatschappelijk relevant is.

Aan beide zijden van de grens tussen oevergebied en 'droger oevergebied' kan een qua verontreiniging en overige eigenschappen vrijwel overeenkomende (water)bodem voorkomen. Uitgangspunt van het beleid is dat de systematieken van de Wbb en de handreiking in deze situatie tot goed vergelijkbare oordelen moeten leiden. In deze handreiking wordt voor de gebruiksfuncties in oevergebieden (natuur, landbouw en recreatie) technisch-inhoudelijk daarom zoveel mogelijk aangesloten bij de Wbb systematiek. Het verschil tussen de Wbb systematiek en de handreiking is dat de criteria van de Wbb, zoals criteria voor onaanvaardbare risico's, in oevergebieden niet gelden. De beoordeling voor de gebruiksfunctie natuur in de handreiking is afgeleid van de Wbb systematiek voor het bepalen van risico's van het ecosysteem, de beoordeling voor de gebruiksfuncties landbouw en recreatie is afgeleid van de Wbb systematiek voor het bepalen van risico's voor de mens. Bij de gebruiksfunctie recreatie kijkt de handreiking naar de blootstelling van de meest kwetsbare groep mensen, namelijk spelende kinderen. Voor het bepalen van effecten op het grondwater maakt de handreiking eveneens gebruik van de technisch-inhoudelijke aspecten van de Wbb systematiek.

In de oevergebieden vindt geen reguliere monitoring plaats op basis waarvan getoet kan worden aan de doelen en normen die samenhangen met de daar potentieel aanwezige gebruiksfuncties. Reden om de handreiking voor oevergebieden te gebruiken is dat het vermoeden bestaat dat de doelen voor een gebruiksfunctie niet zijn bereikt én dat er sprake is van een verontreinigde bodem.

1.8 Standaardmethodieken en specialistische methoden

De beoordeling van effecten van milieuvreemde stoffen en nutriënten in de waterbodem op diverse chemische en ecologische doelen voor het watersysteem is complex. In deze handreiking is gekozen voor standaardmethodieken waarin gebruik gemaakt wordt van zo eenvoudig mogelijke methoden en technieken. Doel van deze keuze is dat de waterbeheerder of een ingenieurs- of adviesbureau de beoordeling van de waterbodem, met ondersteuning van een gecertificeerd en erkend laboratorium, kan uitvoeren.

Naast de standaardmethodieken worden in deze handreiking voor specifieke situaties in omliggende tekstvakken bestaande specialistische methoden genoemd. De specialistische methoden zijn in deze handreiking niet uitgewerkt. In algemene zin wordt in de volgende gevallen het gebruik van specialistische methoden aanbevolen:

- als sprake is van stoffen met complex milieuchemisch gedrag (kwik, tributyltin, dioxines) of als in de rekenhulp bij de standaardmethodieken (SEDIAS, zie §1.9.3) geen gegevens zijn opgenomen over het milieuchemisch gedrag van de stof;
- op grote locaties waar de beslissing over een ingreep in de waterbodem grote financiële consequenties heeft;
- als om andere redenen extra zekerheid over de effecten van de waterbodem gewenst is.

Bij het gebruik van specialistische methoden is het raadzaam om de beoordeling te laten uitvoeren door een kennisinstituut of door een ervaren specialist van een ingenieurs- of adviesbureau met een daarmee vergelijkbaar kennisniveau. Geadviseerd wordt om daarnaast de kwaliteit te borgen door een (interne of externe) onafhankelijke deskundige die zowel het Plan van Aanpak als de rapportage (mee)beoordeelt.

In een technisch-inhoudelijk achtergronddocument bij deze handreiking (Osté *et al.*, in voorbereiding) worden de beschreven standaardmethodieken en de gemaakte keuzes ten aanzien van de standaardwaarden voor parameters en criteria onderbouwd. In het achtergronddocument wordt ook uitgebreider ingegaan op de beschikbare specialistische methoden.

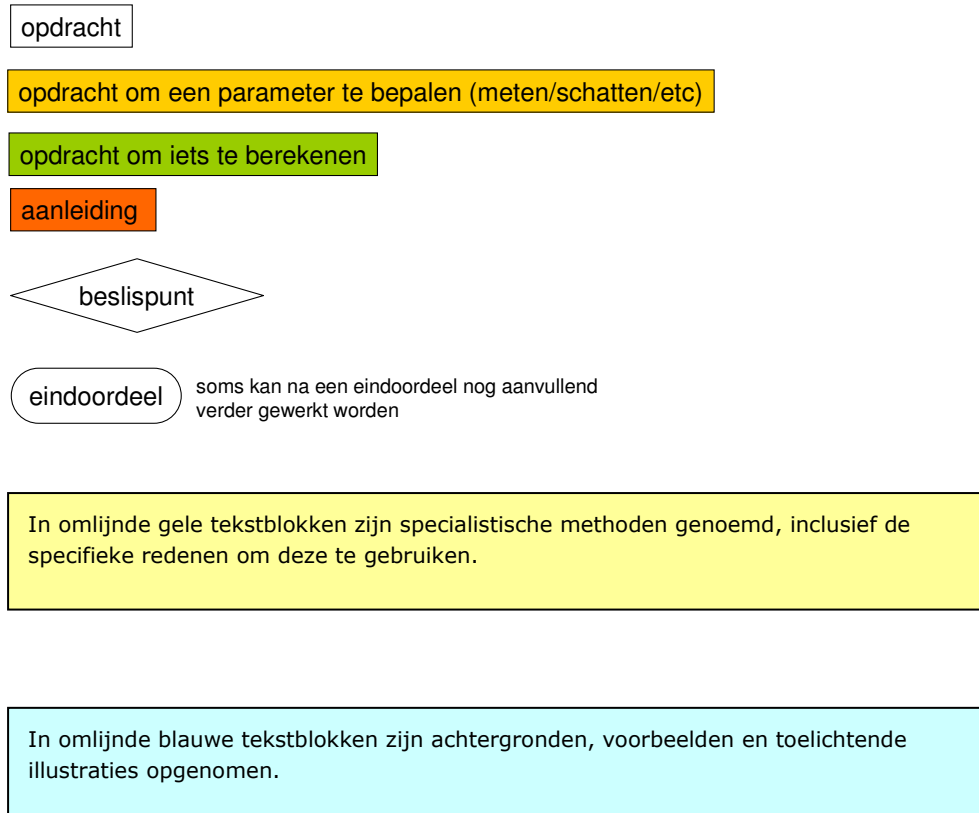
1.9 Aanwijzingen voor gebruik

1.9.1 Toelichting stroomschema's

In deze handreiking zijn ter verduidelijking stroomschema's gebruikt, waarin de vormen en kleuren zoals weergegeven in figuur 1.4 worden gebruikt.

Figuur 1.4

Toelichting van het gebruik van kleuren en figuren in de stroomschema's



1.9.2

Stroomschema beoordelen waterbodem volgens handreiking

Het gebruik van deze handreiking wordt stapsgewijs toegelicht aan de hand van figuur 1.5.

Normoverschrijding in waterkwaliteitsbeheer

Aanleiding voor gebruik van deze handreiking is dat een normoverschrijding in het waterkwaliteitsbeheer is geconstateerd of wordt vermoed (zie §1.3). Hierbij kan het gaan om wettelijke normen, maar ook om bijvoorbeeld risicogrenswaarden voor de mens.

Bij normoverschrijding zullen niet alleen de effecten van stoffen in de waterbodem worden onderzocht, maar ook andere mogelijke oorzaken. Lokale of bovenstrooms gelegen bronnen ('externe bronnen') kunnen ook (mede) de oorzaak zijn van de normoverschrijding. Tot de mogelijke oorzaken van het niet halen van ecologische doelen behoren daarnaast fysische factoren, zoals zuurstof, doorzicht, hydromorfologie en type substraat. Het onderzoek naar externe bronnen en naar fysische factoren valt buiten het kader van deze handreiking.

Zijn de externe bronnen en fysische factoren voldoende aangepakt?

Vaak is reeds bekend dat externe bronnen of fysische factoren een belangrijke oorzaak zijn van de normoverschrijding. Onderzoek naar en aanpak van deze externe bronnen en fysische factoren heeft dan meestal prioriteit boven het bepalen van de invloed van de waterbodem op de normoverschrijding. Een aanwijzing dat externe bronnen onvoldoende zijn aangepakt is bijvoorbeeld dat bovenstrooms voor dezelfde stof ook normoverschrijding is geconstateerd. In dat geval is een (lokale) ingreep in de waterbodem als maatregel niet effectief. Bovendien zou na de ingreep herverontreiniging tot op het niveau van vóór de ingreep kunnen plaatsvinden als de externe bronnen niet worden aangepakt.

Vindt in de komende planperiode onderhoud plaats?

Veel watergangen worden, voor de scheepvaart of de waterafvoer, op een bepaalde diepte gehouden door te baggeren. Omdat de liggende waterbodem verwijderd gaat worden, is het dan meestal niet zinvol om de waterbodem met de handreiking te onderzoeken. Een reden om in deze situatie de handreiking toch te gebruiken kan zijn dat de oorzaak van de normoverschrijding moet worden vastgesteld teneinde andere (onbekende) oorzaken uit te sluiten.

Indien bekend is dat de 'nieuwe' waterbodem na uitvoering van het baggerwerk een negatief effect heeft op de waterkwaliteit, kan worden overwogen om bij het geplande onderhoud met overdiepte te baggeren zodat de verontreinigde bodemlaag wordt verwijderd. Een aanwijzing dat de nieuwe waterbodem een ongewenst effect heeft op de oppervlaktewaterkwaliteit, zijn versterkte normoverschrijdingen bij de monitoring van het oppervlaktewater na uitvoering van eerder uitgevoerd onderhoudsbaggerwerk. Deze handreiking is niet ontwikkeld voor het voorspellen van de effecten van de 'nieuwe waterbodem'.

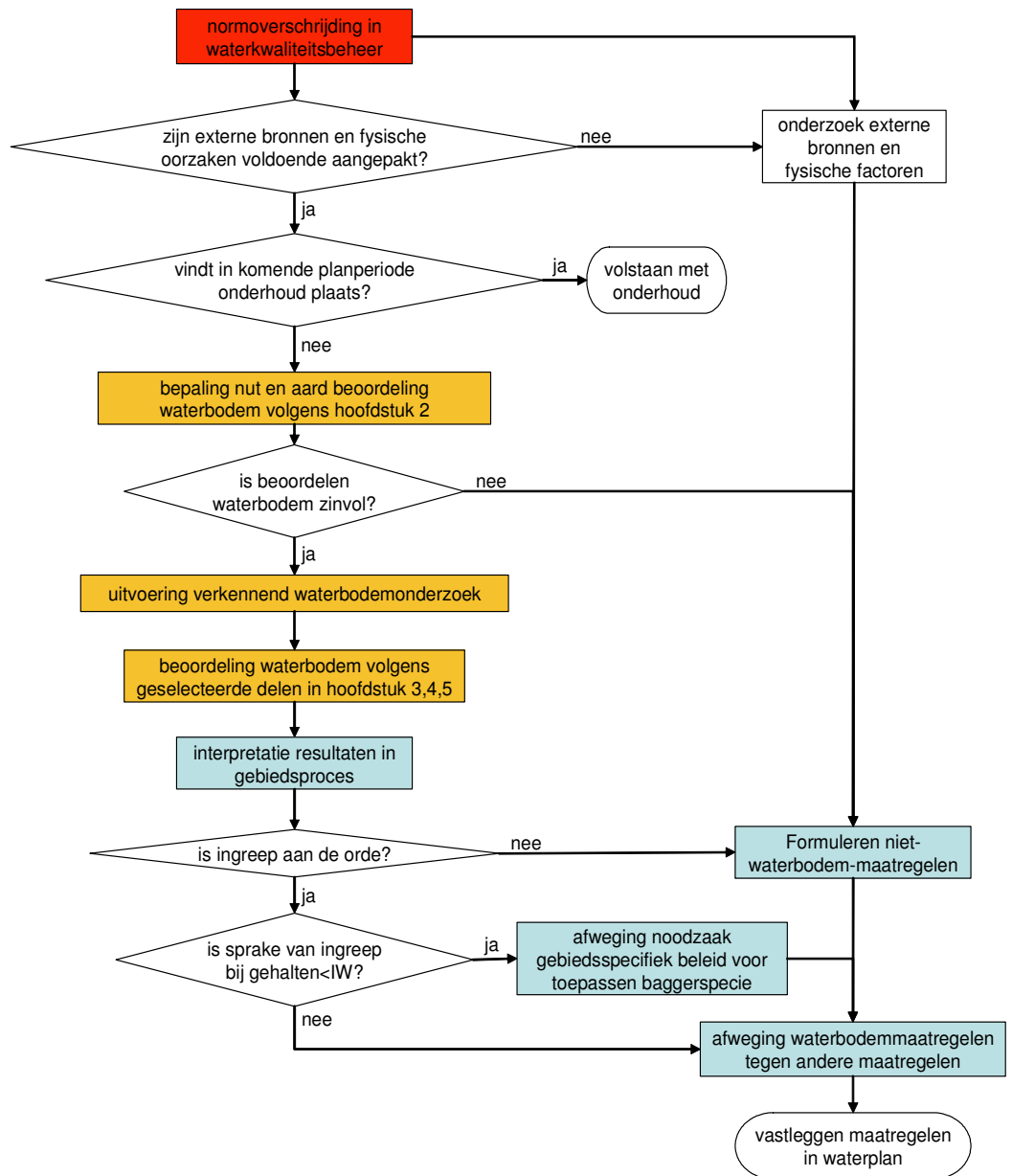
Bepaling nut en aard beoordeling waterbodem volgens hoofdstuk 2

Hoofdstuk 2 geeft een overzicht van de functies en doelen die beïnvloed kunnen worden door milieuvreemde stoffen of nutriënten in de waterbodem. De verantwoordelijke organisaties voor het bereiken van deze doelen zijn daarbij genoemd. Door hoofdstuk 2 te volgen wordt duidelijk óf er aanleiding is de waterbodem te beoordelen en zo ja, voor welke normen.

Een (vermoeden van) een normoverschrijding in een oppervlaktewaterlichaam betekent lang niet altijd dat er ook aanleiding is om de waterbodem te beoordelen. Niet alle chemische normen hebben immers betrekking op stoffen die zich aan sediment binden. Als ecologische doelen niet worden bereikt, zijn daarvoor meestal belangrijkere factoren aan te wijzen dan stoffen in de waterbodem.

Figuur 1.5

Toelichting rol handreiking bij de afweging of een ingreep in de waterbodembodem moet plaatsvinden. Uit de figuur blijkt het onderscheid tussen de rol van hoofdstuk 2 enerzijds en de rol van de hoofdstukken 3, 4 en 5 anderzijds.



Is beoordelen waterbodembodem zinvol?

Uit het doorlopen van hoofdstuk 2 is duidelijk geworden of er aanleiding is de waterbodembodem te beoordelen. Indien beoordelen zinvol is, wordt voor de beoordeling in hoofdstuk doorverwezen naar specifieke paragrafen uit hoofdstuk 3, 4 en 5.

Uitvoering verkennend waterbodemonderzoek

Voor de beoordeling van de effecten van de waterbodemonderzoek wordt gebruik gemaakt van actuele gegevens van een verkennend waterbodemonderzoek volgens NEN 5720 of een daarmee vergelijkbaar onderzoek (zie bijlage E). In het verkennend waterbodemonderzoek wordt de toplaag van de waterbodemonderzoek onderzocht. Als er onderzoek gewenst is naar de effecten op het grondwater, kan het nodig zijn om ook diepere verontreinigde lagen te onderzoeken. Bij onderzoek naar eutrofiëring als gevolg van de waterbodemonderzoek (§3.5) wordt het stoffenpakket aangevuld met totaal-fosfor (P), totaal-ijzer (Fe), totaal-zwavel (S) en totaal-aluminium (Al).

Onderdeel van een verkennend waterbodemonderzoek is het onderscheiden van de verdachte gebiedsdelen. De normoverschrijdingen in het waterkwaliteitsbeheer worden geconstateerd in (vaak grotere) waterlichamen of watersystemen. Het waterbodemonderzoek kan beperkt worden door de onverdachte gebiedsdelen niet of minder intensief te onderzoeken. Verder kan waterbodemonderzoek achterwege blijven in gebiedsdelen die, gezien het stromingspatroon, geen invloed kunnen hebben op de monitoringslocatie waar de normoverschrijding is geconstateerd.

Beoordeling waterbodemonderzoek volgens hoofdstuk 3, 4 en 5

Met de resultaten van het verkennend waterbodemonderzoek wordt de invloed van de waterbodemonderzoek op de relevant gebleken normoverschrijding beoordeeld. Hoofdstuk 3 bevat de methodieken vanuit het vertrekpunt waterkwaliteit, hoofdstuk 4 vanuit het vertrekpunt bodemkwaliteit. Hoofdstuk 5 bevat de methodieken voor oevergebieden.

Geadviseerd wordt om het eventuele onderzoek vanuit het vertrekpunt bodemkwaliteit alleen in te zetten als uit het verkennend waterbodemonderzoek is gebleken dat in de waterbodemonderzoek een interventiewaarde (of, bij gebiedsspecifiek beleid voor toepassen baggerspecie: lokale maximale waarde) wordt overschreden. De beoordeling wijst uit óf en in welke mate de waterbodemonderzoek een belemmering vormt voor het bereiken van de norm.

Interpretatie resultaten in gebiedsproces

De resultaten van het beoordelen van de waterbodemonderzoek worden ingebracht bij het gebiedsproces. In het gebiedsproces worden ook de andere factoren beschouwd die het halen van de norm voor het oppervlaktewaterlichaam belemmeren. Hieruit wordt duidelijk of met een ingreep in de waterbodemonderzoek het beoogde resultaat kan worden bereikt.

Is ingreep aan de orde?

De interpretatie leidt tot de beslissing of een ingreep in de waterbodemonderzoek als onderdeel van het maatregelenpakket in het beheerplan potentieel aan de orde is.

Is sprake van ingreep bij gehalten < IW?

Dit wordt beoordeeld op basis van de resultaten van het verkennend waterbodemonderzoek en de mogelijke dimensionering van de ingreep. Indien het generieke kader voor het toepassen van baggerspecie geldig is, mag – mits voldaan wordt aan de toepassingseisen van het Besluit bodemkwaliteit - baggerspecie met stofgehalten tot maximaal de interventiewaarde (maximale waarde klasse B) worden toegepast (§1.5). Als bij deze gehalten niet aan de normen voor het waterkwaliteitsbeheer kan worden voldaan, is er aanleiding om af te wegen of gebiedsspecifiek beleid voor het toepassen van baggerspecie ontwikkeld moet worden.

Afwegen ingreep waterbodem tegen andere maatregelen

De ingreep in de waterbodem wordt in het gebiedsproces op kosteneffectiviteit en maatschappelijke relevantie afgewogen tegen andere mogelijke maatregelen die getroffen kunnen worden. De resulterende maatregelen worden opgenomen in het waterplan.

1.9.3 *De sedimentassistent: SEDIAS*

In de handreiking zijn diverse formules gegeven waarmee de effecten van de waterbodem berekend kunnen worden. Om het rekenwerk met deze formules te vereenvoudigen is bij deze handreiking een applicatie geleverd, dat Sedimentassistent en kortweg 'SEDIAS' is genoemd. In bijlage J is SEDIAS nader toegelicht. Voor oevergebieden is een afzonderlijke applicatie, 'SEDIAS oevergebieden', ontwikkeld (zie www.sediasoever.nl). Deze applicatie maakt gebruik van dezelfde technisch-inhoudelijke basis als de webapplicatie 'sanscrit' (www.sanscrit.nl) voor de landbodem. In tegenstelling tot Sanscrit wordt met 'SEDIAS oevergebieden' niet getoetst aan de criteria van de Wet bodembescherming.

1.9.4 *Eisen aan de gebruiker*

Deze handreiking is bedoeld voor waterbeheerders en voor ingenieurs- of adviesbureaus. De handreiking en SEDIAS zijn zodanig opgezet dat deze voor een onderscheiden deelgebied op relatief eenvoudige wijze doorlopen kan worden door personen met kennis van het gedrag van stoffen in het milieu, ecologische kennis en algemene kennis over bodemverontreiniging en waterhuishouding. Bij gebruik van de handreiking is echter gedegen kennis van en ervaring met integraal water(kwaliteits)beheer vereist. Dit is nodig om:

- op basis van hoofdstuk 2 de juiste keuzes te kunnen maken voor de te onderzoeken aspecten, ofwel de te doorlopen paragrafen van hoofdstuk 3, 4 en 5.
- de resultaten van de beoordeling per deelgebied, waaronder de berekeningen met SEDIAS, te kunnen vertalen naar het schaalniveau van een KRW-waterlichaam of het schaalniveau dat belang is voor de gebruiksfunctie.
- de resultaten op zodanige wijze te kunnen beschrijven dat ze in een gebiedsproces met niet-waterbodemdeskundigen gebruikt kunnen worden voor het afwegen van maatregelen.

2 Bepalen nut en aard beoordeling waterbodem

2.1 Inleiding

Middels het doorlopen van dit hoofdstuk wordt nagegaan of het zinvol is om de effecten van de waterbodem te onderzoeken. Indien vanwege een bepaalde normoverschrijding onderzoek van de waterbodem zinvol is, wordt voor het uit te voeren onderzoek doorverwezen naar specifieke paragrafen in hoofdstuk 3, 4 en 5 van deze handreiking. Om deze specifieke paragrafen te doorlopen zijn de gegevens nodig van een verkennend waterbodemonderzoek (zie figuur 1.5).

Zoals beschreven in §1.2 zijn er drie situaties te onderscheiden die aanleiding kunnen geven deze handreiking te gebruiken:

- Er is niet voldaan aan de chemische of ecologische doelen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) voor oppervlakte- of grondwater.
- Er is niet voldaan aan de kwaliteitsdoelen die gesteld worden in overige wateren, d.w.z. wateren die geen deel uitmaken van een KRW-oppervlaktewaterlichaam.
- Er is niet voldaan aan de kwaliteitsdoelen of -normen die vanuit de gebruiksfuncties aan het oppervlaktewater worden gesteld.

Een overschrijding van een norm betekent niet dat direct gestart wordt met het doorrekenen van de effecten van de waterbodem op de betreffende norm volgens hoofdstuk 3, 4 of 5. Er is aanleiding om specifieke paragrafen in hoofdstuk 3, 4 of 5 te volgen indien:

- Er sprake is van een normoverschrijding waarvoor een structurele maatregel moet worden genomen én
- Een ingreep in de waterbodem potentieel één van de mogelijke structurele maatregelen is én
- De gebruiker van de handreiking verantwoordelijk is voor de te nemen maatregel.

Met dit hoofdstuk kan worden nagegaan:

- Wie verantwoordelijk is voor (het onderzoek naar) het treffen van maatregelen. De waterbeheerder is verantwoordelijk voor het bereiken van de chemische en ecologische (KRW-)doelen van het oppervlaktewater en voor diverse milieueisen bij gebruiksfuncties. Bij de gebruiksfuncties hebben daarnaast andere organisaties ook wettelijke verantwoordelijkheden. De beschrijving in deze handreiking beperkt zich tot het benoemen van de relevante wet- en regelgeving en tot de hoofdlijnen van de bijbehorende verantwoordelijkheden. In complexe situaties wordt aanbevolen om de betreffende wet- of regelgeving erop na te slaan.
- Of de normoverschrijding tot structurele maatregelen moet leiden. Bij bepaalde normoverschrijdingen kunnen gebruiksbeperkingen (zwemverbod, visverbod e.d.) worden opgelegd en is het niet noodzakelijk om daarnaast structurele maatregelen te nemen.
- Of de waterbodem potentieel (mede) oorzaak is van de normoverschrijding, zodat een ingreep in de waterbodem relevant kan bijdragen aan het oplossen van de normoverschrijding.

De beschrijving in dit hoofdstuk gaat uit van de doelen en normen waarvoor, als gevolg van nutriënten of milieuvreemde stoffen in de waterbodem, zich potentieel normoverschrijding kan voordoen:

- § 2.2 en 2.3: chemische normen en ecologische doelen Kaderrichtlijn Water
- § 2.4 en 2.5: chemische normen en ecologische doelen overige wateren
- § 2.6: doelen voor grondwater
- § 2.7: relevante doelen en normen bij gebruiksfuncties

2.2 Chemische normen Kaderrichtlijn Water

2.2.1 Richtwaarden voor milieuvreemde stoffen

Bij milieuvreemde stoffen gaat het in deze handreiking zowel om de prioritare stoffen (en overige stoffen met een EU-norm), als om de overige relevante stoffen vanuit de Kaderrichtlijn Water. Het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkmw, 2009) bevat de richtwaarden voor prioritare stoffen ter beoordeling van de chemische toestand van KRW-oppervlaktewaterlichamen. De Regeling monitoring kaderrichtlijn water (MR Monitoring) bevat de normen voor de overige relevante milieuvreemde stoffen ter beoordeling van de ecologische toestand (natuurlijke wateren) of het ecologisch potentieel (sterk veranderde en kunstmatige wateren) van KRW-oppervlaktewaterlichamen.

In het Bkmw 2009 en de MR Monitoring zijn als doelstelling voor milieuvreemde stoffen diverse typen normen gesteld (zie figuur 2.1):

- Milieukwaliteitsnormen (MKN). Dit zijn normen die zijn afgeleid volgens de eisen van de KRW (EU methode). Voor alle prioritare stoffen zijn door de EU milieukwaliteitsnormen afgeleid. Daarnaast heeft Nederland volgens de EU methode normen afgeleid voor een deel van de overige relevante stoffen voor de bepaling van de ecologische toestand. Bij de milieukwaliteitsnormen wordt onderscheid gemaakt tussen:
 1. MKN voor meting in oppervlaktewater en MKN voor meting in biota. Voor drie stoffen (kwik en zijn verbindingen, hexachloorbenzeen en hexachloorbutadiëen) zijn, behalve MKN voor meting in oppervlaktewater, ook MKN voor biota gesteld. Bij biota betreft het normen voor weefsel van prooidieren (nat gewicht), in het monitoringsprogramma dient te worden gekozen uit vissen, weekdieren, schaaldieren of andere biota. De waterbeheer mag kiezen voor meten in oppervlaktewater of in biota.
 2. Bij meting in oppervlaktewater wordt onderscheid gemaakt tussen MKN voor landoppervlaktewateren (rivieren, meren en de bijbehorende kunstmatige of sterk veranderde waterlichamen) en MKN voor andere oppervlaktewateren (kust- en overgangswateren). Verder wordt onderscheid gemaakt tussen jaargemiddelde-MKN (JG-MKN) en maximaal aanvaardbare concentraties (MAC-MKN).
 3. Bij meting in oppervlaktewater worden metalen gemeten als opgeloste concentratie (na filtratie over een 0,45 µm filter), meting van organische microverontreinigingen vindt plaats als totale concentratie.

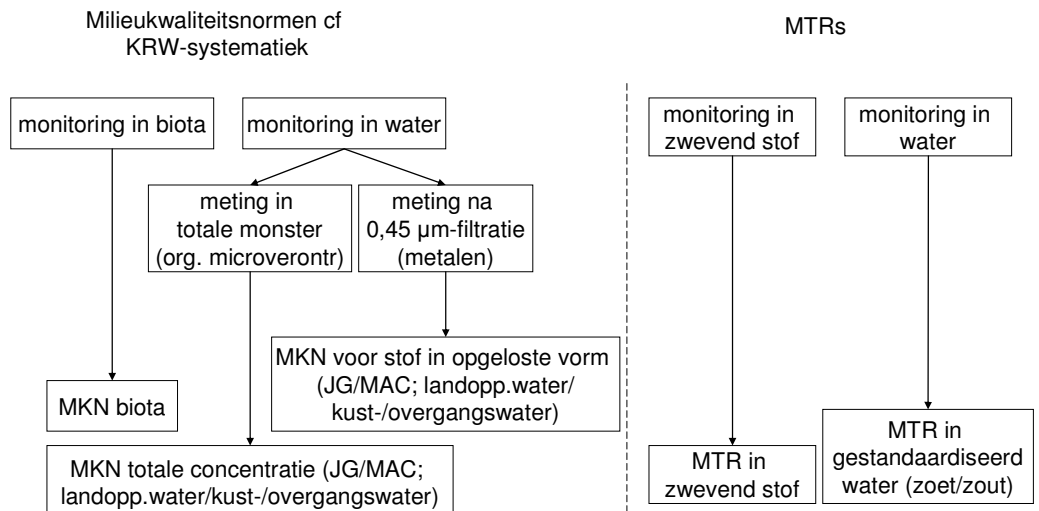
- MTR-waarden. Dit zijn normen in de MR monitoring voor stoffen waarvoor (vooral nog) geen milieukwaliteitsnormen zijn vastgesteld. De waarden zijn afgeleid volgens een Nederlandse methode. Sommige MTR-waarden gelden alleen voor zoete of alleen voor zoute wateren. Bij toetsing van de gemeten concentratie aan het MTR wordt eerst omgerekend naar 'gestandaardiseerd water', dat wil zeggen water met een zwevende stof concentratie van 30 mg/l en met een zwevende-stofsamenstelling van 20% organische stof en 40% lutum, voordat wordt vergeleken met de norm. De waterbeheerder kan er in het monitoringsprogramma voor kiezen om stoffen met een MTR te monitoren in zwevend stof en te toetsen aan een waarde voor zwevend stof die overeenkomt met het maximaal toelaatbaar risico (MTR) voor zwevend stof. Voor PCB's is in de MR monitoring een norm (MTR) voor zwevend stof opgenomen.

Een actueel overzicht van de normen is te vinden op de website van de Helpdeskwater:

http://apps.helpdeskwater.nl/normen_zoeksysteem/normen.php

Vanaf deze normensite kan een bestand worden gedownload met een selectie van de normen uit het Bkmw 2009 en de MR Monitoring.

Figuur 2.1
Typen normen voor milieuvreemde stoffen in oppervlaktewater.



Monitoring, toetsing en beoordeling chemie Kaderrichtlijn Water

Bij monitoring, toetsing en beoordeling van milieuvreemde stoffen in oppervlaktewater volgt de waterbeheerder de Instructie 'Richtlijn Monitoring oppervlaktewater en Protocol toetsen & beoordelen' (V&W, 2010). Monitoring vindt plaats op alle parameters uit het Bkwm 2009 en de MR Monitoring. Voor drie stoffen (methylkwik, hexachloorbenzeen en hexachloorbutadieën) zijn in het Bkwm 2009 normen in biota opgenomen. Nederland kiest er voornamelijk voor om voor de Kaderrichtlijn Water niet standaard te monitoren in biota, maar om gebruik te maken van de wettelijke mogelijkheid om de in biota genormeerde stoffen in water te meten en te toetsen aan een waarde voor de concentratie in water die hetzelfde beschermingsniveau biedt als de milieukwaliteitsnorm voor biota.

Met het Protocol toetsen en beoordelen wordt vastgesteld of er sprake is van overschrijding van de richtwaarden. Als één of meer prioritaire stoffen of overige stoffen met een EU-norm niet aan de richtwaarde voldoen, is de chemische toestand van het waterlichaam niet op orde. Een overschrijding van de richtwaarde voor een overig relevante stof betekent dat het tussenoordeel 'niet goed' is (zie figuur 2.2). Dit tussenoordeel wordt meegewogen bij de bepaling van de ecologische toestand of het ecologische potentieel.

Bij overschrijding van een richtwaarde kan de waterbeheerder de 'Instructie voor omgaan met normoverschrijdingen microverontreinigingen in oppervlaktewater' (Royal Haskoning, 2010) en bijbehorend achtergronddocument (Roex et al., 2009) gebruiken om via een tweedelijnsbeoordeling na te gaan of de stof in het oppervlaktewater daadwerkelijk negatieve effecten veroorzaakt die het treffen van maatregelen noodzakelijk maakt. Bij deze tweedelijnsbeoordeling wordt voor metalen rekening gehouden met natuurlijke achtergrondconcentraties en biologische beschikbaarheid van de stof.

2.2.2 Is waterbodem mogelijke oorzaak normoverschrijding?

Als in de monitoring een normoverschrijding is geconstateerd en ook de eventuele tweedelijnsbeoordeling (zie kader 'Monitoring, toetsing en beoordeling ecologie Kaderrichtlijn Water') heeft uitgewezen dat maatregelen nodig zijn, is dat aanleiding om na te gaan of de waterbodem (mede) de oorzaak is van de normoverschrijding.

Een deel van de stoffen die in oppervlaktewater worden gemeten betreft zeer mobiele stoffen die niet aan sediment binden. In de lijst met waterbodemrelevante stoffen (bijlage A) kan worden opgezocht of de stof waarvan de norm (mogelijk) wordt overschreden aan sediment bindt. Indien de stof die de richtwaarde in oppervlaktewater overschrijdt niet waterbodemrelevant is, kan de waterbodem niet de oorzaak zijn van de geconstateerde normoverschrijding en heeft verder onderzoek met deze handreiking geen zin.

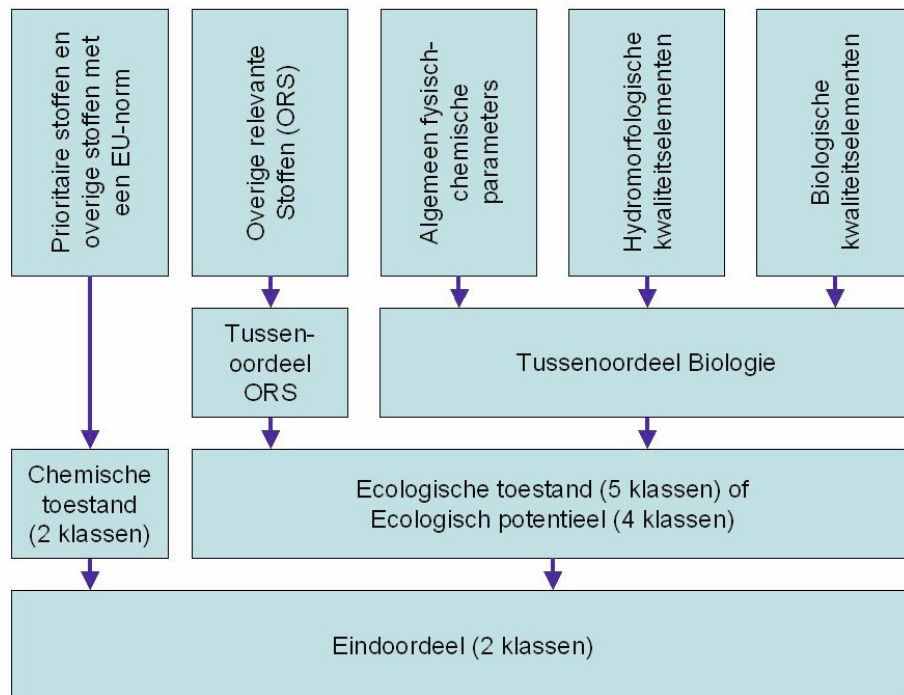
2.2.3 Welke paragrafen uit deze handreiking volgen?

Als een overschrijding van een richtwaarde voor een milieuvreemde stof aanleiding is voor onderzoek naar de invloed van de waterbodem daarop, worden de volgende paragrafen gebruikt om de bijdrage vanuit de waterbodem vast te stellen (zie figuur 2.1):

- §3.1 bij overschrijding MKN voor stof in opgeloste vorm
- §3.2 bij overschrijding MKN voor totale concentratie in oppervlaktewater
- §3.3 bij overschrijding MTR voor oppervlaktewater of MTR voor zwevend stof
- §3.4 bij overschrijding MKN voor biota³

Figuur 2.2

Schematische weergave beoordeling en toetsing chemie en ecologie onder Kaderrichtlijn Water.



2.3 Ecologische doelen Kaderrichtlijn Water

2.3.1 Richtwaarden ecologie

De ecologische toestand (natuurlijke wateren) of het ecologisch potentieel (sterk veranderde en kunstmatige wateren) wordt onder de Kaderrichtlijn Water – behalve op basis van de overige relevante stoffen (zie §2.2) beoordeeld op basis van de algemeen fysisch-chemische parameters (zuurstof, nutriënten, zoutgehalte, zuurgraad), hydromorfologische kwaliteitselementen en biologische kwaliteitselementen (zie figuur 2.2).

³ In afwijking van de algemene structuur van deze handreiking, dient bij overschrijding van een biotanorm niet meteen een verkennend waterbodemonderzoek te worden gestart, maar dient eerst §3.4 te worden gevolgd om te bepalen of waterbodemonderzoek zinvol is.

Monitoring, toetsing en beoordeling ecologie Kaderrichtlijn Water

Bij monitoring, toetsing en beoordeling volgt de waterbeheerder de Instructie 'Richtlijn Monitoring oppervlaktewater en Protocol toetsen & beoordelen' (V&W, 2010). Monitoring vindt, behalve op de overig relevante stoffen (§2.2), plaats op de algemeen fysisch-chemische parameters, de hydromorfologische parameters en de biologische kwaliteitselementen fytoplankton, overige waterflora (fytobenthos, macrofyten, angiospermen, macroalgen), macrofauna en vis.

Bij de toetsing worden tussenoordelen voor de overig relevante stoffen en voor de biologie afgeleid. Voor elk van de (deel)maatlatten voor de biologische kwaliteitselementen wordt de Ecologische Kwaliteitsratio (EKR) berekend. De EKR is een waarde op een schaal waarbij de waarde 1 de referentietoestand vertegenwoordigt. De referentietoestand is de hoogst mogelijke ecologische waarde voor natuurlijke wateren. Voor kunstmatige en sterk veranderde wateren geldt het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) als hoogst mogelijke waarde. Dit MEP wordt ook uitgedrukt in een EKR op de maatlat voor natuurlijke wateren. De scores voor de biologische kwaliteitselementen en biologie-ondersteunende parameters en het oordeel over de overig relevante stoffen worden geïntegreerd tot één oordeel over de ecologische toestand (natuurlijke wateren) of het ecologisch potentieel (sterk veranderde en kunstmatige wateren).

Als blijkt dat de ecologische toestand niet op orde is, dient de mogelijke oorzaak daarvan in beeld te worden gebracht. Vaak zijn verbeteringen in de ecologische toestand het beste te realiseren door aanpassingen aan de hydromorfologie (aanleg van vistrappen, inrichting van de oevers e.d.). Een ervaren ecooloog kan de 'Handreiking diagnostiek ecologische kwaliteit van watersystemen' (Royal Haskoning, 2007) (www.helpdeskwater.nl) gebruiken om te bepalen wat in de specifieke situatie belangrijke oorzaken kunnen zijn van te lage scores op de (deel)maatlatten. Een onderdeel daarvan is het maken van een inschatting of verontreinigingen (nutriënten, milieuvreemde stoffen) in de waterbodem potentieel (mede) de oorzaak zijn.

Voor het beoordelen van de ecologie wordt in de MR Monitoring verwezen naar de referenties en maatlatten voor natuurlijke oppervlaktewateren in het rapport "Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water" (STOWA, 2007; zie www.stowa.nl). Voor kunstmatige en voor sterk veranderde wateren wordt in het beheerplan voor de rijkswateren of het regionale plan een goed ecologisch potentieel (GEP) als doelstelling afgeleid van de GET. De maatlatten (Ecologische KwaliteitsRatio's = EKR) zijn onder de KRW per watertype geformuleerd. De algemeen fysisch-chemische kwaliteitselementen en de biologische kwaliteitselementen zijn ondersteunend voor de biologie. Er zijn voor elk watertype maatlatten geformuleerd voor vier biologische kwaliteitselementen (fytoplankton, overige waterflora, macrofauna en vis).

2.3.2

Is waterbodem mogelijke oorzaak onvoldoende score op maatlat?

Als bij de monitoring gebleken is dat de ecologische toestand of het ecologisch potentieel niet op orde is, dan is dat aanleiding om na te gaan of de waterbodem (mede) de oorzaak kan zijn. Effecten van nutriënten in de waterbodem kunnen tot uitdrukking komen in eutrofiëring van het watersysteem en daarmee op de maatlat voor fytoplankton. De ervaring leert dat het effect van toxische stoffen meer tot uiting komt in de soortenaantallen en -diversiteit van de macrofauna dan in die van de overige biologische kwaliteitselementen.

In deze handreiking is daarom alleen een methodiek uitgewerkt voor de bepaling van de invloed van de waterbodem op onvoldoende scores op de maatlatten voor fytoplankton en macrofauna.

Onvoldoende score op maatlat fytoplankton of overschrijding P-norm

Voor de eutrofiëringproblematiek gelden diverse normen. Het belangrijkste probleem van eutrofiëring is overmatige algen- en kroesgroei en de bloei van toxische blauwalgen. In KRW-wateren is de Ecologische KwaliteitsRatio (EKR) voor fytoplankton de eindnorm. Daarnaast gelden normen in water voor de biologie-ondersteunende parameters stikstof, fosfaat, doorzicht en zuurstofgehalte, die indicatief kunnen zijn voor (de gevoeligheid van het watersysteem voor) eutrofiëring. Normoverschrijding voor een ondersteunende parameter is formeel pas een probleem bij een onvoldoende score op de fytoplankton-maatlat. De eventuele invloed van de waterbodem komt vooral tot uitdrukking in totaal-fosfaat. Als dit gepaard gaat met een te lage maatlatscore voor fytoplankton, is er reden om de invloed van de waterbodem nader te beschouwen. Ook als de maatlatscore voor fytoplankton voldoende is, kan een overschrijding van de norm voor de ondersteunende parameter totaal-fosfaat voor de beheerder aanleiding zijn om de invloed van de waterbodem te onderzoeken. In deze paragraaf wordt de bepaling van de bijdrage van de waterbodem beschreven voor zowel overschrijding van P-normen als voor de constatering van ongewenste effecten door eutrofiëring.

Nalevering uit de waterbodem vooral gericht op P

De waterbodem bevat zowel stikstof als fosfaat die uiteindelijk in de waterfase terecht kan komen. Voor stikstof geldt dat de nalevering uit de waterbodem zich snel aanpast nadat de externe belasting hoger of lager wordt (één tot enkele jaren). Voor stikstof moet de focus dus vooral op het reduceren van de externe belasting liggen. Een ingreep in de waterbodem is voor stikstof geen efficiënte ingreep. Voor fosfaat kan dat wel het geval zijn.

Voor de beoordeling wordt figuur 2.3 doorlopen:

Zout of brak water?

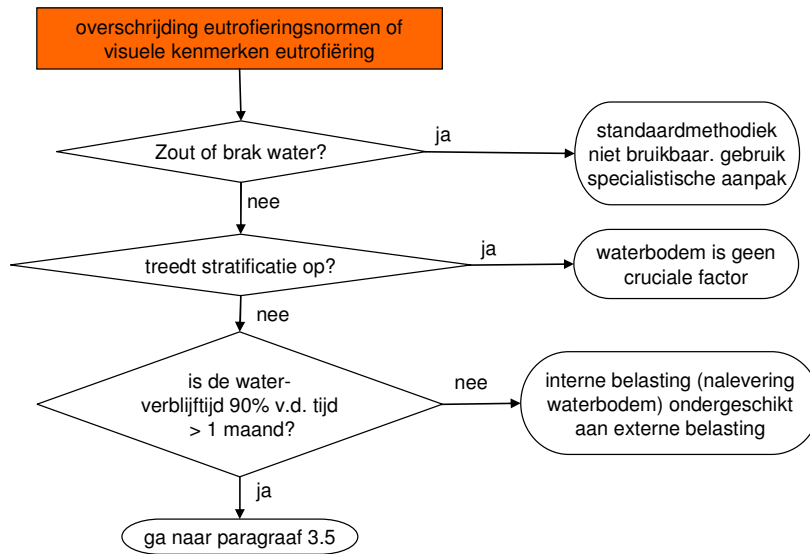
In brakke en zoute wateren zijn de eutrofiëringsproblemen meestal beperkt en niet gerelateerd aan de waterbodem ter plaatse. Als er toch een probleem is, wordt geadviseerd om specialistische methoden in te zetten.

Treedt stratificatie op?

In temperatuur-gestratificeerde systemen (diepe plassen) is er 's zomers weinig of geen uitwisseling tussen onder- en bovenlaag. In deze systemen kan wel blauwalgenbloei optreden, maar dit wordt meestal veroorzaakt door externe belasting door bijvoorbeeld vogels. Een maatregel in de waterbodem zal hier niet of nauwelijks een oplossing zijn voor het blauwalgenprobleem.

Figuur 2.3

Schema voor beoordeling of nutriënten in waterbodem potentieel verantwoordelijk kunnen zijn voor eutrofiëring.



Is de verblijftijd 90% van het jaar groter dan 1 maand?

In stromende wateren is eutrofiëring meestal geen probleem voor het systeem zelf. Ook voor traag stromende wateren, zoals kanalen, wordt gesteld dat de waterbodem lokaal niet kan leiden tot eutrofiëringproblemen. De externe belasting is in die gevallen de belangrijkste factor. Dit betekent dat, indien de waterverblijftijd gedurende 90% van het jaar minder is dan 1 maand, de bijdrage van de waterbodem ondergeschikt is aan de externe belasting.

De rol van de waterbodem in temperatuur-gestratificeerde systemen en bij kortere verblijftijden

Temperatuur-stratificatie

In diepe temperatuur-gestratificeerde systemen is er in het zomerhalfjaar een (zeer) geringe aanvoer van nutriënten van de onderlaag naar de bovenlaag. Voor geïsoleerde systemen is de belangrijkste periode voor de algengroei daarom het voorjaar wanneer de bovenlaag als gevolg van opmenging in de winter (relatief) nutriëntenrijk is. Hoge nutriëntenconcentraties in het voorjaar leiden tot relatief hogere concentraties in de zomer, maar doorslaggevend voor hoge concentraties in de zomer is de externe belasting. Algenbloei in het voorjaar heeft op zich weinig invloed op (hoge) bloei in de zomer. In doorstroomde systemen kan er in het zomerhalfjaar een zo grote hoeveelheid nutriënten in de bovenlaag worden aangevoerd dat ook in de zomer aanzienlijke algenbloei ontstaat. De conclusie is dat diepe gestratificeerde systemen zeker blauwalgenproblematiek kennen, maar dit wordt over het algemeen primair door externe belasting veroorzaakt. Indien de waterbeheerder voor een bepaald systeem toch veronderstelt dat de waterbodem problemen geeft, wordt geadviseerd specialistische methoden te gebruiken.

Verblijftijd

De nutriëntenconcentraties in de waterkolom worden bepaald door de interne en de externe belasting van het oppervlaktewater. In stromende wateren wordt de concentratie vooral bepaald door de aanvoer van water en nutriënten van bovenstrooms. De bijdrage van de waterbodem kan in vracht nog behoorlijk zijn, maar wordt meteen 'verdund' in het langsstromende water. Hoe langzamer het water gaat stromen hoe groter de bijdrage van de waterbodem kan zijn. Voor de standaardmethode in deze handreiking is een relatief lange verblijftijd als criterium gekozen. In de systemen met een kortere verblijftijd zal meestal de externe belasting de oorzaak zijn. Indien de waterbeheerder denkt dat de externe belasting niet de volledige verklaring voor de eutrofiëringsproblemen kan zijn, kan ook bij kortere verblijftijden de standaardmethodiek verder gevolgd worden. Er wordt wel geadviseerd om in dergelijke systemen aanvullend op deze handreiking meer specialistische methoden in te zetten.

Afwenteling vanuit wateren met korte verblijftijd

In wateren met een korte verblijftijd treden wellicht geen directe eutrofiëringseffecten op, maar deze wateren kunnen wel een bron zijn indien in benedenstroomse plassen problemen met eutrofiëring optreden (afwenteling). Vooral na reductie van externe bronnen kan de waterbodem gaan naleveren, waardoor de belasting op benedenstroomse plassen niet (voldoende) afneemt. In dergelijke gevallen gaat het om een relatief constante nalevering. Indien benedenstrooms eutrofiëringnormen (dreigen te) worden overschreden, kan dit aanleiding zijn om de bijdrage vanuit de waterbodem bovenstrooms te onderzoeken. Voor het bepalen van de bijdrage van N en P vanuit de waterbodem bovenstrooms, ligt het voor de hand om een inschatting te maken van de opgeloste concentraties en de zwevendstofgebonden concentraties die met de stroming worden meegevoerd (naar analogie van de rekenmethoden in § 3.1 en 3.2 van deze handreiking). Voor de opgeloste stoffen wordt een flux per m² per dag berekend op basis van advectiestroming en/of diffusie/dispersie. Voor nutriënten gebonden aan zwevend stof wordt de opwerveling berekend. Deze fluxen kunnen worden gebruikt om de N- en P-bijdrage uit de waterbodem te berekenen ten opzichte van het totaal.

Onvoldoende score op maatlat macrofauna

De maatlat voor macrofauna is meestal gebaseerd op de oeverzone⁴, omdat daar de biodiversiteit het grootst is. Er is echter geen onderzoek gedaan naar effecten van waterbodempluimverontreiniging in de oeverzone op deze maatlaten.

In het KRW-watertype zoetwatergetijdenrivier (R8) is voor de diepere onbegroeide gedeelten van het oppervlaktewater aangetoond dat er een relatie is tussen de verontreinigde waterbodem en de macrofaunasamenstelling (Peeters *et al.*, 2008). Van andere watertypen dan R8 zijn weinig onderzoeksgegevens bekend, maar het ligt voor de hand dat ook in andere watertypen met een belangrijk aandeel diepere onbegroeide waterbodems verontreinigingen van de waterbodem invloed hebben op macrofaunasamenstelling. Hierbij kan als grens tussen ondiepe en diepere oppervlaktewateren een waterdiepte van circa 1,5 m worden aangehouden.

Alleen voor het KRW-watertype R8 is een (concept)macrofauna maatlat afgeleid die mede gebaseerd is op de diepere gedeelten. Uit bovenstaande volgt dat een onvoldoende score op de betreffende macrofaunamaatlat (mede) het gevolg kan zijn van een verontreinigde waterbodem.

Bij een onvoldoende score op de maatlat voor de oeverzone dient allereerst te worden nagegaan of deze door fysische factoren kan worden verklaard. Hierbij kan de 'Handreiking diagnostiek ecologische kwaliteit van watersystemen' worden gebruikt (zie kader 'Monitoring, toetsing en beoordeling ecologie Kaderrichtlijn Water', pag. 32). Als de fysische factoren de onvoldoende score niet kunnen verklaren, is dit aanleiding om de potentiële effecten van de waterbodem te onderzoeken.

2.3.3 *Welke paragrafen uit deze handreiking volgen?*

Als uit de voorgaande subparagrafen is gebleken dat de waterbodem één van de oorzaken van een onvoldoende score op de biologische maatlaten kan zijn, worden de volgende paragrafen gevolgd om de invloed van de waterbodem nader te bepalen:

- §3.5 bij onvoldoende score op de maatlat voor fytoplankton
- §3.6 bij onvoldoende score op de maatlat voor macrofauna

2.4 **Chemische normen overige oppervlaktewateren**

Voor de oppervlaktewateren die niet tot een KRW-oppervlaktewaterlichaam behoren zijn in het Bkwm 2009 geen richtwaarden of indicatoren vastgesteld. In deze 'overige wateren' is monitoring op grond van de Kaderrichtlijn Water niet verplicht. De richtwaarden uit het Bkwm 2009 werken wel indirect door naar de overige wateren, omdat de waterkwaliteit in de overige wateren invloed kan hebben op de KRW-oppervlaktewateren. In het Nationaal Waterplan 2010-2015 is daarom gesteld dat de getalswaarden uit het Bkwm 2009 en de bijbehorende MR Monitoring kunnen worden gebruikt als vertrekpunt voor het maken van afwegingen.

⁴ Bij de oeverzone (zie begrippenlijst) gaat het om de zone die bij de biologische KRW-monitoring wordt onderzocht. Deze zone bevindt zich in rivieren en getijdewateren op de grens van de bodem van de 'bodem onder oppervlaktewater' en de 'oever' of het 'oevergebied'. Voor de beoordeling van de effecten van de waterbodem op de macrofauna in de oeverzone wordt in deze handreiking doorverwezen naar hoofdstuk 3 en niet naar hoofdstuk 5.

Indien sprake is van overschrijding van de genoemde getalswaarden, of deze overschrijding wordt vermoed omdat er sprake is van een bekende waterbodemerontreiniging, kan dit reden zijn om in overige wateren onderzoek te doen naar de effecten van een verontreinigde waterbodems. Deze handreiking biedt de mogelijkheid om de effecten te evalueren in relatie tot de normen uit het Bkmw 2009 en de MR Monitoring (NW4)⁵.

Indien in overige wateren monitoring van het oppervlaktewater heeft plaatsgevonden en bij deze monitoring normoverschrijding voor een waterbodemsrelevante stof (zie bijlage A) is geconstateerd, kunnen de volgende paragrafen uit voorliggende handreiking worden gevolgd:

- §3.1 bij overschrijding MKN voor stof in opgeloste vorm
- §3.2 bij overschrijding MKN voor totale concentraties
- §3.3 bij overschrijding MTR voor oppervlaktewater of MTR voor zwevend stof
- §3.4 bij overschrijding MKN voor biota

Als er in overige wateren geen of onvoldoende gegevens van monitoring beschikbaar zijn, maar wel sprake is van een verontreinigde waterbodems (zie §1.3), kunnen de volgende paragrafen vanuit het vertrekpunt bodemkwaliteit worden doorlopen:

- §4.1 voor invloed op MKN voor stof in opgeloste vorm
- §4.2 voor invloed op MKN voor totale concentraties
- §4.3 voor invloed op MTR voor oppervlaktewater of MTR voor zwevend stof
- §4.4 voor invloed op MKN voor biota

2.5 Ecologische doelen overige oppervlaktewateren

Bij de beoordeling van de ecologie van overige wateren kunnen waterbeheerders een eigen systematiek hanteren, bijvoorbeeld de Ecologische BEOordelingssystematieken (EBEO) van de STOWA (<http://themas.stowa.nl>). Effecten van de waterbodems komen potentieel tot uitdrukking in eutrofiëring of in de samenstelling van de macrofauna.

Eutrofiëring

Indien zich in overige wateren problemen voordoen die gerelateerd zijn aan eutrofiëring, zoals:

- hoge concentraties fytoplankton (chlorofyl-a), totaal-fosfaat, ortho-fosfaat, totaal-stikstof, DIN (nitraat + nitriet + ammonium) in het oppervlaktewater of
- visuele kenmerken van het oppervlaktewater (kroosdek, algenbloei, gering doorzicht)

kan hiervoor dezelfde route worden gevolgd als in KRW-wateren bij een onvoldoende score op de maatlat voor fytoplankton (zie §2.3.2 en figuur 2.3). Als daaruit blijkt dat de waterbodems potentieel bijdraagt aan de eutrofiëring, kan §3.5 worden gevolgd om het effect van de waterbodems te bepalen.

⁵ In deze handreiking kan met stoffen waarvoor niet-wettelijke MTR-waarden (o.a. de MTR-waarden uit de Vierde Nota Waterhuishouding) of ad-hoc MTR –waarden zijn afgeleid, op dezelfde wijze worden omgegaan als met de wettelijke MTR-waarden (uit de MR Monitoring)

Figuur 2.3 en (eventueel) §3.5 kunnen ook worden gevolgd als hoge nutriëntengehalten in de waterbodem zijn aangetroffen, maar er geen metingen zijn gedaan in het oppervlaktewater of (visuele) eutrofiëringkenmerken (algenbloei, kroosdek, gering doorzicht) zijn geconstateerd.

Samenstelling macrofauna

Een maatlat voor macrofauna is meestal gebaseerd op de oeverzone⁶, omdat daar de biodiversiteit het grootst is. In oeverzones is echter geen onderzoek gedaan naar de effecten van een verontreinigde waterbodem op de samenstelling van de macrofauna. Bij onderzoek van onbegroeide bodems in diepere oppervlaktewateren (>ca. 1,5 m diep) is wel een relatie aangetoond tussen de mate van bodemverontreiniging en de samenstelling van de macrofauna (Peeters *et al.*, 2008, zie ook §2.3.2).

Een onvoldoende score op een macrofaunamaatlat die gebaseerd is op de diepere gedeelten (waterdiepte > 1,5 m) van het oppervlaktewater kan (mede) het gevolg zijn van een verontreinigde waterbodem. Bij een onvoldoende score op een macrofaunamaatlat die gebaseerd is op de oeverzone, wordt aangeraden om eerst na te gaan of dit verklaard kan worden uit fysische factoren (zuurstof, doorzicht, hydromorfologie, type substraat). Als fysische factoren niet de verklaring vormen, wordt onderzoek naar de potentiële invloed van de waterbodem aanbevolen.

Bij een onvoldoende score op de macrofaunamaatlat kan §3.6 worden gevolgd om de potentiële invloed van de waterbodem in te schatten. Indien geen gegevens van de samenstelling van de macrofauna bekend zijn, maar wel bekend is dat de waterbodem verontreinigd is, kan §4.6 worden doorlopen om de potentiële effecten op de macrofauna te onderzoeken.

2.6 Doelen voor grondwater

De Kaderrichtlijn Water en de Grondwaterrichtlijn stellen eisen aan de kwaliteit van het grondwater. Het behalen van de doelstellingen van de KRW en GWR voor grondwaterlichamen is een verantwoordelijkheid van alle overheden. De provincies nemen doelen voor grondwaterlichamen op in de regionale waterplannen en monitoren de grondwaterlichamen. De provincies zijn daarmee primair verantwoordelijk voor de grondwaterkwaliteit en zij voeren er de regie over. Daarnaast zijn ook het rijk en het waterschap verplicht om maatregelen te nemen om de KRW-doelen te halen (inclusief de doelen voor grondwaterlichamen), voor zover die maatregelen tot hun taken behoren. Deze maatregelen kunnen zowel betrekking hebben op het voorkomen van verontreinigingen (lozingen) als op het aanpakken van reeds opgetreden verontreinigingen.

⁶ Bij de oeverzone (zie begrippenlijst) gaat het om de zone die bij de biologische monitoring wordt onderzocht. Deze oeverzone bevindt zich in rivieren en getijdewateren op de grens van de 'bodem onder oppervlaktewater' en de 'oever' of het 'oevergebied'. Voor de beoordeling van de effecten van de waterbodem op de macrofauna in de oeverzone wordt in deze handreiking doorverwezen naar hoofdstuk 3 en niet naar hoofdstuk 5.

In het verleden is gebleken dat de probleemstoffen in de waterbodem in de meeste gevallen immobiel zijn. Daardoor is de transportsnelheid dusdanig laag dat de verontreiniging van de waterbodem niet leidt tot overschrijding van de wettelijke kwaliteitseisen voor het grondwater, zelfs niet bij sterke grondwaterstroming onder invloed van grote stijghoogteverschillen.

Uitzondering op de regel zijn situaties waarin als gevolg van het (voormalige) gebruik van het watersysteem een (mobiele) grondwaterverontreiniging is ontstaan. Voorbeelden daarvan zijn verontreinigingen met minerale olie die zich op en rond terreinen van voormalige gasfabrieken en in overslaghavens voor kunnen doen. De vakinhoudelijke beoordeling van de effecten van dergelijke verontreinigingen op het grondwater wijkt niet af van de beoordeling in oevergebieden (zie hieronder). Vaak zal de situatie vragen om een locatiespecifieke beoordeling met grondwaterstromingsmodellen.

Samenloopgevallen met bron in waterbodem

De waterbeheerder is het wettelijk bevoegd gezag bij bodemverontreiniging met de bron in de waterbodem die de grens tussen land- en waterbodem overschrijdt. Een dergelijke bodemverontreiniging doet zich niet of slechts sporadisch voor. Voor de beoordeling van de effecten van de verontreiniging op het grondwater kan 'SEDIAS oevergebieden' worden gebruikt.

Oevergebieden

In oevergebieden kunnen bepaalde verontreinigingen afkomstig van puntbronnen leiden tot belasting van het (ondiepe) grondwater ter plaatse. Deze locaties kunnen worden beoordeeld met de vakinhoudelijke elementen van de systematiek van de Wbb voor landbodems, met dien verstande dat de criteria van de Wbb niet als wettelijke criteria gelden in de oevergebieden die onder de Waterwet vallen. In §5.4 wordt nader ingegaan op de methodiek voor oevergebieden.

2.7 Gebruiksfuncties

De gebruiksfuncties van oppervlaktewaterlichamen worden toegekend in het nationaal waterplan, de regionale waterplannen of het beheerplan van de waterbeheerder. Voor deze handreiking zijn de gebruiksfuncties van belang voorzover milieuvreemde stoffen of nutriënten in de waterbodem potentieel een belemmering vormen voor de doelen of normen die aan de functie worden gesteld.

Hieronder wordt voor de gebruiksfuncties ingegaan op de verantwoordelijkheden en andere overwegingen die meespelen bij de vraag of een ingreep in de waterbodem als structurele maatregel aan de orde kan zijn. Voorzover onderzoek naar de waterbodem gewenst is, wordt voor de beoordeling doorverwezen naar specifieke paragrafen van deze handreiking. In deze handreiking wordt onderscheid gemaakt tussen twee typen gebruiksfuncties:

Gebruiksfuncties met wettelijke normen die zich richten tot de waterbeheerder
De gebieden waar deze gebruiksfuncties gelden worden in de waterplannen als beschermde gebieden aangewezen.

Het betreft de volgende gebruiksfuncties:

- natuur
- drinkwater
- zwemwater
- schelpdierwater
- viswater

Voor de gebruiksfunctie natuur worden de doelen en maatregelen niet vastgesteld in de gebiedsprocessen voor de waterplannen, maar in de gebiedsprocessen voor de natuurbeheerplannen.

Gebruiksfuncties zonder wettelijke normen die zich richten tot de waterbeheerder
Hierbij gaat het om de volgende gebruiksfuncties:

- beroeps- en sportvisserij
- recreatie
- water voor landbouw
- landbouw (in oevergebieden)

Bij deze gebruiksfuncties gaat het om het feitelijke gebruik van de oppervlaktewaterlichamen. Voor de producten uit landbouw en visserij die op de markt worden verhandeld gelden op grond van de Warenwet wettelijke consumptienormen. Deze normen richten zich tot het bedrijf dat de producten op de markt brengt. Daarnaast bestaan er referentiewaarden en andere niet wettelijke normen die zich richten op de producent.

Bij recreatie kan de mens in direct contact komen met de verontreinigde waterbodem. Voor blootstelling van de mens aan (water)bodemverontreiniging zijn door het RIVM (niet-wettelijke) risicogrenswaarden afgeleid (MTR_{humaaan}).

De waterbeheerder heeft bij deze gebruiksfuncties geen onderzoeksverplichting of andere juridische verplichtingen. In het gebiedsproces voor het opstellen van een waterplan kan het echter wel wenselijk zijn dat de blootstellingsrisico's en de oorzaken daarvan in beeld worden gebracht, zodat dit meegewogen kan worden bij de beslissing over functietoekenning, gebruiksbepalingen of het nemen van andere maatregelen.

2.7.1

Natuur

Voor beschermde natuurgebieden (Natura 2000 of beschermd natuurgebied op grond van de Natuurbeschermingswet 1998) gelden wettelijke instandhoudingsdoelen. De natuurbeheerder is wettelijk verantwoordelijk voor het realiseren van de instandhoudingsdoelen en staat in eerste instantie aan de lat om maatregelen te treffen om deze doelen te halen. Deze maatregelen worden opgenomen in een beheerplan op grond van de Natuurbeschermingswet. In de waterplannen kan worden volstaan met een verwijzing naar die maatregelen.

In Natura2000-gebieden waar meerdere beheerders actief zijn, zoals in het rivierengebied, wordt één beheerder als voortouwnemer aangewezen om het beheerplanproces te trekken en stellen de beheerders gezamenlijk een afgestemd Natura2000 beheerplan vast. De beheerder die het grootste areaal heeft binnen het Natura 2000-gebied neemt hierin het voortouw.

In het kader van het beheerplanproces voor de natuur wordt geanalyseerd in hoeverre de instandhoudingsdoelen al bereikt zijn, wat de verwachtingen zijn voor de toekomst en wat er aan maatregelen nodig is om de doelstellingen te realiseren. In het natuurbeheerplan wordt vermeld of een bepaalde soort stabiel moet blijven of moet uitbreiden. De natuurbeheerder kan problemen constateren met het behouden of uitbreiden van specifieke doelsoorten die vanwege direct contact of voedsel afhankelijk zijn van een gezonde waterbodem die tot maatregelen ter verbetering nopen. Als het om problemen met natuur in oppervlaktewaterlichamen is de waterbeheerder meestal al vroegtijdig betrokken.

De waterbodem bevat in veel gevallen geen grote diversiteit aan soorten, maar kan wel specifieke soorten bevatten. Belangrijker is de rol die de waterbodem speelt via doorvergiftiging in de voedselketen. Als het vermoeden bestaat dat de verontreinigde waterbodem een mogelijke oorzaak van de problemen is, kan in het beheerplanproces voor de natuur worden afgesproken om de waterbodem te onderzoeken.

Milieuvreemde stoffen

Voor het bepalen van de effecten van milieuvreemde stoffen wordt onderscheid gemaakt tussen lagere en hogere organismen. Bij lagere organismen gaat het om soorten die in direct contact staan met de bodem. Bij de hogere organismen gaat het om vogels en zoogdieren. Daarnaast wordt onderscheid gemaakt tussen de oevergebieden (terrestrische organismen) en de overige delen van het watersysteem (aquatische organismen).

Bij effecten op lagere aquatische organismen gaat het vooral om effecten op de macrofauna. Om deze effecten te onderzoeken kan het spoor van de ecologie in KRW-wateren (§2.3.2) of overige wateren (§2.5) worden gevolgd.

Bij effecten op lagere terrestrische organismen gaat het om effecten op lagere natuurdoelsoorten zoals wormen, nematoden, springstaarten, kevers en duizendpoten. Als de instandhoudingsdoelen niet bereikt zijn en de bodem verontreinigd is, kan de invloed van stoffen in de waterbodem worden beoordeeld met §5.1.1.

Het bepalen van de effecten van milieuvreemde stoffen in de (water)bodem op de aquatische en terrestrische natuurdoelsoorten hoger in de voedselketen is complex. Het bepalen van effecten op hogere organismen kan alleen relevant zijn mits het gebied qua oppervlak een belangrijk deel uitmaakt van het foerageergebied van risicolopende Natura 2000 doelsoorten zoals bepaalde steltlopers, viseters of duikeenden. Indien de beschouwde locatie aanmerkelijk kleiner is dan het foerageergebied van de doelsoort die in onvoldoende aantallen voorkomt, kan de waterbodem hiervan niet de oorzaak zijn en heeft onderzoek met de handreiking geen zin.

Milieuvreemde waterbodemrelevante stoffen kunnen alleen bijdragen aan het effect op hogere organismen mits de stofeigenschappen leiden tot doorvergiftiging in de voedselketen. In bijlage B (tabel B.3) zijn de stoffen vermeld die tot doorvergiftiging kunnen leiden. Als de instandhoudingsdoelen niet bereikt zijn en de (water)bodem verontreinigd is, kan de invloed van stoffen in de waterbodem worden beoordeeld met §4.7 (aquatische organismen) of §5.1.2 (terrestrische organismen).

Nutriënten

Ook nutriënten in de waterbodem kunnen van invloed zijn op de natuurdoelen. Indien sprake is van eutrofiëring, kan §2.3.2 ('onvoldoende score op maatlat fytoplankton') met bijbehorende figuur 2.3 worden gevolgd. Als daaruit blijkt dat de waterbodem mogelijk (mede) de oorzaak is, kan §3.5 worden gevolgd om het effect van de waterbodem te bepalen.

2.7.2

Drinkwater

Voor de productie van drinkwater wordt water gebruikt dat direct gewonnen wordt uit het oppervlaktewater of uit het grondwater, of water dat via oeverinfiltratie gewonnen wordt uit het oppervlaktewater. Voor alle innamepunten ten behoeve van de drinkwatervoorziening worden gebiedsdossiers opgesteld en actueel gehouden. In de gebiedsdossiers worden onder meer de te bereiken beschermingsniveaus van het innamewater, de (potentiële) bedreigingen van de waterkwaliteit en de daartegen te treffen maatregelen geïdentificeerd. Het bepalen van de eventuele effecten van de waterbodem op het bereiken van de beschermingsniveaus kan dus onderdeel zijn van het opstellen van een gebiedsdossier. De gebiedsdossiers komen tot stand in een gezamenlijk proces waaraan de provincie, het drinkwaterbedrijf en andere betrokkenen deelnemen. Bij oppervlaktewaterwinningen en oevergrondwaterwinningen is de waterbeheerder deelnemer aan dit proces. Voor maatregelen die in in een gebiedsdossier worden voorgesteld, wordt door de verantwoordelijke overheid bepaald of deze worden opgenomen in het water(beheer)plan.

Oppervlaktewaterwinningen

De doelstellingen voor oppervlaktewater bestemd voor de bereiding van drinkwater zijn opgenomen in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkmw 2009). De waterbeheerder is verantwoordelijk voor het halen van deze doelstellingen. Voor directe winningen vanuit oppervlaktewater gelden ter plaatse van het innamepunt richtwaarden met betrekking tot oppervlaktewater dat gebruikt wordt voor de bereiding van voor menselijke consumptie bestemd water (bijlage III, tabel 1 in Bkmw 2009). Daarnaast dient het beleid van de waterbeheerder erop gericht te zijn om de waterkwaliteit te verbeteren tot de streefwaarden voor oppervlaktewater dat gebruikt wordt voor de bereiding van drinkwater (bijlage III, tabel 2 in Bkmw 2009). De richt- en streefwaarden gelden voor totale concentraties in water. De eventuele invloed van een verontreinigde waterbodem op dit innamewater kan worden beoordeeld volgens de methodieken in §3.2 en §4.2 van deze handreiking.

Oevergrondwaterwinningen

Voor oevergrondwaterwinningen zijn de richtwaarden uit het Bkmw 2009 niet van toepassing. De provincie is ervoor verantwoordelijk dat het grondwater voldoende schoon is voor de drinkwaterwinning. In het kader van de gebiedsdossiers worden per innamepunt de benodigde beschermingsniveaus en de potentiële bedreigingen bepaald. Een locatiespecifieke beoordeling van de invloed van verontreinigde waterbodems kan daarvan deel uitmaken, maar valt buiten de context van deze handreiking.

Overige grondwaterwinningen

Ook bij overige grondwaterwinningen is de provincie ervoor verantwoordelijk dat het grondwater voldoende schoon is voor de drinkwaterwinning. Bij deze grondwaterwinningen voor de bereiding van drinkwater (en industrieel proceswater) zijn effecten van een waterbodemverontreiniging onwaarschijnlijk (zie §2.6).

2.7.3

Zwemwater

De functie zwemwater wordt toegekend in de regionale waterplannen, het Nationaal Waterplan en het beheerplan voor de rijkswateren (BPRW). Voor de zwemwaterlocaties gelden op grond van de Wet hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Whvbz) wettelijke normen voor faecale bacteriën. De waterbeheerder is op de zwemwaterlocaties verantwoordelijk voor de monitoring en voor het halen van de normen. Bij overschrijding van de normen voor faecale bacteriën speelt de waterbodem vrijwel zeker geen rol, zodat onderzoek en maatregelen gericht op de waterbodem niet aan de orde zijn.

Op zwemwaterlocaties waar zich potentieel problemen met toxische blauwalgen (blauwalgenbloei, drijfblagen) kunnen voordoen, wordt ook gemonitord op deze blauwalgen. Voor blauwalgen bestaan geen wettelijke normen. In nationaal verband zijn tussen de betrokken overheden (Ministerie van VROM, provincies, waterbeheerders) wel afspraken gemaakt over de blauwalgenconcentraties waarboven de provincie de zwemmers waarschuwt voor blauwalgen in de vorm van een negatief zwemadvies.

Indien vaak een negatief zwemadvies moet worden afgegeven vanwege blauwalgen, kan dit aanleiding zijn om de oorzaak van de blauwalgenbloei te onderzoeken en structurele maatregelen ertegen te overwegen. Onderzoek naar en aanpak van blauwalgenbloei kan alleen op het schaalniveau van een waterlichaam of watersysteem plaatsvinden. Om te bepalen of de waterbodem op dat schaalniveau mogelijk mede debet is aan de blauwalgenbloei, kan voor zowel KRW-wateren als overige wateren in deze handreiking het eutrofiëringspoor worden gevolgd. Zie hiervoor §2.3.2 bij 'onvoldoende score op maatlat fytoplankton' (figuur 2.3).

Op zwemwaterlocaties gelden geen wettelijke normen voor milieuvreemde stoffen. Risico's van milieuvreemde stoffen zijn alleen in extreme verontreinigingsituaties mogelijk. Dergelijke situaties kunnen zich in de praktijk alleen bij calamiteiten voordoen, de handreiking is daarop niet van toepassing. De milieukwaliteitsnormen vanuit de KRW bieden onder normale omstandigheden voldoende bescherming. Voor de risico's die zwemmers lopen bij contact met een verontreinigde oeverzone, wordt verwezen naar de functie recreatie (§2.7.5).

2.7.4 *Schelpdierwater*

De Europese richtlijn voor schelpdierwater geeft regels voor de waterkwaliteit. De normen zijn afgestemd op het veilig kunnen eten van schelpdieren. De richtlijn voor schelpdierwater gaat in 2013 op in de Kaderrichtlijn Water, de bijbehorende normen blijven tot die tijd van kracht in het oude Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkmw oud) en richten zich tot de waterbeheerder. De verwachting is dat de waterkwaliteit na 2013 voldoende zal zijn om de aparte normen voor schelpdierwateren af te schaffen. Omdat deze handreiking gericht is op de tweede en volgende generaties stroomgebiedbeheerplannen is deze functie niet nader uitgewerkt.

2.7.5 *Viswater*

De Europese richtlijn voor viswater geeft regels voor de kwaliteit waar water bestemd voor karperachtigen en water bestemd voor zalmachtigen aan dient te voldoen. Deze richtlijn komt net als de richtlijn voor schelpdierwater in 2013 te vervallen. De bijbehorende normen blijven tot die tijd in stand in het oude Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkmw oud) en richten zich tot de waterbeheerder. De verwachting is dat de waterkwaliteit na 2013 voldoende zal zijn om ook de aparte normen voor viswater af te schaffen. Omdat deze handreiking gericht is op de tweede en volgende generaties stroomgebiedbeheerplannen is deze functie niet nader uitgewerkt.

2.7.6 *Beroeps- en sportvisserij*

Als een oppervlaktewaterlichaam met verontreinigde waterbodem gebruikt wordt voor beroeps- of sportvisserij, bestaat het risico dat de gevangen vis hoge gehalten van deze verontreinigingen bevat. Er bestaan consumptienormen voor visvlees, die zich richten tot degene die het visvlees op de markt brengt.

Bij de monitoring in vis op grond van de Warenwet, die door Imares in opdracht van LNV wordt uitgevoerd, kan blijken dat het visvlees gehalten bevat die niet voldoen aan de wettelijke (Europese) consumptienormen. Ook monitoringsgegevens van sportvisverenigingen kunnen aanleiding zijn om de oorzaken van te hoge gehalten aan stoffen in vis te onderzoeken. Er zijn Europese consumptienormen vastgesteld in visproducten voor cadmium, kwik, lood, benzo(a)pyreen en dioxineachtige stoffen zoals dioxines, furanen en dioxineachtige PCB's (zie bijlage B). De meest waarschijnlijke normoverschrijding die zich in Nederland kan voordoen betreft overschrijding van dioxineachtige stoffen (TEQ) in aal. Met name in de grote rivieren voldoet veel aal niet aan de consumptienorm. Voor kwik liggen de gehalten in het algemeen onder de norm. Voor benzo(a)pyreen (een PAK) geldt dat vis de stof kan metaboliseren tot niet-toxische verbindingen. Deze stof vormt daardoor nauwelijks een probleem voor de consumptie.

Voor PAK's, lood en cadmium zijn weinig metingen beschikbaar. In 2007 zijn deze stoffen in het kader van monitoring sportvisserij wel gemeten (Van der Lee *et al.*, 2009). De hoogste waarden gemeten in aal voor cadmium en lood zijn respectievelijk 0,086 en <0,05 mg/kg vers product. Dat ligt onder de norm, maar voor waterbodems met hoge cadmiumgehalten is overschrijding van de norm (0,1 mg/kg vers product) denkbaar. De normen voor deze stoffen zijn vermeld in bijlage B.

Relatie PCB's en dioxines

Dioxineachtige stoffen worden meestal niet gemeten, maar het is bekend dat voor diffuus verontreinigde gebieden in Nederland voor aal een relatie kan worden afgeleid tussen de gehalten PCB153 en dioxines (uitgedrukt in Toxische EQUIvalenten: TEQ). Deze relatie laat zien dat bij overschrijding van de interventiewaarde voor PCB's vrijwel zeker TEQ-gehalten in aal worden geconstateerd die de consumptienorm overschrijden.

Bij normoverschrijding in vis voor met name dioxineachtige stoffen (TEQ) en cadmium kan §3.8 worden gevolgd om de invloed van de waterbodem daarop te onderzoeken. Daarnaast kan er, indien sprake is van locaties of parameters waarop niet wordt gemonitord, sprake zijn van zorgen bij de beroeps- of sportvisserij over de invloed van een met dioxineachtige stoffen, cadmium of lood verontreinigde waterbodem. In dat geval kan §4.8 worden gevolgd om vast te stellen of de waterbodem tot normoverschrijding in vis leidt. Betreffende paragraaf bevat ook een methodiek om in te schatten of bij consumptie van vis uit eigen vangst (sportvisserij) het maximaal toelaatbaar risico voor de mens (MTR_{humaaan}) wordt overschreden.

2.7.7

Recreatie

Het betreft hier activiteiten zoals oeverrecreatie, pleziervaart en watersport. Met name bij oeverrecreatie, inclusief zwemmen in de oeverzone, kan de mens worden blootgesteld aan verontreinigingen. Aanleiding om in een dergelijk geval onderzoek te doen is dat sprake is van een (vermoeden van een) verontreinigde waterbodem of oever. In bijlage B is een tabel opgenomen waarin de stoffen zijn vermeld die bij recreatie op een verontreinigde bodem of oever potentieel tot risico's voor de mens kunnen leiden. In §4.8 is de methodiek beschreven om te beoordelen of een verontreinigde waterbodem tot overschrijding leidt van het maximaal toelaatbaar risico voor de recreant (MTR_{humaaan}), §5.3 bevat de methodiek voor beoordeling van een verontreinigd oevergebied.

2.7.8

Water voor landbouw

Het oppervlaktewater kan worden gebruikt om de landbouw van voldoende water te voorzien. Dit water wordt toegepast voor beregening of veedrenking. Voor de kwaliteit van veedrinkwater zijn voor diverse metalen referentiewaarden afgeleid voor de totale concentraties (zie bijlage D). Deze referentiewaarden worden gebruikt door de Gezondheidsdienst voor Dieren, richten zich tot landbouwbedrijven en hebben geen wettelijke status. Bij overschrijding ervan wordt het landbouwbedrijf aangeraden om geen oppervlaktewater voor veedrenking te gebruiken. Voor landbouworganisaties kan het overschrijden van de referentiewaarden aanleiding zijn om dit feit aan te kaarten in een gebiedsproces voor het waterbeheer. Bij een onderzoek naar de oorzaak van de hoge concentraties kan de invloed van de waterbodem worden betrokken. Hierbij moet worden opgemerkt dat alle referentiewaarden voor metalen hoger liggen dan de milieukwaliteitsnormen uit Bkmw 2009 en MR Monitoring. In KRW wateren is er dus geen reden tot het doen van extra waterbodemonderzoek of het nemen van extra maatregelen vanwege de kwaliteit van het water dat voor de landbouw wordt gebruikt.

Bij overschrijding van een referentiewaarde kan §3.2 uit deze handreiking worden gevolgd om de invloed van de waterbodem daarop te bepalen. De effecten van een bekende waterbodemonverontreiniging in relatie tot de referentiewaarden kunnen worden bepaald met de systematiek beschreven in §4.2.

2.7.9

Landbouw in oeversgebieden

Veel oeversgebieden, zoals de uiterwaarden en weerden langs de grote rivieren, worden gebruikt voor de landbouw. Landbouwproducten die voor consumptie op de markt worden gebracht dienen te voldoen aan de eisen van de Warenwet.

Indien een overschrijding van de normen in landbouwproducten wordt geconstateerd kan de bodem daarbij een belangrijke factor zijn. Op basis van de kwaliteitseisen voor landbouwproducten zijn LAC-waarden (LAC=Landbouw Advies Commissie) voor de bodem afgeleid. Hierbij is onderscheid gemaakt naar bodemtype en teelt. Deze LAC-waarden zijn opgenomen in het Alterra-rapport 'Onderbouwing LAC-2006 waarden en overzicht van bodem-plant relaties ten behoeve van de Risicotoolbox' (Römkens *et al*, 2007), digitaal beschikbaar op www.alterra.wur.nl.

Voor het vergelijken met de LAC-waarden dient het gehalte in de bodem te worden omgerekend naar een waarde voor de standaardbodem. In §5.2 wordt ingegaan op de beoordeling van overschrijdingen van deze waarde.

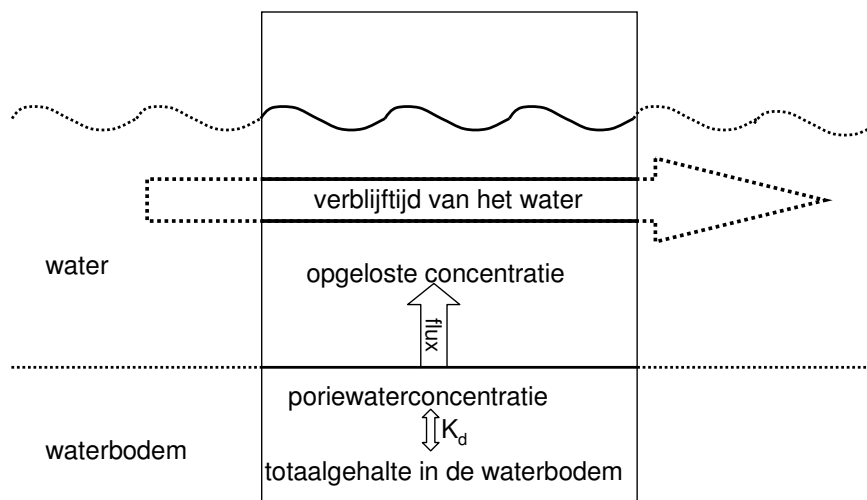
3 Methodieken vanuit vertrekpunt waterkwaliteit

3.1 Milieukwaliteitsnormen voor opgeloste concentraties in oppervlaktewater

De bijdrage vanuit de waterbodem aan opgeloste concentraties wordt gelijkgesteld aan de flux van poriewater naar oppervlaktewater zoals in het schema in figuur 3.1 is weergegeven.

Figuur 3.1

Schematische weergave van de relatie tussen concentratie opgeloste stoffen in waterbodem en oppervlaktewater. De te beoordelen locatie is weergegeven binnen de rechthoek.



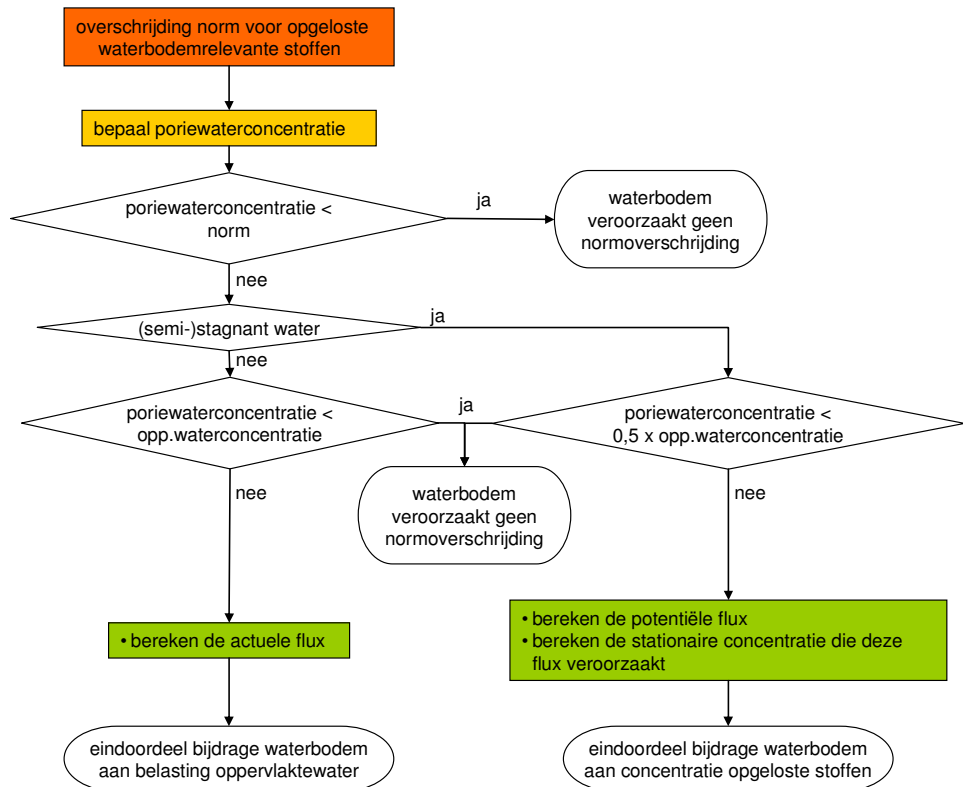
Figuur 3.2 geeft de stappen weer die nodig zijn om te bepalen wat de bijdrage van de waterbodem is aan de oppervlaktewaterbelasting met opgeloste (waterbodemrelevante) stoffen, bij overschrijding van de norm voor opgeloste concentraties in water.

Bepaal de poriewaterconcentratie in de waterbodem

Volgens de standaardmethodiek wordt de concentratie in het poriewater van de toplaag van de waterbodem bepaald op basis van evenwichtspartitie, dat wil zeggen dat aangenomen wordt dat er sprake is van chemisch evenwicht bij de verdeling van de stof over sediment en (porie)water. In SEDIAS (Tabblad 1 Evenwichtspartitie) zijn de verdelingscoëfficiënten (K_d -waarden) van de metalen vermeld.

Figuur 3.2

Schema voor de bijdrage van de waterbodem aan de concentratie opgeloste stoffen.



Het totaalgehalte in de waterbodem wordt bepaald volgens NEN 5720 (zie bijlage E).

De poriewaterconcentratie van metalen wordt berekend met:

$$C_{pw} = Q_{stand, sed} / K_d$$

waarin:

C_{pw} = concentratie opgelost metaal in poriewater [mg/l]

$Q_{stand, sed}$ = gehalte in sediment omgerekend naar standaard bodem [mg/kg_{ds}]⁷

K_d = evenwichtsconstante voor bodem [l/kg]

Voor organische microverontreinigingen wordt de poriewaterconcentratie berekend met:

$$C_{pw} = Q_{meting, sed} / (f_{oc} \times K_{oc})$$

waarin:

C_{pw} = concentratie opgeloste verontreiniging in poriewater [mg/l]

$Q_{meting, sed}$ = gemeten gehalte in sediment [mg/kg_{ds}]

f_{oc} = fractie organisch koolstof [-]

K_{oc} = evenwichtsconstante voor organisch koolstof [l/kg_{oc}]

⁷ In SEDIAS is het mogelijk om het gemeten gehalte in te voeren. De bodemtypecorrectie wordt dan automatisch uitgevoerd.

Specialistische methoden voor het bepalen van de poriewaterconcentratie

Een nauwkeuriger beeld van de concentraties in het poriewater wordt verkregen door niet uit te gaan van metingen van het totaalgehalte, maar door de beschikbare concentratie in poriewater te meten. Indien de poriewaterconcentratie een leidende parameter is bij de keuze van het al dan niet nemen van maatregelen, wordt aanbevolen om de beschikbaarheidsmetingen te doen. De twee methoden waar in de beoordeling van waterbodems de meeste ervaring mee is, zijn de Tenax-extractie voor organische contaminanten en de CaCl₂-extractie voor metalen. In bijlage F zijn deze methoden toegelicht.

Poriewaterconcentratie < oppervlaktewaternorm

Nalevering vanuit de waterbodem kan maximaal leiden tot gelijke concentraties in oppervlaktewater en poriewater. Indien de poriewaterconcentratie beneden de jaargemiddelde (JG) norm voor het oppervlaktewater blijft, kan de waterbodem dus niet verantwoordelijk zijn voor de normoverschrijding. Om vergelijking van de poriewaterconcentratie met de norm eenvoudiger te maken, is in SEDIAS (tabblad 1.Partitie) ruimte vrijgelaten om de norm in te vullen.

Daarna zijn er twee sporen mogelijk in figuur 3.2: (semi-)stagnante wateren en stromende wateren. Met stagnante wateren wordt geduid op wateren die nauwelijks gevoed worden door oppervlaktewater van elders, waardoor er sprake is van een lange verblijftijd. Als vuistregel voor stagnante wateren geldt dat de verblijftijd het grootste deel van het jaar langer is dan een maand. De overige wateren worden tot de stromende wateren gerekend.

Route voor stromende wateren

Poriewaterconcentratie < oppervlaktewaterconcentratie

Indien de waterbodem nalevert in stromende systemen zal de oppervlaktewaterkwaliteit permanent verbeterd worden door verversing. Indien de poriewaterconcentratie niet (aanzienlijk) groter is dan de oppervlaktewaterconcentratie kan geen nalevering plaatsvinden.

Berekening actuele flux

De totale flux wordt met SEDIAS berekend (Tabblad 2 Diffusie/dispersie en kwel/wegzijing) als de som van de flux als gevolg van de processen advection (transport via het water, veroorzaakt door kwel/inzijing) en diffusie.

In stromende wateren wordt de actuele flux berekend waarbij wordt uitgegaan van de gemeten concentraties in het oppervlaktewater. Bij hoge verversing, bijvoorbeeld in rivieren, zal de flux vanuit de waterbodem in veel gevallen geen significante effecten op de concentratie in oppervlaktewater hebben. De verdunning is dan (zeer) groot. De actuele flux kan wel een ruwe indicatie geven van de vracht aan verontreiniging die op stroom wordt gezet.

De totale flux (som van advection en diffusie) resulteert in een constante bijdrage van de waterbodem in g/(m².dag). Het resultaat geeft de actuele absolute bijdrage van de waterbodem weer.

Eindoordeel

Het eindoordeel wordt weergegeven als absolute bijdrage van de waterbodem, uitgedrukt in $g/(m^2 \cdot dag)$. Deze bronsterkte vanuit de waterbodem kan voor stromende wateren (mede) worden gebruikt bij de bronnenanalyse voor het oppervlaktewaterlichaam en bij de afwegingen van maatregelen. Eventueel kan de flux omgerekend worden naar een (jaar)vracht door te vermenigvuldigen met het verontreinigde oppervlak.

Het eindoordeel kan ook worden weergegeven als toevoeging aan de concentratie in $\mu g/l$. In dat geval wordt deze toevoeging bepaald op basis van het verversingsdebiet.

Route voor (semi-)stagnante wateren

Poriewaterconcentratie $< 0,5 \times$ oppervlaktewaterconcentratie

In (semi-)stagnante wateren kan de gemeten oppervlaktewaterconcentratie door instelling van evenwicht gelijk zijn aan de poriewaterconcentratie ten gevolge van nalevering uit de waterbodem. Er is dan geen flux, maar de waterbodem is wel bepalend voor de oppervlaktewaterconcentratie. In stagnante wateren wordt daarom, rekening houdend met meetafwijkingen, beoordeeld of de 'concentratie in poriewater kleiner is dan $0,5 \times$ concentratie in oppervlaktewater', terwijl in de overige wateren wordt beoordeeld of de 'concentratie in poriewater kleiner is dan concentratie in oppervlaktewater'.

Berekening actuele flux

De totale flux wordt met SEDIAS berekend (Tabblad 2 Diffusie/dispersie en kwel/wegzijing) en is de som van de flux als gevolg van de processen advectie (transport via het water, veroorzaakt door kwel/inzijing) en diffusie/dispersie.

In stagnante wateren, bijvoorbeeld geïsoleerde plassen, kan de actuele flux heel klein worden, omdat waterbodem en oppervlaktewater vrijwel in evenwicht zijn. Dat betekent dat de concentratie in het oppervlaktewater weliswaar volledig wordt bepaald door de waterbodem, maar dat er actueel weinig stoftransport optreedt. Om in dergelijke (semi)stagnante systemen na te gaan of een maatregel (baggeren of afdekken van de waterbodem) effectief kan zijn, is het zinvol om de potentiële nalevering bij de interpretatie te betrekken. De potentiële flux wordt berekend door uit te gaan van een concentratie in het water die voldoet aan de norm voor oppervlaktewater.

Bereken de totale concentratie die deze flux kan veroorzaken

Het effect van deze flux op het watersysteem kan worden berekend door ook de totale concentratie in het oppervlaktewater te berekenen (zie SEDIAS, Tabblad 4: bijdrage totale concentratie). Hierbij wordt rekening gehouden met de eventuele verversing van het oppervlaktewater door menging of stroming, aangezien dit de concentratie van de verontreinigende stof in het water beïnvloedt.

Eindoordeel

Het eindoordeel wordt weergegeven als relatieve bijdrage van de waterbodem aan de normoverschrijding. De totale concentratie als gevolg van de flux uit de waterbodem wordt gedeeld door de actuele concentratie in oppervlaktewater.

Specialistische methoden voor het bepalen van de flux

In de hier beschreven methodiek wordt de flux berekend uit eenvoudig verkrijgbare gegevens. In plaats van deze afgeleide berekening, kan ook een directere experimentele bepaling worden gebruikt. Het meest gangbaar is het werken met ongestoorde kolommen, waarin de bovenstaande waterlaag wordt uitgeput of ververst. Een andere mogelijkheid is het in situ gebruik van een sedimentklok (ook wel mesocosm of benthic chamber genoemd).

3.2 Milieukwaliteitsnormen voor totale concentraties in oppervlaktewater

Deze paragraaf wordt gevolgd indien sprake is van overschrijding van een milieukwaliteitsnorm voor de totale concentratie van een waterbodembrelevante stof (zie § 2.2.2) in oppervlaktewater.

De milieukwaliteitsnormen uit het Bkwm 2009 zijn gedefinieerd als normen voor de totale concentratie in water, dat wil zeggen water met de zwevende bestanddelen die zich daarin bevinden. Dat geldt ook voor normen voor de inname van water voor de drinkwatervoorziening en de referentiewaarden voor veedrenking (zie bijlage D). In § 2.2.1 is aangegeven dat de milieukwaliteitsnormen voor de totale concentratie op verschillende manieren gedefinieerd kan zijn:

- voor de jaargemiddelde concentratie (JG-MKN);
- voor de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKN).

Voor het toetsen van organische stoffen aan de normen wordt een ongefiltreerd watermonster, dus inclusief zwevend stof, geanalyseerd. Deze paragraaf gaat in op de bijdrage van de zwevend stof gebonden fractie aan de totale concentratie in water. Deze hangt af van de concentratie zwevend stof in het oppervlaktewater en van de kwaliteit van dit zwevend stof. De kwaliteit van het zwevend stof is afhankelijk van de bindingseigenschappen van de verontreiniging en van de samenstelling van het zwevend stof. Opwerveling van verontreinigd sediment (resuspensie) draagt bij aan de totale concentratie in het oppervlaktewater.

Opwerveling kan worden veroorzaakt door:

- stroming
- scheepvaart;
- wind;
- bioturbatie.

Voor de beoordeling van de invloed van de waterbodem op de normoverschrijding in het oppervlaktewater wordt onderscheid gemaakt in:

- Stromende wateren. Hiertoe behoren de R-, O- en K-watertypen volgens de indeling van de KRW.
- (Semi-)stagnante wateren. Hiertoe behoren de M-watertypen volgens de indeling van de KRW.

3.2.1 *Stromende wateren*

Indien normoverschrijding wordt geconstateerd in stromende wateren, is de kans groot dat aanvoer van bovenstrooms de belangrijkste oorzaak is. Dit kan betekenen dat er bovenstrooms een forse bron bekend is, maar in veel gevallen zal het een optelsom van bronnen zijn. Eén of meerdere locaties met een verontreinigde waterbodem kunnen deel uitmaken van deze bovenstrooms gelegen bronnen. Dit geldt zowel voor overschrijding van de MAC-MKN als voor overschrijding van de JG-MKN. Bij overschrijding van de MAC-MKN gaat het vooral over piekconcentraties, die mogelijk optreden bij afvoerpieken. De (bovenstroomse) waterbodem kan daarbij zeker een rol spelen als bron. Er kan dan sprake zijn van afwenteling van problemen. In dergelijke gevallen wordt aangeraden een analyse te maken op (deel)stroomgebiedsniveau. Deze handreiking voorziet niet in een dergelijke aanpak, maar elementen uit deze handreiking zijn ook voor een dergelijke analyse bruikbaar.

Indien blijkt dat de bovenstroomse aanvoer niet (meer) de bepalende factor is, kan op locatieniveau een beoordeling worden gedaan. In dat geval kan het schema in §3.2.2 worden gevolgd (zie figuur 3.3).

Specialistische methoden voor het schatten van afwenteling door erosie van verontreinigd materiaal

Een groot deel van het sediment wordt verplaatst tijdens hoge afvoeren. Gebieden waarin onder normale omstandigheden sedimentatie optreedt, kunnen bij extreme omstandigheden veranderen in erosiegebieden waardoor historisch verontreinigd sediment op stroom gaat en in benedenstrooms gelegen (KRW-) waterlichamen tot normoverschrijdingen kan leiden. Bij (dreigende) normoverschrijding in dit benedenstroomse waterlichaam is er dus aanleiding om de (potentiële) bijdrage van bovenstrooms gelegen historisch verontreinigde waterbodems te onderzoeken. Voor de optredende stroom- en windsnelheden in het bovenstroomse gebied kan worden bepaald of en hoe vaak de kritische schuifspanning wordt overschreden zodat opwerveling optreedt en het verontreinigde sediment met de stroming wordt meegevoerd. Meten aan dit proces voor, tijdens en na extreme omstandigheden is lastig vanwege de onvoorspelbaarheid van hoge afvoeren en soms vanwege te ruige omstandigheden voor goed meetwerk. Voor het inschatten van de verplaatsing van sediment zijn wel geavanceerde waterstromingsmodellen beschikbaar, waaraan sediment en zwevend stof als component gekoppeld kunnen worden, zoals BRETRO, WAQUA of Delft-3D.

3.2.2 *(Semi-)stagnante wateren*

In (semi-)stagnante wateren is de stroming (als gevolg van afvoer) te gering om opwerveling te veroorzaken. Scheepvaart, wind en bioturbatie kunnen wel voor opwerveling zorgen. Figuur 3.3 geeft de stappen weer.

Is er een relatie tussen zwevendstofconcentraties en concentraties verontreinigende stoffen?

Eerst wordt gecontroleerd of de verontreinigingen gebonden aan zwevend stof relevant zijn voor de normoverschrijding. Voor mobielere organische verontreinigingen kan de opgeloste fase (ook) heel relevant zijn. Indien geen relatie kan worden gevonden tussen zwevend stof en verontreinigende stoffen, wordt verwezen naar §3.1.

Kan het moment van normoverschrijding gerelateerd worden aan verhoogde concentraties zwevend stof?

Het is verstandig om eerst de monitoringdata nader te analyseren. Als de waterbodem een oorzaak van de overschrijding is, gebeurt dat via opwerveling van hoge concentraties zwevend stof. Indien de concentratie zwevend stof is gemonitord kunnen de monitoringdata van de overschrijdende stoffen vergeleken worden met de zwevendstofconcentraties. In ondiepere wateren kan uit deze vergelijking worden afgeleid door welke oorzaken en bij welke bijbehorende zwevendstofconcentraties normoverschrijdingen optreden. In diepere wateren (>circa 5 meter) zal het resultaat van een zwevendstofmeting nabij het wateroppervlak moeilijk te relateren zijn aan vanuit de waterbodem opgewerveld sediment. Daarom wordt geadviseerd om bij een grotere waterdiepte specialistisch onderzoek te doen naar het effect van opgewerveld sediment vanuit de waterbodem op de zwevendstofmetingen.

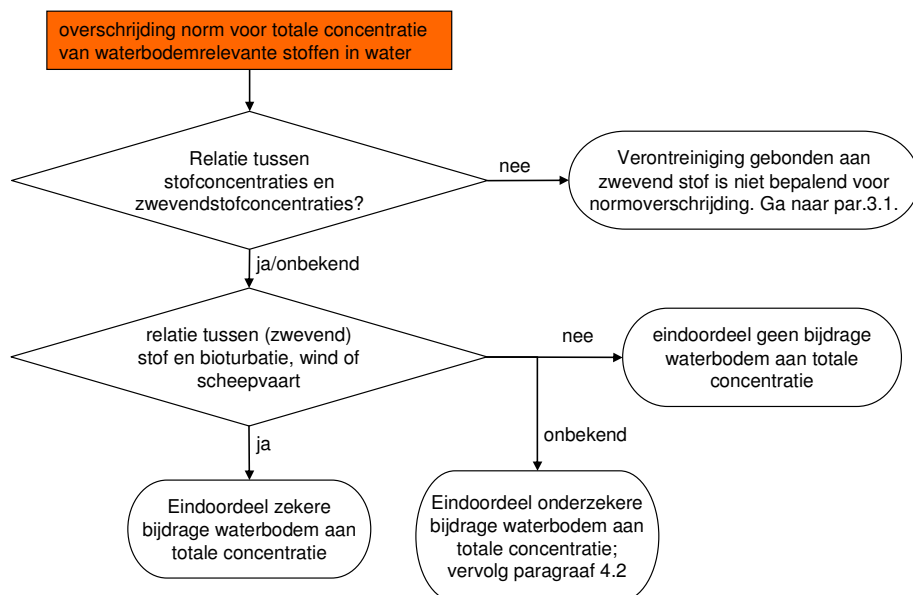
Kunnen de zwevendstofconcentraties worden gerelateerd aan opwervelingsmomenten (door wind, scheepvaart of bioturbatie)?

Opwervelingsmomenten door wind

Voor de meettijdstippen van de waterkwaliteitsgegevens kunnen de windsnelheden en windrichting worden opgezocht bij het dichtstbijzijnde meteorostation via <http://www.knmi.nl/klimatologie>. De betreffende pagina bevat tijdreeksen. Door gegevens over een langere periode te beschouwen, kan gezocht worden naar een relatie tussen windsnelheid, concentraties van zwevend stof (indien gemeten) en concentraties van de normoverschrijdende stof(fen). In het tekstkader is een voorbeeld uitgewerkt.

Figuur 3.3

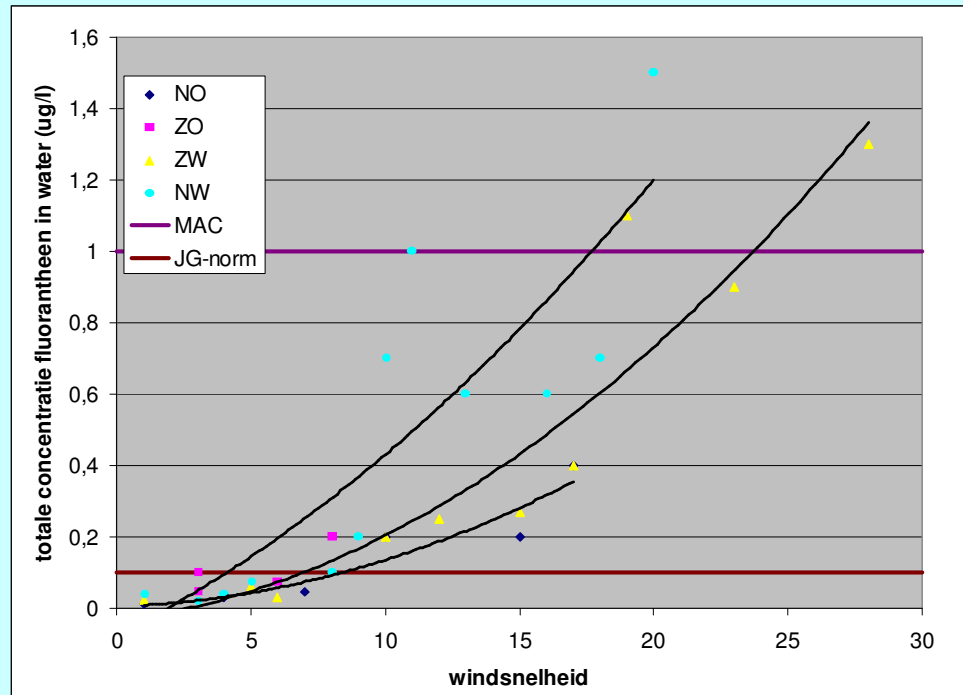
Schema voor de bijdrage van waterbodemdeeltjes ten gevolge van opwerveling aan de totale concentratie in oppervlaktewater⁸.



⁸ Totale concentraties in oppervlaktewater zijn relevant voor toetsing aan de chemische normen in KRW wateren en voor de gebruiksfuncties drinkwater en water voor landbouw (referentiewaarden veedrenking)

Voorbeeld

In een meer worden regelmatig overschrijdingen geconstateerd van de MAC-waarde voor fluorantheen. Als de windsnelheden (gesorteerd per windrichting) tijdens en eventueel ook in de uren voorafgaand aan de meting, worden uitgezet tegen de meetdata is duidelijk te zien dat bij hogere windsnelheden hogere concentraties fluorantheen worden gemeten. Tevens geeft een noordwesten wind (NW) hogere concentraties dan een zuidwesten wind (ZW). Met behulp van onderstaande grafiek kan worden bepaald dat bij westenwind de norm wordt overschreden vanaf snelheden tussen de 15 en 25 meter per seconde.

Opwerveling door scheepvaart

Scheepvaart vindt min of meer continu plaats, waardoor het lastig kan zijn om een relatie te vinden tussen de scheepvaartintensiteit en normoverschrijdingen. Locatiespecifiek kan naar een relatie tussen scheepvaartintensiteit, zwevendstofconcentraties (indien gemeten) en normoverschrijdingen worden gezocht. Hierbij kan bijvoorbeeld gebruik worden gemaakt van kennis over periodes waarin er meer en minder scheepvaart is, bijvoorbeeld verschillen tussen zomer en winter, dag en nacht of week en weekend.

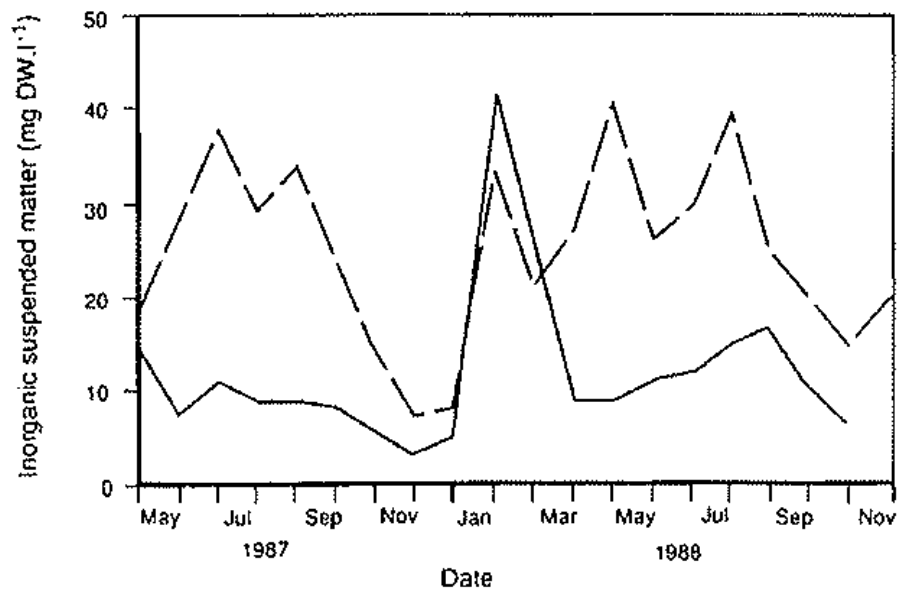
Opwerveling door bioturbatie

Bioturbatie kan vooral in ondiepe wateren (<3 a 4 meter) een rol spelen. Opwerveling door bioturbatie wordt in (semi-)stagnante wateren vooral bepaald door benthivore vis, zoals brasem. De invloed van benthivore vis op de zwevendstofconcentratie wordt geïllustreerd met figuur 3.4, waarin zwevend stofconcentraties in een plas met en zonder benthivore vis zijn aangegeven.

In figuur 3.4 is te zien dat zonder benthivore vis de concentratie zwevend stof het hele jaar door relatief laag is (ca. 10 mg/l). De piek in januari is vermoedelijk veroorzaakt door storm. In het deel met benthivore vis is de concentratie zwevend stof hoger (ca. 30 mg/l), behalve in de winter (november – december). Indien er in de zwevendstofconcentraties duidelijk een 'winterdip' te zien is, die niet door andere factoren als wind en scheepvaart kan worden verklaard, vormt dit een aanwijzing voor bioturbatie.

Figuur 3.4

Anorganisch zwevendstofconcentraties in de Bleiswijkse Zoom, met benthivore vis (stippellijn) en zonder benthivore vis (doorgetrokken lijn) [Meijer et al., 1990].



Als in het waterlichaam visstandsmetingen worden gedaan, kan gebruik worden gemaakt van de hoeveelheid benthivore vis om de opwerveling door bioturbatie in te schatten. Onderstaande formule van Meijer et al. (1990) geeft een indicatie van de zwevendstofconcentraties die veroorzaakt kunnen worden door bioturbatie door vis, afgeleid voor meren en plassen van maximaal 2 meter diep:

$$\text{Zwevend stof [mg/l]} = 8 + 0,062 \text{ benthivore vis [kg/ha]}$$

De formule is wellicht breder toepasbaar, maar afgeraden wordt om de formule te gebruiken voor stromende wateren of wateren dieper dan 3 à 4 meter. Bioturbatie kan alleen in ondiepe stilstaande wateren een echt belangrijke factor zijn (De Lange et al., 2006).

Eindoordelen

Indien een duidelijke relatie wordt gevonden tussen opwervelmomenten en overschrijdingen, mag aangenomen worden dat de waterbodem bijdraagt aan de geconstateerde normoverschrijdingen en op welke manier. De mate waarin kan meestal geschat worden op basis van de gevonden relaties.

Als het op basis van bovenstaande onzeker blijft of zwevend stof door opwerveling bijdraagt aan de normoverschrijding kan ook vanuit het vertrekpunt bodemkwaliteit worden geredeneerd. In §4.2 wordt de opwerveling door wind, scheepvaart of bioturbatie gekwantificeerd op basis van de lokale gegevens, zoals strijklengte en voorkomende windsnelheden, aantal schepen of de hoeveelheid vis.

3.3 MTR voor oppervlaktewater en MTR voor zwevend stof

In deze paragraaf gaat het om overschrijding van twee typen normen:

1. MTR voor zwevend stof. In de MR Monitoring zijn voor PCB's normen in zwevend stof opgenomen.
2. MTR voor oppervlaktewater. Toetsing aan deze norm vindt plaats na standaardiseren van de gemeten concentratie naar standaard water met een gehalte zwevend stof van 30 mg per liter, waarin zwevend stof 40% lutum en 20% organische stof bevat.

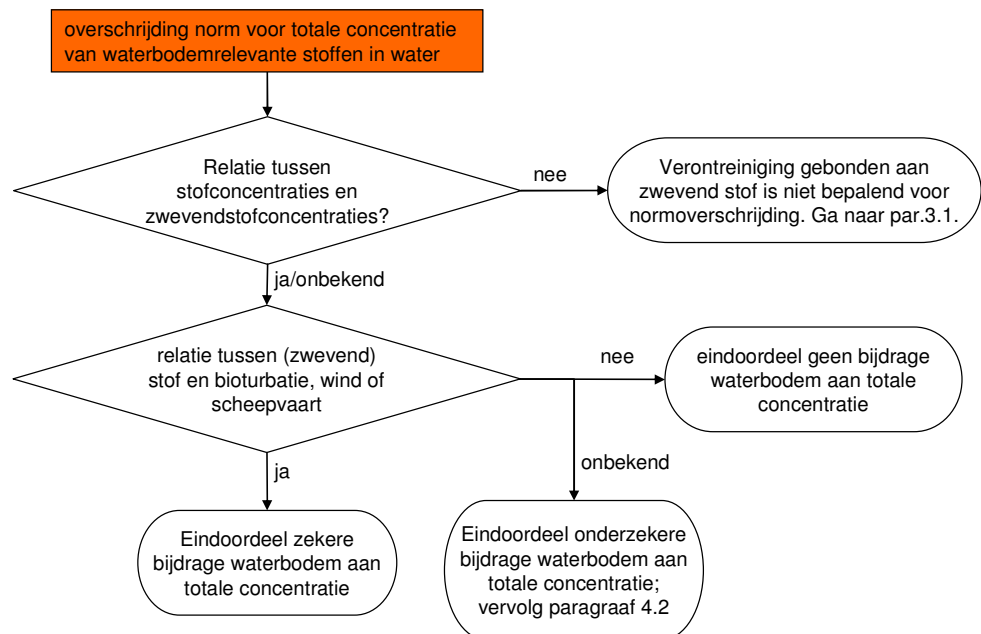
Evenals voor totale concentraties (§3.2) geldt voor normen in zwevend stof en in water met een standaardgehalte zwevend stof, dat de invloed van de waterbodem met name een rol kan spelen in (semi-)stagnante wateren. In stromende wateren zal het zwevend stof meestal afkomstig zijn van bovenstrooms. Dit vraagt een aanpak op hoger schaalniveau (zie §3.2.1). Pas als vast staat dat de bovenstroomse aanvoer niet in hoge mate verantwoordelijk is voor de normoverschrijding wordt figuur 3.5 gevolgd.

3.3.1 MTR voor zwevend stof

Figuur 3.5 toont de methodiek die gevolgd wordt bij overschrijding van de zwevendstofnorm.

Figuur 3.5

Schema voor beoordeling van de bijdrage van de waterbodem bij overschrijding van de MTR-waarde voor zwevend stof



Gehalten waterbodem (omgerekend) > norm zwevend stof?

Indien de gehalten in de waterbodem (omgerekend) niet de zwevendstofnorm overschrijden, kan de waterbodem niet verantwoordelijk zijn voor de normoverschrijding. Voor de vergelijking moeten de gehalten in de waterbodem omgerekend worden naar standaard zwevend stof volgens de volgende formule:

$$Q_{\text{stand.zs}} = C_{\text{meting sed}} \times 20 / (\%OS)$$

waarin:

%OS = % organische stof (minimaal 2% en maximaal 30%)

$C_{\text{meting sed}}$ = gehalte verontreinigende stof in waterbodem [mg/kg droge stof]

$Q_{\text{stand.zs}}$ = gestandaardiseerd gehalte verontreinigende stof in zwevend stof [mg/kg droge stof]

Indien de invoergegevens op SEDIAS tabblad 1.Partitie correct zijn voor de betreffende stoffen, is bovenstaande berekening uitgevoerd in SEDIAS tabblad 6.Zwev.stof&MTR.

Komt zwevend stof voornamelijk vanaf de verontreinigde locatie of wordt het van elders aangevoerd?

De grens van 20% aanvoer van elders is arbitrair. Het gaat er om dat onderscheid wordt gemaakt tussen wateren waar nauwelijks aanvoer van zwevend stof plaats vindt (bijvoorbeeld alleen via sluizen) en (stromende) systemen en wateren waar wel sedimenttransport plaatsvindt.

Eindoordelen

Indien het antwoord ja is, dan wordt geconcludeerd dat de waterbodem de belangrijkste factor is die de zwevendstofkwaliteit beïnvloedt.

Als het antwoord nee is, ligt het ingewikkelder. Op basis van expert judgement kan een schatting gemaakt worden van de bijdrage van de waterbodem aan de kwaliteit van het zwevend stof. De verblijftijd van het water en de mate van opwerveling (wind/scheepvaart/bioturbatie) zijn hierbij belangrijke factoren.

Specialistische methoden voor het maken van een zwevend stof balans

Indien deze subparagraaf wordt gevolgd is normoverschrijding geconstateerd als gevolg van de zwevendstofkwaliteit. Inzet van bijvoorbeeld sedimentvallen zal in deze situatie weinig nieuwe informatie opleveren. Er kan wel meer inzicht worden verkregen door een zwevendstofbalans te maken met behulp van modellen. Meestal wordt dit uitgevoerd op basis van waterstromingsmodellen, zoals WAQUA, BRETPRO, SOBEK of DELFT3D, waaraan een zwevendstofmodule wordt gekoppeld.

3.3.2 *MTR voor oppervlaktewater*

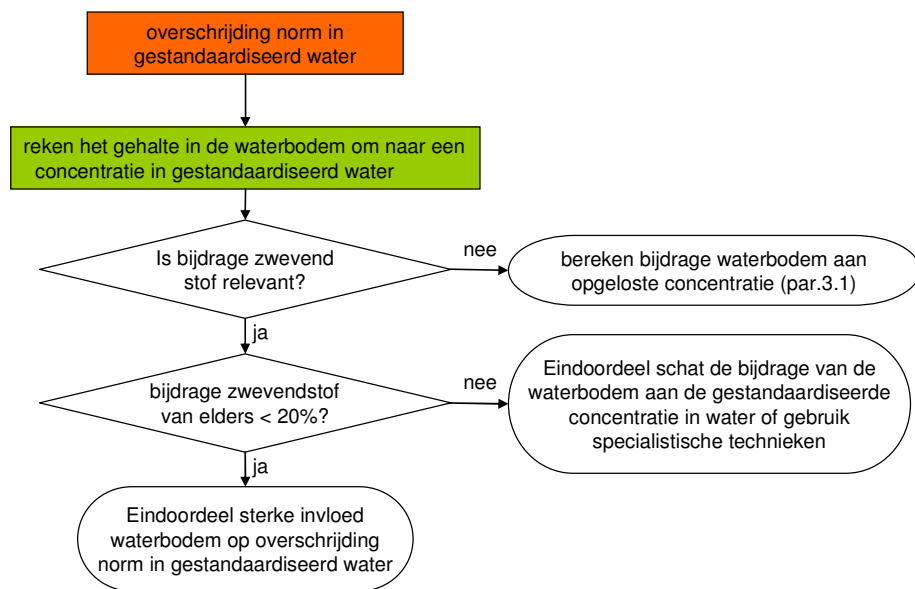
Figuur 3.6 toont de methodiek die wordt gevolgd als er een overschrijding van de MTR voor oppervlaktewater is geconstateerd. Er is dan sprake van overschrijding van de norm voor 'gestandaardiseerd water'.

Reken het gehalte in de waterbodem om naar een concentratie in gestandaardiseerd water

De standaardisatie van gemeten concentraties in water betekent dat er wordt uitgegaan van 30 mg zwevend stof per liter met een gemiddelde samenstelling van 20% organische stof en 40% lutum. Deze standaardisatie wijkt af van de wijze waarop omgerekend wordt naar een standaardbodem (10% organische stof en 25% lutum). Om na te gaan of de waterbodem verantwoordelijk is voor een overschrijding van de norm voor gestandaardiseerd water, wordt berekend in welke mate 30 mg/l zwevend stof bijdraagt aan de totale concentratie in water en aan de normopvulling.

Figuur 3.6

Schema voor de bijdrage van de waterbodem aan de concentratie in gestandaardiseerd water



Het gemeten gehalte in de waterbodem wordt eerst omgerekend naar een gestandaardiseerd gehalte in zwevend stof volgens:

$$Q_{stand,zs} = Q_{meting, sed.} * \frac{a + b * 40 + c * 20}{a + b * \%lutum + c * \%org.stof} \text{ (voor metalen) of}$$

$$Q_{stand,zs} = Q_{meting, sed.} * \frac{20}{\%org.stof} \text{ (voor organische contaminanten)}$$

waarin:

- $Q_{stand,zs}$ = gestandaardiseerd gehalte zwevend stof uitgaande van opgewervelde waterbodem (mg/kg)
- $Q_{meting, sed.}$ = gemeten gehalte in de waterbodem (mg/kg)
- $\% lutum$ = percentage lutum
- $\% org.stof$ = percentage organische stof
- a, b, c = stofspectifieke parameters voor bodemtypecorrectie (zie bijlage G van de regeling Bodemkwaliteit)

Vervolgens wordt het gestandaardiseerde gehalte omgerekend naar standaard water door:

$$C_{\text{stand.water door } z_s} = Q_{\text{stand}, z_s} \times 30 \times 10^{-3}$$

waarin:

$C_{\text{standaardwater door zwev.stof}}$ = bijdrage van 30 mg/l gestandaardiseerd zwevend stof in gestandaardiseerd water ($\mu\text{g/l}$).

$Q_{\text{standaard,zwevendstof}}$ = gestandaardiseerd gehalte zwevend stof uitgaande van opgewervelde waterbodem (mg/kg). De factor 30 komt voort uit de voorgeschreven 30 mg zwevend stof per liter. De factor 10^{-3} is nodig om tot correcte eenheden te komen.

In SEDIAS tabblad 6.zwev.stof&MTR zijn deze berekeningen uitgevoerd voor stoffen met een MTR, mits de invoer in tabblad 1.Partitie correct is. Nu kan berekend worden in welke mate de waterbodem als gevolg van opwerveling bijdraagt aan de normoverschrijding.

Is de bijdrage van zwevend stof relevant voor de concentratie in standaard water?
Bovenstaande berekening is alleen relevant als de bijdrage van zwevend stof aan de concentratie in totaal water een behoorlijk aandeel vormt. Als (veel) meer dan de helft van de concentratie wordt bepaald door het opgeloste deel, kan met behulp van §3.1 de bijdrage van de opgeloste stoffen worden bepaald.

Komt zwevend stof voornamelijk vanaf de verontreinigde locatie of wordt het van elders aangevoerd?

De grens van 20% aanvoer van elders is arbitrair. Het gaat er om dat onderscheid wordt gemaakt tussen wateren waar nauwelijks aanvoer van zwevend stof plaats vindt (bijvoorbeeld alleen via sluizen) en (stromende) systemen en wateren waar wel sedimenttransport plaatsvindt.

Eindoordelen

Indien het antwoord ja is, dan wordt geconcludeerd dat de waterbodem de belangrijkste factor is die de zwevendstofkwaliteit beïnvloedt. Hierbij moet worden opgemerkt dat na opwerveling uit de waterbodem alleen de fijnste fractie van het zwevend stof de bovenzijde van de waterkolom bereikt. Met toenemende waterdiepte wordt de relatie tussen de waterbodem en het zwevend stof zwakker. Daarom wordt aangeraden om bij waterdiepten van meer dan 5 meter specialistische methoden in te zetten voor het bepalen van de bijdrage van de waterbodem aan de normoverschrijding in het oppervlaktewater.

Als het antwoord nee is, ligt het ingewikkelder. Op basis van expert judgement kan een schatting gemaakt worden van de bijdrage van de waterbodem aan de kwaliteit van het zwevend stof. De verblijftijd van het water en de mate van opwerveling (wind/scheepvaart/bioturbatie) zijn hierbij belangrijke factoren.

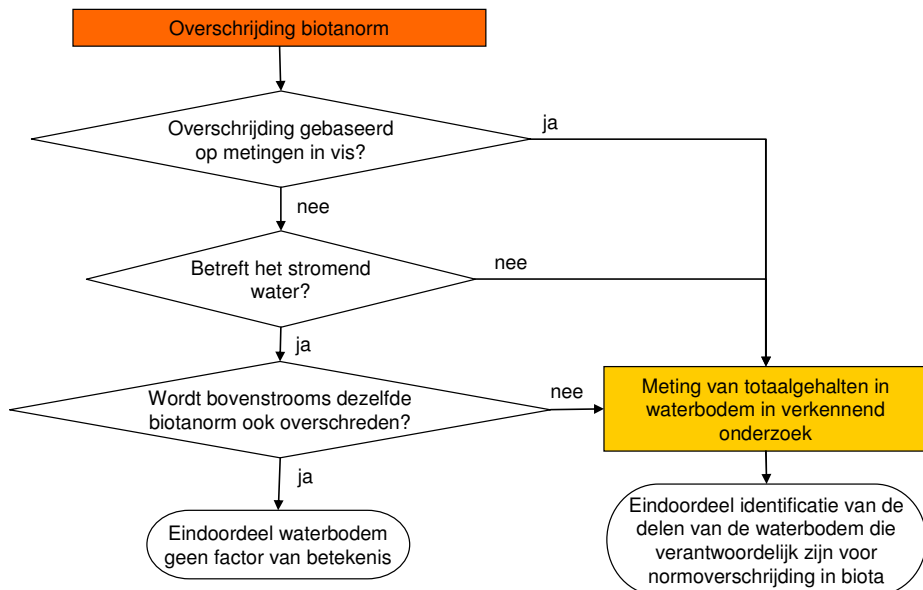
Specialistische methoden

Indien deze subparagraaf wordt gevolgd is normoverschrijding geconstateerd als gevolg van de zwevendstofkwaliteit. Inzet van bijvoorbeeld sedimentvallen zal in deze situatie weinig nieuwe informatie opleveren. Er kan wel meer inzicht worden verkregen door een zwevendstofbalans te maken met behulp van modellen. Meestal wordt dit uitgevoerd op basis van waterstromingsmodellen, zoals WAQUA, BRETPRO, SOBEK of DELFT3D, waaraan een zwevendstofmodule wordt gekoppeld.

3.4 Biotanormen

Een normoverschrijding van een stof in biota hangt, als gevolg van het verdelingsevenwicht van stoffen over water, sediment en organisch stof, vooral samen met de stofgehalten in de waterbodem en/of in het zwevend stof. Figuur 3.7 toont de methodiek die gevolgd kan worden als één of meerdere biotanormen worden overschreden.

Figuur 3.7
 Schema voor de beoordeling bij overschrijding van de biotanorm



Is de overschrijding gebaseerd op metingen in vis of op metingen in de waterkolom, in bijvoorbeeld schelpdieren?

De overschrijding van een biotanorm kan geconstateerd zijn in verschillende soorten biota. Gehalten gemeten in schelpdieren die uitgehangen zijn in kooitjes in de waterkolom reflecteren vooral de kwaliteit van het zwevend stof in de waterkolom. Gehalten gemeten in vis reflecteren vooral de kwaliteit van het voedsel van de vis. Afhankelijk van het voedsel van de soort is het voedsel in meer of mindere mate en direct of indirect uit de toplaag van de waterbodem afkomstig. Indien de overschrijdingen zijn geconstateerd in vis, wordt de waterbodem onderzocht.

Betreft het stromend water

Als de overschrijdingen in de waterkolom zijn vastgesteld, wordt eerst beoordeeld of het stromend of (semi-)stagnant water betreft. Als vuistregel voor semi-stagnant water geldt dat de verblijftijd het grootste deel van het jaar langer is dan een maand. In (semi-)stagnante wateren is het zeer goed mogelijk dat de gehalten gemeten in biota in de waterkolom een relatie hebben met de waterbodemkwaliteit (vergelijkbaar met de hierboven geschreven situatie voor vis). In dat geval wordt hetzelfde traject geadviseerd als bij een normoverschrijding in vis.

Wordt bovenstrooms dezelfde biotanorm overschreden?

Indien een normoverschrijding is geconstateerd in biota die hun voedsel uitsluitend uit de waterkolom halen, bijv. in kooitjes uitgehangen driehoeksmosselen (*Dreissena*), is het van belang of de waterkwaliteit voornamelijk bepaald wordt door de waterbodem of door het van bovenstrooms aangevoerde water. In stromende wateren dient bij normoverschrijding in biota in de waterkolom de oorzaak vooral bovenstrooms gezocht te worden en niet in de waterbodem in de directe omgeving van de monitoringslocatie. In stromende wateren dient daarom als eerste stap uitgezocht te worden of gehalten in biota in het van bovenstrooms aangevoerde water ook normoverschrijdingen in biota laten zien. De waterbodem wordt alleen geanalyseerd als er bovenstrooms geen problemen zijn geconstateerd.

Meet totaalgehalten in de waterbodem

De waterbodem wordt onderzocht door de totaalgehalten in een verkennend waterbodemonderzoek te bepalen. Bij het afbakenen van het gebied dat wordt onderzocht moet behalve met de algemene eisen aan het vooronderzoek (zie bijlage E) ook rekening worden gehouden met de grootte van het leefgebied en de actieradius van de organismen waarin overschrijdingen zijn geconstateerd.

Eindoordelen

Met metingen van de totaalgehalten in de waterbodem in een verkennend waterbodemonderzoek volgens NEN 5720 (bijlage E) kunnen vervolgens de gebiedsdelen worden geïdentificeerd die verantwoordelijk zijn voor de normoverschrijding.

Specialistische methoden voor de bepaling of de waterbodem de oorzaak is van overschrijding van de biotanorm in vis of schelpdieren

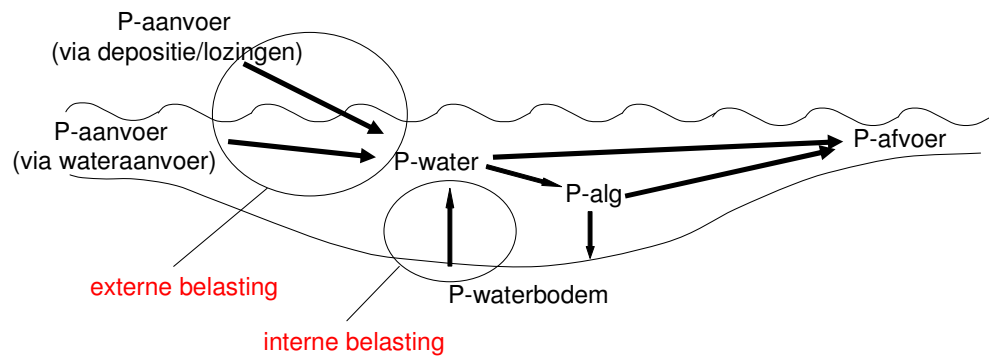
Met metingen van gehalten in biota die in de waterbodem leven, zoals de Korfmossel (*Corbicula*) of wormen en muggelarven, kan met grotere zekerheid worden bepaald of de waterbodem (mede) de oorzaak is van de geconstateerde overschrijding van de biotanormen. Het voordeel van metingen in biota in de waterbodem is dat de beschikbaarheid voor opname van deze bioaccumulerende stoffen in het voedselweb direct wordt bepaald. Dit is vooral van belang bij verontreiniging met kwik, omdat deze in het milieu microbieel wordt omgezet in methyلكwik. Methyلكwik is veel toxischer, mede omdat het vele malen sneller wordt opgenomen door hogere organismen.

Ook is het mogelijk met waterbodemonsters in het laboratorium bio-accumulatie-experimenten uit te voeren, waarbij de bioaccumulatie-niveaus in de biota na 4 weken blootstelling worden gemeten. Met de gemeten bioaccumulatie-niveaus en kennis over het voedselweb kan vervolgens de relatie tussen de waterbodemkwaliteit en de vis- en schelpdierkwaliteit worden bepaald.

3.5 Eutrofiëringnormen

De snelle seizoensgebonden kringlopen van nutriënten (waterbodem → water → organismen → detritus → waterbodem) vragen om een aanpak die rekening houdt met de dynamiek. Dit wijkt af van de aanpak voor toxische stoffen, waarbij wordt uitgegaan van een constante flux uit de bodem naar het oppervlaktewater (figuur 3.1). In figuur 3.8 is de fosfaatdynamiek geschematiseerd weergegeven.

Figuur 3.8
Weergave van de fosfaatdynamiek in het watersysteem.



In figuur 3.8 is de externe belasting de enige bron van P die aan het systeem wordt toegevoegd. Bij gelijkblijvende externe belasting stelt zich na verloop van tijd een stationaire situatie in, waarin er evenveel P uit de waterbodem wordt nageleverd als in de waterbodem wordt opgenomen. De hoeveelheden P die opgenomen worden in de waterbodem betreffen voornamelijk afgestorven organisch materiaal (detritus).

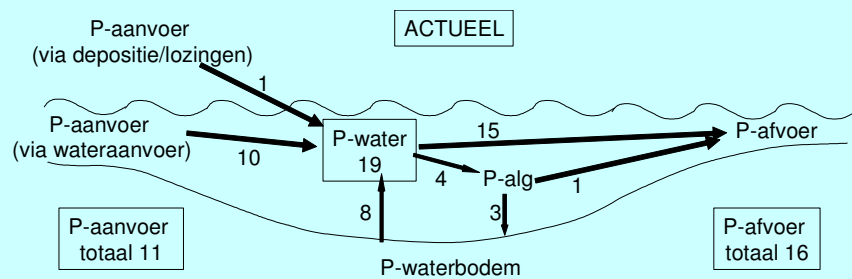
In een stationaire situatie zijn de externe aanvoer en de afvoer aan elkaar gelijk. Als er eutrofiëringsproblemen zijn, is het verlagen van de externe belasting de structurele oplossing. Als de externe belasting voldoende wordt gereduceerd zal het systeem zich naar een nieuwe stationaire situatie gaan bewegen met minder of geen eutrofiëringsproblemen. Voor fosfor kan het bereiken van de nieuwe stationaire situatie tientallen jaren duren, omdat de waterbodem de benodigde fosfor voor algengroei nalevert aan de waterkolom. Als de opgeslagen voorraad in de waterbodem door wegbaggeren of afdekken niet kan naleveren kan de nieuwe stationaire toestand sneller worden bereikt. Vooral in ondiepe zoete wateren met een relatief lange verblijftijd kan de waterbodem voor belangrijke nalevering zorgen.

In het onderstaande tekstkader is met een rekenvoorbeeld toegelicht wat bedoeld wordt met een stationaire situatie.

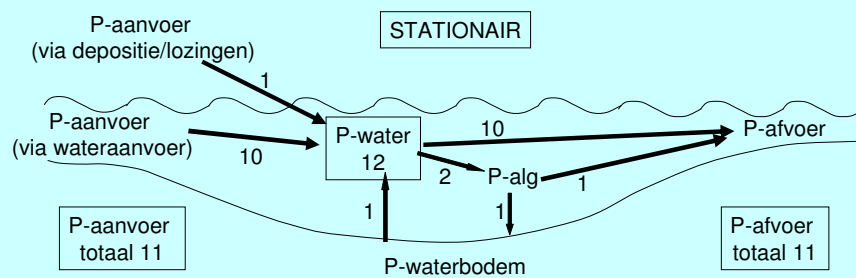
Actuele belasting versus stationaire belasting

In het onderstaande (versimpelde) voorbeeld zijn ter vereenvoudiging van de werkelijkheid hoeveelheden P in plaats van concentraties P gegeven.

In een systeem, waar de totale externe belasting is teruggebracht tot 11 (zie figuur) kan de waterbodem naleveren. De hoeveelheid P in het water is niet 11, maar 19 omdat de waterbodem 8 nalevert. Het gevolg is dat de afvoer uit het systeem hoger is dan de aanvoer, maar ook dat de algenbloei hoger is dan op basis van de externe belasting zou worden geschat.

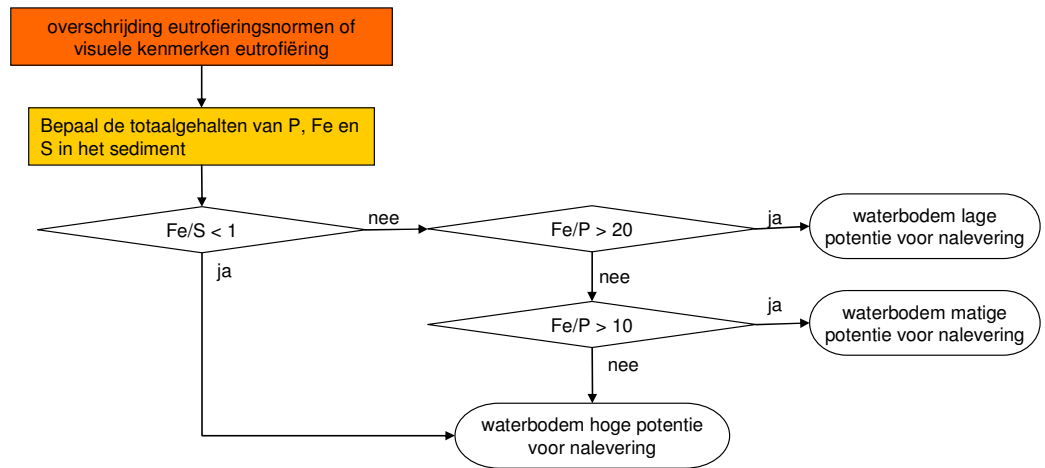


Na verloop van tijd wordt het systeem stationair, dat wil zeggen dat de aanvoer van P (stabiel op 11) even groot is als de afvoer. De waterbodem zal zich gaan instellen op dat evenwicht. Tevens wordt verwacht dat de algenbloei minder wordt. Uiteindelijk kan dat leiden tot onderstaande stationaire P-belasting. Aan- en afvoer is gelijk (11), de algenbloei is gehalveerd, maar dat kan alleen als de nalevering vanuit de waterbodem sterk terugloopt. Dit kan lange tijd duren en juist in dit soort gevallen kunnen maatregelen om de interne belasting terug te dringen interessant zijn.



Figuur 3.9

Schema om de bijdrage van de waterbodem aan eutrofiëring te bepalen op basis van indicatormetingen.



De methodiek⁹ voor het bepalen van de effecten van de waterbodem (zie figuur 3.9) heeft als uitgangspunt dat dat totaal-P, totaal-Fe en totaal-S in de toplaag van de waterbodem zijn bepaald. IJzer en zwavel spelen namelijk een cruciale rol bij de binding van fosfor in de bodem. Met de volgende vuistregels kan vervolgens worden onderscheiden of de waterbodem van belang is als bron voor de eutrofiëring.

$Fe/S < 1$

Of het ijzer in de waterbodem voldoende in staat is P te binden wordt bepaald door de Fe/S-ratio. Als de Fe/S-ratio (g/g) < 1 bestaat de kans dat al het aanwezige ijzer in de waterbodem als FeS aanwezig is, waarmee het Fe in de waterbodem niet bijdraagt aan de binding van P. De waterbodem heeft dan een hoge potentie voor nalevering van P.

Als de Fe/S-ratio (g/g) > 1 is het aanwezige ijzer niet volledig als FeS aanwezig en wordt vervolgens gekeken naar de verhouding tussen Fe en P.

⁹ Met de standaardmethodiek voor eutrofiëringnormen is getracht te voldoen aan de wens om op eenvoudige wijze een uitspraak te doen over de potentie van de waterbodem om nutriënten na te leveren. In tegenstelling tot met de andere onderdelen van deze handreiking, waarvoor ervaring is opgedaan vanuit onderzoeken in het kader van de Wet bodembescherming, is met dit onderdeel nauwelijks ervaring opgedaan. Voor dit onderdeel wordt geadviseerd om relatief snel (in geval van grotere locaties) specialistische methoden in te zetten. Daarom is in tekstkaders relatief veel aandacht besteed aan de beschrijving van specialistische methoden.

Specialistische methoden voor het bepalen van P-nalevering uit de bodem

1. Meten (voor details: zie bijlage 6)

Er zijn verschillende meetmethoden die beter inzicht geven in het transport van P uit de bodem naar het oppervlaktewater. Naast de bepaling van het totaalgehalte is het mogelijk om een bepaling te doen voor:

- de potentieel beschikbare voorraad die vrij kan komen;
- de actueel beschikbare concentratie.

Een inventarisatie van methoden is gedaan door Arcadis (2009).

Potentieel beschikbare voorraad

De potentieel beschikbare voorraad zegt iets over de voorraad in de bodem die kan vrijkomen. Het is tevens een indicatie voor de mate waarin een systeem is opgeladen met P. Met de beschikbare fractie kan worden beoordeeld of de oplading van de waterbodem zich verhoudt met de externe belasting. Vooral als de waterbodem veel sterker is opgeladen dan verklaard kan worden met de externe belasting, kan een ingreep in de waterbodem nuttig zijn. Een voorbeeld hiervan is beschreven in het rapport Van Helder naar Troebel en weer terug (STOWA, 2008). Er zijn diverse methoden voorhanden om de potentieel beschikbare fractie te bepalen, zoals: oxalaatextractie, lactaat-acetaat-extractie, Fe-papierextractie.

Actueel beschikbare concentratie

De laatste jaren is veel onderzoek gedaan naar de Fe/P-ratio als indicator voor P-nalevering uit de waterbodem (Jaarsma *et al.*, 2008). Uit een vers sedimentmonster wordt poriewater onttrokken en geanalyseerd op Fe, P en S. Problemen met de ecologie doen zich vooral voor in sedimenten met een Fe/P-ratio in het poriewater < 5 (Jaarsma *et al.*, 2008).

Een andere methode is het meten van de actueel beschikbare P-concentratie onder aerobe condities. Hiervoor kan dezelfde methode worden gebruikt als voor metalen, namelijk een CaCl_2 -extractie in open erlenmeyers (bijlage F). Dan wordt de overgang van anaeroob (sediment) naar aerob water gesimuleerd. Aangezien er nog weinig ervaring is met deze methode, is het lastig om grenswaarden af te leiden waarboven eutrofiëringsproblemen ontstaan.

De actuele concentratie kan ook worden bepaald door het meten van fluxen in kolomproeven of aquarium-experimenten. Er zijn verschillende methoden voorhanden. Meestal wordt het bovenstaande water ververst om de flux te maximaliseren (Arcadis, 2009). Het is ook mogelijk om fluxen te meten onder veldomstandigheden door toepassing van enclosures of een sedimentklok (De Lange *et al.*, 2009).

2. Modelleren (voor details: zie bijlage J)

Door Deltares is een screeningmodel ontwikkeld dat specifiek gericht is op de bijdrage van de waterbodem aan nutriënten in het oppervlaktewater (Smits en Van Beek, 2010). Het screeningmodel is een watersysteemmodel waarin alle relevante processen (waterstroming, organischestofdynamiek, sorptie, precipitatie, diffusie door de bodem en over grensvlakken, etc.). Het model is gebaseerd op een gedetailleerd model, maar veel parameters hebben een voorgeprogrammeerde waarde gekregen. De resterende parameters moeten door de gebruiker worden ingevoerd. Indien er behoefte is wordt in de toekomst een gebruiksschil ontwikkeld, waarin naast de invoer ook de uitvoer op een overzichtelijke manier wordt gepresenteerd.

Een ander model dat eutrofiëring kan modelleren is PC Lake. In dit model is de waterbodem minder gedetailleerd gemodelleerd, maar de effecten van vis en planten zijn in dat model gedetailleerder beschreven.

Fe/P-ratio

De totaal-P-bepaling geeft inzicht in de totale hoeveelheid fosfor in het systeem. Met de Fe/P-ratio wordt de P-bindingscapaciteit ingeschat, waarmee indirect de beschikbaarheid van P wordt bepaald. Als de Fe/P-ratio bijvoorbeeld zeer groot is, wordt aangenomen dat een groot deel van de P gebonden is aan Fe en dus niet beschikbaar. Als de Fe/P-ratio laag is, is de potentie voor P-nalevering hoog.

Fe/P-ratio (g/g)	potentie voor P-nalevering
Fe/P > 20	Laag
10 < Fe/P < 20	Matig
Fe/P < 10	Hoog

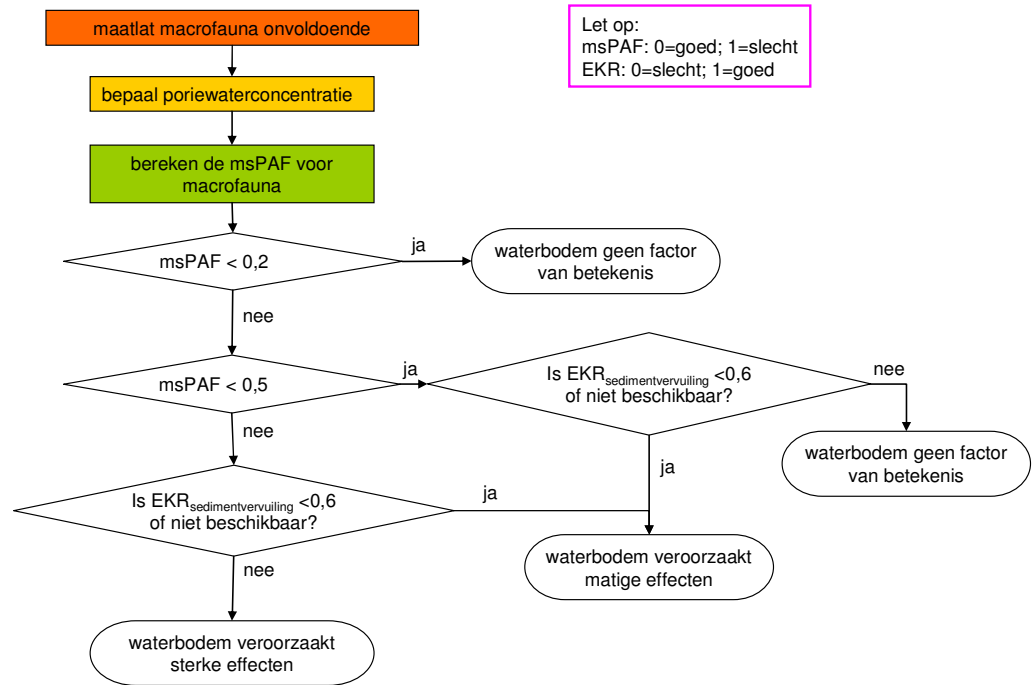
3.6 Ecologische doelen macrofauna

Figuur 3.10 toont de stappen om te beoordelen of de waterbodemkwaliteit de macrofaunapopulatie negatief beïnvloedt. De beoordeling start als geconstateerd is dat de macrofaunapopulatie als onvoldoende wordt beoordeeld. Deze beoordeling kan plaatsgevonden hebben met de KRW-systematiek, maar ook met nationale of regionale methodieken als het gaat om wateren die geen deel uitmaken van de KRW-waterlichamen.

Bepaal de poriewaterconcentratie

In eerste instantie wordt de evenwichtsconcentratie in het poriewater van de toplaag van de waterbodem bepaald. Hiervoor worden de totaalgehalten van (zware) metalen en organische microverontreinigingen in het sediment gebruikt. Zie bijlage E voor het bepalen van de totaalgehalten.

Figuur 3.10
 Schema voor overschrijding van de maatlat macrofauna



De concentratie van organische microverontreinigingen in poriewater wordt berekend volgens:

$$C_{pw} = Q_{meting, sed} / (f_{oc} \times K_{oc})$$

waarin:

C_{pw} = concentratie in poriewater [mg/l]

$Q_{meting, sed}$ = gemeten gehalte in sediment [mg/kg_{ds}]

f_{oc} = fractie organisch koolstof [-]

K_{oc} = evenwichtsconstante voor organisch koolstof [l/kg_{oc}]

Voor metalen wordt de poriewaterconcentratie berekend volgens:

$$C_{pw} = Q_{stand, sed} / K_d$$

waarin:

C_{pw} = concentratie opgelost metaal in poriewater [mg/l]

$Q_{stand, sed}$ = gehalte in sediment omgerekend naar standaard bodem [mg/kg_{ds}]¹⁰

K_d = evenwichtsconstante voor bodem [l/kg]

Voor een hogere betrouwbaarheid kan de poriewaterconcentratie via specialistische methoden worden gemeten (zie kader in §3.1 en bijlage F).

¹⁰ In SEDIAS is het mogelijk om het gemeten gehalte in te voeren. De bodemtypecorrectie wordt dan automatisch uitgevoerd

Bereken de msPAF voor macrofauna

Met de berekening van msPAF wordt onderzocht of het aannemelijk is dat de waterbodempkwaliteit daadwerkelijk effecten heeft op de macrofauna. Meer informatie over de achtergrond van de msPAF is te vinden in bijlage K. De msPAF kan met SEDIAS (tabblad 5.msPAF, zie ook bijlage I) op verschillende manieren worden berekend. Voor de bepaling van de effecten op de macrofauna is gekozen voor de msPAF op basis van een chronisch EC50-niveau. Reden is dat de handreiking wordt ingezet bij langdurige blootstelling en dat alleen daadwerkelijke effecten (effectniveau EC50) van belang worden geacht.

De invoer van de meetwaarden in de waterbodempkwaliteit gebeurt in SEDIAS eenmalig in tabblad 1.Partitie.

Omdat de msPAF een somnorm is, kunnen veel stoffen met elk een lage PAF toch leiden tot een aanzienlijke msPAF. Voor de berekening van msPAF dienen daarom minimaal de gehalten van de volgende stoffen in SEDIAS te worden ingevoerd:

- metalen (arsen, barium, cobalt, cadmium, chroom, koper, kwik, molybdeen, nikkel, lood en zink);
- 10 PAK's (VROM);
- organochloorbestrijdingsmiddelen uit het standaardpakket voor de waterbodempkwaliteit in rijkswateren (zie NEN 5720);
- pentachloorfenol, pentachloorbenzeen en hexachloorbenzeen.

Indien een deel van deze stoffen niet gemeten is, bijvoorbeeld omdat de locatie voor deze stoffen als onverdacht wordt beschouwd, wordt dezelfde systematiek gebruikt als in de Regeling Bodempkwaliteit (Rbk) voor het onderdeel verspreiden op aangrenzend perceel. Dat betekent dat de minimale invoerwaarde gelijk is aan 0,7 keer de intralaboratorium reproduceerbare bepalingsgrens (bijlage L van de Rbk). Metingen van verdachte stoffen die niet tot het standaardstoffenpakket behoren dienen aanvullend te worden ingevoerd. PCB's zijn in dit verband voor het berekenen van de msPAF niet relevant, omdat deze stoffen geen effecten op de macrofauna veroorzaken.

msPAF < 0,2?

Indien de msPAF < 0,2 kan een slechte macrofaunascore niet gerelateerd worden aan de waterbodempkwaliteit. Bij een msPAF > 0,2 wordt het schema vervolgd.

msPAF > 0,2?

Indien de msPAF tussen 0,2 en 0,5 ligt, kunnen effecten niet worden uitgesloten.

Indien de msPAF > 0,5 is, moet rekening gehouden worden met sterke effecten.

Invloed $EKR_{\text{sedimentvervuiling}}$

Voor (uitsluitend) de R8 watertypen is een vooralsnog niet-officiële 'deelmaatlat' afgeleid die gevoelig is voor verontreinigde waterbodems (Peeters et al., 2008; Reeze et al., 2010). Deze deelmaatlat, de $EKR_{\text{sedimentvervuiling}}$, kan in de R8-wateren worden toegepast bij de beoordeling in hoeverre de waterbodempkwaliteit de macrofaunapopulatie negatief beïnvloedt.

Als deze deelmaatlat voldoende scoort ($EKR_{\text{sedimentvervuiling}} > 0,6$) wordt het eindoordeel op basis van de msPAF afgezwakt (van sterke naar matige effecten; van matige naar geen effecten).

Specialistische methoden voor bepaling van het effect van de waterbodem op macrofauna

Het effect van de waterbodem op de macrofauna kan onderzocht worden door de volgende aanvullende metingen:

1. bioassays: Met bioassays kan worden aangetoond dat de gehalten van verontreinigende stoffen in de betreffende waterbodem daadwerkelijk effecten kunnen veroorzaken. Bioassays kunnen in de beoordelingssystematiek (Figuur 3.11) op een vergelijkbare manier worden ingezet als de sedimentmaatlat macrofauna. Als de msPAF > 0,5 en de bioassays geven geen effect kan het eindoordeel van sterk afgezwakt worden naar matig.
2. aanvullende veldinventarisatie: Aanvullend veldwerk betreft bijvoorbeeld het nemen van macrofaunamonsters en/of nematodenmonsters in de diepere waterbodem in plaats van in de ondiepe oeverzone. Deze aanvullende veldmetingen kunnen aantonen dat het deel van het ecosysteem, dat het meest wordt beïnvloed door de waterbodem, daadwerkelijk verstoord is.

3.7 Natuurdoelen

Indien de natuurbeheerder problemen constateert met het behouden of uitbreiden van specifieke doelsoorten die vanwege direct contact of voedsel afhankelijk zijn van een gezonde waterbodem, kan de aanwezigheid van bioaccumulerende stoffen (bijlage B) in de waterbodem hiervan (mede) de oorzaak zijn. In dat geval wordt aangeraden om de waterbodem te onderzoeken op bioaccumulerende stoffen. De beoordeling kan dan plaatsvinden via de methodiek zoals opgenomen in §4.7.

3.8 Normen ter bescherming van de mens

Zowel voor de beroepsvisserij als voor de sportvisserij wordt gemonitord. Hierbij kan worden geconstateerd dat de EU-consumptienorm voor visvlees is overschreden. In figuur 3.11 is de aanpak bij een geconstateerde overschrijding van de EU-consumptienorm weergegeven. De meest waarschijnlijke overschrijding die zich in Nederland kan voordoen betreft dioxines in aal (TEQ). Met name in de grote rivieren voldoet veel aal niet aan de norm. Voor kwik liggen de gehalten in het algemeen onder de norm en PAK's worden in verse vis nauwelijks aangetroffen vanwege omzetting van deze stoffen. Voor de overige genormeerde stoffen (Pb en Cd) is niet goed bekend of aal wel of niet voldoet.

De EU consumptienorm geldt voor vis die op de markt wordt verkocht. Op vis die door sportvissers wordt gevangen en geconsumeerd vindt geen structurele monitoring of controle plaats. Om de risico's van visconsumptie afkomstig uit de sportvisserij te evalueren, bestaat de mogelijkheid om te toetsen aan het MTR_{humanaan}. Deze benadering is, uitgaande van een verontreinigde waterbodem, uitgewerkt in §4.8.

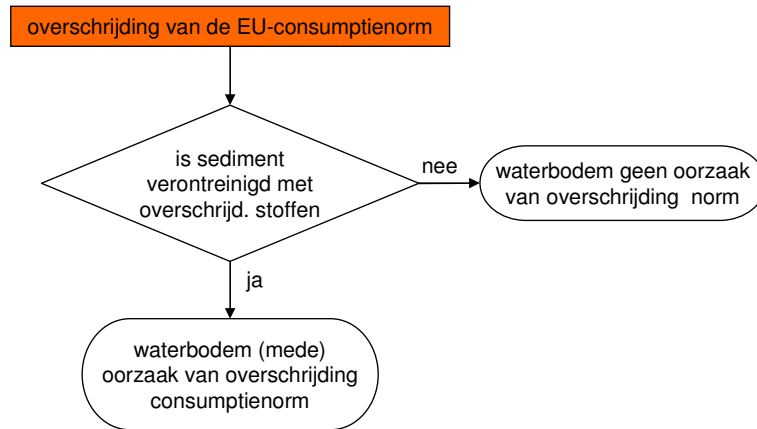
Ook voor (oever)recreanten kunnen de risico's als gevolg van een verontreinigde waterbodem met behulp van een methodiek in §4.8 worden bepaald.

Is het sediment verontreinigd met overschrijdende stoffen?

Indien de in vis normoverschrijdende stoffen ook in de waterbodem verhoogd worden aangetroffen kan worden gesteld dat de waterbodem een bijdrage levert aan de overschrijding van de EU-consumptienorm.

Figuur 3.11

Schema voor toetsing aan consumptienormen



Specialistische methoden voor het verklaren van overschrijding van consumptienormen

Vis staat hoog in de voedselketen. De blootstelling verloopt deels via de waterfase, maar vooral via het voedsel. De accumulatie van stoffen in vis verloopt in principe gelijk aan accumulatie in andere hogere organismen. Bij overschrijding van normen in vis kan OMEGA45 worden ingezet als instrument om de oorzaak beter in kaart te brengen. Specifiek over dioxines en kwik in aal is achtergrondinformatie te vinden in Van den Heuvel *et al* (2009).

4 Methodieken vanuit vertrekpunt bodemkwaliteit

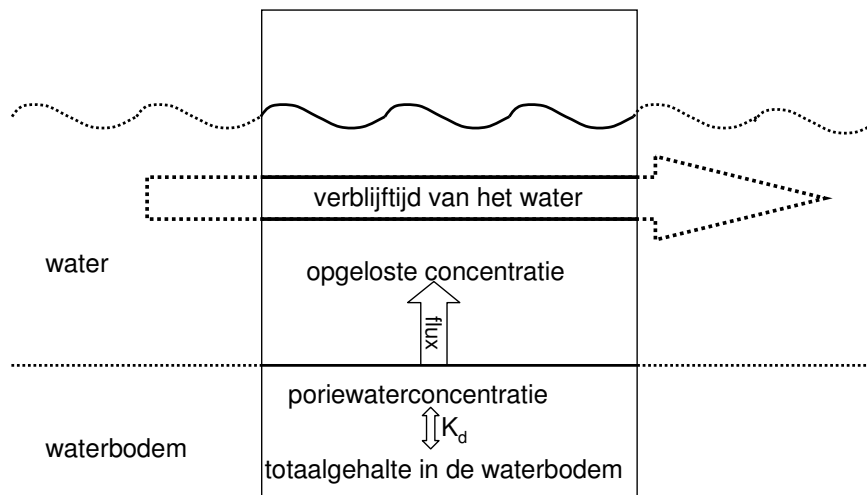
4.1 Milieukwaliteitsnormen voor opgeloste concentraties in oppervlaktewater

Stoffen in oppervlaktewater kunnen in verschillende vormen voorkomen. Of beïnvloeding van de opgeloste concentraties in het oppervlaktewater optreedt door de waterbodem, wordt bepaald door allereerst de opgeloste concentraties met de waterbodem als bron in te schatten. Indien de inschatting daartoe aanleiding geeft, kan besloten worden om in oppervlaktewater te monitoren.

Bij de inschatting wordt de bijdrage die de waterbodem levert aan de opgeloste concentraties in de waterkolom gelijkgesteld aan de flux van poriewater naar de waterkolom zoals in het schema in figuur 4.1 is weergegeven.

Figuur 4.1

Schematische weergave van de relatie tussen concentratie opgeloste stoffen in waterbodem en oppervlaktewater. De te beoordelen locatie is weergegeven binnen de rechthoek.

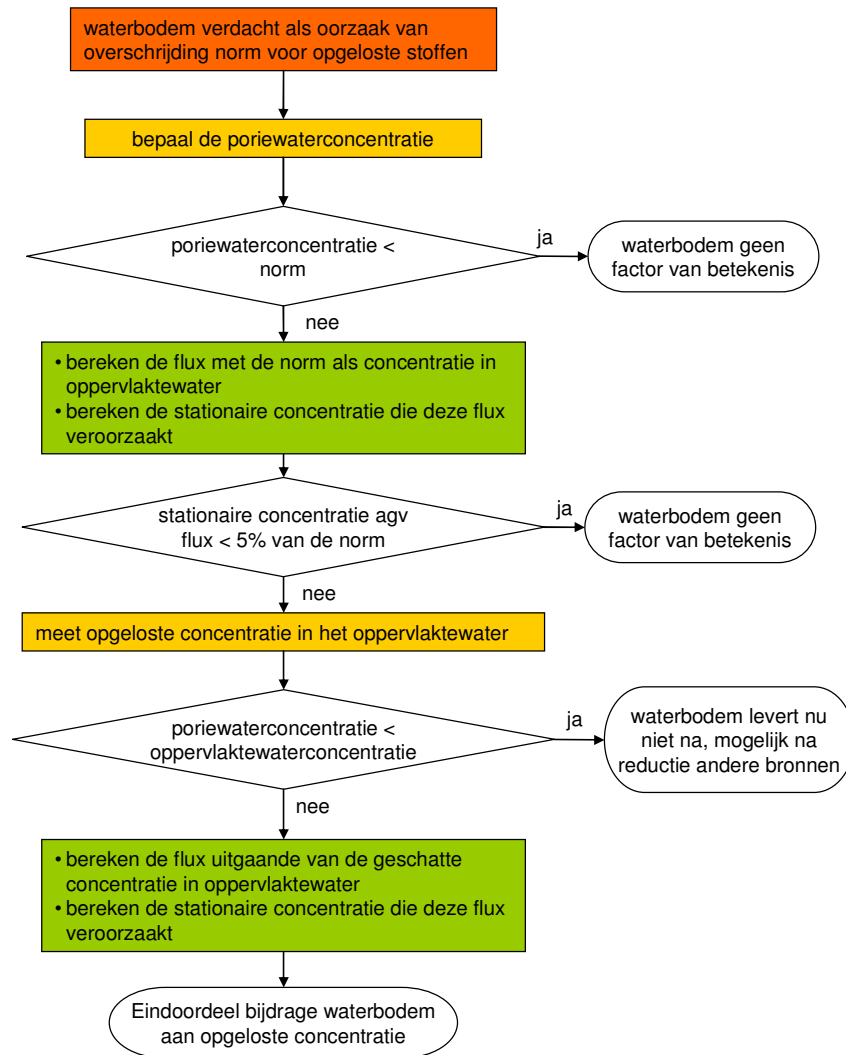


De flux van opgeloste stoffen naar de waterkolom is een gevolg van diffusie/dispersie en advectie (kwel/inzijing). De inschatting van de flux in deze paragraaf wordt gebaseerd op gemeten totaalgehalten in het sediment. De bijdrage die de flux vanuit de waterbodem levert aan het oppervlaktewater wordt tevens gebaseerd op de verblijftijd van het oppervlaktewater.

Alleen voor (zware) metalen gelden normen in oppervlaktewater voor opgeloste concentraties. Het schema wordt ook vervolgd als uit §4.2 is gebleken dat er sprake is van mobiele organische microverontreinigingen en/of zeer lage zwevendstofconcentraties, zodat de opgeloste fractie in belangrijke mate de totale concentratie bepaalt. Figuur 4.2 geeft de stappen weer die nodig zijn om te bepalen wat de bijdrage van de waterbodem is aan de oppervlaktewaterbelasting.

Figuur 4.2

Schema voor de bijdrage van de waterbodem aan de concentratie opgeloste stoffen. Stationaire concentratie heeft betrekking op het berekeningsresultaat bij vaste omstandigheden, zoals stroming etc.



Bepaal de poriewaterconcentratie in de waterbodem

De evenwichtsconcentratie in het poriewater van het slib in de toplaag wordt bepaald op basis van evenwichtspartitie. In SEDIAS zijn de K_d -waarden van de zware metalen vermeld (Tabblad 1.Partitie).

Het totaalgehalte in de waterbodem kan worden bepaald volgens NEN 5720 (zie bijlage E). De poriewaterconcentratie van metalen wordt berekend met:

$$C_{pw} = Q_{stand, sed} / K_d$$

waarin:

- C_{pw} = concentratie opgelost metaal in poriewater[mg/l]
- $Q_{stand, sed}$ = gehalte in sediment omgerekend naar standaard bodem [mg/kg_{ds}]¹¹
- K_d = evenwichtsconstante voor bodem [l/kg]

¹¹ In SEDIAS is het mogelijk om het gemeten gehalte in te voeren. De bodemtypecorrectie wordt dan automatisch uitgevoerd

Voor organische microverontreinigingen kan de poriewaterconcentratie worden berekend volgens:

$$C_{pw} = Q_{meting, sed} / (f_{oc} \times K_{oc})$$

waarin:

C_{pw} = concentratie in poriewater [mg/l]

$Q_{meting, sed}$ = gemeten gehalte in sediment [mg/kg_{ds}]

f_{oc} = fractie organisch koolstof [-]

K_{oc} = evenwichtsconstante voor organisch koolstof [l/kg_{oc}]

Specialistische methoden voor het bepalen van de poriewaterconcentratie

Een nauwkeuriger beeld van de concentraties in het poriewater wordt verkregen door niet uit te gaan van metingen van het totaalgehalte, maar door de beschikbare concentratie in poriewater te meten. Indien de poriewaterconcentratie een leidende parameter is bij de keuze van het al dan niet nemen van maatregelen, wordt aanbevolen om de beschikbaarheidsmetingen te doen. De twee methoden waar in de beoordeling van waterbodems de meeste ervaring mee is, zijn de Tenax-extractie voor organische contaminanten en de CaCl₂-extractie voor metalen. In bijlage F zijn deze methoden toegelicht. De resultaten met deze methoden kunnen worden ingevoerd in SEDIAS en in dezelfde systematiek worden gebruikt.

Poriewaterconcentratie < oppervlaktewaternorm

Uitgangspunt is dat nalevering uit de waterbodem maximaal kan leiden tot gelijke concentraties in oppervlaktewater en poriewater. Indien de poriewaterconcentratie beneden de norm voor het oppervlaktewater blijft, kan de waterbodem dus niet verantwoordelijk zijn voor de normoverschrijding. Om vergelijking met de norm te vereenvoudigen, is in SEDIAS op tabblad 1.Partitie ruimte vrijgelaten om de norm in te vullen.

Berekening van de (potentiële) flux

De totale flux als gevolg van advectie (transport via het water, veroorzaakt door kwel/inzijing) en als gevolg van diffusie/dispersie wordt berekend met SEDIAS (Tabblad 2 Diffusie/dispersie en kwel/wegzijing).

In stagnante systemen, bijvoorbeeld geïsoleerde plassen, kan de actuele flux heel klein worden, omdat waterbodem en oppervlaktewater in evenwicht zijn. Dat betekent dat de concentratie in oppervlaktewater weliswaar volledig wordt bepaald door de waterbodem, maar dat er actueel weinig stoftransport optreedt. Het is daarom zinvol om in (semi-)stagnante systemen de potentiële nalevering bij de interpretatie te betrekken, dus uitgaande van een lage concentratie in het water. In (semi-)stagnante wateren wordt daarom aanbevolen de potentiële flux te berekenen, d.w.z. de flux uitgaande van een oppervlaktewaterkwaliteit die voldoet aan de norm voor oppervlaktewater.

In stromende wateren wordt de actuele flux berekend uitgaande van de gemeten concentraties in het oppervlaktewater. Bij hoge verversing (rivieren, beken), zal de flux in veel gevallen geen significante effecten op de concentratie hebben. De verdunning is dan (zeer) groot. De actuele flux kan wel een ruwe indicatie geven van de vracht aan verontreiniging die op stroom wordt gezet.

De totale flux (som van advectie en diffusie) resulteert in een constante bijdrage van de waterbodem in $g/(m^2.dag)$. Het resultaat geeft de actuele absolute bijdrage van de waterbodem weer.

Specialistische methoden voor het bepalen van de flux

In de hier beschreven methodiek wordt de flux berekend uit eenvoudig verkrijgbare gegevens. In plaats van deze afgeleide berekening, kan ook een directere experimentele bepaling worden gebruikt. Het meest gangbaar is het werken met ongestoorde kolommen, waarin de bovenstaande waterlaag wordt uitgeput of ververs. Een andere mogelijkheid is het in situ gebruik van een sedimentklok (ook wel mesocosm of benthic chamber genoemd).

Bereken de stationaire concentratie die deze flux kan veroorzaken

Het effect van deze flux op het watersysteem kan worden berekend door ook de stationaire concentratie ('steady state concentratie') in het oppervlaktewater te berekenen als gevolg van de flux (zie SEDIAS, Tabblad 2: Diffusie/Dispersie en Kwel). Hierbij wordt rekening gehouden met de eventuele verversing van het oppervlaktewater door menging of stroming, aangezien dit de concentratie van de verontreinigende stof in het water beïnvloedt.

Stationaire concentratie als gevolg van de flux >5% van de norm

Indien berekend wordt dat de totale flux leidt tot meer dan 5% concentratieverhoging boven de oppervlaktewaternorm, is het zinvol om te gaan meten. In deze stap is 5% een arbitrair getal. Indien de waterbeheerder tot een beter onderbouwde schatting wil komen, kan altijd besloten worden te gaan meten in oppervlaktewater.

Meet de concentratie in het oppervlaktewater

Om betrouwbaar vast te stellen of de waterbodem daadwerkelijk stoffen nalevert, is het nodig de oppervlaktewaterconcentratie te monitoren, door op verschillende tijdstippen een monster te nemen en deze te analyseren. Geadviseerd wordt om bij de eventuele monitoring zoveel mogelijk aan te sluiten op de reguliere monitoring (zie bijlage I).

Bij de monitoring worden de oppervlaktewatermonsters gefiltreerd over een 0,45 μm -filter, zodat het zwevend stof uit het monster wordt gehaald en de in het water opgeloste stoffen (zoals opgeloste organische stof, DOC) mee geanalyseerd worden. Deze analysemethodiek is door de KRW voorgeschreven voor metalen.

Poriewaterconcentratie < oppervlaktewaterconcentratie

Indien de poriewaterconcentratie de oppervlaktewaternorm overschrijdt, maar nog altijd lager is dan de gemeten oppervlaktewaterconcentratie, is de waterbodem niet primair verantwoordelijk voor de concentratie in het oppervlaktewater. Andere bronnen dan de waterbodem zijn dan bepalend voor de concentratie in het oppervlaktewater.

In stagnante wateren kan de oppervlaktewaterconcentratie gelijk zijn aan de poriewaterconcentratie ten gevolge van nalevering uit de waterbodem. Er is dan geen flux, maar de waterbodem is wel bepalend voor de oppervlaktewaterconcentratie. In stagnante systemen wordt, rekening houdend met meetafwijkingen, het schema vervolgd als poriewater en gemeten oppervlaktewater minder dan een factor 2 verschillen.

Bereken de flux uitgaande van de concentratie in het oppervlaktewater

Indien de evenwichtsconcentratie (in het poriewater) hoger is dan de oppervlaktewaterconcentratie, kan de waterbodem een oorzaak zijn van normoverschrijding. In dit geval wordt opnieuw de flux en resulterende stationaire concentratie in het mengingsgebied berekend, maar nu met de werkelijke concentratie in het oppervlaktewater.

De flux wordt berekend op basis van:

- advectie: transport veroorzaakt door kwel/inzijing
- diffusie/dispersie

De berekening van deze fluxen is beschreven in de toelichting bij SEDIAS en kan met SEDIAS worden berekend¹² (Tabblad 2 Diffusie/dispersie en kwel/wegzijing).

Bij de actuele flux wordt uitgegaan van de gemeten concentratie in oppervlaktewater, terwijl de potentiële flux wordt berekend op basis van een oppervlaktewaterkwaliteit die voldoet aan de doelstelling.

Deze twee fluxen worden vervolgens bij elkaar opgeteld. De fluxberekening resulteert in een constante bijdrage van de waterbodem in $g/(m^2.dag)$, die de actuele absolute bijdrage van de waterbodem weergeeft.

Eindoordeel

Het eindoordeel wordt op twee manieren weergegeven.

1. als absolute bijdrage van de waterbodem, uitgedrukt in $g/(m^2.dag)$. Deze bronsterkte vanuit de waterbodem kan (mede) worden gebruikt bij de afwegingen van de aanpak (waterbodem vs andere bronnen).
2. als relatieve bijdrage van de waterbodem aan de normoverschrijding. Als deze bijdrage gering is, kan – ook als de bijdrage vanuit andere bronnen onbekend is – worden geconstateerd dat aanpak van de verontreinigde waterbodem de geconstateerde normoverschrijding niet zal oplossen.

De betekenis van de resultaten van de fluxberekeningen kan variëren per locatie. Met name de verversingsgraad van het water speelt daarin een belangrijke rol. Bij een hoge verversingsgraad (rivieren, beken), zal de flux in veel gevallen geen significante effecten op de concentratie hebben. De verdunning is zeer groot. De flux kan wel een ruwe indicatie geven over hoeveel verontreiniging op stroom wordt gezet.

In (semi)-stagnante systemen, bijvoorbeeld geïsoleerde plassen kan de actuele flux heel klein worden, omdat waterbodem en oppervlaktewater in evenwicht zijn. Dat betekent dat de concentratie in oppervlaktewater weliswaar volledig wordt bepaald door de waterbodem, maar dat er actueel weinig stoftransport optreedt. Het is daarom zinvol om in (semi)-stagnante systemen ook de potentiële nalevering bij de interpretatie te betrekken, waarbij uitgegaan wordt van een lage concentratie in het oppervlaktewater.

¹² Bij de berekende flux kan bovendien gebruikt worden gemaakt van correcties voor bioirrigatie/bioturbatie.

4.2 Milieukwaliteitsnormen voor totale concentraties in oppervlaktewater

Verschillende waternormen zijn gedefinieerd als normen voor totale concentraties, dat wil zeggen concentraties in een ongefilterd watermonster inclusief het zwevend stof. Voorbeelden hiervan zijn de milieukwaliteitsnormen voor organische stoffen, de normen voor de inname van water voor de drinkwatervoorziening en de referentiewaarden voor veedrenking. Afhankelijk van de bindingseigenschappen van de verontreiniging, de bindingseigenschappen van zwevend stof en de hoeveelheid zwevend stof in het water, kan de verontreiniging gebonden aan zwevend stof een belangrijke bijdrage leveren aan de totale concentratie in het oppervlaktewater. Opwerveling van verontreinigd sediment (resuspensie) kan op die manier bijdragen aan een normoverschrijding.

Hierbij moet worden opgemerkt dat na opwerveling uit de waterbodem alleen de fijnste fractie van het zwevend stof de bovenzijde van de waterkolom bereikt. Met toenemende waterdiepte wordt de relatie tussen de waterbodem en het zwevend stof zwakker. Daarom wordt aangeraden om bij waterdiepten van meer dan 5 meter specialistische methoden in te zetten voor het bepalen van de bijdrage van de waterbodem aan de normoverschrijding in het oppervlaktewater.

De norm kan op twee verschillende manieren gedefinieerd zijn (zie §2.2.1):

- voor de jaargemiddelde concentratie (JG-MKN)¹³.
- voor de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKN)¹⁴.

Om voor de organische stoffen aan de normen voor de totale concentratie te toetsen wordt een ongefiltreerd watermonster, dus inclusief zwevend stof, geanalyseerd. De bijdrage van de aan zwevend stof gebonden fractie aan de totale concentratie in water hangt af van de concentratie zwevend stof in het oppervlaktewater en van de kwaliteit van dit zwevend stof. De kwaliteit van het zwevend stof is afhankelijk van de bindingseigenschappen van de verontreiniging en van de samenstelling van het zwevend stof. Opwerveling van verontreinigd sediment (resuspensie) draagt bij aan de totale concentratie in het oppervlaktewater. Opwerveling kan worden veroorzaakt door:

- stroming;
- scheepvaart;
- wind;
- bioturbatie.

Voor de beoordeling van de invloed van de waterbodem op de normoverschrijding in het oppervlaktewater wordt onderscheid gemaakt in:

- Stromende wateren. Hiertoe behoren de R-, O- en K-watertypen volgens de indeling van de KRW.
- (Semi-)stagnante wateren. Hiertoe behoren de M-watertypen volgens de indeling van de KRW.

¹³ Ook bij de referentiewaarden voor veedrenking (water voor landbouw) kan uitgegaan worden van de jaargemiddelde concentratie

¹⁴ Evenals bij toetsing aan de MAC-MKN worden bij de toetsing aan de drinkwaternormen individuele meetwaarden aan de norm getoetst

4.2.1 *Stromende wateren*

In stromende wateren wordt de waterkwaliteit vooral bepaald door bovenstroomse aanvoer. Ter plaatse vanuit de waterbodem opgewerveld sediment wordt direct afgevoerd naar benedenstroomse delen van het watersysteem. Een normoverschrijding als gevolg van erosie in het oppervlaktewater ter plaatse is daarom niet waarschijnlijk.

Indien door erosie een normoverschrijding in een benedenstrooms gelegen KRW-waterlichaam optreedt of dreigt op te treden, dan wordt de erosie vanuit dat benedenstrooms gelegen KRW-waterlichaam beschouwd als bovenstrooms gelegen bron van verontreiniging (zie §3.2.1).

4.2.2 *Semi-stagnante wateren*

In (semi)stagnante wateren kan opwerveling worden veroorzaakt door:

- scheepvaart;
- wind;
- bioturbatie.

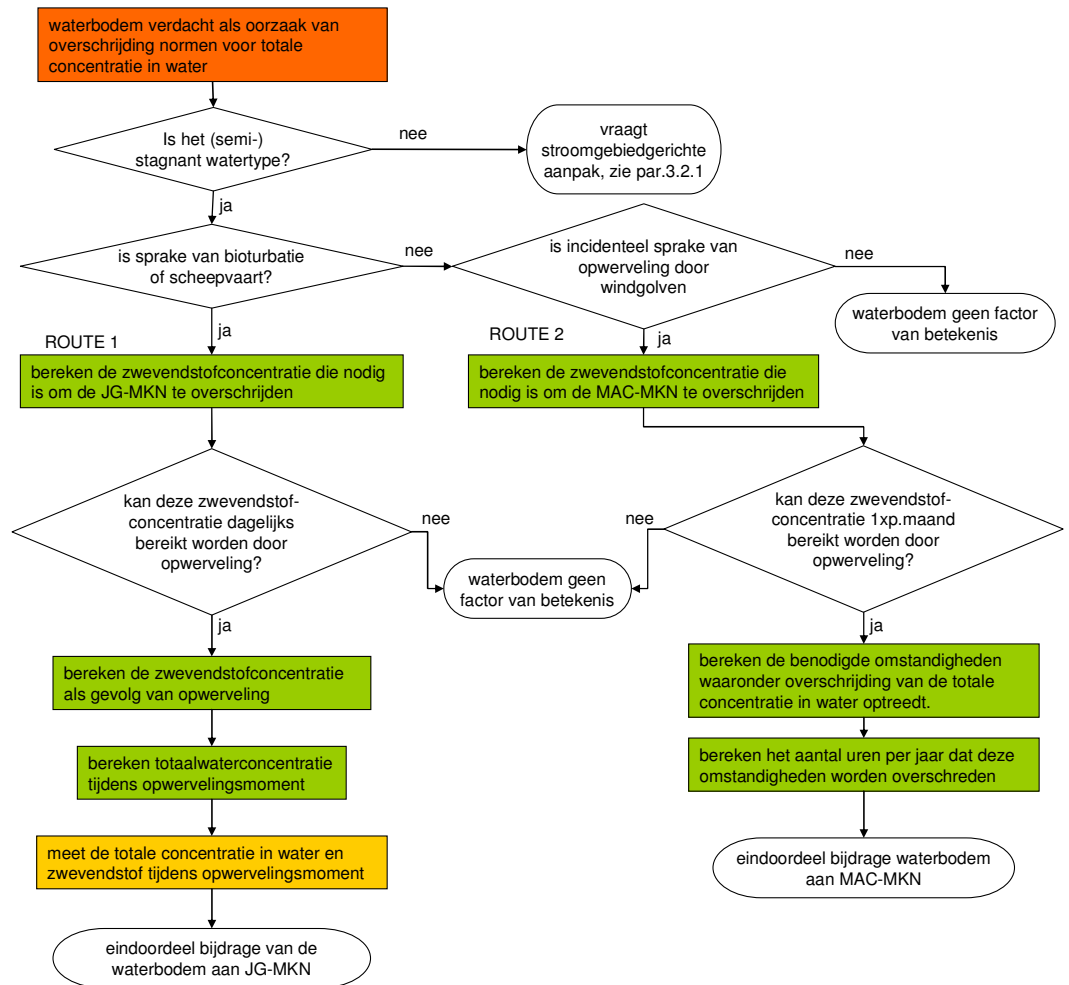
Hierbij wordt verondersteld dat de stroming (als gevolg van afvoer) in (semi)stagnante wateren te gering is om opwerveling te veroorzaken.

Opwerveling door scheepvaart en door bioturbatie worden beschouwd als (semi-)continue processen, waarvan de gevolgen het beste getoetst kunnen worden aan de jaargemiddelde norm (bijv. JG-MKN). Voor opwerveling door wind(golven) wordt daarentegen verondersteld dat er sprake is van incidentele gebeurtenissen, waarvan de gevolgen het beste getoetst kunnen worden aan de MAC-MKN.

Figuur 4.3 gaat alleen in op de bijdrage van zwevend stof aan de totale concentratie. Indien de fractie opgeloste stoffen relevant is voor normoverschrijdingen kan de flux aan opgeloste verontreinigingen worden bepaald door figuur 4.2 te volgen.

Figuur 4.3

Schema voor de bijdrage van waterbodemdeeltjes aan de totale concentratie¹⁵ ten gevolge van opwerveling in (semi)stagnante wateren.



Maakt de locatie deel uit van een stagnant of (semi)stagnant water?

Tot de (semi-)stagnante wateren behoren wateren zoals sloten, kanalen en meren en de M-watertypen volgens de indeling van de KRW.

Omdat deze paragraaf vooral ingaat op de bijdrage van zwevend stof aan de totale concentratie, moet eerst gecontroleerd worden of de totale concentratie daadwerkelijk voor een groot deel wordt bepaald door zwevend stof. Bij zeer lage zwevendstofconcentraties en bij mobilere stoffen kan de bijdrage van opgeloste verontreinigingen groter zijn dan de aan zwevend stof gebonden fractie. Het is daarom zinvol om voor organische contaminanten een eerste inschatting te doen van de bijdrage van zwevend stof aan de totale concentratie.

¹⁵ Totale concentraties in oppervlaktewater zijn relevant voor toetsing aan de chemische normen in KRW wateren en voor de gebruiksfuncties drinkwater en water voor landbouw (referentiewaarden veedrenking)

In SEDIAS tabblad 1.Partitie onder de knop 'aandeel oplost' kan de fractie opgeloste verontreiniging worden berekend. Dit leidt tot de onderstaande formule:

$$C_{water} = C_{opgelost,water} + Q_{meting, sed} \times \frac{ZS}{1000}$$

waarin:

C_{water}	= totale concentratie in water in $\mu\text{g/l}$
$C_{opgelost,water}$	= opgeloste concentratie in water in $\mu\text{g/l}$
$Q_{meting, sed}$	= gehalte in sediment in mg/kg
ZS	= de concentratie zwevend stof [mg/l]

Voor een eerste schatting mag worden uitgegaan van standaardcondities:

$$ZS = 30 \text{ mg zwevend stof per liter}$$

Als bekend is dat normoverschrijding door bijvoorbeeld wind bij veel hogere zwevendstofconcentraties wordt geconstateerd, kan dit worden aangepast in SEDIAS.

Bij bovenstaande berekening is verondersteld dat de kwaliteit van zwevend stof volledig bepaald wordt door de waterbodem ter plaatse en dat het oppervlaktewater in evenwicht is met de waterbodem. Het betreft dus een sterk indicatieve berekening om enig zicht te krijgen op de verhouding tussen verontreiniging gebonden aan zwevend stof en opgelost.

Overschrijding van de jaargemiddelde norm (JG)

Is er sprake van bioturbatie of scheepvaart?

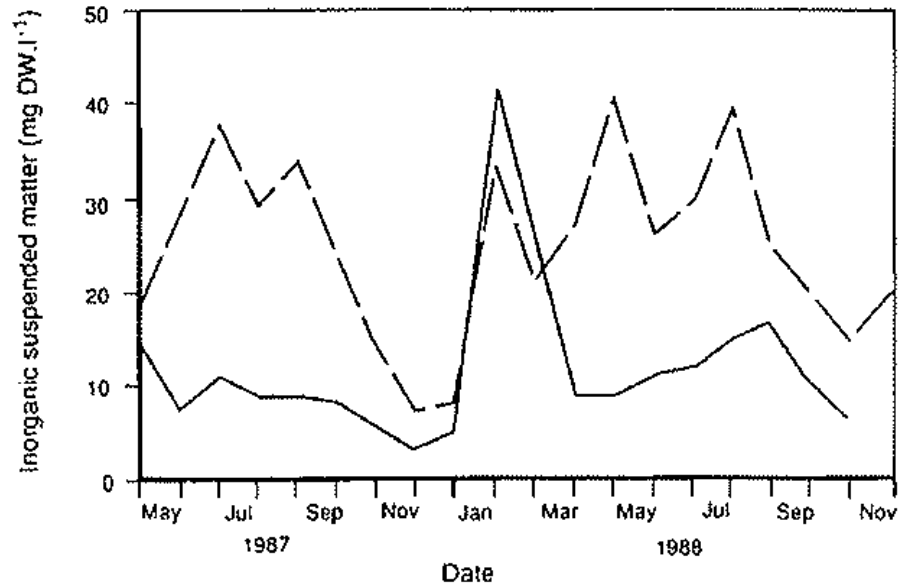
In de volgende stap van het schema wordt nagegaan of bioturbatie en/of scheepvaart substantiële opwerveling veroorzaken. Onderstaande tekst geeft vuistregels als eerste indicatie of deze processen een rol spelen. Daarnaast mogen ook incidentele metingen of gebiedskennis van de waterbeheerder worden gebruikt om deze vraag te beantwoorden.

Opwerveling door bioturbatie

Opwerveling door bioturbatie wordt in (semi-)stagnante wateren vooral bepaald door benthivore vis, zoals brasem. De invloed van bioturbatie wordt geïllustreerd met figuur 4.4, waarin zwevend stofconcentraties in een plas met en zonder benthivore vis zijn aangegeven. In de figuur is te zien dat er in de winter minder opwerveling is. De januaripeik in de plas met weinig vis is mogelijk door storm veroorzaakt.

Figuur 4.4

Anorganisch zwevend stof concentraties in de Bleiswijkse Zoom, met benthivore vis (stippellijn) en zonder benthivore vis (doorgetrokken lijn) [Meijer et al., 1990].



Een eerste inschatting of bioturbatie een mogelijke oorzaak is van het niet halen van de milieukwaliteitsnorm voor de totale concentratie, kan gedaan worden aan de hand van de hoeveelheid benthivore vis. Dit is mogelijk als regelmatig visstandmetingen zijn uitgevoerd. Onderstaande formule van Meijer et al. (1990) geeft een indicatie van de zwevendstofconcentraties die veroorzaakt kunnen worden door bioturbatie door vis, afgeleid voor meren en plassen van maximaal 2 meter diep:

$$ZS[\text{mg/l}] = 8 + 0,062 \text{ benthivore vis } [\text{kg/ha}]$$

Waarin ZS = zwevend stof

De formule is wellicht breder toepasbaar, maar afgeraden wordt om de formule te gebruiken voor stromende wateren of wateren dieper dan 3 à 4 meter. Bioturbatie kan alleen in ondiepe stilstaande wateren een echt belangrijke factor zijn (De Lange et al., 2006). De formule is opgenomen tabblad 3. Resuspensie van SEDIAS.

Opwerveling door scheepvaart

Opwerveling treedt altijd op als er beroepsscheepvaart is en in de gevallen dat er recreatievaart is in wateren ondieper dan 3,5 meter.

De mate van opwerveling door scheepvaart is afhankelijk van de kielspeling, het motorvermogen, de schroefdiameter en de vaarsnelheid van het passerende schip. Deze factoren bepalen de waterstromingsnelheid aan de bodem onder het schip en daarmee de mate van opwerveling.

In bijna alle kanalen en ondiepe meren in Nederland waar beroepsscheepvaart plaatsvindt, vindt opwerveling plaats als gevolg van de kleine kielspeling (geringe waterdiepte t.o.v. de diepgang). Deze opwerveling door de beroepsscheepvaart hoeft zich niet te beperken tot de vaargeul: in ondiepe meren (minder dan 2 meter diepte) kan door de golfslag van schepen opwerveling optreden tot 80 meter buiten de vaargeul.

Voor recreatievaart wordt verondersteld dat opwerveling optreedt bij een kielspeling van minder dan 2 meter. Wanneer verder wordt aangenomen dat de diepgang van recreatievaartuigen maximaal 1,50 meter bedraagt, kan worden gesteld dat opwerveling door recreatievaart optreedt in wateren met een diepte van minder dan 3,50 meter (Eelkema, 2006).

Voor die gevallen waarin de waterbeheerder twijfelt of de beroeps- of recreatievaart in het beschouwde waterlichaam daadwerkelijk opwerveling veroorzaakt, kan gebruik worden gemaakt van SEDIAS (tabblad 3, resuspensie). Op basis van de waterdiepte, de mate van consolidatie van de waterbodem en het type schip (schepen) dat in het waterlichaam vaart, worden de resuspensieflux en de resulterende concentraties zwevend stof in de waterkolom berekend.

Als de berekende resuspensieflux per passerend schip groter is dan nul, is er in principe sprake van opwerveling door scheepvaart en kan het schema van figuur 4.3 verder worden vervolgd om de resulterende zwevend-stofconcentraties en de totale concentraties te berekenen.

Overschrijding van de jaargemiddelde norm (JG)

Bereken de zwevendstofconcentratie die nodig is om de JG-MKN te overschrijden

Er vanuitgaande dat zwevend stof de bepalende factor is voor wind, wordt de bijdrage van opwerveling door wind berekend door:

$$C_{\text{water door zs}} = ZS * Q_{\text{meting, sed}} * 10^{-3}$$

waarin:

$C_{\text{water door zs}}$ = de bijdrage van zwevendstof aan de totale concentratie in water ($\mu\text{g/l}$)

ZS = de berekende zwevend stofconcentratie (mg/l)

$Q_{\text{meting, sed}}$ = het gehalte in het sediment (mg/kg_{ds})

De bijdrage van opwerveling aan de totale concentratie in water wordt berekend in tabblad 4 Bijdrage totale conc. in SEDIAS.

Door de concentratie zwevend stof te variëren, kan bepaald worden bij welke concentratie zwevend stof de MAC wordt overschreden.

Kan deze zwevendstofconcentratie dagelijks worden bereikt?

De vraag is of de benodigde zwevendstofconcentratie realistisch is. Deze vraag kan beantwoord worden op basis van expert judgement of metingen op andere (min of meer vergelijkbare) locaties. Bij twijfel wordt het schema vervolgd met ja.

Bereken de zwevendstofconcentratie als gevolg van opwerveling door scheepvaart

Om de totale concentratie van een verontreinigende stof te berekenen, moeten de zwevend-stofconcentratie (mg/l) en het gehalte van de betreffende stof in het zwevend stof (mg/kg) bekend zijn.

Op basis van de waterdiepte, de mate van consolidatie van de waterbodem, het aantal schepen en het type schepen, worden de resuspensieflux en de resulterende concentraties zwevend stof met behulp van SEDIAS tabblad 3. resuspensie berekend.

Bereken de totale concentratie in water van een verontreinigende stof als gevolg van opwerveling

De (jaargemiddelde) totale concentratie (mg/l) van een verontreinigende stof wordt als volgt berekend uit de (eventueel gesommeerde) stationaire zwevend stofconcentratie in het oppervlaktewater (mg/l) en het totaalgehalte van de betreffende stof in de toplaag van de waterbodem (mg/kg droge stof).

Berekening totale concentratie in water:

$$C_{\text{water door zs}} = ZS * Q_{\text{meting, sed}} * 10^{-3}$$

waarin:

$C_{\text{water door zs}}$ = de bijdrage van zwevendstof aan de totale concentratie in water ($\mu\text{g/l}$)

ZS = de berekende zwevend stofconcentratie (mg/l)

$Q_{\text{meting, sed}}$ = het gehalte in het sediment (mg/kg_{ds})

De bijdrage van opwerveling aan de totale concentratie in water wordt berekend in tabblad 4. Bijdrage totale conc. in SEDIAS. Hierin wordt ook de bijdrage van bioturbatie meegenomen.

Meet de totale concentratie en (indien mogelijk) het zwevend stof tijdens of vlak na de opwerveling.

Indien de berekende totale concentratie uitwijst dat mogelijk sprake is van normoverschrijding, kan de waterbeheerder ervoor kiezen om dit te verifiëren door in het veld op verschillende tijdstippen monsters te nemen en deze te analyseren. Geadviseerd wordt om met deze monitoring aan te sluiten bij de wijze waarop de reguliere monitoring van oppervlaktewateren plaatsvindt (zie bijlage I).

Eindoordeel bijdrage waterbodem aan totale concentratie

De berekende of eventueel de gemeten concentratie wordt getoetst aan de jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm voor de totale concentratie. Wanneer deze norm overschreden wordt, wordt gesteld dat de waterbodem (mede) van belang is bij het niet halen van de lokale waterkwaliteitsdoelstellingen.

Overschrijding van de MAC

Bereken de zwevendstofconcentratie die nodig is om de Maximaal Aanvaardbare Concentratie (MAC) te overschrijden

Er vanuitgaande dat zwevend stof de bepalende factor is voor wind, wordt de bijdrage van opwerveling door wind berekend door:

$$C_{\text{water door zs}} = ZS * Q_{\text{meting, sed}} * 10^{-3}$$

waarin:

$C_{\text{water door zs}}$ = de bijdrage van zwevendstof aan de totale concentratie in water ($\mu\text{g/l}$)

ZS = de berekende zwevend stofconcentratie (mg/l)

$Q_{\text{meting, sed}}$ = het gehalte in het sediment (mg/kg_{ds})

De bijdrage van opwerveling aan de totale concentratie in water wordt berekend in tabblad 4 Bijdrage totale conc. in SEDIAS.

Door de concentratie zwevend stof te variëren, kan bepaald worden bij welke concentratie zwevend stof de MAC wordt overschreden.

Kan deze zwevendstofconcentratie minimaal 1 keer per maand bereikt worden door opwerveling door wind?

Deze vraag is een eerste controle of een overschrijding van de milieukwaliteitsnorm realistisch is. Deze vraag wordt beantwoord op basis van gebieds- en ervaringskennis en eventueel met behulp van beschikbare metingen. Bij twijfel is het antwoord 'ja'.

Kunnen windgolven incidenteel opwerveling veroorzaken?

Opwerveling door windgolven mag verwaarloosd worden in lijnvormige en kleine wateren (dieper dan 1 meter en strijklengte overal < 1 km).

In de overige wateren wordt op eenvoudige wijze ingeschat of windgolven kunnen leiden tot opwerveling van sediment.

In SEDIAS wordt op basis van een kritieke schuifspanning voor de bodem de kritieke orbitaalsnelheid voor opwerveling bepaald. Er is een tabel gemaakt waarin afhankelijk van de waterdiepte en de strijklengte kan worden afgelezen bij welke windsnelheid de kritieke orbitaalsnelheid wordt overschreden.

Kan deze zwevendstofconcentratie minimaal 1 keer per maand bereikt worden door opwerveling door wind?

Deze vraag is een eerste check of een overschrijding van de milieukwaliteitsnorm realistisch is. Deze vraag wordt beantwoord op basis van gebieds- en ervaringskennis en eventueel met behulp van beschikbare metingen. Bij twijfel is het antwoord 'ja'.

Bereken het aantal uren per jaar dat de MAC wordt overschreden als gevolg van opwerveling door wind

Berekend wordt hoe vaak en hoe lang sprake is van een MAC-overschrijding. Berekening van de hoeveelheid zwevend stof die opwervelt, leidt met de vereenvoudigde rekenformules uit SEDIAS al snel tot hoge zwevendstof concentraties. Een voorbeeld: als 0,22 m/s de kritieke orbitaalsnelheid is, wordt bij 0,23 m/s al een zwevendstofconcentratie van 400 mg/l berekend. Daarom mag het aantal uren dat de norm wordt overschreden gelijk gesteld worden aan het aantal uren dat de kritieke orbitaalsnelheid wordt overschreden. Op basis van windgegevens van het dichtstbijzijnde meteorostation kan het aantal uren per jaar worden nagegaan dat een bepaalde windsnelheid en windrichting (strijklengte) optreedt. In SEDIAS tabblad ad 3 'berekening opwerv wind' wordt het aantal uren per jaar berekend dat de normoverschrijding plaatsvindt.

Eindoordeel bijdrage waterbodem aan de totale concentratie door windgolven

De som van de frequenties voor alle relevante windrichtingen en windsnelheden waarbij de MAC-waarde van een stof wordt overschreden, bepaalt het belang van de waterbodem bij het al dan niet halen van de waterkwaliteitsdoelstellingen.

Specialistische methoden voor het bepalen van MAC-overschrijding

Het daadwerkelijk meten van overschrijdingen is lastig, omdat opwerveling door wind incidenteel optreedt en de omstandigheden voor monsternamen dan ongunstig zijn. De eenvoudige beoordelingsmethode voorziet dus niet in het daadwerkelijk vaststellen van de overschrijding, maar dit kan wel. Het is dan wel nodig om veldwerk te verrichten bij harde wind. Er moeten zwevend stof monsters en eventueel oppervlaktewatermonsters worden genomen.

Een andere optie voor het bepalen van effecten van opwerveling door wind is de inzet van geavanceerde waterstromingsmodellen waaraan sediment en zwevend stof als component gekoppeld kunnen worden, zoals BRETRO, WAQUA of Delft-3D.

Voor meer achtergrondinformatie over opwerveling en erosie, zie Eelkema (2006).

4.3 MTR voor oppervlaktewater en MTR voor zwevend stof

In deze paragraaf gaat het om overschrijding van twee typen normen:

1. MTR voor zwevend stof. In de MR Monitoring zijn voor PCB's normen in zwevend stof opgenomen.
2. MTR voor oppervlaktewater. Toetsing aan deze norm vindt plaats na omrekening van de gemeten concentratie naar standaard water met een gehalte zwevend stof van 30 mg per liter.

Evenals voor totale concentraties (§4.2) geldt voor zwevend stof en voor gestandaardiseerd water dat invloed van de waterbodem met name een rol kan spelen in (semi-)stagnante wateren.

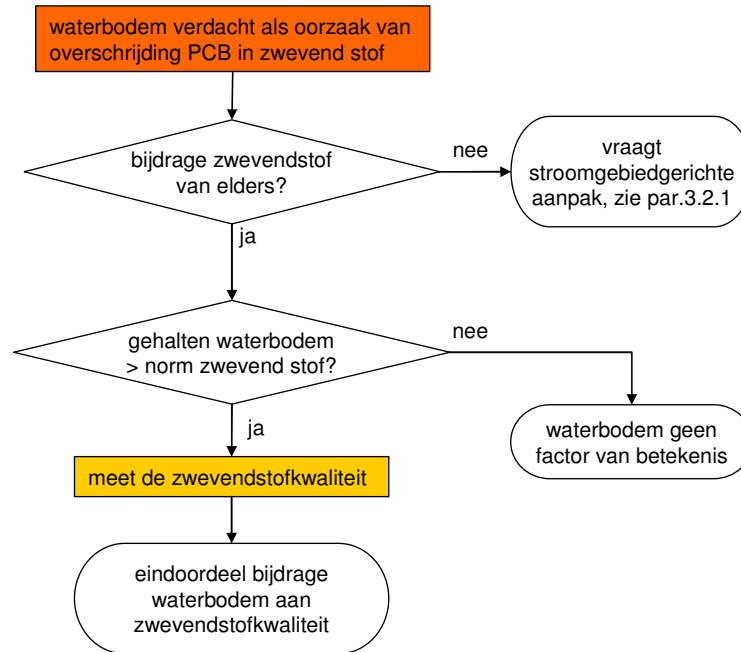
4.3.1 MTR voor zwevend stof

Voor PCB's zijn in de MR Monitoring MTR-waarden in zwevend stof geformuleerd. De relatie tussen zwevendstofnormen en de waterbodemkwaliteit lijkt op de aanpak van milieukwaliteitsnormen voor de totale concentratie in §4.2. Er zal regelmatig verwezen worden naar betreffende paragraaf. Zoals vermeld in § 4.2, bereikt na opwerveling uit de waterbodem alleen de fijnste fractie van het zwevend stof de bovenzijde van de waterkolom. Met toenemende waterdiepte wordt de relatie tussen de waterbodem en het zwevend stof zwakker. In onderstaande methodiek wordt daarmee geen rekening gehouden. Bij waterdiepten > 5 meter wordt aangeraden specialistische methoden in te zetten.

Figuur 4.5 toont de methodiek die gevolgd wordt bij overschrijding van de zwevendstofnormen voor PCB's.

Figuur 4.5

Schema voor beoordeling van de bijdrage van de waterbodem bij overschrijding van MTR zwevend stof



Komt zwevend stof voornamelijk vanaf de verontreinigde locatie of wordt het van elders aangevoerd?

De grens van 20% aanvoer van elders is arbitrair. Het gaat er hierbij om dat onderscheid wordt gemaakt tussen wateren waar nauwelijks aanvoer van zwevend stof plaatsvindt (bijvoorbeeld alleen via sluizen) en (stromende) systemen en wateren waar wel sedimenttransport plaatsvindt.

Behoort de locatie tot de (semi)stagnante wateren?

Net als bij de milieukwaliteitsnormen voor de totale concentratie geldt dat in stromende wateren de belasting van bovenstrooms meestal de grootste factor vormt. Dit betekent dat een resultante concentratie wordt gevormd die gebaseerd is op de kwaliteit die in het stroomgebied voorkomt. Dit is beter te beoordelen door voor de benedenstrooms gelegen (KRW) waterlichamen te beoordelen of daar normoverschrijding is opgetreden (of dreigt op te treden) en – indien dat het geval is – de erosie die bovenstrooms optreedt als mogelijke bron van verontreiniging te onderzoeken (zie hiervoor §3.2.1).

In de (semi)stagnante wateren (meren, kanalen en sloten) wordt de zwevendstofkwaliteit vooral bepaald door de daar aanwezige waterbodem.

Overschrijdt de stof in de waterbodem de zwevendstofnorm?

De norm voor de 7 individuele PCB's in zwevend stof is 8 µg/kg droge stof. Er is geen somnorm. Voordat het gehalte in de waterbodem getoetst kan worden moet het eerst gestandaardiseerd worden naar de eigenschappen van zwevend stof volgens de formule:

$$Q_{\text{stand, zs}} = Q_{\text{meting, sed}} \times 20 / (\%OS)$$

waarin:

- %OS = percentage organische stof (minimaal 2% en maximaal 30%)
- $Q_{\text{meting, sed}}$ = het gemeten gehalte in de waterbodem [$\mu\text{g}/\text{kg}$ droge stof]
- $Q_{\text{standaard, zs}}$ = het gestandaardiseerde gehalte in zwevend stof ($\mu\text{g}/\text{kg}$ droge stof)

Indien de gegevens voor de betreffende stoffen correct zijn ingevoerd in SEDIAS tabblad 1.Partitie, is deze berekening uitgevoerd in SEDIAS tabblad 6.Zwe.v.stof&MTR.

Indien het naar standaard zwevend stof omgerekende gehalte in sediment groter is dan $8 \mu\text{g}/\text{kg}$ kan de waterbodem bijdragen aan overschrijding van de norm. De hoeveelheid zwevend stof is daarbij niet van belang (zoals bij de milieukwaliteitsnorm voor de totale concentratie), maar wel de menging met zwevend stof van elders.

Meet de zwevendstofkwaliteit

Door regelmatig monsters te nemen van zwevendstof en de kwaliteit ervan te bepalen kan worden vastgesteld in hoeverre de MTR-waarde werkelijk wordt overschreden. Indien ervoor gekozen wordt om te monitoren, wordt geadviseerd zoveel mogelijk aan te sluiten bij de reguliere monitoring (zie bijlage I).

Eindoordeel

Als op deze locatie inderdaad zwevendstofgehalten boven de norm worden vastgesteld, kan geconcludeerd worden dat de waterbodem een belangrijke bron is van deze normoverschrijding. Als er geen overschrijdingen worden vastgesteld levert de waterbodem voor deze norm geen problemen op.

4.3.2

MTR voor oppervlaktewater

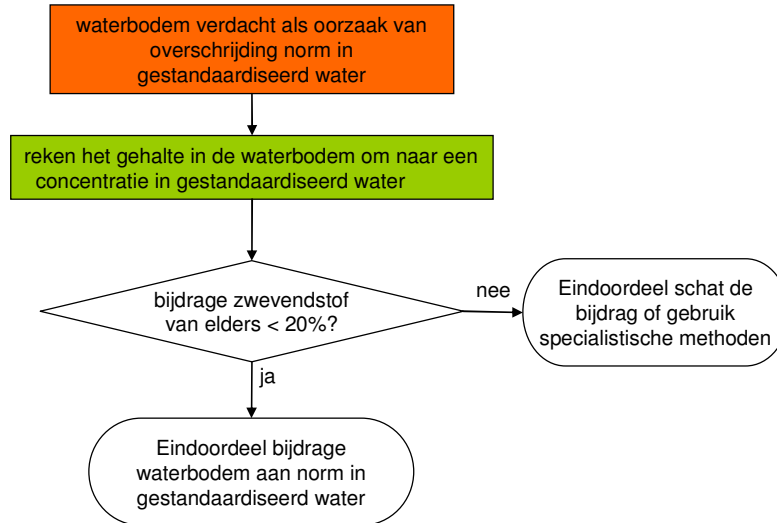
Figuur 4.6 toont de methodiek die wordt gevolgd als onderzocht dient te worden of het MTR in oppervlaktewater wordt overschreden. Volgens de MR Monitoring is voor de volgende waterbodemrelevante stoffen een MTR als norm vastgesteld: arseen (As), boor (B), koper (Cu), antimoon (Sb), tellurium (Te), titaan of titanium (Ti), uranium (U), vanadium (V), zilver (Ag), benzo(a)anthraceen, chryseen, fenantreen, heptachloor, heptachloorepoxide en tetrabutyltin.

Reken het gehalte in de waterbodem om naar een concentratie in gestandaardiseerd water

De standaardisatie van gemeten concentraties in water betekent dat er wordt uitgegaan van 30 mg zwevend stof per liter met een gemiddelde samenstelling van 20% organische stof en 40% lutum. Deze standaardisatie wijkt af van de wijze waarop omgerekend wordt naar een standaardbodem op basis van 10% organische stof en 25% lutum. Om na te gaan of de waterbodem verantwoordelijk is voor een overschrijding van de norm voor gestandaardiseerd water, wordt berekend in welke mate $30 \text{ mg}/\text{l}$ zwevend stof bijdraagt aan de totale concentratie in water en aan de normopvulling.

Figuur 4.6

Schema voor de bijdrage van de waterbodem aan de concentratie in gestandaardiseerd water



Het gemeten gehalte in de waterbodem wordt eerst omgerekend naar een gestandaardiseerd gehalte in zwevend stof volgens:

$$Q_{stand,zs} = Q_{meting, sed.} * \frac{a + b * 40 + c * 20}{a + b * \%lutum + c * \%org.stof} \text{ (voor metalen) of}$$

$$Q_{stand,zs} = Q_{meting, sed.} * \frac{20}{\%org.stof} \text{ (voor organische contaminanten)}$$

waarin:

- $Q_{stand,zs}$ = gestandaardiseerd gehalte zwevend stof uitgaande van opgeweelde waterbodem (mg/kg)
- $Q_{meting, sed.}$ = gemeten gehalte in de waterbodem (mg/kg)
- $\% lutum$ = percentage lutum
- $\% org.stof$ = percentage organische stof
- a, b, c = stofspectifieke parameters voor bodemtypecorrectie (zie bijlage G van de regeling Bodemkwaliteit)

Deze bewerking kan eventueel uitgevoerd worden met het toetsingsprogramma Towabo, door waterbodem te standaardiseren voor zwevend stof.

Vervolgens wordt het gestandaardiseerde gehalte omgerekend naar standaard water door:

$$C_{stand, water door zs} = Q_{stand, zs} \times 30 \times 10^{-3}$$

waarin:

- $C_{stand, water door zs}$ = bijdrage van 30 mg/l gestandaardiseerd zwevend stof in gestandaardiseerd water ($\mu\text{g/l}$).
- $Q_{stand, zwevendstof}$ = gestandaardiseerd gehalte zwevend stof uitgaande van opgeweelde waterbodem (mg/kg). De factor 30 komt voort uit de voorgeschreven 30 mg zwevend stof per liter. De factor 10^{-3} is nodig om tot correcte eenheden te komen.

In SEDIAS tabblad 6.zwev.stof&MTR zijn deze berekeningen uitgevoerd voor stoffen met een MTR, mits de invoer in tabblad 1.Partitie correct is. Nu kan berekend worden in welke mate de waterbodem als gevolg van opwerveling bijdraagt aan de normoverschrijding. Nu kan berekend worden in welke mate de waterbodem als gevolg van opwerveling bijdraagt aan de normoverschrijding.

Komt zwevend stof voornamelijk vanaf de verontreinigde locatie of wordt het van elders aangevoerd?

De grens van 20% aanvoer van elders is arbitrair. Het gaat er om dat onderscheid wordt gemaakt tussen wateren waar nauwelijks aanvoer van zwevend stof plaatsvindt (bijvoorbeeld alleen via sluizen) en (stromende) systemen en wateren waar wel sedimenttransport plaatsvindt.

Eindoordelen

Indien het antwoord ja is, dan wordt geconcludeerd dat de waterbodem de belangrijkste factor is die de zwevendstofkwaliteit beïnvloedt.

Als het antwoord nee is, ligt het ingewikkelder. Er dient dan een inschatting te worden gemaakt van de bijdrage van de waterbodem aan de kwaliteit van het zwevend stof. De verblijftijd van het water en de mate van opwerveling (wind/scheepvaart/bioturbatie) zijn hierbij belangrijke factoren. Deze inschatting wordt gemaakt op basis van expert judgement of met specialistische methoden.

Specialistische methoden voor het opstellen van een zwevendstofbalans

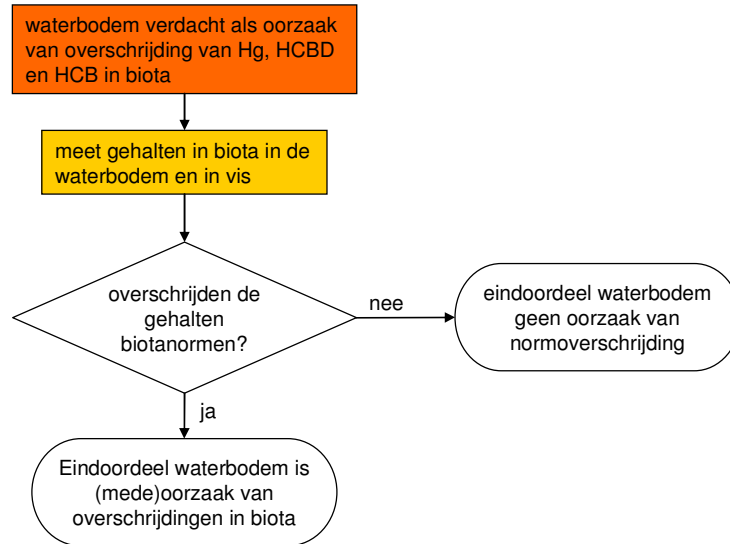
Indien deze subparagraaf wordt gevolgd is normoverschrijding geconstateerd als gevolg van de zwevendstofkwaliteit. Inzet van bijvoorbeeld sedimentvallen zal in deze situatie weinig nieuwe informatie over de bijdrage van de waterbodem opleveren. Er kan wel meer inzicht worden verkregen door een zwevendstofbalans te maken met behulp van modellen. Meestal wordt dit uitgevoerd op basis van waterstromingsmodellen, zoals WAQUA, BRETPRO, SOBEK of DELFT3D, waaraan een zwevendstofmodule wordt gekoppeld.

4.4 Biotanormen

Een normoverschrijding van een stof in biota hangt, als gevolg van het verdelingsevenwicht van stoffen over water, sediment en organisch stof, vooral samen met de stofgehalten in de waterbodem en/of in het zwevend stof. Indien een waterbodem is verontreinigd met één of meerdere stoffen waarvoor biotanormen zijn vastgesteld dan kan met de methodiek in figuur 4.7 bepaald worden of biotanormen daadwerkelijk worden overschreden.

Figuur 4.7

Schema voor de bijdrage van de waterbodem bij overschrijding van de biotanorm



Meet gehalten in biota in de waterbodem en in vis

Vervolgens worden op verschillende plaatsen in de meest verontreinigde delen van de waterbodem de gehalten in organismen die in de toplaag van de waterbodem leven gemeten. Daarnaast worden in het verdachte gebied metingen van de gehalten in vis uitgevoerd. Geadviseerd wordt om voor gegevens over bio-accumulatie-niveaus (m.n. in vis) zoveel mogelijk gebruik te maken van de resultaten van bestaande meetnetten. Indien geen gegevens beschikbaar zijn dient de wijze van monitoren in biota goed aan te sluiten bij die van bestaande meetnetten (zie bijlage I). Ook kan voor metingen in vis vaak gebruik gemaakt worden van de vangst van sport- en/of beroepsvissers.

Overschrijden één of meerdere stoffen de biotanorm?

De gehalten in biota uitgedrukt in [$\mu\text{g}/\text{kg}$ versgewicht] kunnen direct getoetst worden aan de normen. Indien er overschrijdingen van biotanormen in vis of schelpdieren in de waterbodem geconstateerd worden, mag aangenomen worden dat de waterbodemkwaliteit daarop van invloed is. Voor de gehalten van kwik in vis heeft de oppervlaktewater- en zwevendstofkwaliteit mede invloed op de bio-accumulatie. In met name stromende wateren dient daarmee rekening gehouden te worden.

Eindoordeel

Indien er overschrijdingen van biotanormen in vis of schelpdieren in de waterbodem geconstateerd worden, mag aangenomen worden dat de waterbodemkwaliteit daarop van invloed is. Voor de gehalten van kwik in vis heeft de oppervlaktewater- en zwevendstofkwaliteit mede invloed op de bioaccumulatie. In met name stromende wateren dient daarmee rekening gehouden te worden. In het eindoordeel over de bijdrage van de waterbodem aan de biotanormen speelt de grootte van de verontreinigde locatie in verhouding tot de grootte van het foerageergebied van de soort een belangrijke rol.

Specialistische methoden voor de bepaling of de waterbodem de oorzaak is van overschrijding van de biotanorm in vis of schelpdieren

Met metingen van gehalten in biota die in de waterbodem leven, zoals de Korfmossel (*Corbicula*) of wormen en muggelarven, kan met grotere zekerheid worden bepaald of de waterbodem (mede) de oorzaak is van de geconstateerde overschrijding van de biotanormen. Het voordeel van metingen in biota in de waterbodem is dat de beschikbaarheid voor opname van deze bio-accumulerende stoffen in het voedselweb direct wordt bepaald. Dit is vooral van belang bij verontreiniging met kwik, omdat deze in het milieu microbieel wordt omgezet in methyl-kwik. Methyl-kwik is veel toxischer, mede omdat het vele malen sneller wordt opgenomen door hogere organismen.

Ook is het mogelijk met waterbodemonsters in het laboratorium bio-accumulatie-experimenten uit te voeren, waarbij de bio-accumulatie-niveaus in de biota na 4 weken blootstelling worden gemeten. Met de gemeten bioaccumulatie-niveaus en kennis over het voedselweb kan vervolgens de relatie tussen de waterbodemkwaliteit en de vis- en schelpdierkwaliteit worden bepaald.

Voor dit type onderzoek wordt verwezen naar hierin gespecialiseerde organisaties.

4.5 Eutrofiëringnormen

Bij het reguliere beheer van watersystemen worden nutriënten in waterbodems in tegenstelling tot toxische stoffen meestal niet gemeten. Er bestaan geen interventiewaarden voor nutriënten in de waterbodem. Meting van nutriënten in de waterbodem vindt pas plaats bij tekenen van eutrofiëring van het watersysteem of aanwijzingen dat het betreffende water zorgt voor belasting van benedenstroomse wateren met eutrofiëringproblemen. Voor die gevallen wordt de invloed van nutriënten in de waterbodem op eutrofiëringproblemen bepaald volgens §3.5.

4.6 Ecologische doelen macrofauna

Figuur 4.8 toont de stappen om te beoordelen of de waterbodemkwaliteit de score op de macrofauna-maatlat negatief beïnvloedt.

Bepaal de poriewaterconcentratie

In eerste instantie wordt de evenwichtsconcentratie in het poriewater van de toplaag van de waterbodem bepaald. Voor organische contaminanten zijn in Sedimentassistent (SEDIAS) (Tabblad 1.Partitie) alle K_{oc} -waarden vermeld.

De concentratie van organische microverontreinigingen in poriewater wordt berekend volgens:

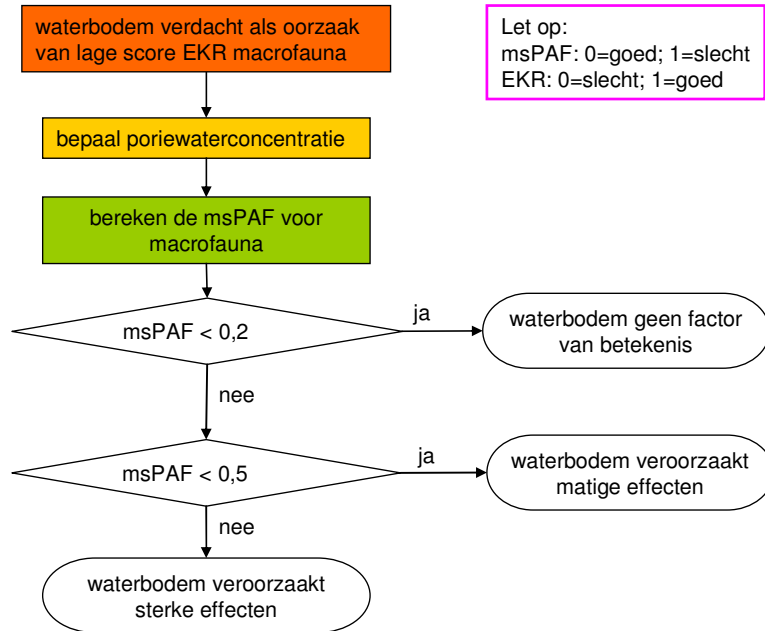
$$C_{pw} = Q_{stand, sed} / K_d$$

waarin:

C_{pw}	= concentratie opgelost metaal in poriewater [mg/l]
$Q_{stand, sed}$	= gehalte in sediment omgerekend naar standaard bodem [mg/kg _{ds}] ¹⁶
K_d	= evenwichtsconstante voor bodem [l/kg]

¹⁶ In SEDIAS is het mogelijk om het gemeten gehalte in te voeren. De bodemtypecorrectie wordt dan automatisch uitgevoerd

Figuur 4.8
 Schema voor overschrijding
 van de maatlat macrofauna



Voor organische microverontreinigingen kan de poriewaterconcentratie worden berekend volgens:

$$C_{pw} = Q_{meting, sed} / (f_{oc} \times K_{oc})$$

waarin:

C_{pw} = concentratie in poriewater [mg/l]

$Q_{meting, sed}$ = gemeten gehalte in sediment [mg/kg_{ds}]

f_{oc} = fractie organisch koolstof [-]

K_{oc} = evenwichtsconstante voor organisch koolstof [l/kg_{oc}]

Bereken de msPAF voor macrofauna

Met de berekening van msPAF wordt onderzocht of het aannemelijk is dat de waterbodemkwaliteit daadwerkelijk effecten heeft op de ecologie. Meer informatie over de achtergrond van de msPAF is te vinden in bijlage K. De msPAF kan met SEDIAS (tabblad 5.msPAF, zie ook bijlage J) op verschillende manieren worden berekend. Voor de bepaling van de effecten op de macrofauna is gekozen voor de msPAF op basis van een chronisch EC50-niveau voor macrofauna. Reden is dat de handreiking wordt ingezet bij langdurige blootstelling en dat alleen daadwerkelijke effecten (effectniveau EC50) van belang worden geacht.

De invoer van de meetwaarden in de waterbodem gebeurt in SEDIAS eenmalig in tabblad 1.Partitie.

Omdat de msPAF een somnorm is, kunnen veel stoffen met elk een lage PAF-score toch leiden tot een aanzienlijke msPAF. Voor de berekening van msPAF dienen daarom minimaal de gehalten van de volgende stoffen in SEDIAS te worden ingevoerd:

- metalen (arseen, barium, cobalt, cadmium, chroom, koper, kwik, molybdeen, nikkel, lood en zink);
- 10 PAK's (VROM);
- organochloorbestrijdingsmiddelen uit het standaardpakket voor de waterbodem in rijkswateren (zie NEN 5720);
- pentachloorfenol, pentachloorbenzeen en hexachloorbenzeen.

Indien een deel van deze stoffen niet gemeten is, bijvoorbeeld omdat de locatie voor deze stoffen als onverdacht wordt beschouwd, wordt dezelfde systematiek gebruikt als in de Regeling Bodemkwaliteit (rbk) voor het onderdeel verspreiden op aangrenzend perceel. Dat betekent dat de minimale invoerwaarde gelijk is aan 0,7 keer de intralaboratorium reproduceerbare bepalingsgrens (bijlage L van de Rbk). Metingen van verdachte stoffen die niet tot het standaardstoffenpakket behoren dienen aanvullend te worden ingevoerd. PCB's zijn in dit verband voor het berekenen van de msPAF niet relevant, omdat deze stoffen geen effecten op de macrofauna veroorzaken.

msPAF < 0,2?

Indien de msPAF < 0,2 kan een slechte macrofaunascore niet gerelateerd worden aan de waterbodemkwaliteit. Bij een msPAF > 0,2 wordt het schema vervolgd.

msPAF > 0,2 en msPAF < 0,5?

Indien de msPAF tussen 0,2 en 0,5 ligt, kunnen effecten niet worden uitgesloten. Als maatregelen in de waterbodem om meerdere redenen gunstig kunnen zijn, bijvoorbeeld ook vanwege natuurherstel of recreatie, is het zinvol om het effect op macrofauna nader te onderzoeken via veldmetingen (zie kader 'Specialistische methoden voor het effect van de waterbodem op macrofauna').

msPAF > 0,5?

Indien de msPAF > 0,5 is, moet rekening gehouden worden met sterke effecten. Dit effect kan eveneens nader worden onderzocht met metingen in het veld.

Specialistische methoden voor bepaling van het effect van de waterbodem op macrofauna

Het effect van de waterbodem op de macrofauna kan onderzocht worden door de volgende aanvullende metingen:

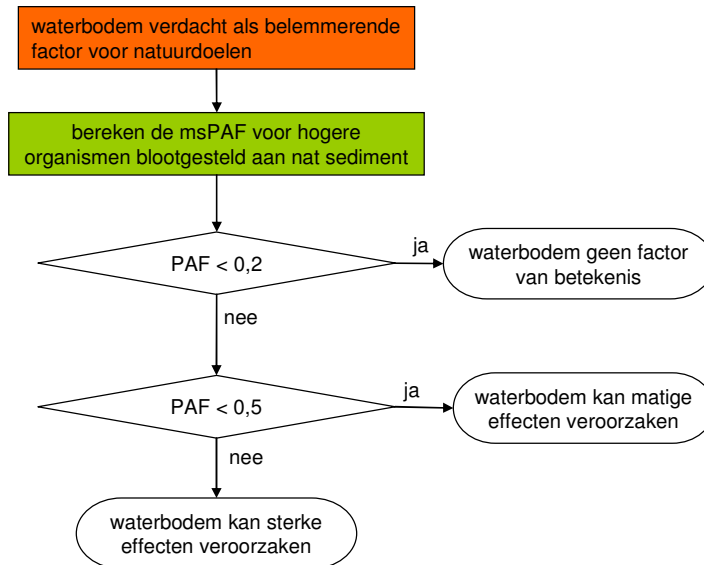
1. bioassays: Met bioassays kan worden aangetoond dat de gehalten van verontreinigende stoffen in de betreffende waterbodem daadwerkelijk effecten kunnen veroorzaken. Bioassays kunnen in de beoordelingssystematiek (Figuur 3.10) op een vergelijkbare manier worden ingezet als de sedimentmaatlat macrofauna. Als de msPAF > 0,5 en de bioassays geven geen effect kan het eindoordeel van sterk afgezwakt worden naar matig.
2. veldinventarisatie: Veldwerk betreft bijvoorbeeld het nemen van macrofaunamonsters en/of nematodenmonsters in de diepere waterbodem in plaats van in de ondiepe oeverzone. Deze aanvullende veldmetingen kunnen aantonen dat het deel van het ecosysteem, dat het meest wordt beïnvloed door de waterbodem, daadwerkelijk verstoord is.

4.7 Natuurdoelen

Figuur 4.9 beschrijft de methodiek voor een verdachte waterbodem die via de voedselketen mogelijk effect kan hebben op hogere organismen die specifiek beschermd worden in de natuurdoelstellingen.

Figuur 4.9

Schema voor een verdachte waterbodem die de natuurdoelen mogelijk negatief beïnvloedt



Bereken de msPAF voor hogere organismen

In SEDIAS, tabblad 5, kan voor een aantal stoffen de PAF voor hogere organismen worden berekend. Dit zijn andere PAF-curves dan de PAF macrofauna in paragraaf 4.6. Om een PAF voor hogere organismen te kunnen berekenen is het nodig om aannamen te doen over de blootstelling van hogere organismen. Hiervoor zijn rekenregels gebruikt.

Bij gebrek aan chronische EC50-data is voor hogere organismen gebruik gemaakt van NOEC-gegevens. Daarnaast is het aantal stoffen beperkt en zijn de stoffen niet opgeteld tot msPAF. De PAF-getallen worden dus individueel getoetst op 0,2 en 0,5. Dit is minder streng dan het toetsen van een msPAF (waarin stoffen zijn opgeteld), maar de NOEC-data als basis maken de toetsing daarentegen juist strenger. De getallen zijn daarom gelijk gehouden aan de msPAF macrofauna. Meer informatie over de achtergrond van de (ms)PAF is te vinden in bijlage K. De invoer van de meetwaarden gebeurt eenmalig in SEDIAS tabblad 1.Partitie.

PAF < 0,2?

Indien de $PAF < 0,2$ mag worden aangenomen dat de waterbodem geen effect heeft op de natuurdoelen.

PAF > 0,2 en PAF < 0,5

Een PAF tussen de 0,2 en 0,5 geeft aan dat er mogelijk effecten zijn. Effecten worden ingeschat door de beheerder op basis van de natuurdoelstellingen. Deze zijn in de meeste natuurgebieden vastgelegd in beheerplannen. De organismen die het meest gevoelig zijn voor doorvergiftiging zijn hogere organismen die het verontreinigde gebied als standplaats hebben en ook foerageren binnen het gebied.

$PAF > 0,5$

Een $PAF > 0,5$ indiceert dat de stofconcentraties substantiële effecten kunnen veroorzaken. Indien er doelsoorten zijn die gevoelig zijn voor bioaccumulatie moet worden aangenomen dat deze soorten ook echt schade kunnen ondervinden.

Specialistische methoden voor het beoordelen van waterbodems in relatie tot natuurdoelen

Als duidelijk is dat bepaalde doelsoorten (hogere organismen) schade ondervinden van verontreinigingen is het aan te raden een voedselwebanalyse te maken. Met het model OMEGA45 (niet te verwarren met OMEGA123 dat een 'standaard'-msPAF berekent) kan een voedselweb worden gebouwd en kan gericht gezocht worden naar accumulatiegegevens. Op basis van deze gebiedsspecifieke gegevens kan een inschatting worden gemaakt in welke mate kwetsbare doelsoorten worden blootgesteld als gevolg van een verontreinigde waterbodem.

4.8 Normen ter bescherming van de mens

Voor humane risico's wordt onderscheid gemaakt tussen:

- Voedselveiligheid van de consumptie van vis. Relevante normen zijn de (Europese) wettelijke consumptienormen in visvlees (§4.8.1) en het MTR_{humaan} voor consumptie van de eigen vangst door sportvissers (§4.8.2);
- (Oever)recreatie. Voor oeverrecreatie wordt eveneens het MTR_{humaan} gehanteerd, maar de blootstellingsroutes zijn anders dan bij visconsumptie (§4.8.3).

4.8.1 De (Europese) wettelijke consumptienormen in visvlees

De wetgeving voor consumptienormen richt zich alleen op marktproducten, zoals aangeleverd door de beroepsvisserij.

In figuur 4.10 is de aanpak voor toetsing aan de consumptienormen weergegeven.

Is het sediment verontreinigd met stoffen waar consumptienormen voor zijn?

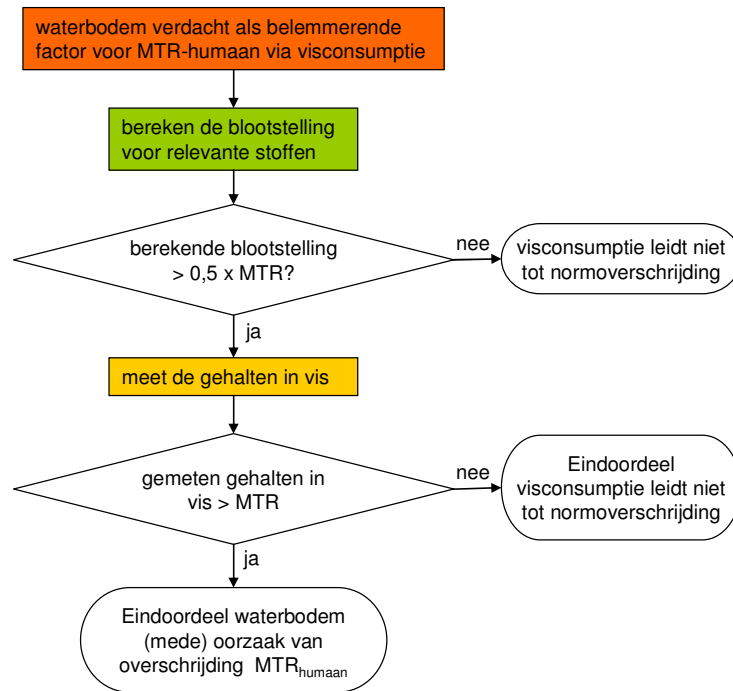
Er zijn Europese consumptienormen vastgesteld in visproducten voor cadmium, kwik, lood, benzo(a)pyreen en dioxineachtige stoffen (TEQ). Het schema wordt alleen vervolgd indien één van deze stoffen de interventiewaarde (of lokale maximale waarde) overschrijdt. Voor benzo(a)pyreen geldt dat vis PAK's kunnen metaboliseren tot niet-toxische verbindingen. Deze stof vormt daardoor nauwelijks een probleem voor de consumptie.

Bereken de gehalten in vis & toets aan de consumptienorm

De wijze van berekenen varieert per stof. De metalen worden met Sedisoil berekend. In het invoerscherm wordt het gehalte in de bodem ingevoerd. In hetzelfde scherm wordt meteen de waterconcentratie (met behulp van een K_d) en daaruit het gehalte in vis (met behulp van een BCF) berekend. Indien de berekende gehalten in vis hoger zijn dan de norm of sprake is van verontreiniging met PCB's wordt het onderzoek vervolgd met metingen in vis.

Figuur 4.10

Schema voor toetsing aan consumptienormen



Meet de gehalten in vis en toets aan consumptienorm

Om daadwerkelijk vast te stellen of de waterbodem concentratie nalevert, is het nodig de gehalten in vis op een representatieve locatie te bepalen. Geadviseerd wordt om hiervoor aansluiting te zoeken bij de bestaande monitoring (bijlage I) of om gebruik te maken van de vis die ter plaatse door sport- of beroepsvissers wordt gevangen. Aangeraden wordt in de vis alle genormeerde stoffen te meten (dioxines en zware metalen, zie bijlage B).

Eindoordeel

Bij overschrijding van de norm mag worden geconcludeerd dat de verontreinigde waterbodem een belangrijke (mede)oorzaak is van de overschrijding.

Specialistische methoden voor het verklaren van overschrijding van consumptienormen

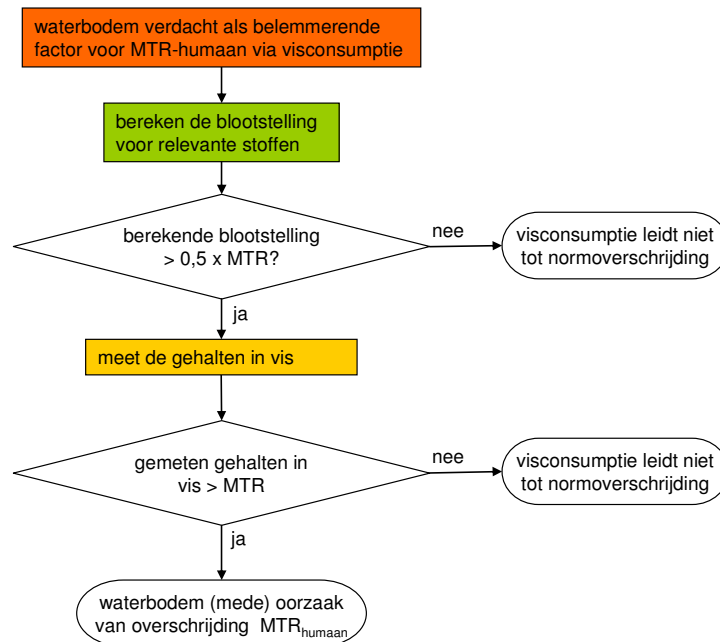
Vis staat hoog in de voedselketen. De blootstelling verloopt deels via de waterfase, maar vooral via voedsel. De accumulatie van stoffen in vis verloopt in principe gelijk aan accumulatie in andere hogere organismen. Bij overschrijding van normen in vis kan OMEGA45 worden ingezet als instrument om de oorzaak beter in kaart te brengen. Specifiek over dioxines en kwik in aal is achtergrondinformatie te vinden in een recent rapport van Van den Heuvel et al. (2009).

4.8.2 *MTR_{humaan} via visconsumptie*

De beoordelingsmethode berekent op basis van gehalten in de bodem of in vis de blootstelling. Dit gebeurt met Sedisoil. Het gebruik van Sedisoil is beschreven in de bijbehorende handleiding. De blootstelling van mensen aan toxische stoffen uit vis wordt berekend op basis van een scenario dat specifiek gericht is op sportvissers die regelmatig hun eigen vangst opeten. De blootstelling wordt berekend op basis van een scenario dat uitgaat van de consumptie van 150 gram paling uit eigen vangst per maand. Onderzoek naar de visconsumptie binnen deze groep uitgevoerd in 2003 heeft uitgewezen dat een maandelijks portiegrootte van 150 gram paling gangbaar is (Weijs en Wijnen, 2003). De totale dosis waaraan een persoon wordt blootgesteld wordt vergeleken met het Maximaal toelaatbaar risico voor mensen (MTR_{humaan}).

Figuur 4.11

Stroomschema voor bepaling van humane risico's op grond van het MTR_{humaan} via visconsumptie

*Bereken de blootstelling voor relevante stoffen*

Voor relevante stoffen worden (per deelgebied) gemiddelde sedimentgehalten in de toplaag ingevoerd in Sedisoil. Als het gemeten organische-stofgehalte en lutumgehalte ook wordt ingevoerd dienen niet-gestandaardiseerde meetdata te worden ingevoerd. Indien dit niet het geval is, kan ook gekozen worden voor het invoeren van gestandaardiseerde gegevens (25% lutum en 10% organische stof). In Sedisoil zijn verschillende scenario's te kiezen. Het model (inclusief handleiding) adviseert welk scenario het meest relevant is.

Berekening totaal TEQ dioxineachtige verbindingen op basis van PCB153 in sediment

In Nederland (en daarbuiten) bestaat bijzondere aandacht voor de blootstellingsroute bodem-aal-mens voor dioxineachtige PCB's, furanen en dioxines. Ter plaatse gevangen aal is representatief voor het gebied, omdat deze vissoort (buiten de trekperiode naar de Sargasso-zee) relatief honkvast is.

Als reeds gehalten van de 7 indicator PCB's in sediment beschikbaar zijn en niet het hele pakket aan dioxines en dioxineachtige stoffen, kan een schatting worden gemaakt van het totale TEQ-gehalte.

Is de berekende blootstelling > 0,5 x MTR_{humanaan}?

Het resultaat in SediSoil is een quotiënt (blootstelling / MTR_{humanaan}) die de mate van overschrijding van het MTR_{humanaan} aangeeft. Voor stofgroepen waarbij sprake is van combinatietoxiciteit (zie tabel 4.3), worden in SediSoil de quotiënten afzonderlijk berekend, en bij elkaar opgeteld. Deze uitkomst wordt het additiviteitsrisico genoemd. Voor de risicobeoordeling is alleen het resultaat van het additiviteitsrisico van belang. Omdat de betrouwbaarheid van de op gehalten in sediment gebaseerde berekende gehalten in vis beperkt is, wordt getoetst op 0,5 x MTR_{humanaan}.

Meet gehalten in vis

Er kunnen metingen in eetbare (vette) vis worden uitgevoerd ter bevestiging van de modelresultaten. Indien van toepassing wordt aangeraden met het meten aan te sluiten bij bestaande meetnetten of de vis te betrekken van sport- of beroepsvisser (zie ook bijlage I). De belangrijkste route voor blootstelling van de mens aan microverontreinigingen is consumptie van vis. Meestal bevat vette vis de hoogste gehalten aan verontreiniging, zeker als het om organische verontreinigingen gaat, maar ook blootstelling door consumptie van minder vette vis kan worden bepaald. Als in het betreffende oppervlaktewater geen eetbare vissoorten voorkomen, dan is hiermee aangetoond dat er geen visvangst voor eigen consumptie plaatsvindt.

Berekening totaal TEQ dioxineachtige verbindingen op basis van PCB153 in vis

Indien metingen in vis zijn uitgevoerd, maar alleen PCB153 is gemeten, wordt een schatting gemaakt van het totale TEQ-gehalte met de formule (De Boer, 1995):

$$\text{PCB-TEQ (ng/kg}_{\text{product}}) = 0,428 \times [\text{PCB153 (}\mu\text{g/kg}_{\text{product}})]^{0,737}$$

Met deze geschatte TEQ-waarde kan een oriënterende berekening van de blootstelling aan dioxineachtige stoffen worden uitgevoerd. Als uit deze oriënterende berekening volgt dat kans bestaat op overschrijding van het MTR_{humanaan}, dan dienen de stoffen alsnog gemeten te worden in aal.

Indien alleen dioxineachtige PCB's zijn gemeten (en geen dioxines en furanen) wordt voor een schatting het TEQ-gehalte voor de toetsing in SediSoil vermenigvuldigd met 1,5. Ook hier geldt dat als uit deze oriënterende berekening volgt dat er een kans bestaat op overschrijding van het MTR_{humanaan} de stoffen alsnog gemeten dienen te worden in aal.

Indien alleen dioxines (en geen furanen en PCB's) zijn gemeten wordt het TEQ-gehalte vermenigvuldigd met 3. Als alle dioxineachtige stoffen zijn gemeten, is geen factor nodig.

Is de berekende blootstelling > MTR_{humaan}?

Nu wordt de door Sedisoil berekende blootstelling getoetst aan het MTR_{humaan}. Indien het MTR_{humaan} wordt overschreden, kan geconcludeerd worden dat de waterbodem medeoorzaak is van humane risico's op de betreffende locatie.

4.8.3

MTR_{humaan} via oeverrecreatie

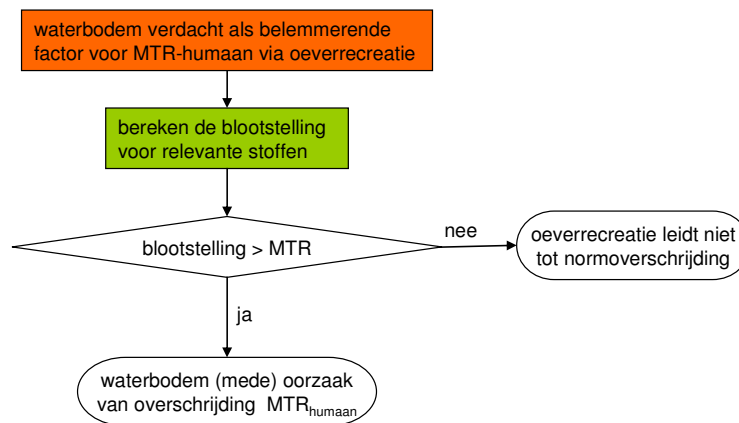
De beoordelingsmethode berekent de blootstelling op basis van gehalten in de bodem. Dit gebeurt met Sedisoil. Het gebruik van Sedisoil is beschreven in de bijbehorende handleiding. De blootstelling wordt berekend op basis van een scenario dat specifiek gericht is op blootstelling tijdens recreatie. Blootstelling verloopt via:

- ingestie van waterbodem, oppervlaktewater en zwevend stof;
- dermale opname via waterbodem en oppervlaktewater.

In het scenario wordt uitgegaan van een standaard aantal recreatiedagen met een standaardblootstellingsduur voor de verschillende routes.

Figuur 4.12

Stroomschema voor bepaling van humane risico's op grond van het MTR-humaan via oeverrecreatie



Bereken de blootstelling voor relevante stoffen

Voor relevante stoffen worden (per deelgebied) gemiddelde sedimentgehalten in de top laag ingevoerd in Sedisoil. Als het gemeten organisch stofgehalte en lutumgehalte ook wordt ingevoerd dienen niet-gestandaardiseerde meetdata te worden ingevoerd. Er kan ook worden gekozen voor het invoeren van gestandaardiseerde bodemgegevens (25% lutum en 10% organische stof). In Sedisoil bestaat voor recreatie één standaardscenario en een optie voor een maatwerkscenario. Dit is toegelicht in het model (inclusief handleiding).

Is de berekende blootstelling > MTR_{humaan}?

De door Sedisoil berekende blootstelling wordt getoetst aan het MTR_{humaan}. Indien het MTR_{humaan} wordt overschreden, kan geconcludeerd worden dat de waterbodem (mede)oorzaak is van humane risico's op de betreffende locatie en is reden om maatregelen te nemen ter voorkoming van de blootstelling.

5 Methodieken voor oevergebieden

5.1 Natuurdoelen

Voor elk Natura2000-gebied is een beheerplan opgesteld waarin te beschermen soorten worden benoemd. Tevens is vermeld of een bepaalde soort stabiel moet blijven of moet uitbreiden. Indien de beheerder problemen constateert met het behouden of uitbreiden van specifieke doelsoorten en de bodem is verontreinigd, kan dit reden zijn voor onderzoek naar de invloed van de bodem.

In §5.1.1 is beschreven op welke wijze de invloed op lagere doelsoorten kan worden bepaald. Hierbij gaat het om soorten die in direct contact staan met de bodem en die laag in de voedselketen staan, zoals wormen, nematoden, springstaarten, kevers en duizendpoten.

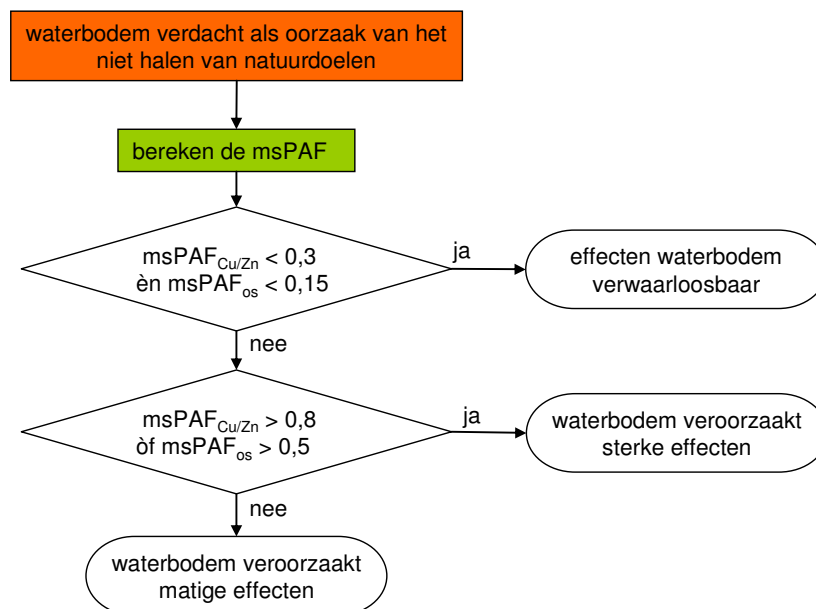
In §5.1.2 is beschreven ingegaan op de beoordeling van de invloed op hogere organismen, die vanwege direct contact of voedsel afhankelijk zijn van een gezonde bodem. De groep hogere organismen betreffen vogels en zoogdieren.

5.1.1 Effecten op lagere organismen

Directe risico's van de waterbodem op lagere organismen kunnen berekend worden met de msPAF-systematiek die ook voor landbodems wordt gebruikt. Figuur 5.1 toont de methodiek voor het bepalen van effecten op lagere organismen in oevergebieden.

Figuur 5.1

Beoordelingsschema voor effecten op lagere natuurdoelsoorten in oevergebieden (msPAF_{os} = msPAF overige stoffen).



Bereken de msPAF

Hiervoor kan SEDIAS oevergebieden worden ingezet. Hiermee worden msPAF-waarden voor het sediment in de bovengrond op basis van acute EC₅₀-niveaus berekend. Een msPAF van 10% betekent dat van 10% van alle soorten de helft van de individuen acute effecten ondervindt. Dit is een lager beschermingsniveau dan de msPAF op basis van NOEC (no effect)niveaus, die tot nu toe voor waterbodems werden gehanteerd. Omdat de msPAF het effect van alle verschillende verontreinigingen beoordeelt is het van belang dat tenminste het gehele standaardstoffenpakket (NEN 5720, zie bijlage E) wordt ingevoerd, ook indien niet het gehele pakket is gemeten en er geen verdachte stoffen zijn. Meer informatie over de msPAF is te vinden in bijlage K.

Voor waterbodems worden, evenals voor landbodems, twee msPAF-waarden berekend, nl. de msPAF voor Cu/Zn en de msPAF voor overige stoffen. Ter indicatie van de verkregen waarden worden de volgende categorieën onderscheiden:

$msPAF_{Cu/Zn} < 0,3$ en $msPAF_{overige\ stoffen} < 0,15$	verwaarloosbare effecten
$msPAF_{Cu/Zn} > 0,8$ of $msPAF_{overige\ stoffen} > 0,5$	sterke effecten
in geen van bovenstaande situaties	matige effecten

Specialistische methoden voor het effect van oevergebieden op het ecosysteem

Een nadere onderbouwing van de effecten kan worden verkregen door aanvullende metingen. De combinatie van chemie (incl. msPAF), ecotoxicologie en ecologie komt samen in de TRIADE-benadering die voor de droge bodem goed is uitgewerkt (Mesman, 2007). De TRIADE bestaat uit het uitvoeren van bioassays en aanvullende veldinventarisatie. Met bioassays kan worden aangetoond dat de gehalten van verontreinigende stoffen in de betreffende waterbodems daadwerkelijk effecten kunnen veroorzaken.

5.1.2 Effecten op hogere organismen

Soms kunnen lagere organismen stoffen opnemen uit de waterbodems zonder daar schade van te ondervinden, terwijl als gevolg van doorvergiftiging in de voedselketen in hogere organismen wel negatieve effecten optreden.

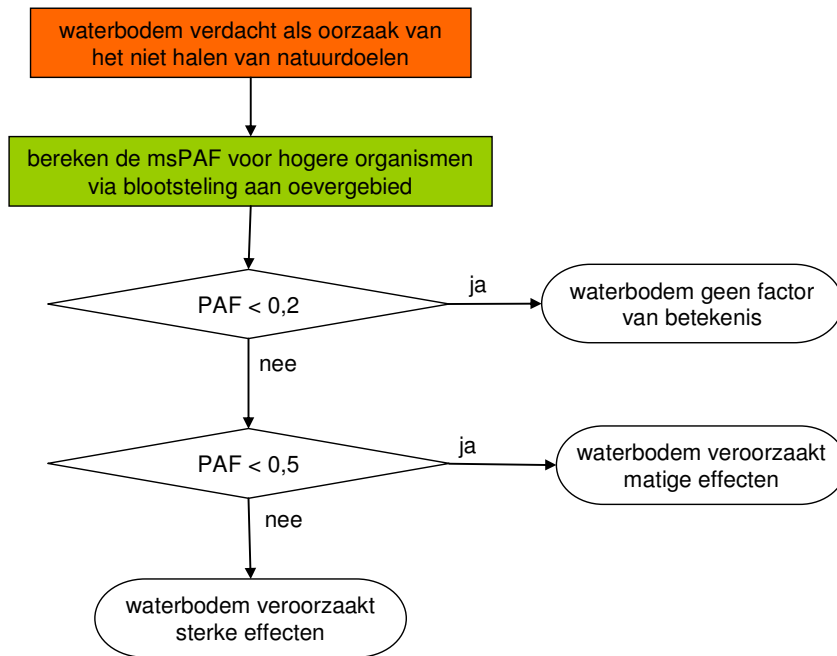
Figuur 5.2 toont de methodiek voor bodems die mogelijk het behalen van de doelen voor hogere organismen belemmeren. Een eerste indicatie van effecten van de bodem op hogere organismen kan verkregen worden door voor de relevante stoffen de PAF voor hogere terrestrische organismen te berekenen. In bijlage B.3 is vermeld welke stoffen voor doorvergiftiging relevant zijn.

Bereken de PAF voor hogere organismen

In SEDIAS oevergebieden kan voor relevante stoffen de PAF voor hogere organismen in oevergebieden worden berekend. Voor sommige accumulerende stoffen is geen PAF-curve beschikbaar maar wel een MTR voor hogere organismen. In dat geval wordt getoetst aan 10xMTR. Deze toetsing wordt eveneens uitgevoerd in SEDIAS oevergebieden.

Figuur 5.2

Beoordelingsschema voor effecten op hogere natuurdoelsoorten in oevergebieden



PAF voor alle individuele stoffen < 0,2?

Indien de msPAF < 0,2 wordt het effect van de waterbodem onvoldoende overtuigend geacht.

PAF voor alle individuele stoffen < 0,5

Een msPAF tussen de 0,2 en 0,5 geeft aan dat er mogelijk effecten kunnen zijn. Effecten worden ingeschat door de beheerder op basis van de natuurdoelstellingen. Deze zijn in de meeste natuurgebieden vastgelegd in beheerplannen. De organismen die het meest gevoelig zijn voor doorvergiftiging zijn hogere organismen die het verontreinigde gebied als standplaats hebben en ook foerageren binnen het gebied.

PAF voor alle individuele stoffen > 0,5

Een PAF > 0,5 indiceert dat de stofconcentraties substantiële effecten kunnen veroorzaken. Indien er doelsoorten zijn die gevoelig zijn voor bioaccumulatie moet worden aangenomen dat deze soorten ook echt schade kunnen ondervinden.

Specialistische methoden voor het beoordelen van waterbodems in relatie tot natuurdoelen

Als duidelijk is dat bepaalde doelsoorten (hogere organismen) schade ondervinden van verontreinigingen is het aan te raden een voedselwebanalyse te maken. Met het model OMEGA45 (niet te verwarren met OMEGA123 dat een 'standaard'-msPAF berekent, zie bijlage K) kan een voedselweb worden gebouwd en kan gericht onderzoek worden gedaan naar bioaccumulatie en biomagnificatie. Op basis van deze gebiedsspecifieke gegevens kan een inschatting worden gemaakt hoe kwetsbare organismen worden blootgesteld en in hoeverre de verontreiniging van de waterbodem daarbij een rol speelt.

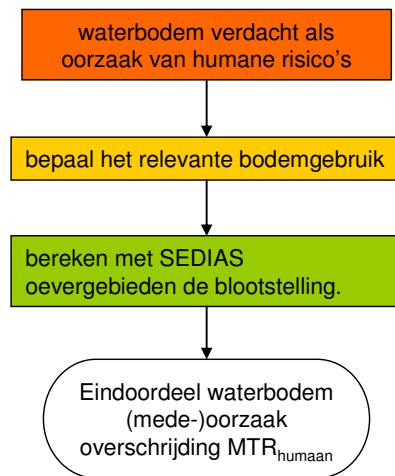
5.2 Normen voor landbouwproducten

Indien een overschrijding van de normen in landbouwproducten wordt geconstateerd is de bodem vrijwel zeker een belangrijke factor. De LAC-waarden voor de bodem zijn afgeleid op basis van de kwaliteitseisen voor landbouwproducten. Gestandaardiseerde waarden in de bodem kunnen direct getoetst worden aan de LAC-waarden, uit het rapport 'Onderbouwing LAC-2006 waarden en overzicht van bodem-plant relaties ten behoeve van de Risicotoolbox' (Römkens *et al*, 2007), zie www.alterra.wur.nl. Bij de LAC-waarden is onderscheid gemaakt naar bodemtype en teelt.

5.3 Normen ter bescherming van de mens

Voor een verontreinigde bodem in een oevergebied kan worden berekend of een recreant wordt blootgesteld aan concentraties die het MTR_{humanaan} overschrijden. Bij deze berekening wordt uitgegaan van de meest risicovolle recreatieve activiteit in oevergebieden, namelijk kinderen die op de grond spelen. Er wordt gebruik gemaakt van de stofgehalten in de bovengrond. Figuur 5.3 geeft de methodiek weer voor de beoordeling van humane risico's in verontreinigde oevergebieden.

Figuur 5.3
Beoordelingsschema voor humane risico's in oevergebieden



Bereken met 'SEDIAS oevergebieden' de blootstelling

Na invoer van de meetwaarden (totaalgehalten en het percentage organische stof) berekent het model de doses van alle ingevoerde stoffen waaraan op de grond spelende kinderen worden blootgesteld. Per stof wordt de risico-index berekend door de berekende dosis te delen door de waarde van het MTR_{humanaan} voor de stof. Als de berekende dosis < 1 , dan loopt de recreant geen onverantwoorde risico's. Bij een waarde > 1 is er reden om maatregelen te nemen ter voorkoming van de blootstelling.

5.4 Doelen voor grondwater

Beoordeling van de invloed van de bodem in een oevergebied op het grondwater is alleen zinvol indien sprake is van puntbronnen van verontreiniging, zoals bijvoorbeeld op voormalige stortplaatsen. In twee situaties kan er reden zijn om de invloed van de bodem in een oevergebied op het grondwater te beoordelen:

- Indien in of onder oevergebieden een grondwaterverontreiniging is geconstateerd, kan een puntbron in de bodem hiervan de oorzaak zijn. Op basis van hydrologische kennis kan geschat worden waar infiltratie via een verontreinigde bodem optreedt. Bij infiltratie door de verontreinigde bodem kunnen stoffen uitlogen en in het grondwater terecht komen.
- Indien bekend is dat een puntbron aanwezig is, kan dit reden zijn om te onderzoeken of de grondwaterkwaliteit daardoor negatief beïnvloed wordt.

Het beoordelen van de effecten op het grondwater is voor bodems in oevergebieden technisch-inhoudelijk niet anders dan voor landbodems. Met 'SEDIAS oevergebieden' kan worden bepaald in welke mate de bodem zorgt voor verontreiniging van het grondwater.

Specialistische methode voor uitspoeling vanuit oevergebieden naar grondwater

Het beschrijven van uitspoeling vanuit de oevergebieden naar het grondwater kan worden uitgevoerd met geavanceerde grondwatermodellen die het transport van stoffen uit de onverzadigde zone en de belasting naar het grondwater kunnen berekenen. Voorbeelden hiervan zijn Modflow/MD3T voor de verzadigde zone en HYDRUS voor de onverzadigde zone.

Literatuurlijst

Arcadis, 2009

Overzicht indicatoren fosfaat nalevering vanuit de waterbodem. In opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst, 27 augustus 2009. Beschikbaar op: [http://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/waterbodems-\(ecb\)/waterbodemonderzoek/beoordeling/](http://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/waterbodems-(ecb)/waterbodemonderzoek/beoordeling/)

Beek, M.A., 2002

Risicogetallen voor doorvergiftiging voor hogere organismen. RIZA-werkdocument nr 2002.182X, RWS-RIZA, Lelystad

Bkmw 2009

Besluit van 30 november 2009, houdende regels ter uitvoering van de milieudoelstellingen van de kaderrichtlijn water (Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009).

Bkmw oud

Besluit van 3 november 1983, houdende regelen inzake kwaliteitsdoelstellingen en metingen oppervlaktewateren

Boer, J. de, 1995

Analysis and biomonitoring of complex mixtures of persistent halogenated micro-contaminants. Proefschrift, VU, Amsterdam.

Eelkema, M., 2006

Verspreidingsrisico's door Waterbodemdynamiek; Achtergronddocument bij de Richtlijn Nader Onderzoek van verontreinigde waterbodems AKWA-werkdocumentnummer W06.004.

Heuvel-Greve M. van den, L. Osté, H. Hulsman, M. Kotterman (2009).

Aal in het Benedenrivierengebied - 1. Feiten: Achtergrondinformatie, trends, relaties en risico's van dioxineachtige stoffen, PCB's en kwik in aal en zijn leefomgeving. Deltares-rapport Q4736 / 1002515.

Hoogenboom, L.A.P. et al., 2007.

Onderzoek naar dioxines, dioxineachtige PCB's en indicator-PCB's in paling uit de Nederlandse binnenwateren. RIKILT rapport 2007.003.

Hulscher, ten, D.T. en P.C.M. van Noort, 2006

Handleiding voor gebruik en interpretatie van beschikbaarheidsmetingen bij het beoordelen van waterbodemverontreiniging. RIZA rapport 2006.030 AKWA-rapport 06.002

Jaarsma, N., M. Klinge, L. Lamers, 2008. Van helder naar troebel.....en weer terug. STOWA-rapport 2008-04. <http://themas.stowa.nl>.

Lange de H.J., C.C.F. de Wit, J. Harmsen, A.A. Koelmans (2006a)

Nalevering van verontreinigende stoffen uit waterbodems, deelrapport A - Een literatuurstudie naar processen, Alterra rapport 1404.

Meijer M.-L., M.W. de Haan, A.W. Breukelaar & H. Buiteveld, 1990.
Is reduction of the benthivorous fish an important cause of high transparency following biomanipulation in shallow lakes? *Hydrobiologia* 200/201:303-315.

Mesman, M., Schouten, A.J., Rutgers, M., Dirven-van Breemen, E.M., 2007.
Handreiking TRIADE. Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap drie van het Saneringscriterium, RIVM rapport 711701068).

MR Monitoring, 2010

Regeling van de Ministers van VROM, V&W en LNV van 6 april 2010, nr. BJZ2010006068, Directie Bestuurlijke en Juridische Zaken, houdende bepalingen met betrekking tot het vaststellen van een monitoringsprogramma ter uitvoering van de Kaderrichtlijn Water (Regeling monitoring kaderrichtlijn water).

NEN 5720

Bodem - Waterbodem - Strategie voor het uitvoeren van verkennend onderzoek - Onderzoek naar de milieuhygiënische kwaliteit van waterbodem en baggerspecie. NEN 5720:2009 nl.

Osté, L.A., S. Morelis en N. de Boorder, 2009.

Meting van beschikbare metalen in sediment - de CaCl₂-extractie nader bekeken. Rapport, Deltares, Delft.

Osté, L.A., 2010.

De CaCl₂-extractie toegepast op 10 locaties in de Waal. Rapport, Deltares, Delft.

Osté, L.A. et al., in voorbereiding.

Achtergronddocument bij de Handreiking beoordeling waterbodems. Rapport, Deltares, Delft.

Peeters, E.T.H.M., H.J. de Lange & M.A.A. de la Haye, 2008.

KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (uitlopers rivier) op zand/klei (R8). RWS rapport (in druk).

Reeze, A.J.G., J. Postma, E.T.H.M. Peeters, R.J. Hoijtink, W.J.J. de Bruijne en R. Keijzers, 2010.

Vervolgwerkzaamheden KRW-maatlat macrofauna voor zoet getijdenwater (R8). ARCADIS, Apeldoorn. In opdracht van Deltares (in druk).

Roex, E., J. Vink, S. Jansen, J. de Weert, 2009

Omgaan met normoverschrijdingen van microverontreinigingen in het oppervlaktewater. Deltares-rapport, 1200235-003-ZWS-0001. 58 pagina's.

Royal Haskoning, 2007

Handreiking diagnostiek ecologische kwaliteit van watersystemen. Auteurs: M.C. van Riel en R.A.E. Knoben in opdracht van RWS. www.helpdeskwater.nl

Royal Haskoning, 2010

Instructie voor omgaan met normoverschrijdingen microverontreinigingen in oppervlaktewater. In opdracht van RWS Waterdienst.

Römkens, P.F.A.M., J.E. Groenenberg, R.P.J.J. Rietra en W. de Vries, 2007

Onderbouwing LAC 2006-waarden en overzicht van bodem-plant relaties ten behoeve van de Risicotoolbox; een overzicht van gebruikte data en toegepaste methoden. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1442.

Schmidt, Charlotte A., Gerard Cornelissen, Chiel Cuypers, Wim J. de Lange, Kyrian van Vliet, Jos P.M. Vink, 2002

Bepaling actueel risico van verspreiding via grondwater Achtergronddocument in het kader van Richtlijn Nader Onderzoek Verontreinigde Waterbodem AKWA rapport nr. 02.005 RIZA rapport nr. 2002.025

Smits, J en J. van Beek, 2010.

Ontwikkeling screeningmodel eutrofiëring. Fase 1: formulering en kalibratie. Deltaresrapport, Delft.

Splunder, I. van, T.A.H.M. Pelsma & A. Bak (red.), 2006

Richtlijnen monitoring oppervlaktewater. Europese Kaderrichtlijn Water. Versie 1.3, augustus 2006. ISBN 9036957168

STOWA, 2007

Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA 2007-32. D.T. van der Molen & R. Pot (redactie). <http://themas.stowa.nl> ISBN 978.90.5773.383.3.

V&W, 2009

Instructie Richtlijn Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen. Eindrapport ingebracht bij NWO, januari 2010.

Wezenbeek, J.M. (2007).

Ken uw (water)bodemkwaliteit, de risico's inzichtelijk. SenterNovem rapport 3BODM0704. SenterNovem, Den Haag.

Witteveen+Bos, 2006

Studie voor Hoogheemraadschap Schieland en Krimpenerwaard (2006), bijlage G.

Bijlage A Waterbodemrelevante stoffen

Hieronder worden in tabellen overzichten gegeven van de prioritaire en overige stoffen die de Goede Chemische Toestand (GCT) bepalen (bron: Bkmw 2009) en van de overig relevante stoffen voor het bepalen van de Goede Ecologische Toestand (GET) of het Goed Ecologisch Potentieel (GEP) (bron: MR monitoring, 2010). In de laatste kolom is aangegeven of de betreffende stof gebonden kan zijn aan de waterbodem (sediment), blijktend uit de verdelingscoëfficiënt (K_{oc}) of distributiegoëfficiënt voor metalen (K_d). Bij $\log K_d$ of $K_{oc} > 3$ wordt gesproken van "waterbodemrelevant".

Prioritaire en overige stoffen die de GCT bepalen

Prioritaire stof	Waterbodemrelevant? ¹
Alachloor	-
Antraceen	+
Atrazine	-
Benzeen	-
Gebromeerde difenylethers	+
C10-13 – chlooralkanen	+
Chloorfenvinfos	(±)
Chloorpyrifos	(±)
1,2-dichloorethaan	-
Dichloormethaan (methyleenchloride)	-
Diethylhexylftalaat (DEHP)	+
Diuron	-
Endosulfan	+
Fluorantheen	+
Hexachloorbenzeen	+
Hexachloorbutadieen	+
Hexachloorcyclohexaan (gamma)	+
Isoproturon	-
Naftaleen	+
Nonylfenolen	+
Octylfenol	+
Pentachloorbenzeen	+
PCP (Pentachloorfenol)	+
Simazine	-
Trichloorbenzenen	(±)
Trichloormethaan	-
Trifluraline	-
Tributyltin	+
Benzo(a)pyreen (PAK)	+
Som BbF en BkF	+
som BghiPe en InP	+
Cadmium	+
Lood	+
Kwik	+
Nikkel	+

Prioritaire stof	Waterbodemrelevant? ¹
Overige stoffen	
Tetrachlooretheen (per)	-
Tetrachloormethaan (tetra)	-
Trichlooretheen (tri)	-
Som drins (aldrin, dieldrin, endrin en isodrin)	+
som DDT/DDD/DDE	+
4,4-DDT	+

¹ + is waterbodemrelevant, - is niet waterbodemrelevant, ± is grensgeval.

Overig (waterbodem)relevante stoffen die mede de GET/GEP bepalen

Overig relevante stof	Waterbodemrelevant? ¹
PCB-28	+
PCB-52	+
PCB-101	+
PCB-118	+
PCB-138	+
PCB-153	+
PCB-180	+
Benz(a)anthraceen	+
Fenantreen	+
Chryseen	+
Arseen	+
Borium	+
Antimoon	+
Barium	+
Beryllium	+
Kobalt	+
Koper	+
Molybdeen	+
Selenium	+
Tellurium	+
Thallium	+
Tin	+
Titaan	+
Uranium	+
Vanadium	+
Zilver	+
Zink	+
Dibutyltin	+
Tetrabutyltin	+
Trifenyyltinacetaat	+
Trifenyyltinchloride	+
Trifenyyltinhydroxide	+
Chloordaan	+
Heptachloor	+
Heptachloorepoxide	+
Hexachloorethaan	+

¹ + is waterbodemrelevant, - is niet waterbodemrelevant, ± is grensgeval.

Bijlage B Waterbodemrelevante stoffen, stoffen relevant voor humane risico's en stoffen relevant voor doorvergiftiging naar hogere organismen

Tabel B.1: Stoffen die risico's voor de mens kunnen veroorzaken.

Relevante stoffen voor risico's door consumptie van vis uit eigen vangst*	Relevante stoffen voor toetsing aan de normen Warenwet	Relevante stoffen voor risico's door recreatie
dioxineachtige stoffen (dioxines, furanen, dioxineachtige PCB's), cadmium (Cd) kwik (Hg) koper (Cu) lood (Pb) drins endosulfan pentachloorfenol pentachloorbenzeen hexachloorbenzeen DDD/DDE/DDT heptachloor heptachloorepoxide HCH's Chloordaan	dioxineachtige stoffen (dioxines, furanen, dioxineachtige PCB's), lood (Pb) cadmium (Cd) kwik (Hg)	PAK's bestrijdingsmiddelen

Tabel B.2: Normen die in EU verband zijn vastgesteld voor vis(vlees), paling, schaaldieren en weekdieren die bestemd zijn voor menselijke consumptie.

Relevante normen zoals vastgesteld in EG document nr 1881/2006			
visvlees	Pb	0,3	mg/kg versgewicht
schaaldieren	Pb	0,5	mg/kg versgewicht
tweekleppige weekdieren	Pb	1,5	mg/kg versgewicht
visvlees	Cd	0,05	mg/kg versgewicht
paling	Cd	0,1	mg/kg versgewicht
schaaldieren	Cd	0,5	mg/kg versgewicht
tweekleppige weekdieren	Cd	1	mg/kg versgewicht
visvlees	Hg	0,5	mg/kg versgewicht
paling	Hg	1	mg/kg versgewicht
snoek	Hg	1	mg/kg versgewicht
schaaldieren	Hg	0,5	mg/kg versgewicht
visvlees	som dioxines/furanen	4	pg TEQ/g versgewicht
paling	som dioxines/furanen	4	pg TEQ/g versgewicht
schaaldieren	som dioxines/furanen	4	pg TEQ/g versgewicht
visvlees	totaal dioxineachtigen	8	pg TEQ/g versgewicht
paling	totaal dioxineachtigen	12	pg TEQ/g versgewicht
schaaldieren	totaal dioxineachtigen	8	pg TEQ/g versgewicht

Tabel B.3: Stoffen die kunnen accumuleren in de voedselketen, zodat hogere organismen schade ondervinden.

Metalen	PCB's	OCB's	Overige stoffen
Cadmium	28*	Aldrin	PBDE*
Kwik	52*	Dieldrin	C10-C13 Chlooralkanen*
Koper	101*	Endrin	Chloorpyrifos
	118*	Endosulfan	DEHP*
	138*	pentachloorfenol	Nonylfenol*
	153*	pentachloorbenzeen*	Octylfenol*
	180*	hexachloorbenzeen	TBT*
	Dioxineachtige PCB's*	DDD	Dioxines*
		DDE	Furanen*
		DDT	
		heptachloor	
		heptachloorepoxide*	
		α -HCH *	
		β -HCH*	
		lindaan	
		chloordaan*	

* Hiervoor bestaat geen PAF-curve, omdat te weinig gegevens beschikbaar zijn. Voor de betreffende stoffen wordt getoetst aan 10xMTR voor doorvergiftiging (Beek, 2002)

Bijlage C Interventiewaarden waterbodem

Onderstaande tabel bevat de interventiewaarden voor bodem onder oppervlaktewater, zoals gepubliceerd in de Staatscourant van 8 april 2009, als onderdeel van de Wijziging Circulaire sanering waterbodems 2008. Indicatieve interventiewaarden zijn niet in de tabel opgenomen. Voor actuele interventiewaarden, inclusief indicatieve interventiewaarden, wordt verwezen naar www.helpdeskwater.nl/normen_zoeksysteem/normen.php.

Stof(groep) ¹	Interventiewaarde waterbodem (mg/kg d.s.)
1. Metalen	
antimoon (Sb)	15
arseen (As)	85
cadmium (Cd)	14
chrom (Cr)	380
kobalt (Co)	240
koper (Cu)	190
kwik (Hg)	10
lood (Pb)	580
molybdeen (Mo)	200
nikkel (Ni)	210
zink (Zn)	2000
2. Overige anorganische stoffen	
cyanide (vrij)	20
cyanide-complex	50
thiocyanaten (som)	20
3. Aromatische stoffen	
benzeen	1
ethylbenzeen	50
tolueen	130
xylenen (som)	25
styreen (vinylbenzeen)	100
fenol	40
cresolen (som)	5
4. Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)	
PAK's totaal (som 10)	40
5. Gechloreerde koolwaterstoffen	
a. (vluchtige) chloorkoolwaterstoffen	
monochlooretheen (vinylchloride) ²	0,1
dichloormethaan	10
1,1-dichloorethaan	15
1,2-dichloorethaan	4
1,1-dichlooretheen ²	0,3 ³

1,2-dichlooretheen (som)	1
dichloorpropanen	2
trichloormethaan (chloroform)	10
1,1,1-trichloorethaan	15
1,1,2-trichloorethaan	10
trichlooretheen (Tri)	60
tetrachloormethaan (Tetra)	1
tetrachlooretheen (Per)	4
b. chloorbenzenen	
chloorbenzenen (som)	30
c. chloorfenolen	
pentachloorfenol	5
chloorfenolen (som)	10
d. polychloorbifenylen (PCB's)	
PCB's (som 7)	1
e. overige gechloreerde koolwaterstoffen	
monochlooranilinen (som)	50
chloornaftaleen (som)	10
6. Bestrijdingsmiddelen	
a. organochloorbestrijdingsmiddelen	
chloordaan (som)	4
DDT/DDE/DDD (som)	4
drins (som)	4
α -endosulfan	4
HCH-verbindingen (som)	2
heptachloor	4
heptachloorepoxide (som)	4
c. organotin bestrijdingsmiddelen	
organotin verbindingen (som)	2,5
d. chloorfenoxy-azijnzuur herbiciden	
MCPA	4
e. overige bestrijdingsmiddelen	
atrazine	6
carbaryl	5
carbofuran	2
7. Overige stoffen	
Asbest ⁴	100
cyclohexanon	45
ftalaten (som)	60
minerale olie ⁵	5000
pyridine	0,5
tetrahydrofuran	2
tetrahydrothiofeen	90
tribroommethaan (bromoform)	75

Verwijzingen in tabel:

¹ Voor de definitie van somparameters wordt verwezen naar bijlage N van de regeling Bodemkwaliteit. De definitie van sommige somparameters is verschillend voor de landbodem en de waterbodem. Achter de somparameter wordt vermeld welke van de twee definities gehanteerd moet worden.

² De Interventiewaarde van deze stoffen zijn gelijk of kleiner dan de bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid).

³ De Interventiewaarde waterbodem is gelijk (gesteld) aan de bepalingsgrens (intralaboratorium reproduceerbaarheid).

⁴ Zijnde het gehalte serpentijnasbest plus tienmaal het gehalte amfiboolasbest. Deze eis bedraagt 0 mg/kg d.s. indien niet is voldaan aan artikel 2, onder b, van het Productenbesluit Asbest.

⁵ Minerale olie heeft betrekking op de som van de (al dan niet) vertakte alkanen. Indien er enigerlei vorm van verontreiniging met minerale olie wordt aangetoond in grond/baggerspecie, dan dient naast het gehalte aan minerale olie ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen bepaald te worden.

Bijlage D Referentiewaarden veedrinkwater

In onderstaande tabel zijn referentiewaarden gegeven die door de Gezondheidsdienst voor Dieren worden gehanteerd bij het beoordelen van de kwaliteit van het oppervlaktewater als veedrinkwater (bron: Praktijkmap Herkauwers, Laboratorium Gezondheidsdienst voor Dieren, mei 2007).

Parameter	Referentiewaarde veedrinkwater	Opmerking
Zuurgraad (pH)	< 10	
Chloride	< 2000 mg/l	
Sulfaat	< 250 mg/l	
Nitriet	< 1 mg/l	
Nitraat	< 100 mg/l	
Cadmium	< 5 µg/l	Totale concentratie
Kwik	< 1 µg/l	Anorganisch en methykwik
Koper	< 50 µg/l	Totale concentratie
Nikkel	< 100 µg/l	Totale concentratie
Lood	< 50 µg/l	Totale concentratie
Zink	< 250 µg/l	Totale concentratie
Chroom	< 50 µg/l	Chroom III: < 1000 µg/l
Arseen	< 100 µg/l	Totale concentratie

Bijlage E Vooronderzoek en verkennend onderzoek waterbodem

Vooronderzoek

Voor het verzamelen van locatiegegevens ten behoeve van een verkennend waterbodemonderzoek is de volgende NEN-norm beschikbaar:

NEN 5717 Bodem – Waterbodem - Strategie voor het uitvoeren van vooronderzoek bij verkennend en nader onderzoek.

Bij gebruik van NEN 5717 in het kader van deze handreiking is voor het opstellen van de onderzoekshypothese de doelstelling onderzoek 'vanuit overige beheertaken' van toepassing. Indien gegevens verzameld zijn op basis van de doelstelling 'baggerwerkzaamheden' kunnen deze, mits deze nog actueel zijn en de geldigheidstermijn niet is verstreken, eveneens gebruikt worden voor het opstellen van een hypothese.

Bemonsteringsstrategie

Na uitvoering van de NEN 5717 wordt bepaald of het nodig is om een verkennend waterbodemonderzoek uit te voeren. Voor de uitvoering van het verkennend onderzoek is de volgende NEN-norm van toepassing:

NEN 5720 Bodem – Waterbodem – Strategie voor het uitvoeren van verkennend onderzoek – Onderzoek naar de milieuhygiënische kwaliteit van waterbodem en baggerspecie

Voor deze handreiking zijn de onderdelen vanuit 'overige beheertaken' van toepassing.

Mits er nog niet is gebaggerd, de geldigheidstermijn van de onderzoeksgegevens nog niet is verstreken en de juiste laagdikte is bemonsterd, kunnen gegevens verzameld vanuit 'baggerwerkzaamheden' overigens wel worden gebruikt.

De doelstelling in het kader van deze handreiking is of om te onderzoeken of de waterbodem een oorzaak is van het niet behalen van kwaliteitsdoelen. Dit betekent dat inzicht nodig is in de aard, de mate en de ruimtelijke spreiding in de eventuele waterbodemverontreiniging. Bij het indelen van het gebied in deellocaties kan NEN 5720 worden gevolgd, mits binnen deze deellocaties geen sprake is van verschillen in eigenschappen van het watersysteem die – blijvend uit de methodieken in deze handreiking – van invloed kunnen zijn op de effecten die de waterbodem heeft op de beschouwde doelen en functies (zie §1.6 van deze handreiking).

Zoals is aangegeven in §5.3.3 van de NEN 5720 mag de onderzoeksstrategie aangepast worden door de vakindeling, het aantal boringen, de te bemonsteren laagdikte en of het aantal analyses te wijzigen. Het aantal boringen kan worden beperkt, maar er dienen wel voldoende boringen te worden gezet voor ruimtelijk inzicht in de waterbodemverontreiniging. Bemonstering van de toplaag van de waterbodem is voldoende. Bij de toplaag gaat om de waterbodemplaag die uitwisseling vertoont met de waterkolom. De dikte daarvan varieert onder invloed van factoren als watertype en dynamiek (stroming, vaarbewegingen e.d.). Geadviseerd wordt om het onderzoek een dikte van 20-50 cm aan te houden.

In oevergebieden die deel uitmaken van een Natura 2000-gebied kan het voor de bepaling van de effecten op terrestrische natuurdoelsoorten nodig zijn om de waterbodem tot 100 cm-mv te onderzoeken. Dit is alleen zinvol in situaties waarin in het vooronderzoek is gebleken dat de sterkste verontreiniging zich mogelijk niet in de toplaag, maar op een diepte tussen 50 en 100 cm diepte bevindt. In dat geval dienen de gemiddelde gehalten in het dieptetraject tussen 0 en 100 cm te worden berekend en te worden gebruikt voor de beoordeling van de waterbodem met deze handreiking.

Aanbevolen wordt om de afzonderlijke steekmonsters per boring naar het laboratorium te transporteren en om – conform NEN5720 - in het laboratorium (meng)monsters te analyseren die uit maximaal drie steekmonsters zijn samengesteld.

Voor de strategie bij het verzamelen van monsters en het samenstellen van (meng)monsters bij puntbronnen in oevergebieden verwijst de NEN 5720 naar de onderzoeksstrategie van NEN 5740 voor de landbodem.

De doelstelling 'overige beheertaken' uit de NEN5720 biedt ruimte voor toepassing van innovatieve technieken die een qua betrouwbaarheid vergelijkbaar beeld geven van de kwaliteit van de waterbodem.

Analysestrategie

In de NEN5720 zijn de standaard stoffenpakketten opgenomen. In deze standaardpakketten zijn alleen stoffen opgenomen waarvan het voorkomen voldoende bekend is. Indien vanuit het vertrekpunt waterkwaliteit (hoofdstuk 3 en §5.4) of uit het vooronderzoek (zie boven, hoofdstuk 4 en 5 van deze handreiking) blijkt dat andere stoffen mogelijk van belang zijn, dient het standaardpakket daarmee te worden aangevuld. Oevers waarvoor het beheer onder de Waterwet valt worden periodiek overstromd met oppervlaktewater met de daarin aanwezige (diffuse) verontreinigingen. Geadviseerd wordt daarom ook bij onderzoek van puntbronnen in oevergebieden uit te gaan van het standaardstoffenpakket van NEN 5720.

Er kunnen zich, met name vanuit het vertrekpunt waterkwaliteit situaties voordoen waarbij het volgens de handreiking nodig is om slechts enkele parameters in de waterbodem te analyseren, bijvoorbeeld één of twee metalen en daarnaast lutum en organische stof voor de bodemtypecorrectie. Qua kosten kan het dan gunstig lijken om niet het hele standaardpakket te analyseren. Omdat commerciële laboratoria standaardpakketten voor een gunstige prijs aanbieden, is het echter slechts in uitzonderingsgevallen daadwerkelijk voordeling om een beperkter pakket te analyseren.

Het bovengenoemde verkennend waterbodemonderzoek kan ook worden gebruikt voor het bepalen van eutrofiëringparameters in de waterbodem. Het betreft dan bepaling van de volgende parameters in de toplaag van de waterbodem:

- totaal-P
- totaal-Fe
- totaal-Al (optioneel)
- totaal-S

Indien het onderzoek alleen plaatsvindt vanwege eutrofiëringproblemen en niet vanwege andere verontreinigingen, kan analyse van het standaardpakket achterwege blijven.

Bijlage F Bepaling van poriewaterconcentraties

In een verontreinigde waterbodem geven de vrije concentraties in het poriewater vaak beter inzicht in de opname door organismen en de verspreiding naar oppervlakte- en grondwater dan de totaalgehalten in het sediment. Deze bijlage bevat een toelichting op de daarbij relevante begrippen en protocollen voor de wijze waarop deze poriewaterconcentraties bepaald kunnen worden met een Tenax-extractie (organische microverontreinigingen) of CaCl₂-extractie (metalen).

Terminologie

- (Porie)waterconcentratie: de totale concentratie van een stof in het (porie)water. Deze is opgebouwd uit:
 - Deel vrij opgelost: de stofconcentratie van niet-gebonden deeltjes
 - Deel DOC-gebonden: de concentratie van een stof die gebonden is aan de opgeloste organische stof (deze fractie maakt deel uit van de poriewaterconcentratie)
 - Deel gecomplexeerd (alleen voor metalen): de concentratie van een stof die met andere anorganische elementen is gecomplexeerd tot opgeloste verbindingen, bijv. CdCl⁺ of Cu(OH)⁺.
- Beschikbare fractie: de fractie van het totaalgehalte aan verontreinigingen die met een specifieke extractie van de vaste fase geëxtraheerd kan worden. Voor organische verontreinigingen kan deze fractie bepaald worden met bijvoorbeeld Tenax of persulfaat. Voor anorganische verontreinigingen zijn ook dergelijke extractiemiddelen bekend (bijv. ammoniumacetaat of EDTA), maar het direct meten van poriewater heeft de voorkeur. Formeel betreft dit chemische beschikbaarheidsmetingen, maar vaak worden deze metingen omschreven als biologische beschikbaarheidsmetingen. De impliciete aanname is dat er een relatie tussen de chemische beschikbaarheid en de biologische effecten bestaat.
- Totaalgehalte: het totaalgehalte van een stof in het sediment

Toelichting voor organische microverontreinigingen

Figuur 1 toont de relatie tussen het totaalgehalte in het sediment, de beschikbare fractie in het sediment en de concentraties in het poriewater voor organische microverontreinigingen. Voor deze stoffen is onderscheid te maken tussen snel desorbeerbare fractie, die relevant is voor opname en effecten, en een langzaam desorbeerbare fractie. Het gedeelte van het totaalgehalte dat (biologisch) beschikbaar is, wordt beïnvloed door de eigenschappen van het sediment en de verontreiniging. Organische microverontreinigingen worden in meer of mindere mate gebonden aan de organische bestanddelen van het sediment.

Omdat poriewaterconcentraties vaak onder de detectiegrens liggen, kunnen deze niet rechtstreeks gemeten worden. Er zijn echter extracties ontwikkeld, die een maat geven voor de beschikbaarheid van stoffen. De TENAX-extractie is de bekendste methode. De kosten hiervan zijn vergelijkbaar met de kosten van het bepalen van het totaalgehalte. Voor het beoordelen van effecten wordt een beschikbaarheidsmeting terugvertaald naar een poriewaterconcentratie volgens:

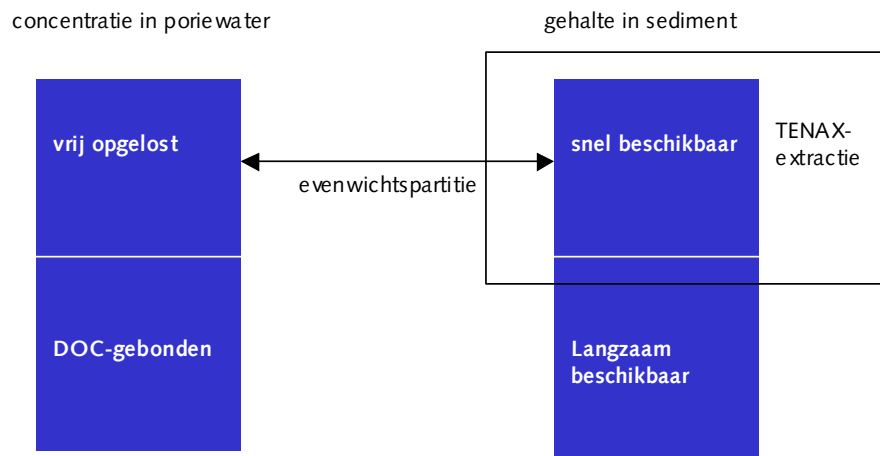
$$C_{\text{vrij opgelost}} = (\text{fractie}_{\text{beschikbaar}} * \text{totaalgehalte}_{\text{sediment}}) / K_D$$

waarbij K_D de distributiecoëfficiënt tussen water en sediment is.

Figuur 1

Schematische weergave van de aanwezigheid van organische microverontreinigingen in sediment en poriewater.

organische microverontreinigingen



Gedetailleerde informatie over de uitvoering en berekeningen is te vinden in Ten Hulscher en Van Noort, 2006.

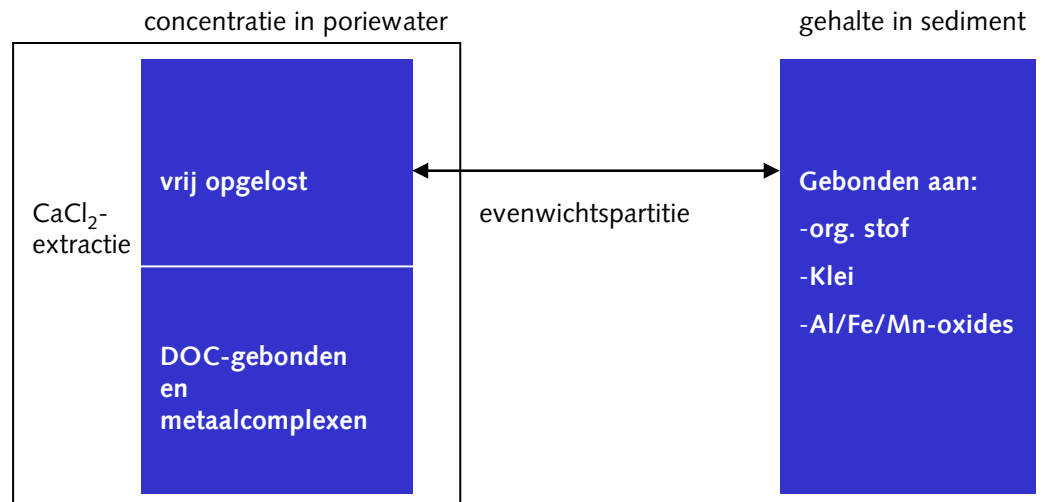
Toelichting voor metalen

Figuur 2 geeft de situatie weer voor metalen. Metalen worden niet alleen gebonden aan organische stof, maar ook aan lutumdeeltjes en Al/Fe/Mn-oxides. Daarnaast wordt de beschikbaarheid van metalen sterk bepaald door de aanwezigheid van zuurstof en van macroparameters, zoals zwavel, ijzer, calcium en chloride. In de eerste stap van de Handreiking beoordeling waterbodems wordt evenwichtspartitie gebruikt om de poriewaterconcentratie te berekenen. In tegenstelling tot organische contaminanten zijn poriewaterconcentraties voor metalen wel analytisch te bepalen. De berekening met behulp van evenwichtspartitie kan met specialistische methoden vervangen worden door het meten van de poriewatersconcentratie.

Figuur 2

Schematische weergave van de aanwezigheid van zware metalen in sediment en poriewater.

zware metalen



De waterbodem is weliswaar grotendeels anaeroob, maar het aerobe toplaagje is zeer belangrijk bij de interactie tussen de waterbodem en het oppervlaktewater. Ook de (waterbodem)ecologie bevindt zich in belangrijke mate in de grenslaag. Bodembewonende organismen halen zuurstof en voedsel uit de aerobe waterlaag vlak boven het sediment of oxideren hun omgeving door actieve en passieve ventilatie.

Zowel voor de interactie tussen bodem en water als voor de interactie tussen bodem en organismen geldt, dat de waterfase in geoxideerd sediment een betere indicator is dan anaeroob poriewater. Dat betekent dat een extractie van nat sediment in een gesloten buis niet voldoet, omdat na korte tijd zuurstoftekort ontstaat met daling van de redoxpotentiaal als gevolg.

De poriewaterconcentraties van zware metalen kan worden benaderd met een zogenaamde zwakke extractie. De CaCl_2 -extractie is de methode waar tot nu toe de meeste ervaring mee is opgedaan (Osté et al., 2009). Het protocol is in deze bijlage vermeld. Verder bestaan er methoden om de vrij opgeloste concentraties in poriewater te meten. Meting van poriewaterconcentraties onder anaërobe omstandigheden vergt specifieke expertise.

Protocol voor de extractie van sediment met 0.0025 mol/l CaCl₂ onder aerobe condities ter bepaling van anorganische verontreinigingen (versie december 2009).

1. Doel en toepassingsgebied

1.1 Doel

Dit protocol beschrijft een methode voor de extractie van zware metalen m.b.v. 0.0025 mol/l CaCl₂-oplossing. De methode is in een hogere zoutsterkte afkomstig uit de droge bodem¹. Om diverse redenen is de methode gewijzigd om deze geschikt te maken voor sediment².

1.2 Toepassingsgebied

Deze notitie is van toepassing op sediment. Om een extractie te krijgen die een indruk geeft van de biologische beschikbaarheid dient de ionsterkte van het extractiemiddel dezelfde orde van grote te zijn als het poriewater. Deze wordt over het algemeen benaderd met 0.0025 mol/l CaCl₂ (100 mg/l Ca) maar kan worden aangepast.

2. Beginsel

Het natte sedimentmonster wordt 20 uur geschud in een 1:10 (kg/l) verhouding met 0.0025 mol/l CaCl₂. Er wordt gecorrigeerd voor het vocht dat in het sediment zit, waardoor de zoutsterkte iets kan afwijken. Na 20 uur wordt in de suspensie de pH gemeten. De suspensie wordt daarna gecentrifugeerd, het bovenstaande water wordt afgepipetteerd³ en geconserveerd met geconcentreerd ultrapuur HNO₃. De desbetreffende zware metalen worden geanalyseerd met behulp van ICP-OES en indien gewenst met ICP-MS.

3. Chemicaliën

3.1. Benodigde chemicaliën

- o Calciumchloride dihydraat
- o Buffer pH4
- o Buffer pH7

- o Buffer pH10

¹ Houba et al., 1999. Soil analysis Procedures Extraction with 0.01 M CaCl₂, Wageningen Agricultural University.

² Osté, L.A., 2010. De CaCl₂-extractie toegepast op 10 locaties in de Waal. Rapport, Deltares, Delft.

³ Indien DOC en DIC ook gemeten worden dient een extra monster te worden genomen dat niet wordt aangezuurd en waarin snel opgelost koolstof wordt gemeten.

- o Ultrapuur HNO₃

3.2 Reagentia en hulpstoffen

- o Milli-Q Water
- o Calciumchloride-oplossing 0.0025 mol/l
Weeg nauwkeurig 0.735 gram calciumchloride af. Spoel dit kwantitatief over in een maatkolf van 2 liter, los op in Milli-Q Water en vul aan.

4. Apparatuur en hulpmiddelen

- o Analytische balans
- o Schudmachine of schudincubator, geschikt voor het rechtstandig zwenken van 100 ml Erlenmeyers.
- o pH-meter
- o Centrifuge
- o Erlenmeyers van 100ml
- o Greiner centrifugebuizen van 50ml
- o Whatman Smitfilter SPARTAN 30/0.45 RC
- o Kunststof spuitnaden 20 ml

5. Werkwijze

5.1 Veiligheid

Bij de werkzaamheden moeten de gebruikelijke laboratoriumveiligheidsregels in acht worden genomen.


5.2 Extractie

- o Reken met behulp van het drogestofgehalte uit hoeveel nat sediment overeenkomt met 4 gram droge stof. Weeg dit af in een erlenmeyer (nat monster) van 100 ml en pipetteer er zoveel ml 0.0025 mol/l CaCl₂-oplossing bij dat er totaal ongeveer 44 gram suspensie (4 gram sediment en 40 ml vocht) in de erlenmeyer zit.
- o Neem als blanco 40 ml van de 0.0025 mol/l CaCl₂-oplossing zonder sediment en laat die dezelfde stappen doorlopen als de monsters
- o Zwenk de niet afgesloten erlenmeyers 20 uur bij kamertemperatuur

- o Meet de pH in de suspensie
- o Giet de suspensie in centrifugebuizen. Spoel niet na, omdat de waterfase dan verdund wordt. Het is niet erg als er wat sediment achterblijft in de erlenmeyer.
- o Centrifugeer 15 minuten bij 4000 g
- o Haal de centrifugebuizen uit de centrifuge en pipetteer het centrifugaat af tot ongeveer 1 cm boven het vast materiaal
- o Filtreer het centrifugaat over een 0.45 µm spuitfilter
- o Pipetteer 10 ml van het gefiltreerde centrifugaat in een buis en conserveer dit met 0.1 ml geconcentreerd ultrapuur HNO₃
- o Analyseer de monsters met de ICP-OES
- o Analyseer de monsters met ICP-MS indien niet alle gewenste elementen voldoende nauwkeurig zijn gemeten. Afhankelijk van de ICP-MS kan het nodig zijn om 2 keer te verdunnen
- o Indien speciatieberekeningen in het extract gemaakt worden om bijvoorbeeld de vrije ionconcentratie te berekenen, is het noodzakelijk dat in het extract ook opgelost organisch koolstof (DOC) en bicarbonaat (DIC) te meten. Daarvoor extra monster nodig.

6. Berekening van de analyseresultaten

Corrigeer de resultaten voor de blanco, verdunningen door de conservering en eventuele verdunningen voor de analyse. Rapporteer de resultaten in µg/L in het CaCl₂-extract.

		Pagina 126 van 157
Extractieprotocol	Versie: 1	December 2009
	F.1.1.1 Extractie van beschikbare concentraties van organische contaminaties in waterbodems, baggerspecie, landbodems, sediment en zwevend stof met behulp van Tenax®	

1. **DOEL**

1.1. **Toepassingsgebied**

Dit protocol beschrijft een methode voor de extractie van beschikbare concentraties van organische microverontreinigingen met behulp van enkelvoudige extractie met Tenax® gedurende exact 24 uur. Het protocol is van toepassing voor alle soorten waterbodems, baggerspecie, landbodems, sediment en zwevend stof. Dit protocol is onder andere toepasbaar voor de in onderstaande tabel genoemde organische microverontreinigingen welke afkomstig zijn uit de standaard stoffenpakketten (C1 Waterbodem en baggerspecie uit zoet Rijksoppervlaktewater, blijvend binnen zoet oppervlaktewater, C2 Baggerspecie uit zoet oppervlaktewater voor toepassing buiten Rijksoppervlaktewater en C3 Waterbodem en baggerspecie uit zout rijksoppervlaktewater, blijvend binnen zout Rijksoppervlaktewater). Daarnaast is het protocol van toepasbaar op de stoffenlijst die Van Noort¹ heeft beschreven. De stoffen uit de standaard stoffen pakketten maken onderdeel uit van deze stoffenlijst.

¹ Van Noort, P., Instrumentarium Waterbodem kwaliteit – Meetmethoden voor beschikbare concentraties van organische contaminanten in sediment en bodem; Deltares (2009).

polyaromatischekoolwaterstoffen		organoschlorbestrijdingsmiddelen		polychloorbifenylen		fenolen	
naftaleen	91-20-3	a-HCH	319-84-6	PCB28	7012-37-5	pentachloorfenol	87-86-5
fenantreen	85-01-8	b-HCH	319-85-7	PCB52	35693-99-3		
antraceen	120-12-7	g-HCH	58-89-9	PCB101	37680-73-2		
fluoranteen	206-44-0	d-HCH	198-86-8	PCB118	31508-00-6		
chryseen	218-01-9	aldrin	309-00-2	PCB138	35065-28-2		
benzo(a)antraceen	56-55-3	dieldrin	60-57-1	PCB153	35065-27-1		
benzo(a)pyreen	50-32-8	endrin	72-20-8	PCB180	35065-29-3		
benzo(k)fluoranteen	207-08-9	isodrin	465-73-6				
indeno[1,2,3-c,d]pyreen	193-39-5	telodrin	297-78-9				
benzo(ghi)peryleen	191-24-2	o,p-DDD	53-19-0				
acenaftaleen	83329-32-9	p,p-DDD	72-54-8				
acenaftyleen	20896-96-8	o,p-DDE	3424-82-6				
benzo(b)fluoranteen	20599-99-2	p,p-DDE	72-55-9				
benzo[b]fluoreen	30777-19-6	o,p-DDT	789-02-6				
fluoreen	86737-73-7	p,p-DDT	50-29-3				
pyreen	12900-00-0	heptachloor	76-44-8				
		a-endosulfan	959-98-8				
		b-endosulfan	33213-65-9				
		endosulfan sulfate	1031-07-8				
		cis-heptachloorepoxide	1024-57-3				
		trans-heptachloorepoxide	28044-83-9				
		cis-chloordaan	5103-71-9				
		trans-chloordaan	5103-74-2				
		hexachloor-1,3-butadien	87-68-3				
		pentachloorbenzeen	608-93-5				
		hexachloorbenzeen	118-74-1				

2. **BEGINSEL**

Het (gevroesdroogde) monster wordt gedurende 24 uur geschud in de aanwezigheid van Milli-Q water en Tenax[®] (de extractie is ook mogelijk met nat materiaal mits het droge stof gehalte bekend is). Vervolgens worden het water-sediment mengsel (restant fractie) en de Tenax[®] (24 uren Tenax[®] extraheerbare fractie) van elkaar gescheiden. Na extractie van de omives van de Tenax[®] uit het monster, wordt het gehalte in het extract geanalyseerd. Het gehalte aan omives dient te worden gekwantificeerd met standaardmengsels van de te onderzoeken componenten. Aan de hand van het restant gehalte in het sediment en het 24 uren Tenax[®] extraheerbare (T-24u) gehalte kan de T-24u fractie worden bepaald. Door de gemeten T-24u fractie te vermenigvuldigen met een vermenigvuldigingsfactor kan de fractie die is geabsorbeerd aan het amorfe deel van het sediment worden benaderd. Dit deel wordt ook wel de beschikbare fractie van het sediment genoemd².

Opmerking: Ter controle van de methode kan ook het totaal gehalte in het sediment worden bepaald, dit gehalte dient overeen te komen met de som van het 24 uren extraheerbare gehalte en het restant gehalte (massabalans).

² Cornelissen, G., Rigterink, H., Ten Hulscher, Th.E.M., Vrind, B.A. and Van Noort, P.C.M.: A simple Tenax extraction method to determine the availability of sediment-sorbed organic compounds; Environ. Tox. Chem. (2001), 20, 706-711.

3. CHEMICALIEN EN REFERENTIEMATERIALEN

3.1. Overzicht van grondstoffen en primair referentiemateriaal

- 3.1.1. n-Hexaan >99,8%
- 3.1.2. Aceton >99,8%
- 3.1.3. Tenax® TA 60-80 mesh
- 3.1.4. Kwik(II)chloride >99,5%
- 3.1.5. Natriumazide >99%
- 3.1.6. Milli-Q® water.

3.2. Bereiding en houdbaarheid van reagentia

- 3.2.1. Milli-Q® water (3.1.6) met hieraan toegevoegd kwik(II)chloride (3.1.4) met een eindconcentratie 25 mg/l en natriumazide (3.1.5) waarvan de eindconcentratie 160 mg/l is. Toevoeging van deze componenten voorkomt microbiële afbraak van organische microverontreinigingen.

4. APPARATUUR EN HULPMIDDELEN

4.1. Apparatuur

- 4.1.1. Bovenweger voor wegen op 0.01 gram nauwkeurig en een bereik tot 200 gram of hoger.
- 4.1.2. Analytische balans voor wegen op 0.0001 gram nauwkeurig en een bereik tot 100 gram of hoger.
- 4.1.3. Schudmachine, horizontale beweging met ten minste 160 schudbewegingen per minuut.
- 4.1.4. Stoof geschikt voor het drogen van glaswerk en Tenax® bij 125 °C.

4.2. Hulpmiddelen

- 4.2.1. Testzeef van 1 mm.
- 4.2.2. Scheitrechter 100 ml gespoeld met aceton en vervolgens gedroogd.
- 4.2.3. Erlenmeyer 300 ml gespoeld met aceton en vervolgens gedroogd.
- 4.2.4. Refluxopstelling.
- 4.2.5. Indampopstelling.

5. WERKWIJZE

5.1. Arbeidsomstandigheden

De in dit voorschrift vermelde organische stoffen zijn zeer giftig. Beschouw de verontreinigde monsters als chemisch afval en voer het zodanig af. Werk alleen in een zuurkast en draag daarbij persoonlijke beschermingsmiddelen (lab-jas, veiligheidsbril en handschoenen).

Aceton, n-Hexaan en natriumazide werken irriterend op ogen, huid en ademhalingsorganen en werken in op het zenuwstelsel. Kwik(II)chloride en natriumazide zijn zeergiftig.

Raadpleeg het veiligheidshandboek

5.2. Monsteracceptatie en monsterbeheer

Conserveer het monsters door het koel en donker te bewaren in een gesloten glazen pot. Zie o-NEN-EN-ISO 5667-15.

5.3. Monstervoorbehandeling

Maak het te gebruiken glaswerk grondig schoon door na gebruik te spoelen met aceton en het hierna wassen. Droog het glaswerk gedurende een nacht in de stoof bij 105°C. Spoel het glaswerk met het te gebruiken oplosmiddel alvorens het in gebruik te nemen. Zeer vuil glaswerk dient eerst 12 uur te worden geweekt in een extractieoplosmiddel of te worden vervangen.

5.3.1. Voorbehandeling sediment

Zeef het sediment over een testzeef van 1 mm. Dit voorkomt verstoppingen door het sediment in de kraan van de scheitrechter tijdens het scheiden van sediment-water mengsel en Tenax[®].

Opmerking: Indien het om welke reden dan ook niet mogelijk is om het sediment te zeven dan wordt geadviseerd in stap 6.4.1 gebruik te maken van een scheitrechter van 250 ml waarvan de opening van de kraan een grotere diameter heeft dan de kraan van een 100 ml scheitrechter.

5.3.2. Extractieprocedure Tenax[®] (T-24u gehalte)

Voer de 24 uren Tenax[®] extractie methode in duplo uit.

Breng circa 1 gram gezeefd sediment (op basis van drooggewicht – voer bij nat sediment dus een droge stof bepaling uit) en 70 ml Milli-Q water (3.2.1) over in een scheitrechter van 100 ml (voor niet gezeefd sediment zie opmerking 6.3).

Voeg 1,5 gram Tenax[®] (3.1.3) toe.

Schud het geheel gedurende exact 24 uren bij 160 omwentelingen per minuut.

Neem de scheitrechter uit de schudmachine en plaats deze rechtop.

Laat na het schudden de lagen ontmengen.

Scheidt het sediment/water monster van de Tenax[®] door het sediment-water mengsel uit de scheitrechter te laten lopen (vang op in een erlenmeyer waarin zich al een roervlo bevindt). De Tenax[®] hecht aan de glaswand.

Spoel de Tenax[®] na met circa 70 ml Milli-Q water (3.1.6). Vang dit water op in dezelfde erlenmeyer als waar al het sediment in zit.

Beperk het verlies van Tenax[®] uit de scheitrechter door een lage flow te gebruiken tijdens het afscheiden van het sediment-water mengsel.

Opmerking: uit de praktijk blijkt dat in veel gevallen, tijdens de scheiding van sedimentwater mengsel en Tenax[®], een klein deel van de Tenax[®] (<5%) met het sediment mee gaat de erlenmeyer in. Evenzo geldt dat een klein deel van het sediment achterblijft in de Tenax[®] in de scheitrechter.

Extraheer de organische microverontreinigingen van de Tenax[®] door 20 ml (exact bekend) hexaan (3.1.1) toe te voegen aan de scheitrechter.

Schudt het Tenax[®]-hexaan mengsel gedurende minimaal 20 seconden.

Laat de lagen ontmengen (hexaan boven).

Weeg een puntbuis (15 ml) leeg.

Pipetteer zoveel mogelijk n-hexaan uit de scheitrechter in de puntbuis.
Weeg de puntbuis vol.

Spoel de scheitrechter na met aceton en vang de Tenax[®] op in een erlenmeyer. Regeneer de Tenax[®] TA (6.6)

Opmerking: Extraheer de Tenax[®] bij voorkeur binnen 2 uur. Bij langer wachten is het mogelijk dat de extractie m.b.v. hexaan dan minder goed verloopt (lagere recovery; mondelinge mededeling Cornelissen).

Damp het extract in tot ca 2 ml (bepaal de exacte hoeveelheid d.m.v. weging).

Neem van het extract circa 1 ml voor de analyse van organoschloorbestrijdingsmiddelen en polychloorbifenylen

Zet dit deel van het extract eventueel om in het gewenste oplosmiddel voor analyse van van organoschloorbestrijdingsmiddelen en polychloorbifenylen. Bepaal de hoeveelheid van dat oplosmiddel exact d.m.v. weging. Het verdient aanbeveling de extracten een clean-up stap te laten ondergaan alvorens het wordt geanalyseerd. Eveneens wordt aanbevolen koperpoeder toe te voegen aan het extract ter voorkoming van een zwavelpiek in het chromatogram. Zet het restant extract eventueel om in het gewenste oplosmiddel voor de analyse van polyaromatische koolwaterstoffen of pentachloorfenol. Damp het extract in tot 1 ml (bepaal de exacte hoeveelheid d.m.v. weging).

Opmerking: het splitsen van het extract volgens bovenstaande methode is enkel nodig als de stofgroepen op verschillende wijzen chromatografisch worden geanalyseerd.

Breng het extract over in een autosampler vial.

Bepaal het gehalte in het monster ($\mu\text{g}/\text{kg}$) (6.5.2).

Bepaal de T-24u fractie in het monster (6.5.3).

Opmerking: maak tijdens het integreren van de chromatografische analyse zoveel mogelijk gebruik van handmatige integratie i.p.v. automatische integratie. Dit bevordert de kwaliteit van de vermoedelijk lage concentraties in het Tenax[®] extract.

5.3.3. Extractieprocedure Restant gehalte

Voeg aan het opgevangen sediment-water mengsel in de erlenmeyer 20 ml aceton (3.1.2).

Weeg de erlenmeyer met het sediment-wateter-aceton mengsel en voeg vervolgens 50 ml hexaan (3.1.1) toe.

Plaats de erlenmeyer in de refluxopstelling.

Reflux het sediment-water-aceton-hexaan mengsel gedurende minimaal 6 uur bij 175°C en 1400 toeren per minuut.

Laat de lagen ontmengen.

Spoel de reflux opstelling met circa 10 ml hexaan per erlenmeyer en vang dit ook op in de erlenmeyer. Bepaal de exacte hoeveelheid hexaan in de erlenmeyer door middel van weging van de erlenmeyer na reflux.

Weeg een 15 ml puntbuis leeg.

Pipetteer zoveel mogelijk hexaan uit de erlenmeyer in de puntbuis.

Weeg de puntbuis vol.

Damp het extract in tot ca 2 ml (bepaal de exacte hoeveelheid d.m.v. weging).

Neem van het extract circa 1 ml voor de analyse van organoschloorbestrijdingsmiddelen en polychloorbifenylen.

Zet dit deel van het extract eventueel om in het gewenste oplosmiddel voor analyse van organoschlorbestrijdingsmiddelen en polychloorbifenylen. Bepaal de hoeveelheid van dat oplosmiddel exact d.m.v. weging. Het verdient aanbeveling de extracten een clean-up stap te laten ondergaan alvorens het wordt geanalyseerd. Eveneens wordt aanbevolen koperpoeder toe te voegen aan het extract ter voorkoming van een zwavelpiek in het chromatogram. Zet het restant extract eventueel om in het gewenste oplosmiddel voor de analyse van polyaromatische koolwaterstoffen of pentachloorfenol. Damp het extract in tot 1 ml (bepaal de exacte hoeveelheid d.m.v. weging).
Breng het extract over in een autosampler vial.
Bepaal het gehalte in het monster ($\mu\text{g}/\text{kg}$) (6.5.2).
Bepaal de restant fractie in het monster (6.5.3)

5.3.4. Terugvindingsexperiment (massabalans)

Bepaal regelmatig, bij voorkeur in elke meetreeks, de terugvinding. Gebruik hiervoor bij voorkeur een gecertificeerd sediment waarvan de gehalten bekend zijn. Behandel dit als een monster (5.3).
Bereken de massabalans volgens 5.4.6. Deze moet 80% tot 120% bedragen.

5.3.5. Procedureblanko en controle

Voer regelmatig een blanco bepaling uit. Neem hiervoor alleen 70 ml Milli-Q water in behandeling. Behandel dit verder als een monster (5.3). Doe dit tenminste bij elke in gebruikneming van een nieuwe partij reagentia of hulpstoffen en bij voorkeur in elke meetserie. Voor blanco bepaling van enkel Tenax[®]

5.4. Bepalen van het gehalte

5.4.1. Kwantificering van het extract

Gebruik naar keuze een methode die geschikt is voor het kwantificeren van het gehalte van de te bepalen doelstoffen in het extract.

5.4.2. Berekening Tenax[®] extraheerbare concentratie.

$$C_{T-24u} = \frac{A_M \cdot C_S \cdot V_E \cdot V_T}{A_S \cdot I \cdot V_I}$$

Waarin:

C_{T-24u} is Tenax[®] extraheerbare concentratie van de parameter in het monster na extractie duur van 24 uur, in µg/kg

A_M is de piekhoogte van de parameter in monster extract

A_S is de piekhoogte van de parameter in de standaard

C_S is de concentratie van de parameter in de standaard, in µg/l

V_E is het volume van het extract, in ml

I is de inweeg van het sediment (ds), in g

V_T toegevoegd volume hexaan, in ml

V_I in behandeling genomen volume hexaan, in ml

Houd indien nodig rekening met het feit dat het extract is gesplitst.

5.4.3. Berekening beschikbare concentratie

De beschikbare fractie kan bepaald worden met onderstaande formule

$$C_{beschikbaar} = f_{ext.} \cdot C_{T-24u}$$

Waarin:

$C_{beschikbaar}$ is de berekende absorberende fractie in het amorfe deel van het sediment (beschikbare concentratie)

C_{T-24u} is Tenax[®] extraheerbare concentratie van de parameter in het monster na extractie duur van 24 uur, in µg/kg

$f_{ext.}$ is de vermenigvuldigingsfactor beschreven door Van Noort¹, zie 6. Extrapolatiefactoren

$C_{beschikbaar}$ kan ingevoerd worden in sedias als gemeten gehalte en vervolgens kan de poriewaterconcentratie worden berekend met correctie voor biobeschikbaarheid.

5.4.4. Berekening fracties

Bereken de T-24u fractie met de formule:

$$F_{T-24u} = \frac{C_{T-24u}}{C_{totaal}}$$

Waarin:

F_{T-24u} is de Tenax[®] extraheerbare fractie na 24 uur

C_{T-24u} is Tenax[®] extraheerbare concentratie van de parameter in het monster na extractie duur van 24 uur, in µg/kg

C_{totaal} is de concentratie in het monster ter bepaling van het totaal gehalte, in µg/kg

Bereken de restant fractie met de formule:

$$F_{restant} = \frac{C_{restant}}{C_{totaal}}$$

Waarin:

$F_{restant}$ is de restant fractie (dit wordt ook wel de trage fractie genoemd)

$C_{restant}$ is de concentratie in het monster ter bepaling van het restant gehalte, in µg/kg

C_{totaal} is de concentratie in het monster ter bepaling van het totaal gehalte, in µg/kg

5.4.5. Benadering absorberende fractie in amorfe deel sediment (beschikbare fractie)

De beschikbare fractie kan bepaald worden met onderstaande formule

$$F_{beschikbaar} = f_{ext.} \cdot F_{T-24u}$$

Waarin:

$F_{beschikbaar}$ is de berekende absorberende fractie in het amorfe deel van het sediment (beschikbare fractie)

F_{T-24u} is de gemeten 24 uren Tenax extraheerbare fractie

$f_{ext.}$ is een vermenigvuldigingsfactor beschreven door Van Noord¹, zie 6. Extrapolatiefactoren

5.4.6. Massabalans

Indien het totaal gehalte is bepaald, kan met behulp van de massabalans worden gecontroleerd of de analyse goed verlopen is. Gebruik hiervoor de volgende formule:

$$C_{\text{totaal}} \approx C_{T-24u} + C_{\text{restant}}$$

Waarin:

C_{totaal} is de concentratie in het monster ter bepaling van het totaal gehalte, in $\mu\text{g}/\text{kg}$

C_{T-24u} is Tenax[®] extraheerbare concentratie van de parameter in het monster na extractie duur van 24 uur, in $\mu\text{g}/\text{kg}$

C_{restant} is de concentratie in het monster ter bepaling van het restant gehalte, in $\mu\text{g}/\text{kg}$

5.5. Regenereren van de Tenax[®]

Spoel de scheidrechter na met aceton en vang de Tenax[®] en aceton (3.1.2) op in een erlenmeyer. Schenk de aceton voorzichtig af. Droog de Tenax[®] bij 125°C tot droog.

De Tenax[®] wordt geregenereerd door de Tenax[®] te wassen met respectievelijk Milli-Q water (3.1.6), aceton (3.1.2) en hexaan (3.1.1) (elk 3 keer met 10 ml per gram Tenax[®])

Droog de Tenax[®] bij 125°C tot droog.

Opmerking: Voor extra schone Tenax kan met een ASE (Dionex Corp.) een verdere reiniging worden uitgevoerd. Bij een temperatuur van 100°C en een druk van 103 bar worden achtereenvolgens methanol, aceton, hexaan en een mengsel van aceton/hexaan 1:1 (v/v) door de met Tenax gevulde extractiecellen geleid. Droog te Tenax bij 125°C. Ook nieuwe Tenax moet met Milli-Q water worden gewassen om fijne deeltjes te verwijderen.

Controleer na elke regeneratie van de Tenax[®] of deze vrij is van verontreinigingen.

Neem hiervoor ca. 1,5 gram Tenax[®] in behandeling en extraheer deze met hexaan. Bepaal het gehalte aan doelstoffen. Indien er componenten worden aangetroffen in de Tenax[®] moet deze opnieuw worden geregenereerd.

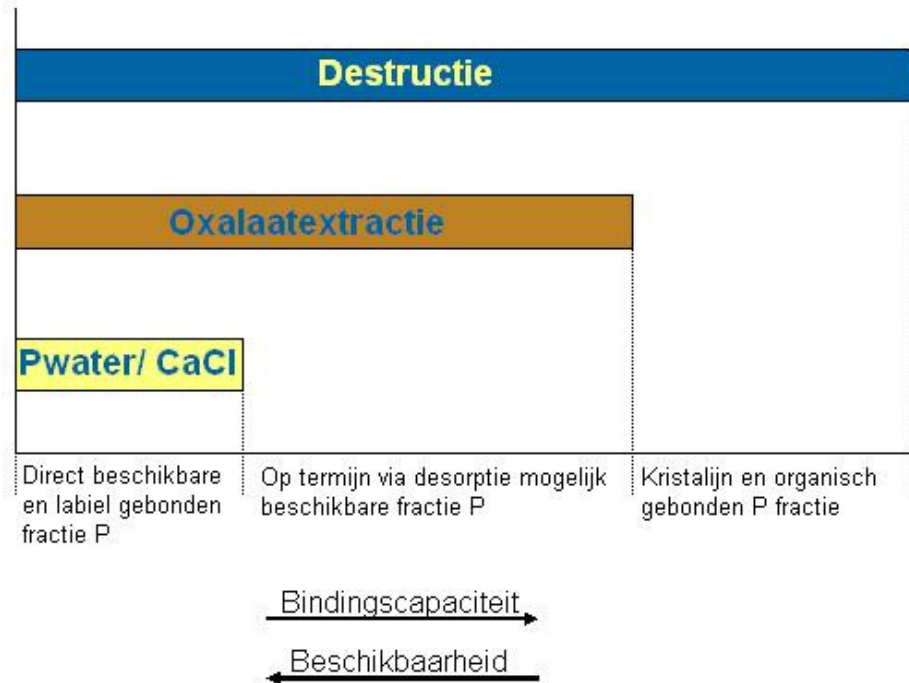
6. Extrapolatiefactoren

Stof	CAS nr.	log K _{ow}	k _{dr} amorf (1/uur)	Extrapolatiefactor	
				6u	24 u
naftaleen	91-20-3	3.41	2.74	0.90	0.72
fenantreen	85-01-8	4.65	0.95	0.90	0.72
antraceen	120-12-7	4.65	0.95	0.90	0.72
fluoranteen	206-44-0	5.27	0.56	0.93	0.72
chryseen	218-01-9	5.89	0.33	1.02	0.72
benzo(a)antraceen	56-55-3	5.89	0.33	1.02	0.72
benzo(a)pyreen	50-32-8	6.51	0.20	1.24	0.73
benzo(k)fluoranteen	207-08-9	6.51	0.20	1.24	0.73
indeno[1,2,3-c,d]pyreen	193-39-5	7.13	0.12	1.63	0.76
benzo(ghi)peryleen	191-24-2	7.13	0.12	1.63	0.76
acenafteen	83329-32-9	4.12	1.50	0.90	0.72
acenaftyleen	20896-96-8	4.03	1.62	0.90	0.72
benzo(b)fluoranteen	20599-99-2	6.51	0.20	1.24	0.73
benzo[b]fluoreen	30777-19-6	6.24	0.25	1.13	0.73
fluoreen	86737-73-7	4.38	1.20	0.90	0.72
pyreen	12900-00-0	5.27	0.56	0.93	0.72
PCB28	7012-37-5	5.60	0.43	0.97	0.72
PCB52	35693-99-3	5.90	0.33	1.03	0.72
PCB101	37680-73-2	6.35	0.22	1.17	0.73
PCB118	31508-00-6	6.50	0.20	1.24	0.73
PCB138	35065-28-2	6.80	0.15	1.40	0.74
PCB153	35065-27-1	6.80	0.15	1.40	0.74
PCB180	35065-29-3	7.25	0.11	1.72	0.76
□-HCH	319-84-6	3.81	1.95	0.90	0.72
□-HCH	319-85-7	3.80	1.97	0.90	0.72
□-HCH	58-89-9	3.70	2.14	0.90	0.72
□-HCH	198-86-8	4.14	1.47	0.90	0.72
aldrin	309-00-2	6.50	0.20	1.24	0.73
dieldrin	60-57-1	5.40	0.50	0.94	0.72
endrin	72-20-8	5.20	0.60	0.92	0.72
isodrin	465-73-6	6.75	0.16	1.37	0.74
telodrin	297-78-9	4.51	1.07	0.90	0.72
o,p-DDD	53-19-0			1.24	0.73
p,p-DDD	72-54-8	6.51	0.20	1.24	0.73
o,p-DDE	3424-82-6			1.24	0.73
p,p-DDE	72-55-9	6.51	0.20	1.24	0.73
o,p-DDT	789-02-6			1.47	0.74
p,p-DDT	50-29-3	6.91	0.14	1.47	0.74
heptachloor	76-44-8	5.27	0.56	0.93	0.72
endosulfan (mengsel isomeren)	115-29-7	3.83	1.92	0.90	0.72
□-endosulfan	959-98-8			0.90	0.72
□-endosulfan	33213-65-9			0.90	0.72
endosulfan sulfate	1031-07-8	3.66	2.22	0.90	0.72
cis-heptachloorepoxide (exo)	1024-57-3	5.00	0.71	0.91	0.72
trans-heptachloorepoxide (endo)	28044-83-9			0.91	0.72
chloordaan (mengsel isomeren)	577-74-9	6.00	0.30	1.05	0.72
cis-chloordaan	5103-71-9			1.05	0.72
trans-chloordaan	5103-74-2			1.05	0.72
hexachloor-1,3-butadien	87-68-3	4.70	0.91	0.90	0.72
pentachloorbenzeen	608-93-5	4.94	0.75	0.91	0.72
hexachloorbenzeen	118-74-1	5.39	0.51	0.94	0.72
pentachloorfenol	87-86-5	5.12	0.64	0.92	0.72

Bijlage G Metingen indicatoren fosfaat nalevering

Deze bijlage kan worden gevolgd als de methodiek voor eutrofiëringsproblemen (hoofdstuk 3 van deze handreiking) aanleiding geeft tot extra metingen. Aanvullend op de totaalanalyses (zie blauwe balk in figuur 1) wordt dan geadviseerd om de direct beschikbare fosfaat-fractie (P-fractie) te meten in een P_{water} of calciumchloride(CaCl_2)-extractie en/of om de op langere termijn beschikbare P-fractie te meten in een ammoniumoxalaat extractie. In plaats van meting van de direct beschikbare fractie fosfaat middels een aerobe extractie, kunnen ook de ijzer- en fosfaatconcentratie in anaeroob poriewater worden bepaald. Genoemde methoden kunnen in een gespecialiseerd laboratorium worden uitgevoerd.

Figuur 1
Meting van diverse fracties als indicator voor fosfaat nalevering vanuit de waterbodem



Anaerobe CaCl_2 -extractie voor P

Deze methode is gelijk aan de methode voor extractie van metalen (zie bijlage F). Als in het kader van deze handreiking de CaCl_2 -extractie voor metalen wordt uitgevoerd, kan meteen ook P worden gemeten (en omgekeerd). Omdat de methode aerob wordt uitgevoerd, zal eventueel aanwezig ijzer oxideren en kan P daaraan binden. Dit gebeurt normaal gesproken in de toplaag van de waterbodem ook. De P die in oplossing blijft tijdens de extractie kan nalevering naar het oppervlaktewater veroorzaken. De resultaten kunnen getoetst worden aan de oppervlaktewaternormen.

Anaerobe Fe/PO₄-ratio in poriewater

Met het bepalen van de Fe:PO₄-ratio bestaat relatief veel ervaring, zie o.a. het rapport 'Van helder naar troebel...en weer terug' (STOWA, 2008). De Fe/PO₄-ratio in anaeroob poriewater, meestal verkregen door met een poriewatersampler poriewater uit een veldvochtig monster te halen, blijkt een goede maat om de potentiële nalevering van P te schatten. Bovendien is aangetoond dat bepaalde indicatoren voor een goede ecologie, zoals rode lijstsoorten, alleen voorkomen bij een hoge Fe/PO₄-ratio. Waar de CaCl₂-extractie een resultante is van Fe-oxidatie en P-adsorptie, worden met de Fe/PO₄-ratio in poriewater beide componenten gemeten voordat contact met zuurstof optreedt.

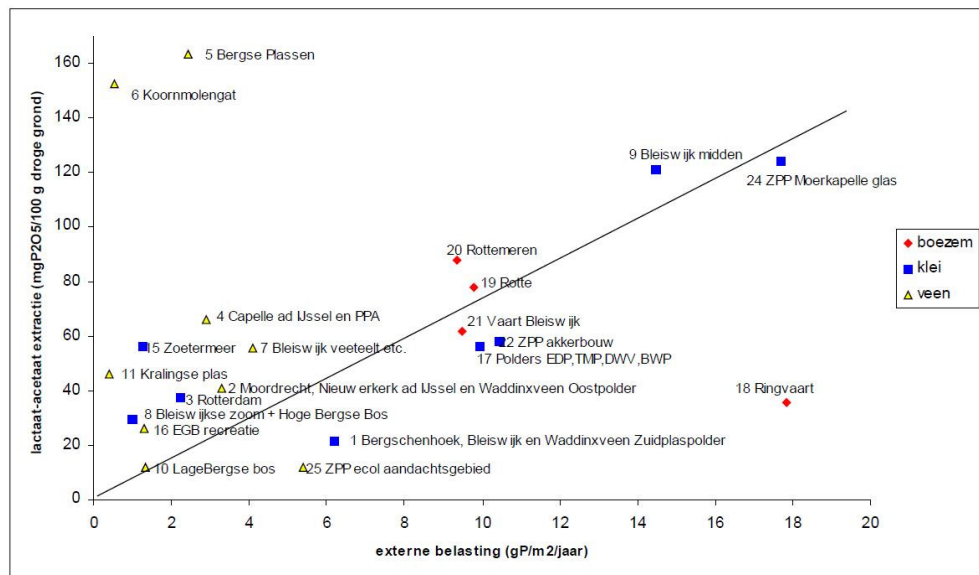
P-oxalaat

Het oxalaat-extraheerbaar P is een indicatie voor de voorraad P die op termijn beschikbaar kan komen. Daarmee is het een maat voor de oplading van de bodem met P. Een systeem waar evenwicht is tussen de externe belasting en de waterbodem zal een bepaalde verhouding vertonen tussen het oxalaat-extraheerbaar P en de externe belasting.

In een studie voor Hoogheemraadschap Schieland en Krimpenerwaard (2006) is dat verband aangetoond door Witteveen+Bos onderzocht voor lactaatacetaat-extraheerbaar P, vergelijkbaar met oxalaat-extraheerbaar P (zie figuur 2). In deze figuur zijn de sterk afwijkende punten interessant. Deze wijzen erop dat het systeem niet in evenwicht is. Indien de beschikbare hoeveelheid veel groter is dan de bijbehorende externe belasting zou nalevering plaats kunnen vinden. In de figuur geldt dat voor de situatie in de Bergse Plassen en het Koornmolengat.

Figuur 2

Figuur 2: Relatie tussen lactaatacetaat-extraheerbaar P en de externe belasting [STOWA, 2008]

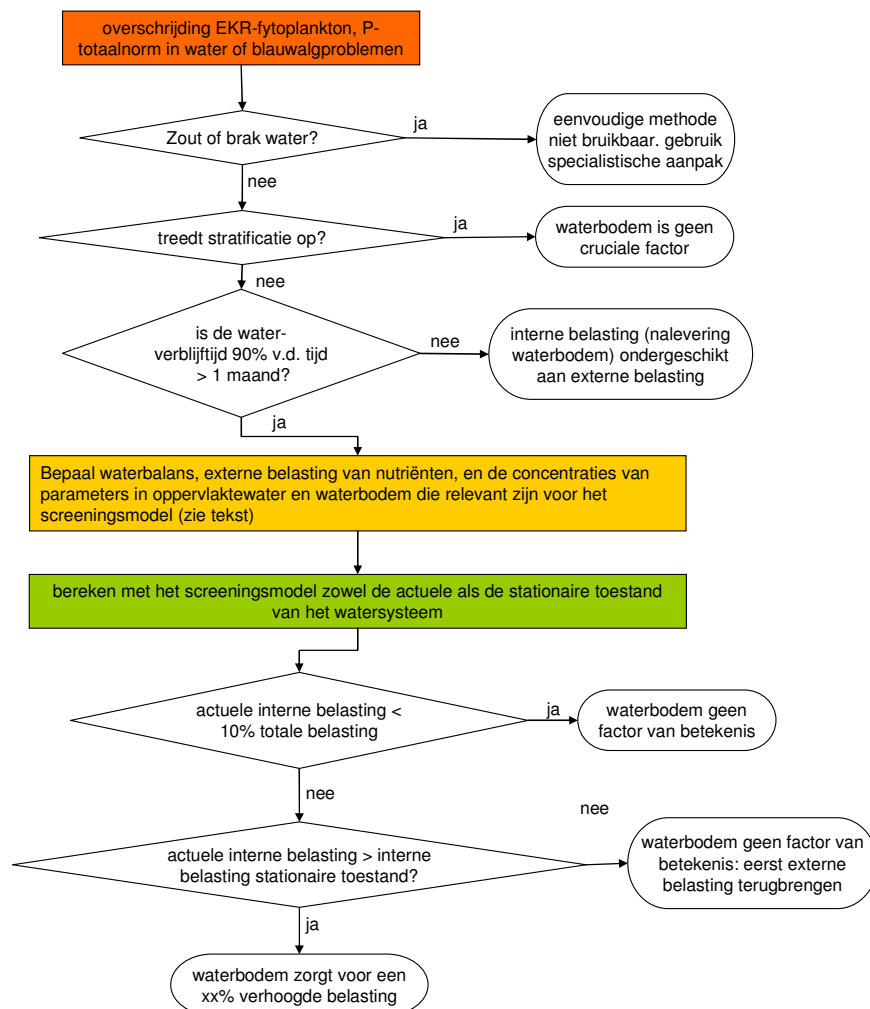


Voor meer informatie wordt verwezen naar het rapport 'Overzicht indicatoren fosfaat nalevering uit de waterbodem' (Arcadis, 2009) en naar 'Van helder naar troebel...en weer terug' (STOWA, 2008).

Bijlage H Screeningmodel nutriënten

Als alternatief voor de standaardmethodiek zoals voor eutrofiëringsproblemen beschreven in §3.5 kan gebruik worden gemaakt van een screeningmodel. Met het screeningmodel kan voor ondiepe, min of meer geïsoleerde plassen, de invloed van nutriënten vanuit de waterbodems worden beoordeeld. Daarmee wordt een indicatie verkregen of de waterbodems een essentiële rol speelt in de belasting van het watersysteem.

De wijze van beoordelen met het screeningmodel wijkt enigszins af van de beschrijving in §3.5, zie de figuur hieronder. Het eerste deel is wel identiek aan figuur 3.8. Indien de locatie tot de zoete wateren met een relatief lange verblijftijd hoort, wordt het schema vervolgd met het gele blok. De gebruiker dient een beperkt aantal locatiespecifieke parameters in te voeren in het model. Vervolgens berekent het model de bijdrage van de waterbodems aan de totale belasting van het watersysteem.



Bepaal de waterbalans, de externe belasting van nutriënten, en de concentraties van parameters in oppervlaktewater en waterbodem die relevant zijn voor het screeningmodel

Voor de instructie van het model wordt verwezen naar de gebruikershandleiding. In deze handreiking wordt het model slechts op hoofdlijnen besproken. De gebruiker dient op basis van metingen, berekeningen of schattingen de volgende watersysteem-specifieke parameters in te voeren:

- het type water voor wat betreft bodem (3 keuzes: veen, water met slibbodem, water met zandbodem);
- de gemiddelde waterdiepte (m) en de oppervlakte (km²);
- de hoeveelheid oppervlakkig instromend water per maand gedurende een gemiddeld jaar (m³/maand);
- de externe belasting van nutriënten (gN en gP/maand), exclusief atmosferische depositie (dit wordt door het model berekend);
- de gemeten waterkwaliteit (N,P,chlorofyl) aan het begin van een representatief jaar;
- de gemeten waterbodemkwaliteit (% organische stof, gP/kg_{ds} en optioneel gN/kg_{ds}).

De waarden van de overige procesparameters (chemische en biologische processen) zijn afhankelijk van het watertype en zijn in het model standaard vastgelegd. De gebruiker kan optioneel meer waarden voor parameters invoeren. Dit betreft bijvoorbeeld:

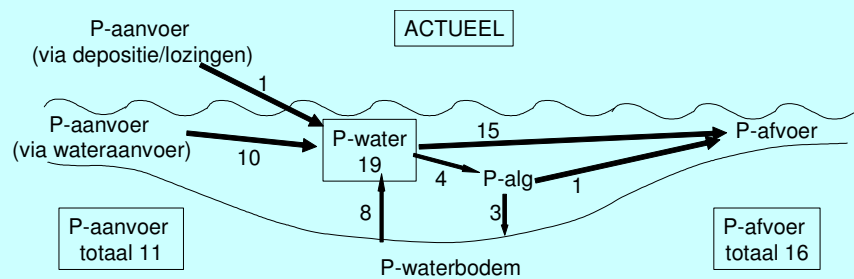
- de maandelijks gemeten waterkwaliteit van
 - NH₄-N [mgN/l],
 - NO₃-N [mgN/l],
 - totaal-N [mgN/l],
 - o-PO₄-P [mgP/l]
 - totaal-P [mgP/l]
 - chlorofyl-a [µg chl-a/l]
- de winter- en zomergemiddelde kwel- dan wel wegzijgingssnelheden (mm/dag).

Bereken met het screeningmodel zowel de actuele als de stationaire concentraties

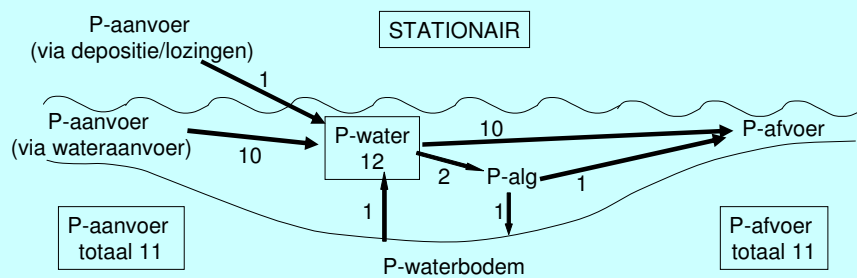
Het model berekent vervolgens de jaargemiddelde interne en externe belastingen van N en P in gN en gP/m².dag en berekent tevens wat de percentages zijn ten opzichte van de totale belasting. Het model berekent de belastingen voor één jaar. Het model kan ook een aantal jaren simuleren totdat de stationaire concentraties zijn bereikt (zie figuur 3.6 en bijbehorende tekst). Als het systeem in balans is, is de actuele belasting gelijk aan de stationaire belasting. Een voorbeeld is uitgewerkt in het tekstkader.

Actuele belasting versus stationaire belasting

In een systeem, waar de totale externe belasting is teruggebracht tot 11 (zie figuur) kan de waterbodem naleveren. In het onderstaande (versimpelde) voorbeeld zijn ter vereenvoudiging van de werkelijkheid hoeveelheden P in plaats van concentraties gegeven. In het onderstaande voorbeeld is de concentratie in het water niet 11, maar 19 omdat de waterbodem 8 nalevert. Het gevolg is dat de afvoer uit het systeem hoger is dan de aanvoer, maar ook dat de algenbloei hoger is dan op basis van de externe belasting zou worden geschat.



Na verloop van tijd wordt het systeem stationair, dat wil zeggen dat de aanvoer van P (stabiel op 11) even groot is als de afvoer. De waterbodem zal zich gaan instellen op dat evenwicht. Tevens wordt verwacht dat de algenbloei minder wordt. Uiteindelijk kan dat leiden tot onderstaande stationaire P-belasting. Aan- en afvoer is gelijk (11), de algenbloei is gehalveerd, maar dat kan alleen als de nalevering vanuit de waterbodem sterk terugloopt. Dit kan lange tijd duren en juist in dit soort gevallen kunnen maatregelen om de interne belasting terug te dringen interessant zijn.



Actuele interne belasting < 10% van de totale belasting en > interne belasting stationaire toestand

De resultaten van het nutriëntenscreeningmodel geven aan dat de waterbodem een cruciale rol speelt in de eutrofiëring als voldaan wordt aan het volgende:

1. de actuele interne belasting is relatief groot ten opzichte van de externe belasting
2. de actuele interne belasting is groter dan op basis van een stationaire situatie mag worden verwacht. Dit duidt er op dat de externe belasting is gereduceerd en de waterbodem nog op een verhoogd niveau blijft naleveren, waardoor de eutrofiëringproblemen niet verminderen.

Dit heeft (zie stroomschema) geleid tot de volgende hiermee overeenkomende twee criteria:

1. de bijdrage van de waterbodem aan de totale belasting moet minimaal 10% zijn.
2. de actuele interne belasting moet groter zijn dan de stationaire interne belasting.

Als dat het geval is wordt de bijdrage van de waterbodem aan de belasting van het watersysteem uitgedrukt als de huidige verhoging ten opzichte van de totale belasting in stationaire toestand:

$$\text{bijdrage} = \frac{\text{actuele interne belasting} - \text{stationaire interne belasting}}{\text{stationaire totale belasting}} * 100$$

In het screeningmodel zijn veel parameters op een vaste waarde ingesteld. Als een hogere betrouwbaarheid gewenst is, kan gebruik gemaakt worden van het geavanceerdere model waar het screeningmodel op is gebaseerd: Delwaq-G of vergelijkbare modellen. Het is dan mogelijk om veel meer parameters locatiespecifiek te bepalen. Dit vraagt vaak ook extra metingen. Bovendien kunnen hydrodynamische modellen worden gekoppeld, waardoor het watersysteem niet als een homogeen gemengde bak hoeft te worden beschouwd.

Voor meer informatie, zie Smits et al., 2010.

Bijlage I Monitoring in oppervlaktewater

De reguliere monitoring is erop gericht om de toestand te bepalen van de KRW-oppervlaktewaterlichamen. Bij het opstellen van het meetnet wordt rekening gehouden met mogelijke variatie in de waterkwaliteit. De KRW-monitoring is niet specifiek gericht op het vaststellen van eventuele overschrijdingen van aanvullende normen voor het oppervlaktewater in beschermde gebieden die gesteld worden vanuit de gebruiksfuncties. Voor beschermde gebieden kan aanvullende monitoring plaatsvinden, bijvoorbeeld monitoring in Natura 2000-gebieden of monitoring op de innamepunten voor de drinkwatervoorziening.

Er zijn echter oppervlaktewateren die geen deel uitmaken van een KRW-waterlichaam. Voor de beoordeling van de effecten van de waterbodem op de normen met behulp van de 'Handreiking beoordelen waterbodems' kan in dat geval geen gebruik worden gemaakt van monitoringsresultaten. Voor deze situaties zijn hoofdstuk 4 en 5 van de handreiking opgesteld. In de betreffende paragrafen wordt eerst op theoretische gronden beoordeeld of de bodem (mede) de oorzaak kan zijn van overschrijding van een chemische of ecologische norm. Indien een dergelijke kans er is, kan de waterbeheerder ervoor kiezen om dit te verifiëren door (tijdelijk) een extra meetlocatie toe te voegen. De monitoring op deze extra meetlocatie kan zich beperken tot de parameters waarvan gebleken is dat de norm, (mede) onder invloed van de waterbodem, mogelijk wordt overschreden. In tegenstelling tot de resultaten van de reguliere monitoring is de waterbeheerder voor de extra meetlocatie(s) niet verplicht de resultaten te rapporteren aan de Europese Commissie.

Voor de wijze van monitoren en toetsen wordt geadviseerd om zoveel mogelijk aan te sluiten bij de bestaande monitoringspraktijk voor het oppervlaktewater. Deze is beschreven in de Instructie 'Richtlijn monitoring oppervlaktewater en protocol toetsen en beoordelen' (zie www.helpdeskwater.nl).

Als voor het beoordelen van waterbodems monitoring in biota (mosselen, vis) aan de orde is, wordt geadviseerd om na te gaan of monstermateriaal kan worden betrokken van sport- of beroepsvissers. Ook kan samenwerking worden gezocht met de monitoring die vanuit het natuurbeheer wordt gedaan.

Locatiekeuze extra meetlocaties en -punten voor bepalen effecten waterbodem
Afhankelijk van de ruimtelijke variatie in waterlichaam en waterbodem dienen in stromende wateren stroomopwaarts en stroomafwaarts van de locatie met verontreinigde waterbodem één of meer meetpunten voor de chemie te worden gekozen. In stilstaande wateren dient minimaal één meetpunt op de verontreinigde locatie en daarnaast minimaal één meetpunt op een (relatief) schone referentielocatie te worden gekozen. Voor de ecologie dient een meetlocatie op of nabij de verontreinigde waterbodem en daarnaast een referentielocatie te worden gekozen.

Duur en frequentie van meten

De waterbeheerder kan de duur van de operationele monitoring op de extra meetlocatie beperken tot bijvoorbeeld een jaar. Bij het bepalen van de duur van monitoren en de meetfrequentie dient rekening te worden gehouden met mogelijke seizoensfluctuaties en toevallige fluctuaties in de waarden van de chemische en ecologische parameters.

Bemonstering- en analysemethoden

Ook voor de bemonstering- en analysemethoden wordt geadviseerd om indien mogelijk uit te gaan van de methoden die bij de reguliere monitoring worden gebruikt. Hiervoor wordt verwezen naar de bijlagen van de Richtlijn monitoring uit 2006 (Van Splunder *et al*).

Beoordelen en toetsen meetresultaten

Om de invloed van de waterbodem te beoordelen wordt geadviseerd om de extra meetlocatie(s) eerst (elk) afzonderlijk te beoordelen en te toetsen. Vervolgens kunnen de resultaten worden vergeleken met eventuele andere meetlocaties in of nabij het waterlichaam.

Bijlage J Beschrijving SEDIAS

De voorgestelde berekeningen in de Handreiking beoordelen waterbodems zijn zoveel mogelijk uitgewerkt in een ondersteunend spreadsheet met de naam SEDIAS, afkorting voor SEDImentASsistent. Voor oevergebieden worden de berekeningen ondersteund met 'SEDIAS oevergebieden'.

SEDIAS

SEDIAS bestaat uit drie algemene tabbladen en vijf rekenbladen met ondersteunende bladen. De algemene tabbladen betreffen checklists, waarin de volledigheid van de probleemanalyse kan worden gecheckt. De tabbladen 1 t/m 5 zijn de rekenbladen waarin de resultaten worden berekend. Sommige rekenbladen worden ondersteund. Dit wordt aangegeven met de toevoeging 'ad'.

In alle gevallen zal met tabblad 1 worden gestart, omdat daar de invoer van stoffen plaatsvindt. Hier kunnen totaal gehalten worden ingevoerd, op basis waarvan concentraties in het bodemvocht worden berekend. Het is ook mogelijk zelf bodemvochtwaarden in te voeren. Vervolgens zijn er tabbladen om de berekeningen uit te voeren.

Dat geeft de volgende indeling:

Tabblad checklist waterkwaliteit
 Tabblad checklist bodemkwaliteit
 Tabblad toelichting berekeningen

Tabblad 1.	Partitie Knop Kleurenschema invoer (verklaring van de kleuren) Knop Partitiecijfers (basisinfo; geen rekenblad) Knop aandeel opgelost (berekening verhouding opgelost/zwevend stof_
Tabblad 2.	Diffusie/dispersie en kwel
Tabblad 3.	Resuspensie Knop scheepsparameters (basisinfo over schepen; geen rekenblad) Knop berekening opwerveling door wind (ondersteunend rekenblad voor tabblad 3)
Tabblad 4.	bijdrage totale conc.
Tabblad 5.	msPAF
Tabblad 6.	zwev.stof & MTR

In de Handreiking wordt op relevante plekken verwezen naar SEDIAS. In alle gevallen wordt de berekening met tabblad 1 gestart, omdat daar de invoer van stoffen plaatsvindt. Hier kunnen totaalgehalten in de waterbodem worden ingevoerd, op basis waarvan concentraties in het bodemvocht worden berekend. Het is ook mogelijk zelf bodemvochtwaarden in te voeren als deze zijn gemeten. De overige tabbladen worden alleen gebruikt als het onderdeel relevant is, dus als er een probleem is geconstateerd (of wordt vermoed) ten aanzien van de opgeloste concentratie (tabblad 2), van de totale concentratie (tabblad 3 en 4) of van de macrofaunascore (tabblad 5).

De spreadsheet is zo opgebouwd, dat de gebruiker eenvoudig kan zien wat er gebeurt. Alle formules in de spreadsheet zijn te bekijken door op de cel te gaan staan.

SEDIAS oevergebieden

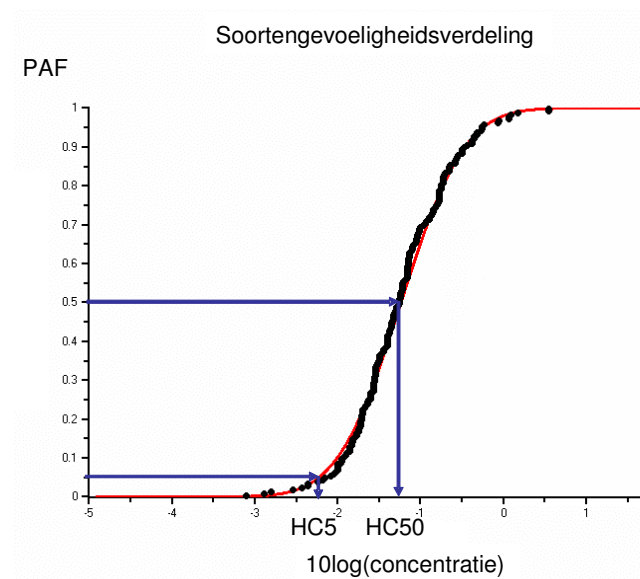
Oevergebieden hebben in veel gevallen meer een terrestrisch (bodemfauna en vegetatie) dan een aquatisch ecosysteem. Daarom wordt technisch-inhoudelijk aangesloten bij de wijze van beoordelen onder de Wet bodembescherming (Wbb) het Besluit bodemkwaliteit. Voor de Wbb is 'Sanscrit' (www.sanscrit.nl) ontwikkeld om de spoedeisendheid van saneren van ernstige gevallen van bodemverontreiniging vast te stellen. Sanscrit maakt daarbij gebruik van de wettelijke criteria vanuit de Wbb. In de oevergebieden die niet onder de Wbb vallen gelden deze criteria niet. Sanscrit is daarom niet geschikt om de beoordelingen zoals beoogd in de Handreiking beoordelen waterbodems uit te voeren. Specifiek voor oevergebieden is daarom een ander instrument ontwikkeld, 'Sedias oevergebieden', dat technisch-inhoudelijk wel aansluit bij Sanscrit.

SEDIAS oevergebieden is een webapplicatie die te bereiken is via www.sediasoever.nl. De onderdelen van hoofdstuk 5 worden stapsgewijs behandeld in SEDIAS oevergebieden via een keuzemenu met daarin de ingangen:

- Natuurdoelen met een onderverdeling in lagere en hogere organismen.
- Veiligheid van landbouwproducten.
- Bescherming van de mens.
- Bescherming van grondwater.

Bijlage K Toelichting (ms)PAF

De basis voor de msPAF wordt gevormd door laboratoriumexperimenten, waarin het effect van een bepaalde stof op een bepaalde soort wordt onderzocht. Vervolgens wordt een grafiek gemaakt voor de betreffende stof waarin elke soort een datapunt is. Dit levert een soortengevoeligheidsverdeling op (Posthuma e.a., 2002). De risico's worden uitgedrukt in een Potentieel Aangetaste fractie (PAF), die een indicatie geeft welk deel van de potentieel aanwezige organismen nadelige gevolgen kan ondervinden. Hoe hoger de waarde, hoe groter het aantal soorten dat in een water-, sediment- of bodemsysteem te lijden zal hebben van de aanwezige contaminanten. Op basis van deze curve kan een beschermingsniveau (of interventieniveau) worden gekozen. De keuze voor bijvoorbeeld de HC₅ (Hazardous Concentration voor 5%) als beschermingsniveau betekent dus dat 5 procent van de soorten uit de gevoeligheidsverdeling mogelijkwijze effect ondervindt ten gevolge van de aanwezigheid van de beschouwde stof. Met behulp van een formule kunnen de individuele PAF-scores bij elkaar worden opgeteld.



Keuzes binnen de methodiek

Er zijn enkele belangrijke factoren die grote invloed hebben op de beoordeling. De onderstaande tabel geeft deze factoren weer en toont de meest gebruikte keuzes:

te variëren factor	keuzemogelijkheden
Effectniveau	NoEC, EC ₅₀ , LC ₅₀
karakter van het experiment	chronisch of accuut
soorten	aantal soorten en trofische niveaus kan variëren
database	kwaliteitsniveau van de geaccepteerde data

Effectniveau

Toxiciteitsexperimenten kunnen gefocust zijn op het niveau dat er nog net geen effect wordt geconstateerd bij een van de testorganismen (NoEC). De focus kan ook liggen op het niveau dat de helft van de organismen effecten ondervindt, bijvoorbeeld, remming van groei of reproductie (EC_{50}). Indien het het om een sterftepercentage van 50% gaat, spreken we over de letale concentratie (LC_{50}). Een soortengevoeligheidsverdeling op LC_{50} -niveau ligt in de grafiek meer naar rechts vergeleken bij een NoEC-niveau.

Karakter van het experiment

Experimenten kunnen langer of korter duren. Afhankelijk van het type organismen wordt de periode ingedeeld als chronische of acute test. De blootstellingsduur varieert grofweg van 24 uur tot 3 weken, maar kortere of langere periodes komen voor.

Soorten

Aquatische experimenten worden vaak ingedeeld in basisgroepen: algen, kreeftachtigen en vis. In de meeste PAF-curves zijn alle soorten opgenomen, maar het is ook mogelijk om een msPAF te bepalen voor alleen vis. Er moeten dan wel voldoende data zijn.

Er zijn ook testen uitgevoerd met hogere organismen, maar vaak niet in het aquatische milieu. De resultaten van de proeven met bijvoorbeeld kippen, duiven of varkens zijn zo goed mogelijk vertaald naar vis- en mosseleTERS, bijvoorbeeld bepaalde watervogels of otters. Op die manier kunnen PAF-curves worden bepaald voor vis- of mosseleTERS.

Database

De onderliggende experimentele data zijn essentieel voor de kwaliteit van de PAF-curves. Het gaat dan bijvoorbeeld om het aantal data, de kwaliteit van de data, welke soorten wel of niet in de database zitten.

Keuzes in de handreiking

Voor natte systemen in de handreiking is gekozen voor soortengevoeligheidsverdelingen die zijn gebaseerd op chronische EC_{50} -niveau. Dit sluit het beste aan bij de aard van de blootstelling en de werkzaamheden: verontreinigde waterbodems geven langdurige blootstelling (chronisch), de verontreiniging is al aanwezig in het milieu en alleen als er substantiële risico's zijn, wordt er ingegrepen (EC_{50}). Verder zijn PAF-curves voor de volgende organismen gebruikt:

- Voor de beoordeling van aquatische macrofauna wordt specifiek met de msPAF macrofauna gewerkt.
- Voor bioaccumulatie via aquatische organismen worden msPAF-curves voor vis- en/of mosseleTERS gebruikt.

Voor de beoordeling van terrestrische organismen worden, wordt aangesloten bij Sanscrit. Sanscrit hanteert acute EC_{50} -curves. In Sanscrit wordt alleen gewerkt met terrestrische lagere organismen. Deze curves worden gebruikt voor het bepalen van ecologische risico's in oevergebieden. Voor bioaccumulatie kan vergelijkbaar met vis- en mosseleTERS een PAF-curve worden afgeleid voor wormeters, maar dit kan niet in Sanscrit.

Bijlage L Begrippenlijst

Advectief transport

Transport van opgeloste stof door meevoering met de grondwaterstroming.

Afwenteling

In deze handreiking wordt hiermee bedoeld op de situatie waarbij de geaccepteerde toestand in een KRW-oppervlaktewaterlichaam leidt tot verslechtering van de toestand in een benedenstrooms KRW-oppervlaktewaterlichaam. In de KRW heeft afwenteling een bredere betekenis, waarbij ook bijvoorbeeld benedenstroomse migratiebarrières voor stroomopwaarts migrerende vissen onder afwenteling vallen.

Autonome ontwikkeling

Ontwikkeling zonder externe invloed. In deze handreiking wordt bedoeld op de ontwikkeling bij het beleid waarover al besluitvorming heeft plaatsgevonden.

Beheerplan (= waterbeheerplan)

Beheerplan van de waterbeheerder, vastgesteld op grond van artikel 4.6, eerste lid van de Waterwet. De waterbeheerder geeft hierin aan hoe de wateren op orde worden gebracht of gehouden en tegen welke kosten. Het beheerplan wordt vastgesteld voor een periode van 6 jaar.

Benthische macrofauna

Op of in de waterbodem levende macrofauna.

Beschikbare fractie

Het deel van het totale gehalte of de totale concentratie van een stof dat opgenomen kan worden door organismen.

Bioaccumulatie

De opeenhoping van een stof in organismen of delen van organismen, waardoor de concentratie in de organismen hoger wordt dan in het omringende milieu.

Biologische kwaliteitselementen

De biologische parameters (macrofyten & fyto benthos, angiospermen, macroalgen, fytoplankton, benthische ongewervelde fauna (macrofauna) en vissen) waarmee onder de Kaderrichtlijn Water de ecologische toestand van oppervlaktewateren wordt beoordeeld.

Biomagnificatie

stapsgewijze toename in de concentratie van persistente stoffen in het organisme naarmate men hogerop in de voedselketen waarneemt.

Biota

Levende organismen (dieren, planten, schimmels, micro-organismen).

Bkmw 2009

Besluit van 30 november 2009, houdende regels ter uitvoering van de milieudoelstellingen van de kaderrichtlijn water (Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009).

Concentratie

Maat voor het gewicht van een geanalyseerde stof per eenheid van volume onderzochte stof (bv. mg/l).

Deelmaatlat

Eén of meerdere parameters waaruit de maatlat (EKR) voor een biologisch kwaliteitselement (KRW) bestaat.

Diffusie

Transport van een stof onder invloed van een gradiënt in concentratie (of meer algemeen: activiteit), ten gevolge van willekeurige (thermale) bewegingen van de stofmoleculen.

DOC (=Dissolved Organic Carbon)

Opgelost organisch stof.

Drogere oevergebieden

Oevergebieden die vrijwel altijd droog staan en waar – in tegenstelling tot de overige delen van het oppervlaktewaterlichaam – de Wet bodembescherming van toepassing is. Deze drogere oevergebieden zijn op kaarten weergegeven die in de Waterregeling zijn opgenomen.

Ecologische Kwaliteitsratio (EKR)

De ratio van de waargenomen waarde van een KRW-kwaliteitselement gedeeld door de referentiewaarde (vrijwel ongewijzigde waterlichamen) of het MEP (sterk veranderde/kunstmatig aangelegde waterlichamen) van dat element.

EKR_{fytoplankton}

EKR-score voor het biologische kwaliteitselement fytoplankton.

EKR_{macrofauna}

EKR-score voor het biologische kwaliteitselement macrofauna.

Erosie

Proces waarbij als gevolg van stroming, golven, bioturbatie of scheepvaartbewegingen sediment uit de waterbodem los wordt gemaakt, in de waterkolom wordt opgenomen en vervolgens met het stromende water wordt meegevoerd.

Eutrofiëring

Het verschijnsel dat bij hoge concentraties nutriënten in het oppervlaktewater een verstoord ecosysteem kan ontstaan, gekenmerkt door slecht doorzicht, bloei van (blauw)algen in de zomer, weinig predatoren zoals de snoek, veel witvis, een geringe diversiteit aan soorten en zuurstofarm water.

Eutrofiëringparameters

Parameters die in oppervlaktewater worden gemeten om vast te stellen of sprake is van eutrofiëring, zoals totaal-fosfaat, ortho-fosfaat, totaal-stikstof, DIN (nitraat + nitriet + ammonium) en chlorofyl-a.

Evenwichtspartitie

Verdeling van een stof over fasen, bijvoorbeeld sediment en water, uitgaande van instelling van chemisch evenwicht tussen deze fasen. Evenwichtspartitie tussen sediment en water wordt in laboratoriumexperimenten met gecontamineerd sediment bepaald.

Externe belasting

Stoffen die van buiten het beschouwde (deel van het) oppervlaktewaterlichaam in het oppervlaktewater terecht komen, door bijvoorbeeld atmosferische depositie, van het landoppervlak afstromend water, lozingen of aanvoer vanuit een bovenstrooms (deel van het) oppervlaktewaterlichaam.

Flux

Verplaatsing van een (gewichts)eenheid van een stof door een bepaald oppervlak per tijdseenheid, uitgedrukt in bijvoorbeeld $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{dag})$.

Fytoplankton

In water zwevende, kleine plantaardige organismen die weinig of geen eigen beweging bezitten. Het betreft onder meer eencelligen, diatomeeën, groen-, goud-, pantser-, juk en blauwwieren.

Fysisch-chemische parameters

Stoffen die van nature in het watersysteem voorkomen (zuurstof, nutriënten, zoutgehalte en zuurgraad) en fysische parameters voor natuurlijke kenmerken van het watersysteem (doorzicht en temperatuur).

Gebiedskwaliteit

Het geheel van functies en na te streven doelen voor een gebied, zoals met betrokkenen afgesproken in een gebiedsproces.

Gebiedsproces

Planvormingsproces voor een gebied.

Gehalte

In deze handreiking: gewicht van een stof per gewichtseenheid (mg/kg), meestal uitgedrukt op het drooggewicht.

Geohydrologische schematisatie

Indeling van de opbouw van de ondergrond in goed en slecht waterdoorlatende pakketten met de bijbehorende geohydrologische variabelen.

Goed ecologisch potentieel (GEP)

Toestand die voor sterk veranderde en kunstmatig aangelegde oppervlaktewaterlichamen bereikt dient te worden. De toestand wordt ingedeeld overeenkomstig de toepasselijke bepalingen van bijlage V, KRW (KRW, artikel 2). De ondergrens voor het GEP wordt gewoonlijk bij een EKR van 0,6 gelegd.

Goede chemische toestand (GCT)

De chemische toestand die vereist is om te voldoen aan de kwaliteitsdoelstellingen voor oppervlaktewater, vastgesteld in artikel 4, lid 1, onder a) van de KRW.

Goede ecologische toestand (GET)

De toestand die voor een overeenkomstig bijlage V (Europese Kaderrichtlijn Water) als natuurlijk ingedeeld oppervlaktewaterlichaam bereikt moet worden. De ondergrens voor de GET wordt gewoonlijk gelegd bij een EKR van 0,6.

Goede toestand

Toestand waarbij zowel de chemische als de ecologische toestand goed is (in KRW-terminen).

Gors

Buitendijks aangeslibd land dat alleen bij verhoogd hoogwater onderloopt.

Grondwater

Al het water dat zich onder het bodemoppervlak in de verzadigde zone bevindt en dat in direct contact met bodem of ondergrond staat (KRW, artikel 2).

Grondwaterlichaam

Een afzonderlijke grondwatermassa in een of meer watervoerende lagen.

Herverontreiniging

Verontreinigingsgraad van de waterbodem die bij autonome ontwikkeling in het watersysteem ontstaat nadat een ingreep in de waterbodem is verricht.

Hydromorfologie

Beschrijving van de structuur van bodems en oevers van wateren.

Instandhoudingsdoel

Doel zoals geformuleerd in het aanwijzingsbesluit behorende bij een N2000-gebied, waarmee het duurzaam voortbestaan van de desbetreffende soorten en/of habitats omschreven wordt.

Interne belasting

Stoffen die door interne circulatie binnen het beschouwde (deel van het) oppervlaktewaterlichaam in het oppervlaktewater terecht komen, zoals stoffen uit de waterbodem. Stoffen die door kwel in het oppervlaktewatersysteem terecht komen, behoren formeel niet tot de interne belasting maar zijn er vaak niet los van te zien.

JG-MKN

Milieukwaliteitsnorm (MKN) voor de jaargemiddelde (JG) concentratie van de stof. De norm is afgeleid voor de chronische blootstelling van organismen volgens de methode die voorgeschreven is onder de Kaderrichtlijn Water.

Kaderrichtlijn Water (KRW)

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

Kortsluitstroming

Stroming die ontstaat bij direct contact tussen het oppervlaktewater en het grondwater in het watervoerend pakket.

Kwel

Het uit de grond komen van grondwater onder invloed van grotere stijghoogten elders in het hydrologische systeem.

Legger

Openbaar register van de beheerder, waarin onderhoudsplicht en de gewenste of vereiste (onderhouds)toestand van wateren, waterkeringen en andere waterhuishoudkundige werken en voorzieningen staan aangegeven, alsmede de keurbegrenzingsen.

Lokale maximale waarde

Door het bevoegd gezag vastgesteld maximaal gehalte van een stof die baggerspecie in een bepaald gebied mag bevatten teneinde – onder het gebiedsspecifieke kader van het Besluit bodemkwaliteit – in aanmerking te komen om zonder aanvullende eisen op de bodem te worden verspreid of toegepast.

Maatlat

Schaalverdeling die de toestand van een waterlichaam (KRW) kwalificeert als 'zeer goed', 'goed', 'matig', 'ontoereikend' of 'slecht'.

Maatregelenprogramma

Overzicht van maatregelen zoals opgenomen in het stroomgebiedbeheerplan, beheerplan voor de rijkswateren of bijvoorbeeld het regionale waterplan.

MAC-MKN

Milieukwaliteitsnorm (MKN) voor de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC). Deze geldt voor een individuele meting van een stof in oppervlaktewater. De norm is afgeleid voor de acute blootstelling van organismen volgens de methode die voorgeschreven is onder de Kaderrichtlijn Water.

Macrofauna

Met het blote oog waarneembare, in het watersysteem levende ongewervelde dieren (schelpdieren, schaaldieren, insecten).

Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP)

De zeer goede toestand van een sterk veranderd of kunstmatig aangelegd (KRW-)oppervlaktewaterlichaam.

Mengmonster

Een samengesteld (bodem)monster dat wordt verkregen door (deel)monsters, die op twee of meer plaatsen zijn genomen, te mengen.

Milieukwaliteitseis (MKE)

De concentratie van een bepaalde verontreinigende stof of groep van stoffen in oppervlaktewater die ter bescherming van het milieu niet mag worden overschreden. Milieukwaliteitseisen worden in de Kaderrichtlijn Water aangeduid als milieukwaliteitsnormen.

Milieukwaliteitsnorm (MKN)

De concentratie van een bepaalde verontreinigende stof of groep van stoffen in water, sediment of in biota die ter bescherming van de gezondheid van de mens en het milieu niet mag worden overschreden (KRW, artikel 2), afgeleid volgens de methode die in KRW kader voor de EU is afgesproken.

Milieuvreemde stoffen

Stoffen die niet van nature in het milieu voorkomen, of die van nature in veel lagere concentraties voorkomen dan aangetroffen.

msPAF

meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie. Het percentage aan soorten dat bij de gegeven gehalten of concentraties aan diverse stoffen in bodem en/of water onbeschermd is en dus effecten kan ondervinden.

MTR

Een in de Vierde Nota waterhuishouding gedefinieerde minimum waterkwaliteit waarbij 95% van de potentieel aanwezige soorten in een ecosysteem in theorie is beschermd.

MTR_{humaan}

De wetenschappelijk afgeleide waarde voor een stof, die het gehalte of de concentratie aangeeft waarbij nog geen schadelijke effecten optreden bij het ecosysteem/mens (bij de mens berekend op basis van gemiddelde levenslange blootstelling).

Nalevering

Proces waarbij stoffen uit de waterbodem naar het oppervlaktewater worden getransporteerd.

Natura 2000 (N2000)

Een samenhangend netwerk van beschermde natuurgebieden op het grondgebied van de lidstaten van de EU. Dit netwerk vormt de hoeksteen van het EU-beleid voor het behoud en herstel van de biodiversiteit. Op de gebieden is ter implementatie van de Vogel- en Habitatrichtlijn de Natuurbeschermingswet 1998 van toepassing.

N2000-gebied

Gebied behorende tot het Natura 2000-netwerk.

Natuurbeschermingswet 1998

Wet ter bescherming van Natuurmonumenten en de op grond van de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn aangewezen N2000-gebieden.

Oevergebied

Gebied in een oppervlaktewaterlichaam dat een gedeelte van de tijd droog staat, zoals een uiterwaard, weerd, beekdal, kwelder, gors of slik. In deze handreiking wordt met de oevergebieden uitdrukkelijk niet bedoeld op de 'drogere oevergebieden' die op kaarten in de Waterregeling zijn opgenomen en waarvoor de Wet bodembescherming van toepassing blijft.

Oeverzone

Gebied in de buurt van de kustlijn of oeverlijn van een zee, meer of rivier.

Binnen de oeverzone (=litoraal) worden twee subzones onderscheiden:

- Het intertidaal of intergetijdengebied: zone tussen de laag- en de hoogwaterlijn.
- Het sublitoraal: zone beneden de laagwaterlijn die in principe altijd onder water staat en tot aan het profundaal (zone in de regel dieper dan 2 m) loopt.

OMEGA

Computerprogramma dat ontwikkeld is om meer informatie te verschaffen over de gevolgen voor planten en dieren van blootstelling aan toxische stoffen, door berekening van de (ms)PAF voor soorten of voor de identificatie van de meest bedreigde soortgroepen.

Opgeloste concentratie in water

Concentratie aan opgeloste bestanddelen van de stof in water, inclusief de opgeloste bestanddelen die gebonden zijn aan DOC.

Oppervlaktewaterlichaam (definitie volgens art. 1.1 Waterwet)

Samenhangend geheel van vrij aan het aardoppervlak voorkomend water, met de daarin aanwezige stoffen, alsmede de bijbehorende bodem, oevers en, voor zover uitdrukkelijk aangewezen krachtens de Waterwet, drogere oevergebieden, alsmede flora en fauna.

Oppervlaktewaterlichaam (definitie volgens Kaderrichtlijn Water)

Coherente subeenheden oppervlaktewater binnen een stroomgebied van aanzienlijke omvang, zoals een meer, een waterbekken, een stroom, een rivier, een kanaal, een deel van een stroom, rivier of kanaal, een overgangswater of een strook kustwater.

Opwerveling

Proces waarbij als gevolg van stroming, golven, bioturbatie of scheepvaartbewegingen sediment uit de waterbodem los wordt gemaakt, in de waterkolom wordt opgenomen en vervolgens lokaal of elders sedimenteert.

Overgangswater

Een oppervlaktewaterlichaam in de nabijheid van een riviermonding dat gedeeltelijk zout is door de nabijheid van kustwateren, maar dat in belangrijke mate door zoetwaterstromingen wordt beïnvloed (KRW, artikel 2).

Overige wateren

Oppervlaktewateren die geen deel uitmaken van een KRW-oppervlaktewaterlichaam.

Poriewaterconcentratie

De concentratie van een stof in het water dat zich in de poriën van de (water)bodem bevindt.

Potentieel Aangetaste Fractie (PAF)

Het percentage aan soorten dat bij een gegeven gehalte of concentratie aan een stof in bodem en/of water onbeschermd is en dus effecten kan ondervinden.

Prioritaire stoffen

Stoffen, bepaald overeenkomstig artikel 16, lid 2, van de Kaderrichtlijn Water en vermeld in bijlage A. Hiertoe behoren ook de prioritair gevaarlijke stoffen, dit wil zeggen overeenkomstig artikel 16, lid 3 en lid 6 geïdentificeerde stoffen waarvoor maatregelen zijn getroffen overeenkomstig artikel 16, lid 1 en lid 8, van de Kaderrichtlijn Water.

Regionale wateren

Oppervlaktewaterlichamen die bij een waterschap in beheer zijn.

Resuspensie

Zie opwerveling.

Rijkswateren

Oppervlaktewaterlichamen die bij het Rijk in beheer zijn.

Sediment

Door afzetting ontstane aardlaag, bestaande uit korrels of deeltjes van grind, zand of klei.

Sedimentatie

Afzetting van sediment dat door wind, water en/of ijs is verplaatst.

SEDISOIL

Computerprogramma waarmee op basis van het gebruik van een locatie wordt berekend of de mens ter plaatse als gevolg van een verontreinigde waterbodem wordt blootgesteld aan gehalten of concentraties boven het MTR_{humaan} .

Semistagnant water

Water met een matige verversingsgraad, zoals boezemsystemen, kanalen en sloten.

Slik

Buitendijks aangeslibde, onbegroeide grond die bij vrijwel elk hoogwater onderloopt.

Stagnant water

Wateren die voornamelijk worden gevoed door hemelwater en eventueel grondwater. Voor deze wateren is er dus geen sprake van een belangrijke bijdrage vanuit rivieren, beken of (andere) aangrenzende wateren. Voorbeelden zijn vijvers, vennen, plassen en wielen en (veel) meren.

Stationaire concentratie

In de tijd gelijkblijvende concentratie die erop duidt dat evenwicht is bereikt tussen de verschillende fysisch-chemische processen.

Steekmonster

Een afzonderlijk (waterbodem)monster dat momentaan genomen wordt.

Stilstaand water

Wateren die voornamelijk worden gevoed door hemelwater en eventueel grondwater. Voor deze wateren is er dus geen sprake van een belangrijke bijdrage vanuit rivieren, beken of (andere) aangrenzende wateren. Voorbeelden zijn vijvers, vennen, plassen en wielen en (veel) meren.

Stratificatie

Gelaagdheid van het oppervlaktewater door verschillen in zoutgehalte of watertemperatuur. Hierdoor vindt geringe uitwisseling van stoffen plaats tussen de lagen.

Stromend water

In deze handreiking: eenzijdig richting de zee afstromend oppervlaktewater. In de Kaderrichtlijn Water betreft dit de R-typen.

Stroomgebied

Een gebied van waar het over het oppervlak lopende water via een reeks stromen, rivieren en eventueel meren door één riviermond, estuarium of delta, in zee stroomt.

Stroomgebiedbeheerplan

Plan als bedoeld in artikel 13 van de Kaderrichtlijn Water. In Nederland is het stroomgebiedbeheerplan opgenomen in het nationale waterplan.

Stroomgebieddistrict

Het gebied van land en zee gevormd door één of meer aan elkaar grenzende stroomgebieden met de bijbehorende grond- en kustwateren, zoals bedoeld in artikel 2, onderdeel 15, van de Kaderrichtlijn Water.

Toplaag

De bovenste bodemlaag van de waterbodem.

Totale concentratie in water

Concentratie van de stof in het oppervlaktewater inclusief de daarin zwevende onopgeloste bestanddelen.

Verontreinigende stof

Iedere stof die tot verontreiniging kan leiden, vooral de in bijlage VIII van de KRW genoemde stoffen (KRW, artikel 2)

Vrij opgeloste concentratie in water

Concentratie aan opgeloste bestanddelen van een stof die niet gebonden is aan DOC.

Waterbodem

De bodem en oever van een oppervlaktewaterlichaam.

Waterbodemkwaliteit

De gehalten aan milieuvreemde stoffen in de waterbodem.

Waterbodemrelevante stoffen

Stoffen waarvan de distributiecoëfficiënt ($\log K_d$ voor metalen of $\log K_{ow}$) groter is dan 3 en die zich als gevolg daarvan kunnen hechten aan sediment.

Waterkwaliteit

De chemische en ecologische kwaliteit van het waterlichaam.

Waterlichaam

Oppervlaktewaterlichaam of grondwaterlichaam.

Waterplan

Plan op grond van de Waterwet, te weten het nationale waterplan, beheerplan voor de rijkswateren, regionale waterplan of beheerplan voor de regionale wateren. De term wordt ook gebruikt voor het plan van een gemeente om alle aspecten van water binnen de gemeentegrenzen in samenhang aan te pakken en te verbeteren.

Waterstaatswerk

Oppervlaktewaterlichaam, bergingsgebied, waterkering of ondersteunend kunstwerk.

Watersysteem (definitie Waterwet)

Samenhangend geheel van een of meer oppervlaktewaterlichamen en grondwaterlichamen, met bijbehorende bergingsgebieden, waterkeringen en ondersteunende kunstwerken.

Watertype

De oppervlaktewaterlichamen kennen per categorie een verdere onderverdeling naar typen oppervlaktewater (conform systematiek in KRW, bijlage II, paragraaf 1.2).