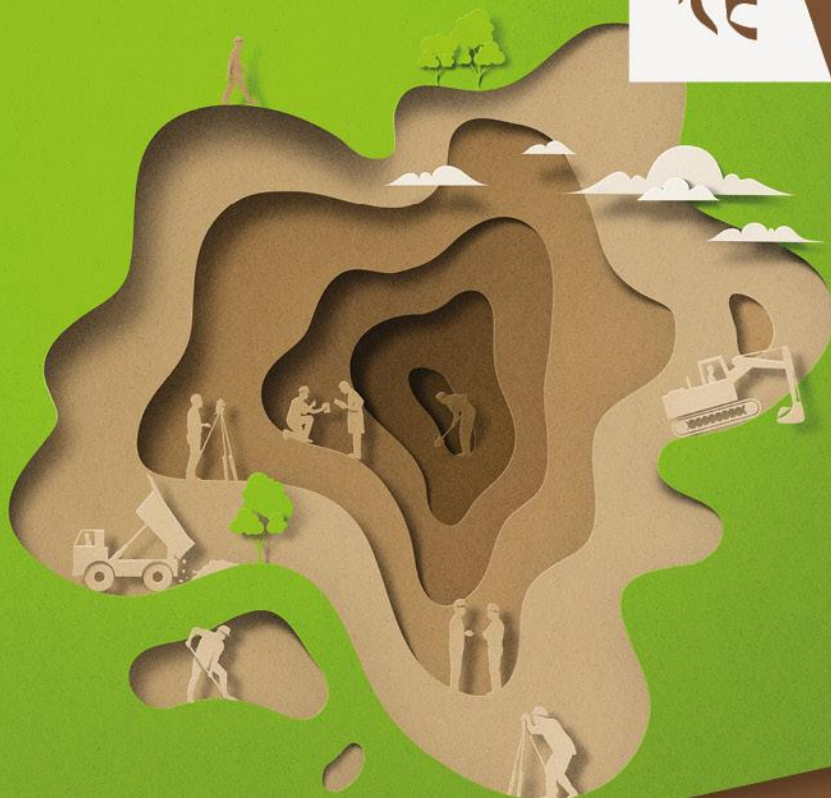




Vlaanderen
is materiaalbewust



ONDERZOEK RELATIE WATERBODEM- OPPERVLAKTEWATER

HANDREIKING

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER

OVAM

OVAM.VLAANDEREN.BE

Handreiking

publicatiedatum / 3.02.2025



DOCUMENTBESCHRIJVING

- | | |
|--|---|
| 1 <i>Titel van publicatie:</i>
Onderzoek relatie waterbodem-oppervlaktewater - Handreiking | 2 <i>Verantwoordelijke Uitgever:</i>
OVAM |
| 3 <i>Wettelijk Depot nummer:</i> D/2025/5024/01 | 4 <i>Trefwoorden:</i>
waterbodem, sediment, oppervlaktewater |
| 5 <i>Samenvatting:</i>
In deze studie worden de resultaten van een literatuurstudie over de relatie waterbodem-oppervlaktewater weergegeven. Verschillende van de besproken modellen en meettechnieken werden geëvalueerd in gevalstudies. Op basis van deze ervaringen, werd de handreiking opgesteld. | |
| 6 <i>Aantal bladzijden:</i> 41 | 7 <i>Aantal tabellen en figuren:</i> 10 T / 15 F |
| 8 <i>Datum publicatie:</i> 2025 | 9 <i>Prijs*:</i> / |
| 10 <i>Begeleidingsgroep en/of auteur:</i>
Marnix Vangheluwe – Arche Consulting
Lies Teunen – Universiteit Antwerpen (ECOSPHERE)
Jaap Postma – Ecofide
Leonard Osté - Deltares
Charlotte Nys – Arche Consulting | 11 <i>Contactpersonen:</i>
Marnix Vangheluwe – Arche Consulting
Katrien Van de Wiele - OVAM |
| 12 <i>Andere titels over dit onderwerp:</i> / | |

U hebt het recht deze brochure te downloaden, te printen en digitaal te verspreiden. U hebt niet het recht deze aan te passen of voor commerciële doeleinden te gebruiken.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website: ovam.vlaanderen.be

* Prijswijzigingen voorbehouden.

INHOUD

1	Inleiding.....	5
2	Conceptuele uitwerking handreiking	8
3	Uitwerking risicospoor chemie: nalevering naar de waterkolom	11
3.1	Beoordelingskader nalevering metalen	11
3.1.1	TICKET-UW model	17
3.1.2	Bepaling biobeschikbaarheid met SEM-AVS metingen	17
3.1.3	Bepaling biobeschikbaarheid met CaCl ₂ -metingen	19
3.1.4	Geavanceerde fluxmetingen	19
3.2	Beoordelingskader nalevering organische stoffen	23
3.2.1	Bepaling biobeschikbaarheid opgeloste organische stoffen	28
4	Uitwerking risicospoor biologie	29
4.1	Directe effecten naar waterbodemonorganismen	29
4.2	Indirecte effecten naar waterbodemonorganismen: bioaccumulatie en doorvergiftiging	35
5	Referenties	39
6	Annex	41

1 INLEIDING

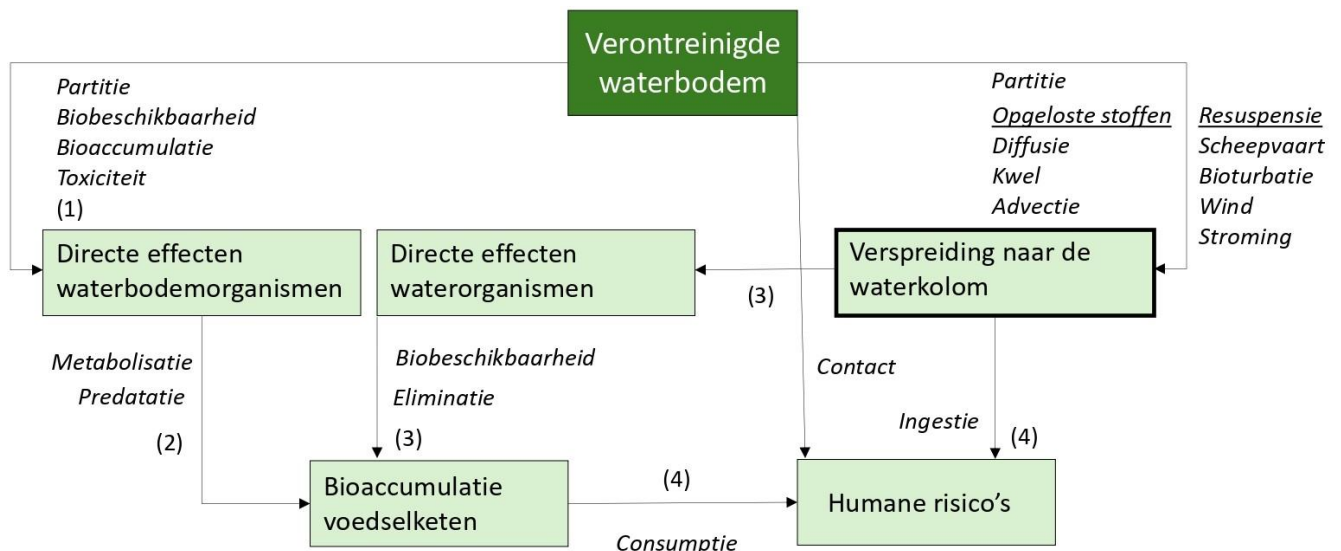
Het bodemdecreet bevat een specifieke regeling voor het onderzoek en de sanering van waterbodems (art. 124-135 Bodemdecreet). Voor waterbodems zijn er geen bodemsaneringsnormen beschikbaar maar werden door experts “triggerwaarden” afgeleid die kunnen gebruikt worden als toetsingswaarden om over te gaan tot een afperkende fase in een waterbodemonderzoek of een beschrijvend bodemonderzoek voor een waterloop (OVAM, 2020a). De code van goede praktijk - Onderzoek van waterbodems en oevers gepubliceerd in 2022 (OVAM, 2022) kan aanzien worden als een eerste handleiding voor onderzoek van een waterbodem in het kader van:

- een oriënterend bodemonderzoek;
- een beschrijvend bodemonderzoek;
- een oriënterend en beschrijvend bodemonderzoek;
- een waterbodemonderzoek in het kader van hoofdstuk 12 van het Bodemdecreet.

Op basis van een eerste toetsing van een aantal criteria dient nagegaan te worden of er een Duidelijke Aanwijzing voor Ernstige Bodemverontreiniging voor Waterbodem (DAEW) aanwezig is. Als de DAEW aangeeft dat er ernstige aanwijzingen zijn voor een waterbodemverontreiniging, dan worden in een volgende onderzoeksfase niet alleen de risico's van de waterbodem nagegaan, maar dient ook de verspreiding naar oevers of aanpalende overstromingsgebieden nagegaan te worden. Hierbij dient het humaan toxicologisch risico, het ecotoxicologisch risico en het verspreidingsrisico te worden ingeschat.

De waterbodem maakt echter deel uit van een complex geheel waarin een continue wisselwerking plaatsvindt tussen sediment, vaste deel van de waterbodem, oppervlaktewater, zwevende stof en grondwater. **Het is daarom belangrijk om het belang van nalevering van de waterbodem op de andere compartimenten te beoordelen en de bijdrage aan de totale impact op het ecosysteem in te schatten.** Het behalen van ecologische kwaliteitsdoelstellingen in het oppervlaktewater zal immers ook sterk afhangen van de mate waarin rekening wordt gehouden met de kwaliteit van de waterbodem.

Om deze problematiek beter te kaderen werd door de OVAM in 2020 met een onderzoeksproject gestart waarin de relatie waterbodem-oppervlaktewater nader werd onderzocht. In eerste instantie werd aan de hand van een literatuurstudie nagegaan hoe de eventuele nalevering van verontreinigingen uit waterbodem de aan het watersysteem gestelde doelen kan bedreigen (OVAM, 2020b). Deze doelen zijn bijvoorbeeld vastgelegd in de Europese Kader Richtlijn Water, maar kunnen ook voortkomen uit meer specifieke gebruiksfuncties als recreatieve functies, natuurdoelen of (beroeps)visserij. Om deze doelen te beschermen worden standaard verschillende risicosporen bekeken (humane risico's, directe ecotoxicologische effecten, bioaccumulatie/doorvergiftiging en bedreiging waterkwaliteitsdoelen). De impact van de eventuele nalevering van contaminanten vanuit de waterbodem moet voor elk van deze risicosporen apart bekeken worden maar in een finaal beoordelingskader ten opzichte van elkaar worden afgewogen (figuur 1).



figuur 1: Risicosporen (kaders) gerelateerd aan waterbodemverontreiniging en de belangrijkste processen (cursief).

Verontreiniging in de waterbodem kan op verschillende manieren een negatieve invloed uitoefenen op het functioneren van het aquatische ecosysteem. (1) De verontreinigende stoffen kunnen rechtstreeks worden opgenomen door organismen die in nauw contact leven met de waterbodem en zo mogelijk ecotoxicologische effecten veroorzaken. (2) Predatie op deze benthische organismen kan er verder voor zorgen dat de verontreinigende stoffen bioaccumuleren en in de aquatische en terrestrische voedselketens terechtkomen. (3) Door verschillende processen kunnen de stoffen vanuit de waterbodem naar de waterkolom migreren en zo ook een negatieve invloed uitoefenen op aquatische biota. (4) Via direct contact en ingestie van verontreinigd sediment of water of via consumptie van verontreinigde vis of schaaldieren kan een verontreinigde waterbodem ook tot humaan toxicologische effecten leiden.

Deze verschillende risicosporen zijn onlosmakelijk met elkaar verbonden. Bij de risicobeoordeling van een verontreinigde waterbodem is het dan ook belangrijk dat verschillende processen en risicosporen worden onderzocht om tot een holistische beoordeling te komen.

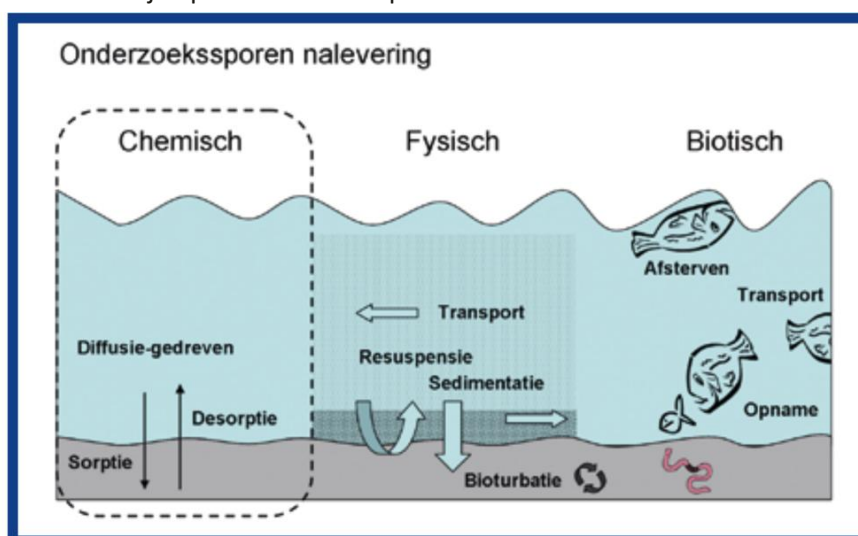
In de literatuurstudie werden de verschillende modellen en meettechnieken beschreven die voorhanden zijn om processen gerelateerd aan nalevering te berekenen of te meten. Om de inzetbaarheid en de meerwaarde van deze technieken te evalueren werd eveneens de nalevering bepaald tijdens verschillende gevalstudies. In deze gevalstudies werden veldmetingen uitgevoerd met de aanbevolen technieken en werd de nalevering eveneens berekend met de in deze handreiking aanbevolen modellen (OVAM, 2023).

Het is op basis van deze ervaringen dat deze handreiking werd samengesteld. De handreiking beoogt de lezer de concepten aan te reiken die in ogenschouw moeten genomen worden om tot een juiste beoordeling te komen van het belang van de waterbodem op de oppervlaktewater kwaliteit. Om het geheel tastbaarder te maken werden in de verschillende hoofdstukken in verschillende toelichtingskaders een aantal voorbeelden uitgewerkt.

Deze dienen enkel ter illustratie aangezien elke waterbodembeoordeling een uniek aantal uitdagingen zal geven die specifiek zullen moeten benaderd worden. Ook voor het gebruik en de parameter keuze van de verschillende modellen is de deskundige vrij om af te wijken van bepaalde vooraf vastgelegde waarden mits een onderbouwing wordt bijgevoegd. Voor meer informatie hoe de verschillende bewijsvoeringen in detail kunnen worden uitgewerkt en geïnterpreteerd kunnen worden, wordt verwezen naar het rapport met de uitgewerkte gevalstudies (OVAM, 2023).

2 CONCEPTUELE UITWERKING HANDREIKING

In de literatuurstudie (OVAM, 2020b) en het gevalstudies rapport (OVAM, 2023) over de nalevering van contaminanten van de waterbodem naar de waterkolom, werd een overzicht gegeven van de verschillende processen die een relevante rol kunnen spelen in het naleveringsproces, en de modellen en mogelijke meetmethodes die kunnen gehanteerd worden om deze nalevering in te schatten. Figuur 2 geeft een overzicht van de belangrijkste onderzoeksporen die in detail werden uitgewerkt in deze rapporten. Hierbij lag de nadruk voornamelijk op het chemisch spoor.

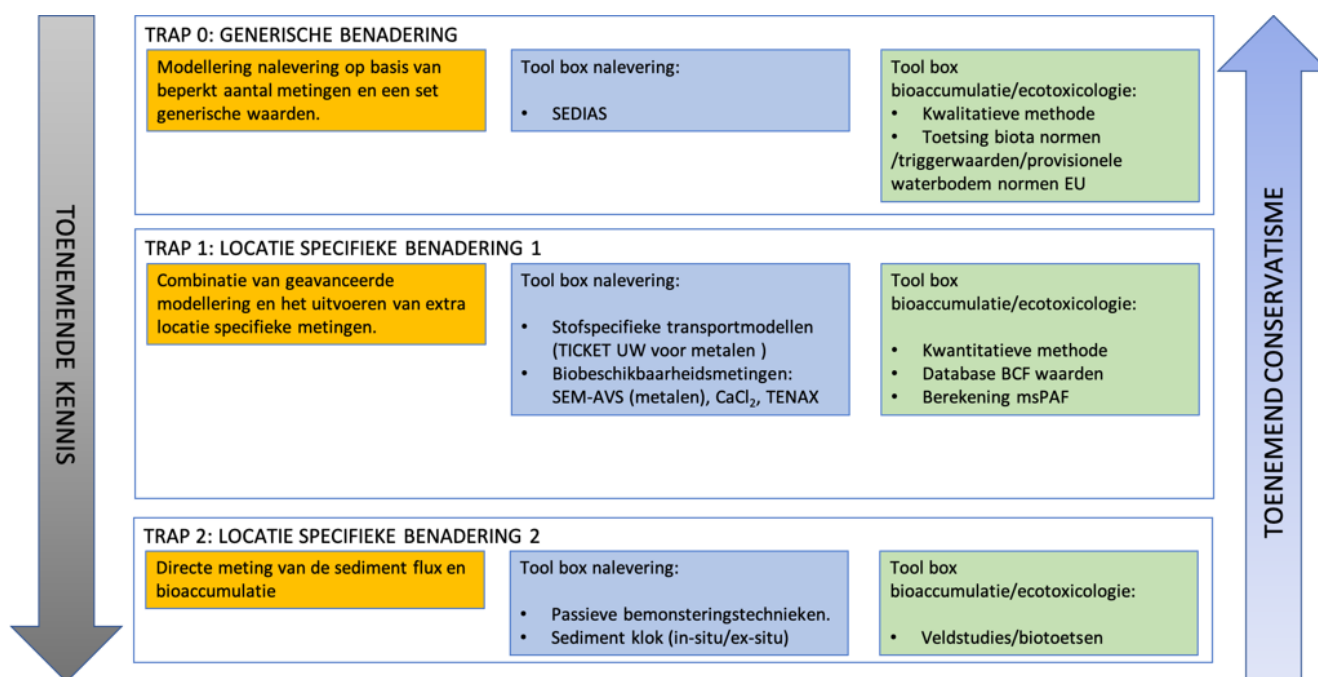


figuur 2: overzicht potentiële naleveringsprocessen (Vink et al, 2010)

De uitwisseling van verontreinigende stoffen tussen de waterbodem en het oppervlaktewater is een complex proces dat nog veel onzekerheden kent en wordt bepaald door een combinatie van factoren. De impact van de verschillende processen is niet eenvoudig te voorspellen en het relatief belang kan sterk verschillen tussen locaties onderling. In niet bevaarbare of meer stagnante waters is diffusief transport relatief belangrijk maar in sterk dynamische systemen zoals bevaarbare waterlopen is advectief transport via scheepvaart en wind/golfbeweging een niet te onderschatten proces waarbij de flux van de bulk resuspensie van de waterbodem en het poriewater de moleculaire diffusieflux in meerdere grootteordes kan overschrijden.

In Nederland werd al een handreiking “Beoordelen Waterbodems” opgesteld als leidraad voor het uitvoeren van onderzoek naar de risico’s verbonden aan verontreinigende stoffen en nutriënten in de waterbodem (Ministerie van Infrastructuur & Milieu – DG Water, 2010).

Deze handreiking vormt in grote mate ook de basis van de huidige handreiking voor Vlaanderen. Naar analogie met Nederland is een trapsgewijze methodologie uitgewerkt die ons in staat stelt om op een kosteneffectieve manier de mogelijke naleveringsrisico's in te schatten. Deze handreiking laat de waterloopbeheerder toe om op basis van een eerste beperkte dataset en conservatieve aannames al een idee te vormen of nalevering een mogelijke significante bijdrage kan hebben aan de kwaliteit van de waterkolom en de beoogde milieukwaliteitsdoelstellingen. Als een mogelijk risico wordt geïdentificeerd, kunnen bijkomende onderzoeksverrichtingen gebeuren die ons in staat stellen om op een trapsgewijze manier de beoordeling te verfijnen en meer te richten op de locatie specifieke condities. De verschillende verfijningsniveaus zijn gebaseerd op de ervaringen opgedaan in Nederland en de gevalstudies uitgevoerd in Vlaanderen. Door het voortschrijdend inzicht in deze problematiek wijken sommige van de aanbevolen methodieken af van de methodes ontwikkeld in Nederland 10 jaar geleden. In figuur 3 wordt een conceptueel overzicht gegeven van de verschillende verfijningsniveaus en de beschikbare technieken (toolboxes) per niveau.



figuur 3: overzicht getrappt systeem voor het bepalen van het naleveringspotentieel van een waterbodembodem

In de Vlaamse handreiking wordt de nalevering enkel bekeken vanuit het oogpunt van de kwaliteit van de waterbodembodem. Hierbij wordt echter ook rekening gehouden met het feit dat niet alle naleveringsprocessen even relevant zullen zijn en dat dit in functie van het watertype varieert (bevaarbare versus onbevaarbare waterlopen, stromende versus stagnante waterlichamen). Bijvoorbeeld in niet bevaarbare waterlopen is resuspensie door scheepvaart niet aan de orde maar resuspensie via golfwerking of bioturbatie kan nog steeds een belangrijke rol spelen. Nalevering via diffusie zal de meeste invloed hebben in kleine beeksystemen met een laag debiet of in ondiepe plassen. In grotere rivieren waar een hoog debiet is, zal de verdunning te groot zijn om de aanwezige diffusieflux daadwerkelijk te detecteren.

Vanuit het vertrekpunt waterbodemkwaliteit vormen de resultaten van de verkennende fase van een waterbodemonderzoek, of de resultaten van onderzoek van de waterbodem in een oriënterend bodemonderzoek 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 oppervlaktewaternormen en biota-normen ten gevolge van de verontreinigde waterbodem. Als dat het geval is, kan men ervoor kiezen om dit te controleren door ter plaatse te gaan monitoren op de (potentieel) normoverschrijdende parameters.

De invloed van verontreiniging in de waterbodem op de KRW-doelen kan op verschillende manieren plaatsvinden. Rechtstreeks via nalevering naar het oppervlaktewater (chemische toestand) en via bioaccumulatie (chemische toestand via biota-normen en ecologische toestand) door opname via oppervlaktewater, poriewater of rechtstreeks vanuit de waterbodem. Te vaak wordt bij risicobeoordelingen van aquatische ecosystemen de risicobeoordeling gezien als een reeks complementaire maar afzonderlijke risicobeoordelingen voor pelagische organismen en benthische organismen wat gereflecteerd worden in het afleiden van afzonderlijke drempelwaarden en risico ratio's. De risicobeoordeling voor het waterbodem compartiment is in de meeste situaties gebaseerd op het bepalen van de concentraties aan verontreinigende stoffen in de waterbodem (chemische beoordeling), soms uitgebreid met metingen van de biobeschikbaarheid, bioaccumulatie, ecotoxiciteit of biologische diversiteit van benthische organismen. Nalevering van verontreinigende stoffen vanuit de waterbodem naar de waterkolom wordt zelden meegenomen in de risicobeoordeling.

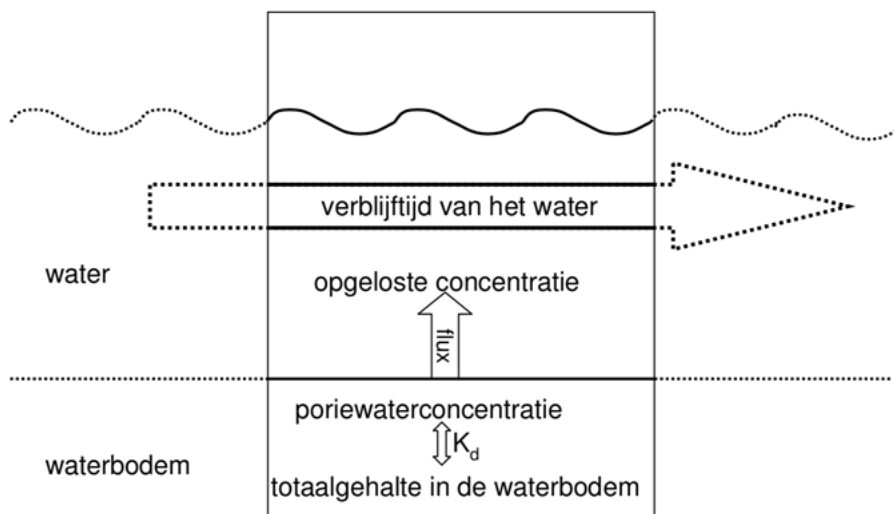
De huidige handreiking zet sterk in op het bepalen van mogelijke nalevering en verspreiding van de verontreinigende stoffen in de waterbodem. De manier waarop de verspreiding wordt berekend en welke rol deze krijgt in de risicobeoordeling wordt hier verder uitgewerkt in gedetailleerde stroomschema's voor de verschillende risicosporen.

3 UITWERKING RISICOSPOOR CHEMIE: NALEVERING NAAR DE WATERKOLOM

Bij het beoordelen van de risico's voor de chemische kwaliteit van oppervlaktewater wordt onderscheid gemaakt tussen metalen (oppervlaktewaternorm op basis van opgeloste concentraties) en organische microverontreinigingen (norm op basis van totaal concentraties). Doordat er in oppervlaktewater altijd sprake van menging is, worden de risico's voor oppervlaktewater gebaseerd op de gemiddelde gehalten in de toplaag van de waterbodem. Deze toplaag is ook het meest relevant omdat deze de leeflaag is van de meeste benthische organismen. De algemene benadering is voor metalen en organische stoffen iets verschillend.

3.1 BEOORDELINGSKADER NALEVERING METALEN

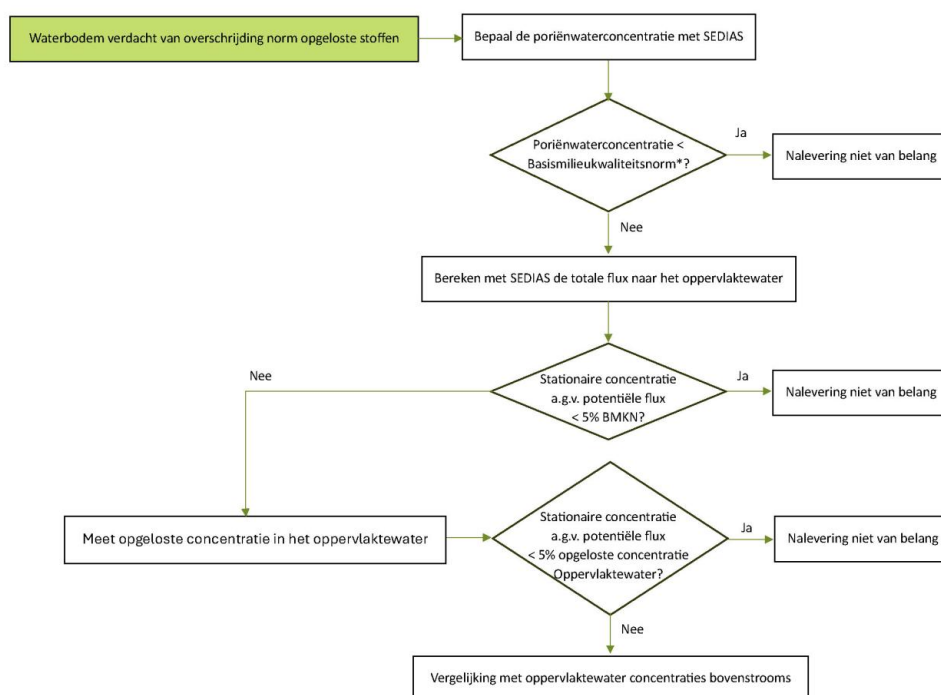
De flux van opgeloste stoffen naar de waterkolom is een gevolg van diffusie/dispersie en advectie (kwel/inzijing). De inschatting van de flux in deze paragraaf wordt gebaseerd op gemeten totaalgehalten in de waterbodem. De bijdrage die de flux vanuit de waterbodem levert aan het oppervlaktewater is ook gebaseerd op de verblijftijd van het oppervlaktewater (figuur 4).



Figuur 4: schematische weergave van de relatie tussen concentratie opgeloste stoffen in waterbodem en oppervlaktewater. De te beoordelen locatie is weergegeven binnen de rechthoek (figuur overgenomen uit Ministerie van Infrastructuur & Milieu – DG Water, 2010)

Nota: dit schema kan ook worden gevolgd voor organische stoffen als er sprake is van mobiele organische microverontreinigingen en/of zeer lage zwevende stofconcentraties, zodat de opgeloste fractie in belangrijke mate de totale concentratie bepaalt.

In de figuren 5 en 6 wordt de trapsgewijze benadering schematisch voorgesteld om de totale naleveringflux te bepalen aan de hand van verschillende methodieken naargelang de noodzaak tot verfijning.



figuur 5: schema voor het bepalen van de bijdrage van de waterbodem aan de concentratie opgeloste stoffen

In eerste instantie wordt aan de hand van het Excel rekenblad SEDIAS (SEDiment ASsistent), ontwikkeld en gebruikt in de Nederlandse handreiking, de verspreiding van opgeloste verontreinigende stoffen naar de waterkolom berekend op basis van een combinatie van parameters zoals concentraties in de waterbodem (gemeten), de oppervlakte van de verontreinigde waterbodem, het debiet van het waterlichaam, poriewater (gemeten of berekend), oppervlaktewater (norm of gemeten) en een reeks aan constanten. Het SEDIAS-model en bijkomende informatie over het gebruik van de verschillende SEDIAS-werkbladen en achterliggende formules kunnen teruggevonden worden in de handleiding van het model.

(<https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/waterbodems/@178440/sedias/>)

In de eerste stap worden de beschikbare waterbodemconcentraties voor de locatie in het model ingebracht. Eén van de parameters die ook een invloed heeft is de oppervlakte aan verontreinigde waterbodem. Hier kan gekozen worden om de oppervlakte van de volledige waterloop in beschouwing te nemen of in het geval er al een afperking is gebeurd enkel de oppervlakte te nemen van de contour van de waterbodem boven de triggerwaarden.

Aan de hand van de Kd-waarden worden de gehalten in waterbodem omgezet in een geschatte concentratie in poriewater. In SEDIAS zijn deze Kd-waarden van de metalen vermeld in tabblad 1 (partitie). Dit zijn algemene standaardwaarden die sterk kunnen verschillen van de lokale condities. Als meer lokale gegevens beschikbaar zijn over partitionering kunnen deze gebruikt worden.

De berekende poriënwaterconcentratie kan vervolgens getoetst worden aan de algemene basismilieukwaliteitsnormen (BMKN) voor oppervlaktewater gehanteerd in Vlaanderen (zie annex). Deze milieukwaliteitsnormen kunnen geraadpleegd worden via emis VITO navigator. Als de poriewaterconcentratie beneden de BMKN blijft, wordt verondersteld dat de waterbodem niet verantwoordelijk is voor de normoverschrijding en kan de analyse stoppen. Om vergelijking met de BMKN norm te vereenvoudigen, is in SEDIAS op tabblad 1. partitie ruimte vrijgelaten om de norm in te vullen. Afhankelijk van de functie van het oppervlaktewater staat het vrij om aanvullend te toetsen aan bijvoorbeeld milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater met bestemming viswater of milieukwaliteitsnormen bestemd voor schelpdieren. Of als humane blootstelling de belangrijkste bezorgdheid is aan de milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater bestemd voor drinkwaterproductie etc.

Als de poriënwaterconcentratie hoger is dan de BKN dan is het aangeraden om de flux van het poriënwater naar oppervlaktewater in te schatten. Naast het diffuus transport dient ook rekening gehouden te worden met het advectief transport (kwelwater/inziggingsflux) met in acht name van de verdunning in het oppervlaktewater door bijvoorbeeld stroming (tabblad 2 diffusie/dispersie en kwel/wegzijing).

De totale flux wordt dan berekend als volgt:

$$\text{Totale naleveringsflux} = \text{moleculaire diffusie flux} + \text{advectie flux (kwelwater/inzijing)}$$

De uiteindelijk berekende opgeloste concentratie ten gevolge van de flux in het oppervlaktewater kan vervolgens opnieuw met de BMKN-waarde worden vergeleken.

Er wordt in het schema een onderscheid gemaakt tussen de potentiële flux en de actuele flux. Als er niet onmiddellijk gegevens beschikbaar zijn over de actuele concentratie in het oppervlaktewater dan kan in eerste instantie een inschatting gemaakt worden van de potentiële maximale flux. Hiervoor dient een voldoende lage concentratie te worden ingegeven in het model. Dit kan door bijvoorbeeld door de oppervlaktewater-concentratie op nul te zetten of meer realistisch kan de verwachte natuurlijke metaal achtergrondconcentratie in de EU worden gebruikt. De mediaan waarden van de FOREGS-database (<http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/article.php?id=15>) zijn bijvoorbeeld hiervoor geschikt.

Als de gemodelleerde potentiële toegevoegde concentratie oppervlaktewater hoger is dan 5% van de BMKN concentratie dan wordt aangeraden om de concentraties in het oppervlaktewater te gaan meten. In deze stap is 5% een arbitrair gekozen getal. Is de bijdrage van de stationaire concentratie veroorzaakt door de actuele flux minder dan 5% van de gemeten oppervlaktewater concentratie dan levert de waterbodem niet significant bij.

In de meeste gevallen zijn echter de concentraties in het oppervlaktewater gekend en kan onmiddellijk de actuele flux bepaald worden. Is de bijdrage van de stationaire concentratie veroorzaakt door de actuele flux minder dan 5% van de gemeten oppervlaktewaterconcentratie dan levert de waterbodem niet significant bij.

De betekenis van de resultaten van de fluxberekeningen met SEDIAS 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 berekend met SEDIAS kan wel een ruwe indicatie geven over hoeveel verontreiniging er in het waterlichaam terecht zal komen.

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.

Als 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. Het is dan ook steeds aangewezen om oppervlaktewaterconcentraties ook te vergelijken met concentraties onmiddellijk stroomopwaarts of op een referentiesite. Er zijn geen vaste regels vastgelegd van hoever bovenstrooms moet worden gemeten. Als vuistregel geldt dat de afstand bepaald wordt tot voor het eerstkomende lozingspunt of bijkomende instroom van andere beken/rivieren. Een voorbeeldberekening met SEDIAS wordt gegeven in toelichtingskader 1.

Toelichting 1: SEDIAS-berekeningen

Diepteloop: onbevaarbare waterloop ten noorden van het kanaal Dessel-Schoten in Beerse (Kempen). Verontreinigd met metalen. Gemeten metaalconcentraties in de waterbodem zijn weergegeven in tabel 1.

Metaalconcentraties in de waterbodem (mg/kg DS)				
Site	Sb	Pb	Zn	As
1	469 ± 33	1310 ± 76	1290 ± 76	262 ± 52
	Cu	Ni	Co	Cd
	1200 ± 362	183 ± 72	25.2 ± 2.3	12.1 ± 0.2

tabel 1A: gemiddelde totale metaalconcentraties in de waterbodem van de Diepteloop in de 3 focuslocaties en standaardafwijking (n=3)

Organisch koolstofgehalte is 6.5%, organisch materiaal is 11.7%.

De berekeningen in de handreiking beoordeling verontreinigde waterbodems worden zoveel mogelijk uitgewerkt met een door Nederland ontwikkelde ondersteunende spreadsheet met de naam SEDIAS, afkorting voor SEDImentASSistent. Het programma SEDIAS bestaat uit verschillende werkbladen:

Hoofdbladen:

- 1 Partitie
- 2 Diffusie Dispersie en Kwel
- 3 Resuspensie
- 4 Bijdrage stationaire conc.
- 5 msPAF
- 6 Zhev.stof&MTR

Ad-Bladen met extra berekeningen of achtergrondinformatie.

- 1 Ad 1 Partiticoëfficiënten
- 2 Ad 1 Aandeel opgelost
- 3 Ad 3 Scheepsparameters
- 4 Ad 3 Opwerveling door wind

In alle beoordelingen zal met tabblad 1 partitie gestart worden om de invoergegevens in te geven. Voor de Diepteloop waarvoor enkel een contaminatie met metalen wordt waargenomen werden enkel deze parameters geselecteerd.

Evenwichtspartitieberekeningen (incl. bijdrage zwevend stof aan totaalwaterconcentratie)

Algemene parameters	eenheid	waarde
Gemeten gehalte OS	(%)	11,7
Gemeten gehalte OC	(%)	6,5
Fractie OC	(kg OC/kg sediment)	0,065
Fractie OC (correctie)	(kg OC/kg sediment)	0,065
gemeten perc. lutum	(%)	31,1
lutumgehalte	(%)	31,1

Alle stoffen selecteren

Alle stoffen uitzetten

Door te klikken op de blauwe vakjes voor de stofnamen kunnen stoffen afzonderlijk geselecteerd / gedeselecteerd worden.

Zware metalen (standaardpakket; voor overige stoffen zie Partiticoëfficiënten)

Stofgroep	Stof	gemeten gehalte sediment (mg/kg)	gestandaardiseerd (mg/kg)	log Kd (l/kg)	concentratie in poriewater (ug/l)	Norm (ug/l)
Metalen						
	X As	262,00	238,01	3,82	36,025	3,00
	Ba		0,00	3,00	0,000	
	X Cd	12,10	11,14	4,93	0,131	0,08-0,25
	Co		0,00	3,60	0,000	
	Cr		0,00	5,28	0,000	
	X Cu	1200,00	1069,74	4,53	31,570	7,00
	Hg		0,00	5,05	0,000	
	Mo		0,00	2,93	0,000	
	X Ni	183,00	155,84	3,72	29,695	20,00
	x Pb	1310,00	1206,31	5,63	2,828	7,20
	X Zn	1290,00	1127,98	4,86	15,570	20,00
			0	0	0,000	
			0	0	0,000	

Tabel 1B: Evenwichtspartitieberekeningen

Voor de metalen arseen, cadmium, koper en nikkel zijn de voorspelde concentraties hoger dan de norm uitgedrukt als opgelost metaal. Voor lood en nikkel zijn ook normen beschikbare uitgedrukt op biobeschikbare fractie (lood: 1.2 µg/L en nikkel: 4 µg/L). Doordat de poriënwaterconcentratie groter is dan de norm wordt de totale flux naar het oppervlaktewater berekend. De Diepteloop is een onbevaarbare waterloop dus resuspensie door scheepvaart is niet van toepassing. De totale berekende flux wordt hieronder weergegeven.

Diffusie, dispersie en kwel/inzijing

Kwel/wegzijing (advectief transport)

Doorlatendheid van de weerstandbiedende bodemlaag	k	(m/dag)	0,001	(klei: 0,001, veen: 0,005, zandige klei 0,01 of meten)
Potentiaalverschil over de bodemlaag (tussen watervoerend pakket en het oppervlaktewater)	dp	(m)	2	(inzijing => dp negatief)
Dikte van de weerstandbiedende bodemlaag (tussen watervoerend pakket en het water)	dbodem	(m)	0,3	
Kwelwaterflux	Fw	(m3/m2.dag)	0,00666667	(dp lastig te bepalen of kwelflux bekend => invoer kwelflux)

Contaminantconcentratie in het poriewater	Cpw	(ug/l)	
Contaminantflux door kwel	Fk	(mg/m2.dag)	

As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
36,025	0,131	31,570	29,695	2,828	15,570
0,240	0,001	0,210	0,198	0,019	0,104

Diffusie (inclusief dispersie en bioturbatie/bioirrigatie)

Moleculaire diffusiecoëfficiënt	D _{mol}	(m2/dag)	0,00013	(defaultwaarde, mag worden vervangen)
Porositeit van de waterbodem	θ	(-)	0,35	(defaultwaarde, mag worden vervangen)
Tortuositeit van de bodemstructuur	τ	(-)	2	(defaultwaarde, mag worden vervangen)
Correctie voor dispersie en bioturbatie/bioirrigatie	a	(-)	3	(geen: 1; extreem veel: 5)
Effectieve diffusiecoëfficiënt	D _{eff}	(m2/dag)	0,0006825	

Concentratie in waterfase (oppervlaktewater)	Cw	(ug/l)	
Verticale diffusieafstand	dz	(cm)	
Concentratiegradiënt op het scheidingsvlak bodem-water	dc/dz	(mg/m3.m)	
Diffusieflux vanuit de waterbodem naar het oppervlaktewater	Fd	(mg/m2.dag)	

As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
4,99	0,74	66,56	8,52	8	167,8
1	1	1	1	1	1
3103,498	-60,917	-3498,970	2117,459	-517,212	-15222,952
0,212	-0,004	-0,239	0,145	-0,035	-1,039

Bijdrage van kwel en diffusie aan stationaire concentratie

Verversingsdebiet van het waterlichaam	Q	(m3/dag)	518
Oppervlakte van de verontreinigde waterbodem	A	(m2)	1.000

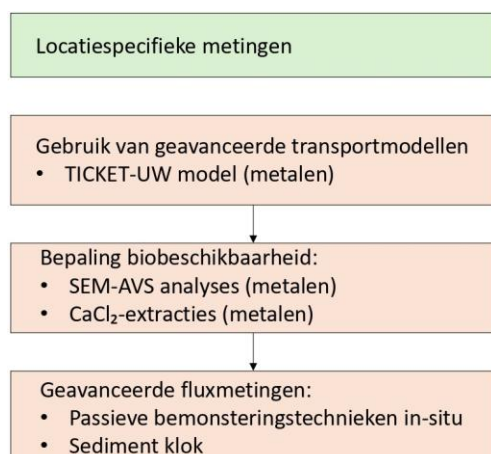
Total flux t.g.v. kwel en diffusie	F _{totaal}	(mg/m2.dag)	
Toegevoegde concentratie opp.water agv waterbodemitmissies	C _{iw}	(ug/l)	

As	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
0,452	-0,003	-0,028	0,342	-0,016	-0,935
0,873	-0,006	-0,055	0,661	-0,032	-1,805

Tabel 1C: Diffusie, dispersie en kwel/inzijing

De bijdrage van arseen is hoger dan 5% van BMK norm, namelijk 29% (0.87/3 *100) en aldus draagt de nalevering van arseen uit de waterbodem significant bij aan de overschrijding van de oppervlaktewater norm. Voor de andere metalen bedraagt de bijdrage minder dan 5%. Stroomopwaarts van de site kan niet gemeten worden aangezien de bron van de Diepteloop op het bedrijfsterrein ligt.

SEDIAS houdt geen rekening met alle actuele lokale condities (bijvoorbeeld voor metalen aanwezigheid van zuurvluchtige sulfiden) of andere processen zoals sedimentatie en transport naar diepere lagen die kunnen resulteren in een overschatting of onderschatting van de werkelijke problematiek. Een aantal bijkomende meetmethodes kunnen gebruikt worden om een beter beeld te verkrijgen (figuur 6).



figuur 6: overzicht bijkomende locatie specifieke meetmethodes voor metalen.

Deze methodes zijn in detail beschreven in de literatuurstudie (OVAM, 2020b) en het rapport van de gevalstudies (OVAM, 2023). De principes worden hieronder kort samengevat. Voor sommige van deze technieken is er nog onvoldoende praktijkervaring en situeren deze methoden zich eerder nog op onderzoeksniveau.

3.1.1 TICKET-UW model

“Tableau Input Coupled Kinetic Equilibrium Transport model Unit World modes (Farley et al, 2008) (TICKET-UWM) is een meer geavanceerd model dat toegespitst is op metalen waarbij effecten van metaalspeciatie en biobeschikbaarheid werden geïncorporeerd. Het TICKET-UW model houdt bijkomend ten opzichte van het SEDIAS-model ook rekening met sedimentatie, bindingen aan sulfiden en transport naar diepere sedimentlagen. Resuspensie wordt ook bekeken maar in tegenstelling met SEDIAS worden korte termijn resuspensie gebeurtenissen veroorzaakt door scheepvaart en stormen/wind niet opgenomen in het model. Het effect van baggeren is net als bij SEDIAS niet extra te modelleren. Het model is vrij te downloaden op https://www.unitworldmodel.net/?page_id=4

3.1.2 Bepaling biobeschikbaarheid met SEM-AVS metingen

Divalente metalen vertonen een hoge affiniteit om te binden met sulfides onder anoxische omstandigheden die vaak worden aangetroffen in waterbodems. De amorfe ijzermonosulfiden, vaak aangeduid met de term zuurvluchtige sulfiden (Acid Volatile Sulfides: AVS), worden beschouwd als de meer reactieve sulfidepool die door andere metalen (bijvoorbeeld zilver, kwik, cadmium, koper, nikkel, lood, zink) kan worden verplaatst op moleculaire basis, waardoor stabielere onoplosbare sulfidecomplexen worden gevormd met een minimale

biologische beschikbaarheid (Ankley et al., 1996). Op basis van dit principe hebben Di Toro et al. (1990, 1992) het SEM-AVS-model voorgesteld om situaties te voorspellen waarin metaaltoxiciteit niet zou mogen optreden. SEM staat voor de simultaan geëxtraheerde metalen (Simultaneously extracted metals) bij een zwak zure HCl-extractie waarbij sulfiden en metalen gelijktijdig worden gemeten.

De metaalbindende capaciteit van een waterbodem wordt best uitgedrukt aan de hand van het SEM-AVS verschil. Een SEM-AVS verschil groter dan 0 betekent dat te weinig sulfiden aanwezig zijn om alle metalen te binden. Dit betekent dan dat er verhoogde metaalconcentraties in het poriënwater kunnen verwacht worden wat op zijn beurt dan aanleiding kan geven tot nalevering. Een verschil kleiner dan 0 betekent dat de molaire concentratie aan sulfiden deze van de metalen overschrijdt en deze dan ook aanwezig zullen zijn onder de vorm van onoplosbare sulfiden met een zeer lage concentratie in het poriënwater tot gevolg. Significante nalevering door diffusie is dan ook onder deze omstandigheden weinig waarschijnlijk. Er kan echter bij SEM-AVS kleiner < 0 wel nog bioaccumulatie optreden zoals aangetoond door De Jonge et al (2009, 2010, 2011).

Toelichting 2 – SEM-AVS-metingen Scheppelijke Nete

De Scheppelijke Nete is een kleine waterloop (2de cat.) in de provincie Antwerpen die behoort tot het Netebekken (Molse Nete en Grote Nete). In het water en het sediment van de Scheppelijke Nete werd een historische metaalverontreiniging vastgesteld, afkomstig van de naburige zinkindustrie.

In tabel 2A worden de gemeten SEM-AVS concentraties in de toplaag: 0-10 cm en diepere laag: 10-20 cm) weergegeven op drie staalnamepunten.

Toplaag	Σ SEM	AVS	Σ SEM-AVS
1	127	61.5	65.8
2	648	193	455
3	665	127	539
Gemiddelde	480 ($\pm$ 306)	127 ($\pm$ 65.7)	353 ($\pm$ 252)
Diepere laag	Σ SEM	AVS	Σ SEM-AVS
1	5.42	1.53	3.89
2	48.7	25.7	23.0
3	4.69	2.5	2.18
Gemiddelde*	5.06 ($\pm$ 0.5)	2.02 ($\pm$ 0.7)	3.03 ($\pm$ 1.2)

*: staal 2 niet opgenomen wegens mogelijke contaminatie met de toplaag

tabel 2A: overzicht van de concentraties simultaan geëxtraheerde metalen (Σ SEM) en zuur vluchtige sulfiden (AVS) uitgedrukt in mmol/kg DS.

In de toplaag worden de hoogste SEM-waarden 480 ($\pm$ 306) mmol/kg DS en de hoogste AVS-concentraties gemeten 127 ($\pm$ 65.7) mmol/kg DS. Beide parameters zijn extreem hoog. Ter vergelijking typische waarden voor AVS in zoetwatersedimenten liggen tussen 4 en 13 mmol (Leonard et al., 1993). Voor Vlaanderen ligt de mediaan concentratie op 8.7 mmol/kg DS (Vangheluwe et al, 2005), het 10de percentiel op 0.8 mmol/kg DS. Het feit dat hoge AVS-waarden worden gevonden in combinatie met hoge SEM-waarden is geen verrassing omdat Cd-sulfide en Zn-sulfides meer stabiele sulfide complexen vormen dan Fe-sulfide die van nature dominant is in natuurlijke niet verontreinigde waterbodems.

In de diepere lagen zijn de SEM en AVS-concentraties gemiddeld een factor 100 lager. Staal 2 van de diepere laag was vermoedelijk gecontamineerd met de toplaag.

Het molair verschil tussen ΣSEM en AVS is een maat voor het exces SEM dat potentieel biobeschikbaar is.

$$\text{Exces SEM} = \Sigma\text{SEM} - \text{AVS}$$

Het is duidelijk dat in de Scheppelijke Nete onvoldoende sulfiden aanwezig zijn om de metalen te binden. Deze zijn dus potentieel biobeschikbaar en kunnen eventueel nageleverd worden naar de waterkolom toe. De mate waarin dit gebeurt en er daadwerkelijk negatieve effecten optreden naar biota toe wordt in ruime mate bepaald door de uiteindelijke concentratie van het vrij metaal in het poriënwater. Deze concentratie wordt naast de aanwezigheid van sulfiden mede bepaald door de aanwezigheid van ijzer- en mangaanoxides alsook de hoeveelheid organisch koolstof die elk op hun beurt een belangrijke rol hebben in het vastleggen van metalen in meer oxische sedimenten.

3.1.3 Bepaling biobeschikbaarheid met CaCl_2 -metingen

Een CaCl_2 -extractie is van oorsprong een laboratoriummethode voor terrestrische bodems waarbij de zwak gebonden metalen geëxtraheerd worden. In feite wordt de poriëwatersamenstelling van de bodem gesimuleerd door de extractievloeistof. Deze moet dezelfde ionsterkte hebben als het poriewater. CaCl_2 -extractie is een eenvoudige methode die door elk laboratorium uitgevoerd kan worden. In terrestrische bodems geeft deze methode vaak een betere correlatie met effecten op biota dan totaalconcentraties, echter de correlatie is soortspecifiek. Voor waterbodems is de methode echter minder gevalideerd. Dit is een nadeel van deze methode (De Lange et al, 2006 a,b). De methode is niet echt geschikt om het gedrag in ongestoorde anaërobe waterbodems in te schatten, tenzij extra maatregelen genomen zijn om de redoxcondities in stand te houden.

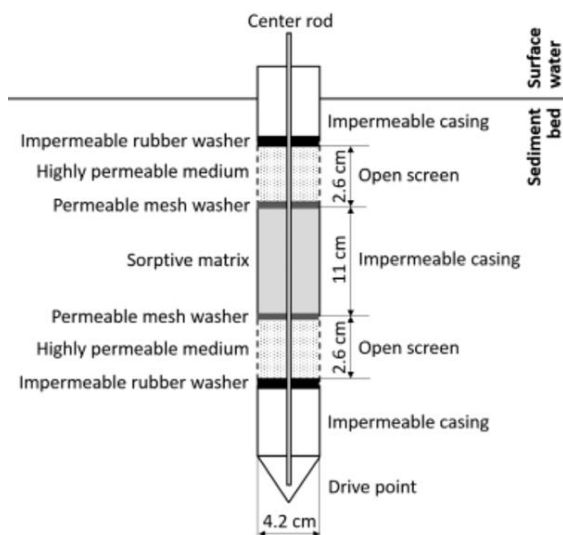
Deze methode werd in de gevalstudies eenmalig gebruikt en de resultaten waren in de lijn van de SEDIAS-voorspellingen.

3.1.4 Geavanceerde fluxmetingen

In-situ passieve bemonsteringstechnieken zijn geschikt om de chemische activiteit of het transport van de vrij oplosbare concentratie te begroten. In de gevalstudies (OVAM, 2022b) werd de biobeschikbare fractie van metalen in de waterbodem bepaald met behulp van de diffusie gradiënten in dunne films (DGT) methodologie (Universiteit Antwerpen) en met behulp van een sediment bed passieve flux meter (SBPFM).

De Sediment Bed Passieve Flux Meter (SBPFM) is een instrument dat het meest geschikt werd bevonden om passieve in-situ puntmetingen uit te voeren van cumulatieve verticale grondwater- en massafluxen (figuur 7). Het plaatsen, chemische analyses en de interpretatie van de resultaten voor de gevalstudies werd uitgevoerd door de experts van iFlux en wordt in detail beschreven in een apart rapport opgeleverd door iFLUX in november 2021 (Bosmans, 2021).

De SBPFM werkt volgens dezelfde algemene principes als gewone passieve fluxmeters, een directe methode voor het monitoren van cumulatieve, horizontale waterfluxen en massafluxen van verontreinigende stoffen door poreuze media.



figuur 7: schematische voorstelling Sediment Bed Passieve Flux meter (SBPFM) (Layton et al, 2017).

Het instrument is een zelfstandige doorlatende eenheid die passief de grondwaterstroming onderschept zonder deze vast te houden. Met verdere verwijzing naar figuur 7, kan men zien dat de binnenkant van het instrument uit een sorberende matrix bestaat die in een permeabel gaas of sok is opgenomen. De sorberende matrix is geïmpregneerd met in vloeistof oplosbare tracers die uit het sorptiemiddel worden geloofd naarmate het water verticaal (naar boven of naar beneden) door het instrument stroomt. Voor het meten van de flux van verontreinigingsparameters is een adsorberend resin toegevoegd in het instrument die de te bemeten parameters capteert bij doorstroming. De stroomsnelheid van grondwater en/of verontreinigingsparameters is evenredig met de flux van de omgevingsvloeistof. Nog steeds verwijzend naar figuur 7 is te zien dat het sorptiemiddel en de sok van de SBPFM in een vaste behuizing zitten, met twee of meer filtrerende inlaat- en uitlaatopeningen. Voordat het instrument in werking wordt gesteld, wordt het in de bovenste deel van de waterbodem gedreven op het grensvlak tussen grondwater en oppervlaktewater (bijvoorbeeld in de beekbedding), zodat de verticale massafluxen van water en/of verontreinigende stoffen die door de waterbodem bewegen, worden onderschept.

De blootstellingstijd kan variëren van uren tot weken, hoewel ook andere perioden kunnen worden overwogen, afhankelijk van wat wenselijk of nuttig is voor een bepaald scenario. Ongeacht de tijdsduur kan de SBPFM na een zogenaamde operationele of inzetperiode worden verwijderd en kan het sorbens worden gesegmenteerd en geëxtraheerd om de restmassa van de geïmpregneerde tracers en de daarin aanwezige verontreinigingen te kwantificeren. Op deze wijze kunnen de richting en de grootte van de cumulatieve verticale grondwaterflux en/of de massaflux van verontreinigende stoffen worden berekend.

De keuze van de sorptie matrix bepaalt of de flux van opgeloste metalen (DGT-principe) of de flux van opgeloste organische stoffen wordt gemeten.

Toelichting 3 – SBPFM-metingen Zenne (Bosman et al, 2021)

De Zenne is een waterloop die behoort tot het Dijlebekken. Het stroomgebied van de Zenne ligt voor de helft in Wallonië, voor 36% in Vlaanderen en voor 14% in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

De hydraulische conductiviteiten en hieruit berekende alpha-waarden voor de Zenne zijn weergegeven in tabel 3. Aangezien uit de slugtesten voor de Diepteloop en de Scheppelijke Nete gebleken is dat de gemeten schijnbare verticale Kv-waarde hoger was dan de horizontale schijnbare Kh-waarde ten gevolge van het plaatsen van de peilbuis of de sampler, werd de verticale Kv-waarde voor het sediment van de Zenne gelijkgesteld met de horizontale Kh-waarde.

Waterlichaam	Kh (m/d)	Kv (m/d)	Alpha
Zenne	2.5	2.5	47.5

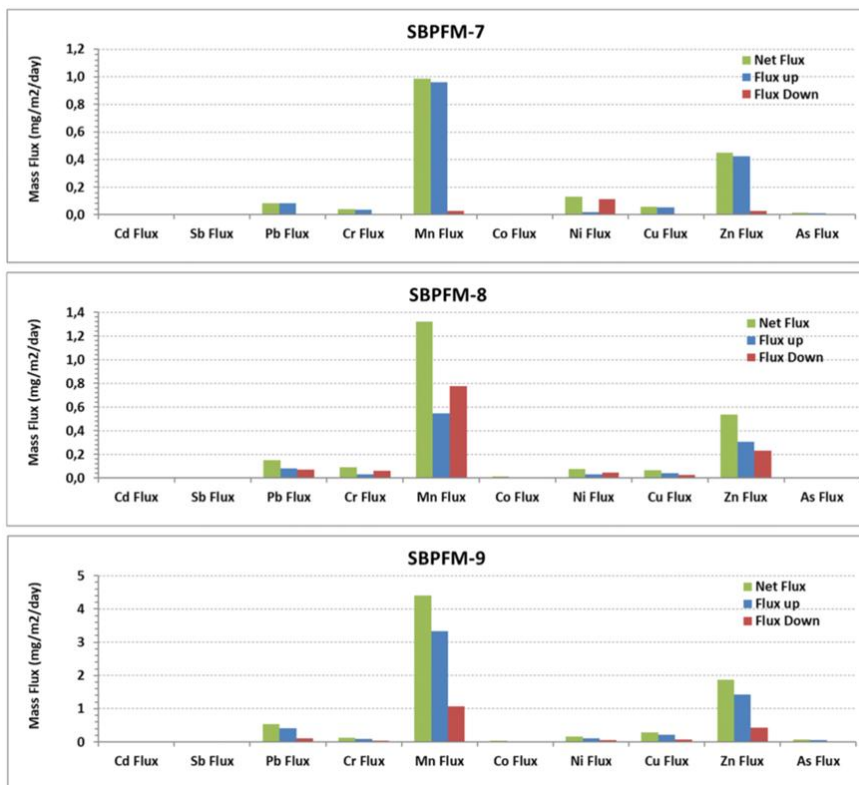
tabel 3: overzicht hydraulische conductiviteit en alpha-waarde voor de Zenne

De berekende waarden geven aan dat er een sterke convergentie optreedt rond de SBPFM's waardoor de flux doorheen de SBPFM veel hoger lijkt te zijn dan de reële flux doorheen de waterbodem.

SBFM #	Net flux	Opwaartse flux	Neerwaartse flux
SBFM-7	0.021	0.014	0.007
SBFM-8	0.025	0.015	0.010
SBFM-9	0.020	0.006	0.014

tabel 4: overzicht waterflux (cm/d).

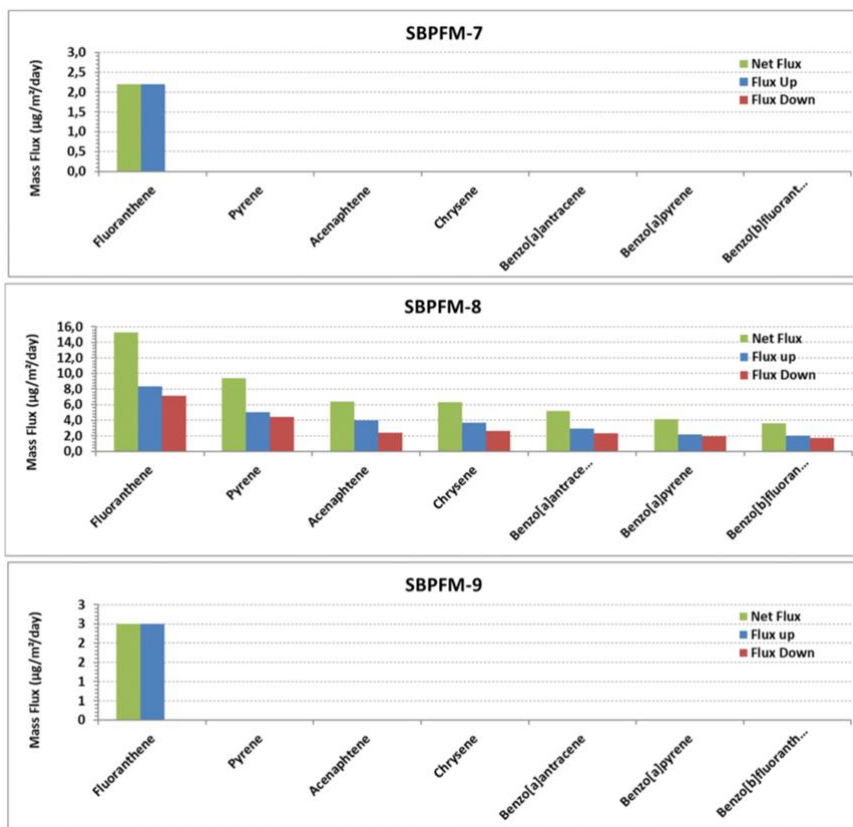
Bij twee meetpunten (SBPFM-7 en SBPFM-8) was de opwaartse waterflux (kwel) groter dan de neerwaartse waterflux (infiltratie) tijdens de meting. Bij SBPFM-9 was de neerwaartse waterflux groter dan de opwaartse waterflux. De hoogste "net" massafluxen in de Zenne werden gemeten voor mangaan, zink en lood, in alle SBPFM's. Er werden ook lagere massafluxen gedetecteerd voor koper, nikkel, chroom, arseen, kobalt, cadmium en antimon (figuur 8).



figuur 8: massafluxen (mg/m²/dag) voor de verschillende metalen

Van de drie modules vertoonde SBPFM-9 (stroomopwaarts) duidelijk de hoogste net metalen massafluxen, gevolgd door SBPFM-8 (stroomafwaarts) en vervolgens SBPFM-7 (tussenpositie). Algemeen waren de massafluxen overwegend opwaarts gericht, behalve voor mangaan in SBPFM-8. In SBPFM-8 en voor mangaan waren de verticale neerwaartse massafluxen groter dan de opwaartse. In SBPFM-9 daarentegen waren de opwaartse massafluxen groter dan de neerwaartse. In de tussenliggende SBPFM-7 waren de net massafluxen bijna volledig gevormd door de opwaartse fluxen. De stroomrichting van de waterloop volgend wordt een algemene afname van de opwaartse metalen massafluxen waargenomen (van SBPFM-9 naar SBPFM-8). De neerwaartse fluxen lijken ook eerst sterk af te nemen van SBPFM-9 naar SBPFM-7, maar in SBPFM-8 is opnieuw een toename te zien, zodat de neerwaartse massafluxen daar gelijkwaardig zijn aan die van SBPFM-9.

Voor PAK werden nog lagere massafluxen gedetecteerd met fluorantheen, pyreen, acenafteen, chryseen, benzo[a]antraceen, benzo[a]pyreen en benzo[b]fluorantheen (figuur 9). Voor de overige parameters, inclusief minerale olie, PCB en PFAS waren de resultaten beneden de detectielimieten van het laboratorium.



figuur 9: massafluxen ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{dag}$) voor de verschillende PAK's

Voor PAK werden de hoogste massafluxen gemeten in SBPFM-8. In SBPFM-7 en SBPFM-9 werd enkel voor fluorantheen een lichte overschrijding van de detectielimiet vastgesteld bij de opwaartse flux. De opwaartse massafluxen in SBPFM-8 waren tussen 10% en 70% (gemiddeld 30%) hoger dan de neerwaartse massafluxen. In SBPFM-7 en SBPFM-9 werd enkel voor fluorantheen een lichte overschrijding van de detectielimiet vastgesteld bij de opwaartse flux. Er lijkt dus een hotspot ontdekt te zijn ter hoogte van SBPFM-8. De resultaten wijzen op een beperkte aanrijking van het oppervlaktewater met PAK-concentraties vanuit het sediment en/of het grondwater.

3.2 BEOORDELINGSKADER NALEVERING ORGANISCHE STOFFEN

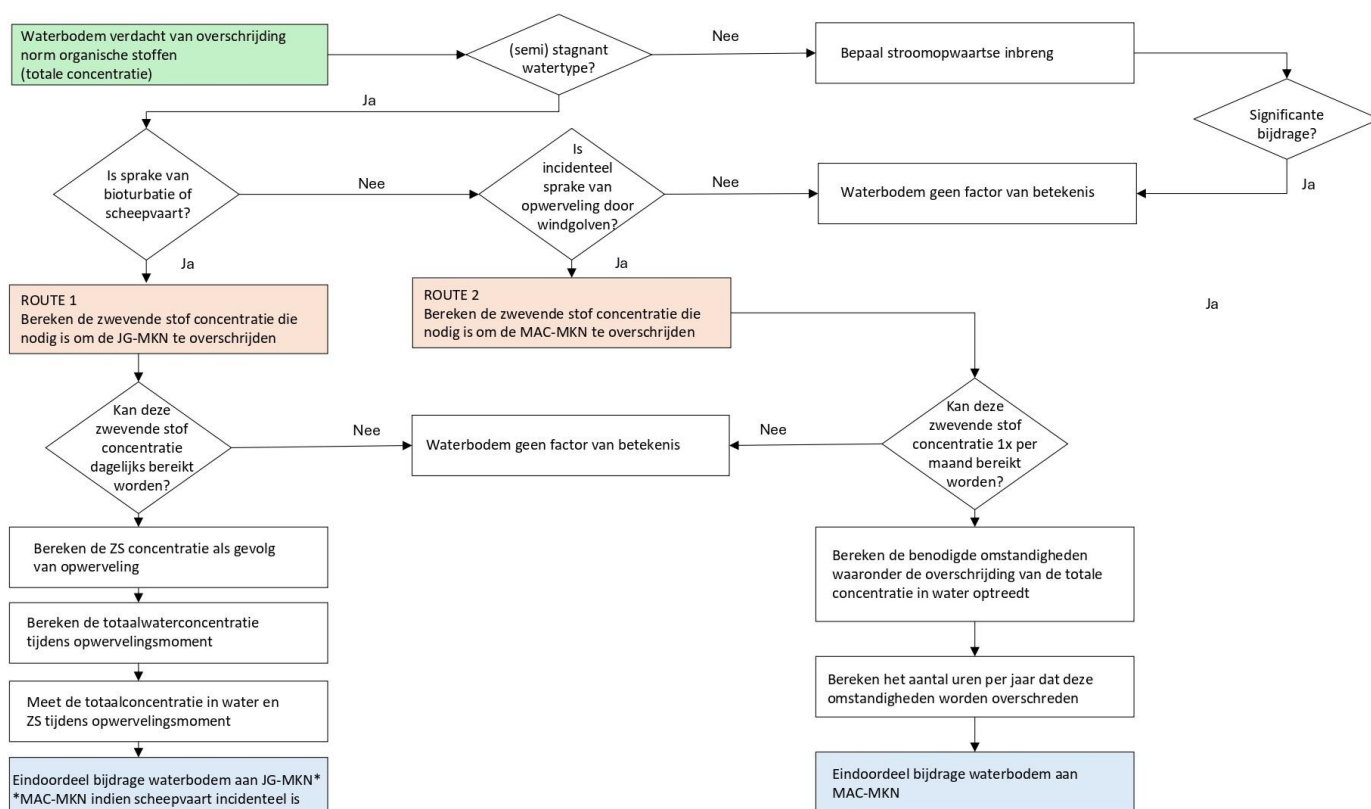
Voor organische contaminanten zijn de normen opgesteld voor zogenaamd 'totaal water', dat wil zeggen inclusief de hoeveelheid van de stof, die aan zwevend stof is gebonden. Afhankelijk van de bindingseigenschappen van de verontreiniging, de bindingseigenschappen van zwevend stof en de hoeveelheid zwevend stof in het water, kan de verontreiniging gebonden aan zwevend stof een belangrijke bijdrage leveren aan de totale concentratie in het oppervlaktewater. Bij de inschatting van de naleveringflux dient hierbij een onderscheid gemaakt te worden tussen bevaarbare en onbevaarbare waterlopen.

Resuspensie door bioturbatie in bevaarbare waterlopen is ondergeschikt en van een kleinere grootteorde dan de resuspensie veroorzaakt door scheepvaart of wind. Aparte rekenmodules zijn beschikbaar om de bijdrage door resuspensie via scheepvaart en wind ook in rekening te brengen (tabblad 3 resuspensie). Resuspensie door scheepvaart is vrij goed onderbouwd in het model. Resuspensie onder invloed van wind en golfbewegingen zijn meer onzeker. Opwerveling van verontreinigde waterbodem (resuspensie) kan op die manier dus bijdragen aan een normoverschrijding. In Figuur 8 wordt onderscheid gemaakt in stromende en (semi)stagnante wateren waarbij getoetst wordt aan twee verschillende normen:

- Milieukwaliteitsnorm (MKN) uitgedrukt als jaargemiddelde concentratie (JG-MKN*).
- Milieukwaliteitsnorm (MKN) uitgedrukt als de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKN*).

* Zie annex

Een overzicht van de beslissingsboom wordt in figuur 10 weergegeven.



figuur 10: schema voor het bepalen van de bijdrage van de waterbodem aan de totale concentratie organische stoffen ten gevolge van opwerveling in (semi) stagnante wateren

Omdat het schema sterk gericht is op de bijdrage van zwevend stof aan de totale concentratie wordt best eerst nagegaan of de totale concentratie daadwerkelijk wordt bepaald door zwevende stof. Bij zeer lage zwevende stofconcentraties en bij mobielere stoffen kan de bijdrage van opgeloste verontreinigingen groter zijn dan de aan zwevend stof gebonden fractie. Dit kan bijvoorbeeld gebeuren met tabblad 1 in combinatie met Ad1 van SEDIAS-partitie waarbij de fractie opgeloste verontreiniging kan worden berekend en vergeleken kan worden met de totaalconcentratie. Indien zinvol dan kan verder het schema zoals voorgesteld in Figuur 8 gevolgd worden.

Als een normoverschrijding wordt geconstateerd in stromende wateren, is de kans groot dat aanvoer van bovenstrooms de belangrijkste oorzaak is. Een vergelijking van bovenstroomse concentratie met benedenstroomse concentraties kan hier indicatief zijn. Het kan zijn dat er bovenstrooms een significante bron bekend is, maar in veel gevallen zal het een optelsom van verschillende 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. 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.

In (semi-)stagnante wateren is de stroming (als gevolg van afvoer) te gering om opwerveling te veroorzaken. Scheepvaart, wind en bioturbatie kunnen echter wel nog voor opwerveling zorgen. Bij de beoordeling wordt berekend hoeveel opgewerveld sediment (cq zwevend stof) nodig is om de JG-MKN dan wel MAC-MKN te overschrijden. Opwerveling door scheepvaart en door bioturbatie worden beschouwd als (semi-)continue processen, waarvan de gevolgen het beste getoetst kunnen worden aan de jaargemiddelde norm (bijvoorbeeld JG-MKN). Scheepvaart kan echter soms ook incidenteel zijn. De berekeningen dienen dan in dit geval best uitgevoerd worden door toetsing met zowel de JG-MKN als de MAC-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. Bij de beoordeling wordt finaal dus berekend hoeveel opgewerveld sediment (cq zwevend stof) nodig is om de JG-MKN dan wel MAC-MKN te overschrijden. Dit kan opnieuw gebeuren met SEDIAS.

Toelichting 4: Bepaling bijdrage zwevend stof aan overschrijding MKN: gevalstudie Oude Dokken Gent

Voor stagnante wateren zoals de dokken Gent blijkt in de praktijk dat in aanwezigheid van (beroeps)scheepvaart het effect van opwerveling door deze scheepvaart veelal groter is dan het effect van bioturbatie en wind. De dokken van Gent hebben een CEMT-klasse Va, waarbij voor het Handels- en Houtdok een diepgang van 3 m en voor het Achterdok van 2 m is toegelaten. De waterdiepte varieert van 2 m (vooral de randen van het Houtdok en zuidelijk deel Achterdok) tot 6 m (noordelijk deel Handelsdok). Maar het is niet bekend hoe vaak schepen van een dergelijke omvang de dokken invaren.

In de Dokken van Gent zijn ook continue turbiditeitsmetingen uitgevoerd (ABO, 2022). Hieruit bleek dat er binnen een periode van 3 maanden zeven events zijn geweest, waarbij er plots een toename van de turbiditeit werd vastgesteld met NTU > 10, waarvan drie met een turbiditeit met NTU > 100. De aanname is dat dit door scheepvaart komt, maar dit is niet onomstotelijk vast te stellen. Vanwege deze vrij incidentele verstoring is gekozen om de beoordeling niet op basis van het JG-MKN maar de MAC-MKN uit te voeren. De beoordeling is alleen uitgevoerd voor verschillende PAK's en de som 7 PCB's (tabel 4A), aangezien er voor minerale olie geen norm voor oppervlaktewater is vastgesteld en er geen andere organische microverontreinigingen zijn, die de interventiewaarden overschrijden. Uit tabel 5 blijkt dat er veelal 2 tot 10 mg sediment per liter oppervlaktewater moet worden opgewerveld om tot een overschrijding van de MAC-MKN te leiden (met uitzondering van benzo(a)pyreen). De laagste waarde van 2 mg/l is gebaseerd op de som 7 PCB, waarvoor in Vlaanderen een MAC-MKN van 0,02 µg/l geldt.

	MAC-MKN µg/l	Gehalten in zwevende stof (mg/kg) ¹	Benodigde hoeveelheid zwevend stof voor > MAC (mg/l)
Antraceen	0,1	5,5	18,2
Benzo(a)pyreen	0,27	2,6	103,8
Benzo(b)fluorantheen	0,017	3,2	5,3
Benzo(k)fluorantheen	0,017	1,6	10,6
Benzo(ghi)peryleen	0,0082	1,8	4,6
Fluorantheen	0,12	14,2	8,5
Som 7 PCB*	0,02	9,9	2,0

*gestandaardiseerd naar 20% organisch stof (twee keer hoger dan sediment)

tabel 5: berekende hoeveelheid zwevend stof, die nodig is om in oppervlaktewater tot een overschrijding van de MAC-MKN te komen.

Vervolgens is in SEDIAS de opwerveling van sediment door scheepvaart beoordeeld. Hierbij is gekozen voor scheepstype 1 (binnenvaart), waarbij de diepgang van 2,5 naar 3 m is bijgesteld (toegestane diepgang voor het Handels- en Houtdok). Verder is uitgegaan van een gemiddelde waterdiepte van 4 m. Met deze parametersetting geeft SEDIAS aan, dat één passerend schip tot een toegevoegde zwevend stof concentratie van 0,45 mg/l leidt. Dit ligt iets onder de twee, waardoor men zou verwachten dat de passage van één schip niet tot een overschrijding van de MAC-MKN in oppervlaktewater leidt. Echter, een passerend schip is niet de meest waarschijnlijke situatie aangezien het een doodlopende watergang is. Meer waarschijnlijk zal een schip dat binnenkomt ergens aanleggen (cq. weg varen), waarbij er om af te remmen, te draaien of in beweging te komen met veel meer motorvermogen wordt gewerkt. Het lijkt daarmee aannemelijk dat kerende of vertrekkende scheepvaart in het Handelsdok tot een zodanige opwerveling van sediment kan leiden, dat de daaruit resulterende PAK- en PCB-gehalten in zwevend stof tot overschrijdingen van de MAC-MKN in oppervlaktewater leiden². De eerder al genoemde turbiditeitsmetingen geven hier een verdere onderbouwing aan: gemiddeld ligt de turbiditeit tussen de 1-5 NTU (ABO, 2022). In de zeven genoemde events neemt hij tot boven de 10 en soms zelfs tot boven de 100 toe. Dat is een stijging van tenminste een factor 5 tot 10.

¹ <https://navigator.emis.vito.be/mijn-navigator?wold=10071>

² Deze activiteiten vinden ook langs de kanten plaats, waar het ondieper is en dus de kans op opwerveling van sediment groter. Daarom zijn de berekeningen niet met de maximale diepte van 6 m maar een gemiddelde diepte van 4 m uitgevoerd.

In ABO (2022) zijn drie zwevend stofgehalten voor oppervlaktewater opgenomen, namelijk 8.6, 12 en 5.3 mg/L (gemiddeld 8.6 mg/L).

Als het laagste zwevend stofgehalte van 5,2 slechts een factor 2 zou toenemen, zit er al voldoende zwevend stof in oppervlaktewater om tot overschrijdingen van de MAC-MKN te leiden. Of dit ook voor de JG-MKE zou gelden is onduidelijk. Deze worden logischerwijs eerder overschreden maar de beoordeling is dan sterk afhankelijk van de hoeveelheid schepen, die er dagelijks aanmeren of vertrekken. De kans dat deze overschrijdingsrisico's ook voor de JG-MKN gelden is echter wel groot. Zo is de Vlaamse JG-MKN voor de som 7 PCB's een factor 10 lager dan de MAC-MKN, namelijk 0,002 µg/L. Logischerwijs is er dan geen 2 maar slechts 0,2 mg/L zwevend stof nodig voor een normoverschrijding. Vanuit de turbiditeitsmetingen is het niet onwaarschijnlijk dat een kerend of vertrekkend schip tot een stijging van het zwevend stof met 20 mg/L leidt (factor 4 op de laagste waarde van 5,3 mg/L). Als men dat over de dagen middelt, zou één schip per 100 dagen (toename van 20 mg/L ten opzichte van een benodigde hoeveelheid van 0,2 mg/L) al voldoende zijn om als gemiddelde tot een overschrijding van de JG-MKN te leiden.

In SEDIAS worden de processen wind, scheepvaart en bioturbatie door benthische vissen in rekening gebracht. Voor deze processen wordt er in eerste instantie berekend hoeveel zwevende stof ze in het oppervlaktewater brengen.

Voor de factor wind wordt het gehalte aan zwevende stof in de waterkolom berekend aan de hand van constanten die bepalen of de wind golfslag zal doen ontstaan en zo tot opwerveling van bodempartikels kan leiden. De berekening resulteert in een waarde in mg/L zwevende stof.

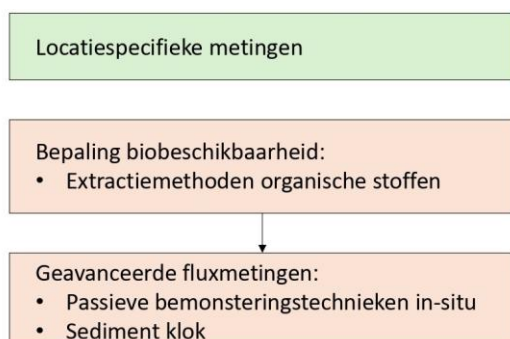
Om de invloed van scheepvaart te berekenen wordt aan de hand van karakteristieken van individuele schepen (o.m. lengte, diepgang, vermogen) en eigenschappen van de waterloop (diepte) de stroomsnelheid aan de bodem berekend die wordt veroorzaakt door het passerende schip. Via constanten gerelateerd aan de eigenschappen van de bodem (kritieke schuifspanning, erosiecoëfficiënt), gegevens over de scheepsmanoeuvres (aantal schepen, snelheid) en wordt berekend hoeveelheid sediment er lokaal in suspensie wordt gebracht (mg/L). Deze berekeningen gelden voor varende schepen. Bij vertrekken, afremmen of kerende schepen is de kans op bodemverstoring veel groter. Deze bijdrage is moeilijker te berekenen maar indien relevant (bijvoorbeeld bij jachthavens) zeker in rekening te brengen.

De invloed van bioturbatie wordt berekend door de hoeveelheid benthische vissen (kg/ha) te vermenigvuldigen met een constante volgend een relatie opgesteld aan de hand van veldgegevens (Meijer et al. 1990). Bioturbatie wordt voornamelijk geacht een invloed te hebben in ondiepe systemen met stagnant water.

De gemiddelde toename in zwevende stof in de waterkolom (mg/L) veroorzaakt door de drie processen wordt vermenigvuldigd met de concentratie van de verontreinigende stoffen in de waterbodem (µg/g) wat resulteert in een concentratie in het water (µg/L). Zoals eerder vermeld wordt dit enkel berekend voor stoffen waarvoor een norm als totale concentratie wordt gehanteerd.

Als het onwaarschijnlijk is dat de aanwezige scheepvaart, wind of bioturbatie voor een normoverschrijding kunnen zorgen dan vormt de waterbodem geen factor van betekenis. Aanvullende veldmetingen (bijvoorbeeld turbiditeitsmetingen, staalname zwevend stof en eventuele oppervlaktewaters bij harde wind of scheepvaart-activiteit) kunnen vervolgens worden uitgevoerd om de uitkomsten van deze beoordeling te verifiëren. Staalname bij slechte meteorologische condities is echter lastig. Soms kunnen hiervoor beter geavanceerde waterstromingsmodellen gebruikt worden waarin waterbodem en zwevende stof als component kunnen gekoppeld worden.

Net zoals voor metalen kunnen ook voor organische stoffen een aantal bijkomende meetmethodes gebruikt worden om een beter beeld te verkrijgen (figuur 11).



figuur 11: Overzicht bijkomende locatiespecifieke meetmethodes voor organische stoffen

3.2.1 Bepaling biobeschikbaarheid opgeloste organische stoffen

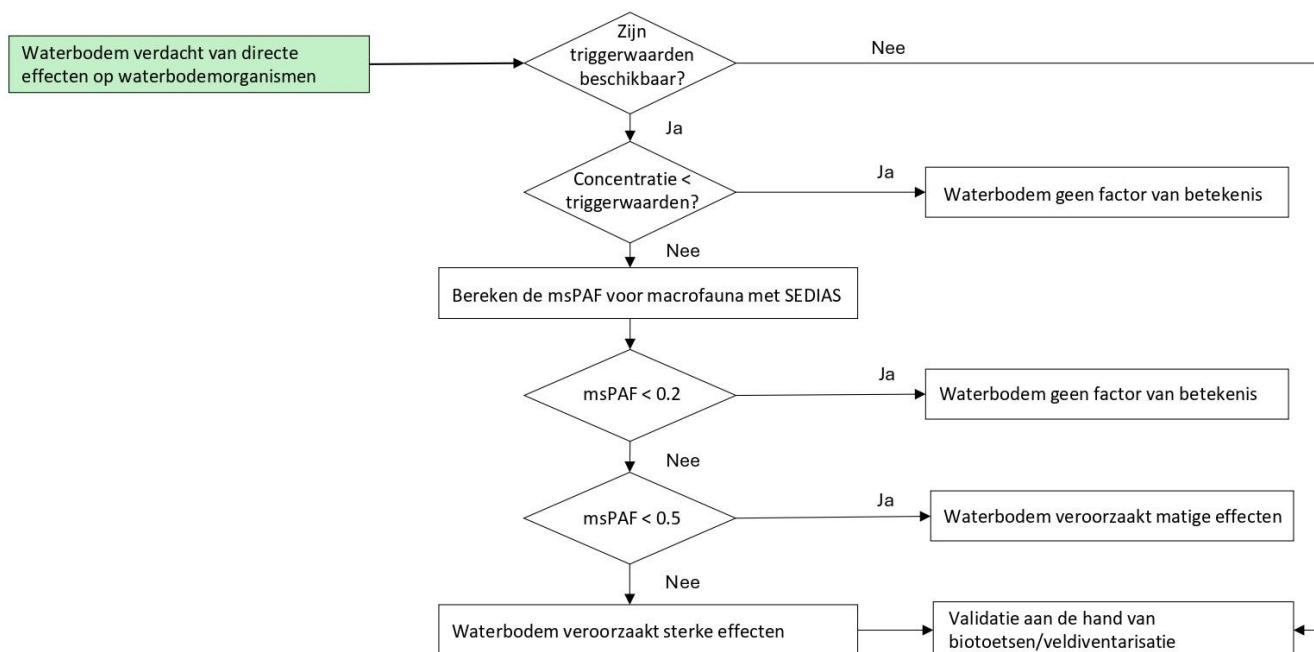
Om de biobeschikbare fractie aan organische stoffen te voorspellen kan het inzetten van ex-situ extractietechnieken een mogelijkheid zijn. In Nederland werd in het verleden bijvoorbeeld gebruik gemaakt van de Tenax-extractie methode. Tenax is de commerciële benaming voor een poreus polymeerhars (2,6-difeny-p-fenyleenoxide) dat met de waterbodem gemengd wordt, waarna de zwak gebonden fractie aan hydrofobe organische polluenten in de matrix op de Tenax-korrels absorberen (Lydy et al, 2015). Studies tonen aan dat organische polluenten die op deze wijze uit de matrix worden geëxtraheerd correleren met de concentraties die in bentische organismen worden gemeten (Mackenbach et al, 2012). Echter werd er in Vlaanderen en Nederland geen labo meer gevonden die deze analyses nog routinematig aanbiedt. Andere extracties die in de literatuur worden beschreven zijn Cyclo-dextrine extracties maar opnieuw is hier weinig ervaring mee opgebouwd. De zogenaamde 'vrij opgeloste concentratie' in het poriewater kan bepaald worden aan de hand van passieve bemonsteringstechnieken zoals SPME (Solid Phase Micro Extraction) en POM-SPE (PolyOxyMethylene Solid Phase Extraction) (Ter Laak et al, 2006, De Lange et al, 2006b, ECHA, 2014). Opnieuw worden deze methodes niet routinematig aangeboden. Het feit dat in de meeste gevallen de analyses ook ex-situ dienen gebeuren waarbij de waterbodem uit het veld wordt gehaald maakt ook dat deze methodes minder betekenisvol zijn dan in-situ metingen omdat de biobeschikbaarheid verandert. In situ passieve bemonsteringstechnieken zijn dus nuttiger om uit te voeren. De bruikbaarheid van de TENAX-methode werd in Nederland wel aangetoond.

4 UITWERKING RISICOSPOOR BIOLOGIE

4.1 DIRECTE EFFECTEN NAAR WATERBODEMORGANISMEN

De biologische status van een waterbodembodem wordt vaak gemeten aan de hand van de diversiteit en abundantie van de aangetroffen macro-invertebraten gemeenschap. Binnen de KRW wordt voor het aquatische compartiment hiervoor de Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF; Gabriels et al. 2010) gebruikt. Een slechte biologische kwaliteit kan echter verschillende oorzaken hebben. De rivier structuur, hydrologie en nutritionele status zijn allemaal factoren die een negatieve impact kunnen hebben op het voorkomen van invertebraten boven op de aanwezige chemische verontreiniging.

In deze handreiking wordt enkel de mogelijk negatieve impact veroorzaakt door de chemische stoffen aanwezig in de waterbodem beoordeeld aan de hand van het stroomschema weergegeven in figuur 12.



figuur 12: Schema voor de inschatting van directe effecten op macrofauna

Om na te gaan of een waterbodembodem mogelijke directe ecotoxicologische effecten kan veroorzaken op de benthische macro-invertebratengemeenschap worden in eerste instantie de totale concentraties aan contaminanten getoetst aan een grenswaarde (de zogenaamde triggerwaarden voor verder onderzoek; <https://ovam.vlaanderen.be/nl/w/waterbodembodem-triggerwaarden>) (OVAM, 2020a).

De triggerwaarden worden in Vlaanderen gebruikt als één van de criteria in de DAEW om te bepalen of de waterbodem verder onderzocht zal moeten worden of niet. De triggerwaarden werden grotendeels afgeleid op basis van een dataset van de VMM (gegevens 2000-2017) inzake de Biotische Sediment Index (BSI) die op basis van het voorkomen van macro-invertebraten in een sedimentstaal tracht de biologische kwaliteit van de benthische levensgemeenschap in het aquatische ecosysteem weer te geven. De triggerwaarde is een concentratie waaronder geen aanzienlijke effecten op de aanwezige biota (macro-invertebraten) worden verwacht ($BSI > 6$). Door de wijze waarop de triggerwaarden werden afgeleid (methode $BSI > 6$), is er niet noodzakelijk een oorzakelijk verband tussen de concentraties aan contaminanten en de kans op effecten. Het overschrijden van de triggerwaarden betekent dan ook niet dat er ecotoxicologische effecten zullen plaatsvinden, maar dat er verder onderzoek nodig is. De triggerwaarden houden ook niet expliciet rekening met de mogelijke effecten op andere organismen, zoals kleinere waterbodemorganismen (< 0.5 mm), pelagische organismen, en mogelijke effecten via doorvergiftiging in predatoren of humane effecten. Deze risico's dienen apart onderzocht te worden indien ze relevant geacht worden. Voor sommige stoffen zoals voor de metalen koper, nikkel en zink zijn een voldoende set aan chronische sediment contacttesten beschikbaar en werd de soortengevoeligheidsdistributie methode gebruikt om de triggerwaarden af te leiden. Voor meer informatie wordt opnieuw verwezen naar het rapport Waterbodem Triggerwaarden voor verder onderzoek (OVAM, 2020a).

Voor die stoffen waarvoor geen triggerwaarden beschikbaar zijn maar die in concentraties worden aangetroffen die mogelijk als ecotoxicologisch significant verhoogd kunnen worden beschouwd. Bijvoorbeeld toetsing aan in de literatuur terug te vinden PNEC-waarden (Predicted No Effect Concentrations), dan kan overwogen worden om rechtstreeks te gaan naar het uitvoeren van biotoetsen en/of veldinventarisatie van de aanwezige macro-invertebratengemeenschap.

Wanneer de concentraties beneden de triggerwaarden liggen dan is de waterbodem geen factor van betekenis. Bij een overschrijding van de triggerwaarde door één of meerdere parameters wordt de potentiële toxische druk op het ecosysteem theoretisch berekend met de msPAF-module van SEDIAS. Het gaat hierbij vooral om directe effecten op (lagere) waterorganismen. Er kan ook een msPAF-doorvergiftiging worden berekend, maar die is gebaseerd op data uit de jaren '90 en metingen zijn daarom meer aanbevolen.

Bij de toepassing van de 'Meer Stoffen Potentieel Aangetaste Fractie' (msPAF)-methodiek worden de PAFs van de individuele mengselcomponenten (PAFi) gecombineerd op basis van het concept van onafhankelijke random gebeurtenissen tot een 'meer stoffen Potentieel geAffecteerde Fractie' (msPAF). Het PAF-concept werd oorspronkelijk uitgewerkt door het RIVM (1997, 1999) en het principe is dat er een soortgevoeligheidsverdeling (SSD, de afkorting voor Species Sensitivity Distribution) wordt gemaakt, die een relatie legt tussen stoffen en effecten. Hiermee kan het ecologisch risico bij alle graden van verontreiniging op éénzelfde schaal uitgedrukt worden, i.e. van 0 tot 100% (of van 0 tot 1) potentieel aangetaste fractie.

SEDIAS bevat voor een beperkt aantal stoffen soortengevoeligheidsdistributies om de msPAF te berekenen (tabblad 5.msPAF). Hier is echter nog veel ruimte voor vernieuwing enerzijds in het aantal stoffen en de kwaliteit van de onderliggende ecotoxiciteitsdata maar anderzijds ook in de onderbouwing inzake wat nu een bepaalde msPAF in het veld daadwerkelijk betekent. In de huidige studie was geen ruimte om deze bijstelling te doen.

Voor de bepaling van de effecten op de macrofauna is in Nederland 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. Voor risicobeoordeling wordt echter vaker met EC10 waarden gewerkt. Dit is echter niet voorhanden in de Nederlandse methodiek. Dat betekent dan ook dat de inschatting minder conservatief is en dat bij overschrijding van de voorziene PAF drempels de waarschijnlijkheid op het daadwerkelijk optreden van negatieve effecten reëel is.

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 verder vervolgd.

msPAF > 0,2 en msPAF < 0,5

Als de msPAF tussen 0,2 en 0,5 ligt, kunnen effecten niet worden uitgesloten. Als herstelmaatregelen in de waterbodem om meerdere redenen gunstig kunnen zijn, bijvoorbeeld vanwege natuurherstel of recreatie, is het zinvol om het effectief optreden van mogelijke effect op macrofauna nader te onderzoeken via biotoetsen/veldmetingen.

msPAF > 0,5

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

Biotoetsen

Een biotoets behelst het uitvoeren van een ecotoxiciteitstest op een onverdund staal van de waterbodem met de doelstelling om vast te stellen of er een direct ecotoxicologisch effect wordt waargenomen. Momenteel wordt door OVAM/VITO onderzocht welke biotoetsen in aanmerking kunnen komen voor waterbodempkwaliteit op een routinematige manier te kunnen inschatten. Wetenschappelijk gezien gaat de voorkeur uit naar het uitvoeren van chronische waterbodemcontacttesten wegens de hogere relevantie voor de ecologische risico-evaluatie aangezien de opname van sedimentdeeltjes en subletale eindpunten (zoals groei) dan ook in overweging worden genomen. Chronische ecotoxiciteitstesten zijn representatiever voor langdurige blootstellingssituaties. Maar voor een eerste screening kunnen kortdurige (acute) testen soms ook hun nut hebben.

Naast de verontreinigde bodem dient bij de analyse ook steeds een referentie waterbodem meegenomen te worden als controle.

Als de msPAF > 0.5 en de biotoetsen geven geen effecten aan dan kan de eindbeoordeling afgezwakt worden.

Veldinventarisatie

Aanvullende veldmetingen waarbij macrofauna monsters worden genomen kunnen eveneens al een goede indicatie zijn of er een verstoring is ten gevolge van de in de waterbodem aangetroffen verontreiniging.

Toelichting 5: Directe effecten naar waterbodemonorganismen

Diepteloop: onbevaarbare waterloop ten noorden van het kanaal Dessel-Schoten in Beerse (Kempen). Verontreinigd met metalen. De toetsing van de gemeten metaalconcentraties in de waterbodem aan de triggerwaarden wordt weergegeven in tabel 6.

Metaalconcentraties in de waterbodem (mg/kg DS)				
Site	Sb	Pb	Zn	As
1	469 ± 33	1310 ± 76	1290 ± 76	262 ± 52
Triggerwaarde	-	152	679	52
	11,2 ^b	174	118 ^{a,b}	-
Site	Cu	Ni	Co	Cd
1	1200 ± 362	183 ± 72	25,2 ± 2,3	12,1 ± 0,2
Triggerwaarde	101,6	35,6	32,7	5,6
PNEC	80,8 ^b	109 ^b	-	

tabel 6A: Toetsing van de gemiddelde totale metaalconcentraties (± standaardafwijking) in de waterbodem van locatie 1 aan de triggerwaarden

- natuurlijke achtergrond zink dient nog bijgeteld te worden. Is voor de EU: 141 mg/kg ds = 259 mg/kg ds.
- voor enkele metalen (koper, nikkel en zink) zijn er genoeg gegevens van laboratorium sediment contacttesten beschikbaar om via een soortengevoeligheidsdistributie een effectwaarde af te leiden. De componenten waarvoor er volgens deze methode een waarde kan worden afgeleid, worden verkozen boven de BSI > 6 en geselecteerd als triggerwaarde.

Zeven van de acht metalen overschrijden de triggerwaarden en tonen dus de noodzaak aan tot verder onderzoek. De potentiële toxische druk op het ecosysteem wordt vervolgens theoretisch berekend met de msPAF-module van SEDIAS.

5 msPAF berekening voor alle stoffen

Alle SSD's zijn op basis van chronische EC50 eindpunten.

Alleen de PAF > 0,03 worden meegeteld in de msPAF; voor metalen individueel, voor organische micro's per stofgroep

Selecteer hieronder welke msPAF - waarden u wilt zien:

Macrofauna
Alle organismen
Hogere organismen in nat sediment - viseters

Alle stoffen zichtbaar

Alleen selectie zichtbaar

Zware metalen (standaardpakket; voor overige stoffen zie Partiticoëfficiënten)

Stofgroep	Stof	concentratie (mg/l)	concentratie met DOC- correctie (mg/l)	log(conc.) (mg/l)	log(conc.) met DOC-correctie (mg/l)	mu	sigma	PAF	PAF voor msPAF	PAF (%)
Metalen	As	0,036	0,036	-1,443	-1,443	-0,082	1,773	0,221	0,221	22,1
	Cd	0,000	0,000	-3,883	-4,468	-0,816	1,290	0,002	0,000	0,0
	Cu	0,032	0,008	-1,501	-2,103	-1,219	1,064	0,203	0,203	20,3
	Ni	0,030	0,019	-1,527	-1,728	0,060	1,295	0,084	0,084	8,4
	Pb	0,003	0,001	-2,549	-3,017	-0,185	0,843	0,000	0,000	0,0
	Zn	0,016	0,007	-1,808	-2,164	-0,361	0,800	0,012	0,000	0,0

msPAF metaal

sigma	Log(HU)	PAF	PAF voor msPAF	PAF (%)
			0,431	43,1

Macrofauna

msPAF macrofauna excl. TBT	0,431	43,1 %
msPAF metalen excl. Ba	0,431	43,1 %
msPAF organisch excl. TBT	0,000	0,0 %
PAF TBT	0,000	0,0 %

bij blootstelling aan nat sediment

behoort bij par. 3.6 en 4.6

Tabel 6B: msPAF-berekeningen

De berekende msPAF voor metalen bedraagt 43,19 % of 0,43. Indien de msPAF tussen 0,2 en 0,5 ligt, kunnen effecten niet worden uitgesloten. Verder onderzoek of er effectief ook effecten optreden op macrofauna werd nader onderzocht via biotoetsen/veldmetingen.

De resultaten van de uitgevoerde biotoetsmet *C. riparius* zijn samengevat in tabel 7.

Monster	Larvale ontwikkeling		Sterfte (%)	Drooggewicht/larve (µg)
	3 ^{de} stadium (%)	4 ^{de} stadium (%)		
Drontermeer (ref)	3.0 (2.0)	96.0 (3.3)	1.0 (2.0)	378.8 (35.3)
Kleilige referentie	2.0 (2.3)	96.0 (4.6)	2.0 (2.3)	414.2 (36.3)
Locatie 1	37.0 (6.8)	53.0 (11.9)	10.0 (6.9)	201.9 (42.7)

tabel 7: Resultaten van de uitgevoerde bioassays met de dansmug *C. riparius*. Weergegeven zijn het gemiddelde met tussen haakjes de standaarddeviatie van de vier replica's. Statistisch significante verschillen met de referentie zijn oranje p < 0,05) gearceerd

De resultaten laten zien dat er in locatie 1 significante effecten worden waargenomen. De overleving van de larven niet beïnvloed, maar de groeisnelheid van de larven is wel significant lager dan in de referenties. Deze lagere groeisnelheid komt tot uiting in een hoger aantal 3de stadium larven³, een lager aantal 4de stadium larven en ook een gemiddeld genomen kleiner larvaal drooggewicht.

³ Bij een normale ontwikkeling hebben vrijwel alle larven na 14 dagen het 4de stadium bereikt, waarna ze gaan verpoppen en uitvliegen.

De resultaten van de uitgevoerde biotoetsen met *H. azteca* zijn samengevat in tabel 8.

Monster	Sterfte (%)	Groei (mm)
Drontermeer (ref)	1.0 (2.2)	5.1 (0.11)
Kleiige referentie	1.0 (2.2)	4.7 (0.15)
Locatie 1	4.0 (4.2)	4.1 (0.14)

tabel 8: Resultaten van de uitgevoerde biotoets met de vlokreeft *H. azteca*. Weergegeven zijn het gemiddelde met tussenhaakjes de standaarddeviatie van de vijf replica's. Statistisch significante verschillen met de referentie zijn oranje ($p < 0,05$) gearceerd.

Er werd geen effect waargenomen op de overleving van de organismen. In locatie 1 is de groeisnelheid wel significant ($p < 0,05$) lager in vergelijking met zowel het referentiesediment uit het Drontermeer als de aanvullende klei-referentie.

De resultaten van de bemonstering van de macrofauna worden weergegeven in tabel 9.

Locatie 1		
Meetlatten MMIF	Waarde	Score
# Taxa	6	1
EPT	2	2
NST	2	1
SWD	1.047	2
MTS	5.83	4
MMIF	0.5	
MMIF Klasse	Matig	

tabel 9: BBI en MMIF in de Diepteloop

Legende: De scores voor de meetlatten werden bepaald voor riviertype Bk voor de 4 sites.

- BBI: Belgische Biotische Index,
- MMIF: Multimetrische Macro-Invertebraten Index Vlaanderen;
- TK: Tolerantieklassie BBI;
- EPT: aantal taxa Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera;
- NST: Number of other Sensitive Taxa;
- SWD: Shannon-Wiener Diversity index;
- MTS: Mean Tolerance Score.

De uiteindelijke MMIF-score liet een matige kwaliteit zien voor locatie 1.

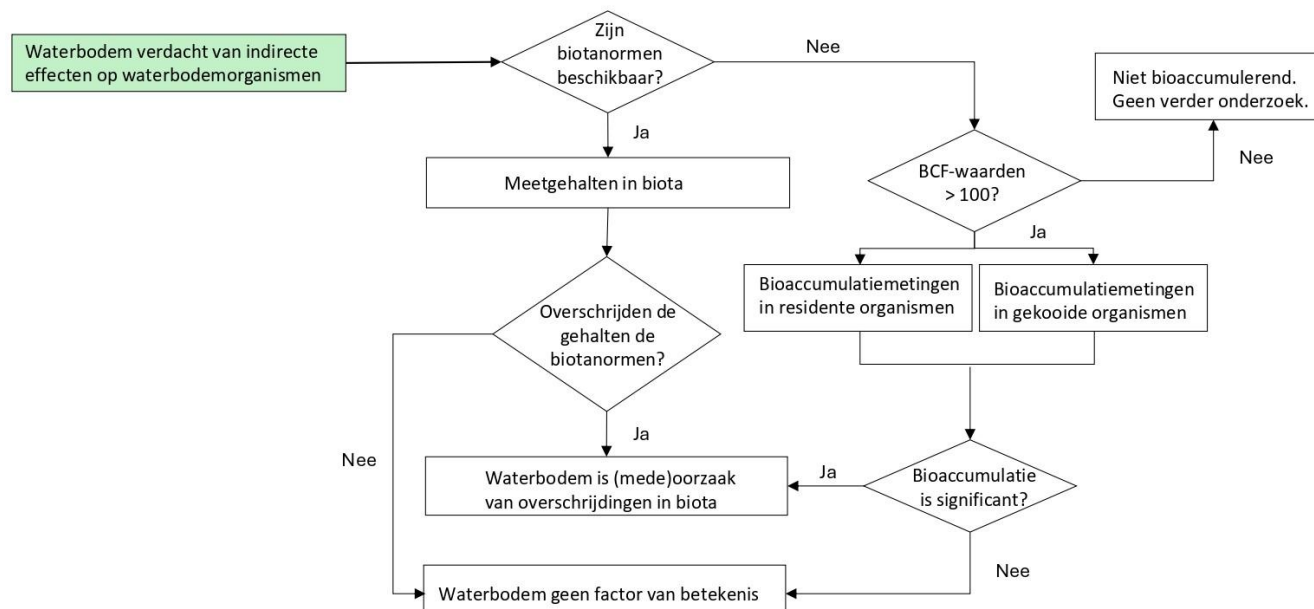
4.2 INDIRECTE EFFECTEN NAAR WATERBODEMORGANISMEN: BIOACCUMULATIE EN DOORVERGIFTIGING

De fysisch/chemische eigenschappen, die maken dat stoffen zich aan het organisch materiaal in waterbodems binden (zoals een $\log K_{ow} \geq 3$), kunnen er ook voor zorgen dat deze stoffen in organismen ophopen (bioaccumuleren). Als dit proces van ophoping ook in de voedselketen plaatsvindt (biomagnificatie) kan dat ertoe leiden dat toppredatoren zoals bijvoorbeeld de otter nadelige effecten gaan ondervinden bij concentraties in de waterbodem/oppervlaktewater, die nog geen directe effecten op de aquatische ecologie (macrofyten, macrofauna etc.) veroorzaken. Ditzelfde geldt ook voor de gezondheid van de mens, evenzo een toppredator die via bijvoorbeeld visconsumptie kan worden blootgesteld. In de Europese normstelling wordt daarom naar alle drie beschermingsdoelen gekeken: aquatische ecologie, toppredatoren en humane gezondheid.

De $\log K_{ow}$ is niet bruikbaar voor anorganische stoffen maar ook deze kunnen bioaccumuleren (bijvoorbeeld cadmium, kwik, lood). In het algemeen is er voor anorganische metalen meestal geen sprake van biomagnificatie (eerder een afname in concentratie naarmate men hoger in de voedselketen zit (Cardwell et al, 2013)). Kwik is hierop een uitzondering, hetgeen grotendeels wordt veroorzaakt doordat kwik ook in gemethyleerde vorm kan voorkomen, dewelke overheersend aanwezig is in de waterbodem. Deze gemethyleerde vorm gedraagt zich meer als een organische stof en is bepalend voor de bioaccumulatie.

In de kaderrichtlijn water (KRW) worden de risico's voor bioaccumulatie en doorvergiftiging voor de mens en toppredatoren beoordeeld op basis van de maximale gehalten die in hun voedsel aanwezig mogen zijn (mg/kg). Deze waarden worden vervolgens via equilibrium partitie omgezet in een maximale concentratie voor oppervlaktewater ($\mu\text{g/L}$). Voor veel stoffen kan op deze manier een voldoende betrouwbare norm worden opgesteld en kunnen eventuele risico's vanuit een verontreinigde waterbodem ook op basis van transport naar en concentraties in het oppervlaktewater beoordeeld worden. Voor sommige stoffen is tijdens de normstelling echter geconstateerd dat deze omrekening tot te grote onzekerheden leidt (bijvoorbeeld omdat de te gebruiken parameterwaarden als de BCF of $\log K_{ow}$ te onzeker zijn). Voor die stoffen is er naast een KRW-norm voor oppervlaktewater ook een zogenaamde biotannorm vastgesteld. Dit betreft een norm op basis van de maximale gehalten in organismen als vissen of schelpdieren die bedoeld is om te beschermen tegen doorvergiftiging.

In figuur 13 wordt een overzicht gegeven van de beslissingsboom voor de inschatting van de risico's ten gevolge van bioaccumulatie en doorvergiftiging.



figuur 13: Schema voor de inschatting van indirecte effecten bioaccumulatie en doorvergiftiging

Biota-normen

In de KRW is vastgelegd dat biotamonitoring moet worden uitgevoerd om zo de chemische toestand van deze prioritaire stoffen beter te kunnen beoordelen. In de KRW zijn voor verschillende prioritaire stoffen biotanormen vastgesteld (tabel 10).

Stof	Biota-norm ⁴ (µg/kg vers)
Som PBDE	0,0085
Fluorantheen	30
Hexachloorbenzeen	10
Hexachloorbutadieen	55
Kwik	20
Benzo(a)pyreen	5
Dicofol	33
Perfluorooctaansulfonaat	9,1
Som 29 dioxines	0,0065
Hexabroomcyclododecaan	167
Σheptachloor en -epoxide	0,0067

tabel 10: overzicht prioritaire stoffen met een biotanorm in de KRW

⁴ Meeste normen gelden voor de gehalten in vis (µg/kg vers). Hierbij gelden aanvullende voorwaarden voor het vetgehalte van de vis en het trofisch niveau van de vissoort. Voor PAK's heeft de biotanorm betrekking op de gehalten in mossel (of kreeftachtigen) omdat gewervelde dieren PAK's kunnen afbreken.

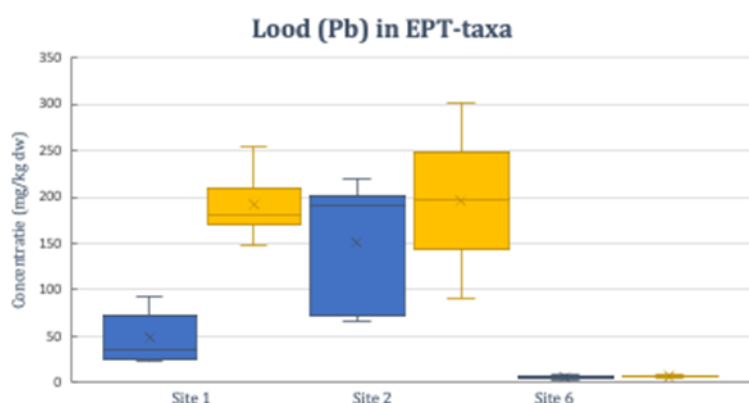
Als biotanormen voorhanden zijn dan dienen er totaalgehalten in vissen gemeten te worden of gehaald worden uit bestaande meetnetten (Teunen et al, 2020). Voor sommige verbindingen zoals PAK's worden schelpdieren naar voorgeschoven als matrix omdat PAK's te snel metaboliseren in visweefsel. De gehalten in biota ($\mu\text{g/kg}$ versgewicht) kunnen direct getoetst worden aan de normen. Worden de biotanormen overschreden dan mag aangenomen worden dat de waterbodembodemkwaliteit daarop van invloed is. Naast de waterbodem heeft de oppervlaktewater- en zwevendstofkwaliteit mede invloed op de bioaccumulatie. In met name stromende wateren dient daarmee rekening gehouden te worden en kan bijvoorbeeld vergeleken worden met bovenstroomse locaties of referentielocaties.

Als geen biotanormen beschikbaar zijn maar de contaminant heeft een bioconcentratiefactor (BCF) hoger dan 100 dan is de stof bioaccumuleerbaar. Er kan dan overgegaan worden tot veldmetingen zoals het collecteren van residente macrofauna of schelpdieren waarin de van bioaccumulatie verdachte stof kan gemeten worden. Naast bioaccumulatie metingen in residente organismen kunnen ook gekooide organismen (bijvoorbeeld driehoeksmosselen) uitgehangen worden om de bioaccumulatie op te volgen. Na 4-6 weken blootstelling kan een equilibrium bereikt worden en weerspiegelen de geaccumuleerde concentraties deze die gemeten kunnen worden in residente organismen.

Toelichting 6: Bioaccumulatie metingen Diepteloop

Onbevaarbare waterloop ten noorden van het kanaal Dessel-Schoten in Beerse (Kempen). Verontreinigd met metalen. Voor lood en antimoon bestaan geen Europese biotanormen. De in de EU REACH dossiers voor lood en antimoon wordt een BCF waarde van 1 553 en 40 respectievelijk gerapporteerd (<https://echa.europa.eu/nl/information-on-chemicals/registered-substances/>).

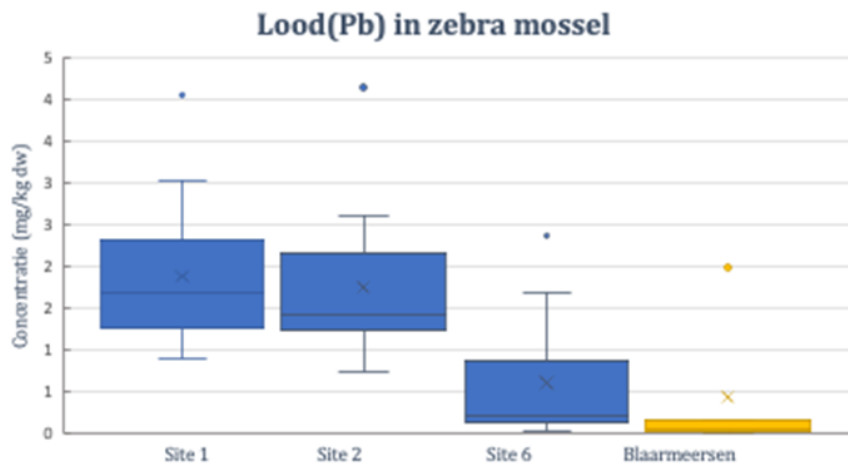
Dat betekent dat voor lood bijkomende bioaccumulatiemetingen noodzakelijk zijn voor lood en voor antimoon niet. Voor de Diepteloop werd de accumulatie van lood gemeten in residente organismen en in de Zebramosse. Zie figuren 14 en 15.



figuur 14: Totale metaalconcentraties (lood) gemeten in kokerjuffers (geel) en steenvlieglarven (blauw) gemeten op de locaties 1, 2 en 6. (Meulemans, 2021). Boxplot met mediaan (lijn), gemiddelde (x), 25e en 75e percentiel (box), minimum en maximum (low & high whiskers), outliers (0)

Op locatie 1 en 2, de meeste vervuilde locaties, worden significant verhoogde loodconcentraties gemeten ten opzichte van locatie 6.

De resultaten gemeten in de zebramosse bevestigen dit. Maar de weefselconcentraties zijn een grootteorde lager dan wat gemeten wordt in de residente organismen.



figuur 15: Totale metaalconcentraties (lood) gemeten in getransplanteerde zebra mosselen gemeten op de locaties 1, 2 en 6 (blauw) Meulemans, 2021) . Boxplot met mediaan (lijn), gemiddelde (x), 25^e en 75^e percentiel (box), minimum en maximum (low & high whiskers), outliers (o). Als referentie werd eveneens de locatie Blaarmeersen (geel) meegenomen waar de zebra mosselen oorspronkelijk verzameld werden.

5 REFERENTIES

ABO (2022). Eerste gefaseerd waterbodemonderzoek OUDE DOKKEN, 9000 GENT. Deel “verontreiniging excl. PFAS”

Ankley GT, Di Toro DM, Hansen DJ, Berry WJ, 1996. Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15 (2): 2056-2066.

Bosmans, 2021. Eindrapport verticale fluxmetingen: Darcy, zware metalen, minerale olie, PAK en PFAS. “OVAM UA, Diepteloop, Scheppelijke Nete en Zenne.

Cardwell RD, DeForest DK, Brix KV, Adams WJ, 2013. Do Cd, Cu, Ni, Pb and Zn biomagnify in aquatic ecosystems. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 226:101-121

De Jonge M., Dreesen F, De Paepe J, Blust R and Bervoets L., 2009. Do Acid Volatile Sulfides (AVS) influence the accumulation of sediment-bound metals to benthic invertebrates under national field conditions. *Enviro. Sci. Technol.*, 43, 4510-4516.

De Jonge M., Blust R. and Bervoets L., 2010. The relation between Acid Volatile Sulfides (AVS) and metal accumulation in aquatic invertebrates : implications of feeding behavior and ecology. *Environmental Pollution* 158, 1381-1391.

De Jonge M., M. Eyckmans, R. Blust and L. Bervoets, 2011. Are accumulated sulfide-bound metals metabolically available in the benthic oligochaete *Tubifex tubifex*. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 3131-3137.

De Lange HJ, De Wit CCF, Harmsen J, Koelmans AA, 2006a. Nalevering van verontreinigende stoffen uit waterbodems, deelrapport A. Een literatuurstudie naar processen. Wageningen, Alterra, Alterra rapport 1404, ISSN 1566-7197.

De Lange HJ, Harmsen J, Koelmans AA, 2006b. Nalevering van verontreinigende stoffen uit waterbodems, deelrapport B. Beoordelingsstrategie om nalevering te meten. Wageningen, Alterra en Wageningen Universiteit, Alterra rapport 1405, ISSN 1566-7197.

Di Toro DM, Mahony JD, Hansen DJ, Scott KJ, Hicks MB, Mayr SM, Redmond MS, 1990. Toxicity of cadmium in sediments: the role of acid volatile sulfide. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9 (12): 1487-1502.

Di Toro DM, Mahony JD, Hansen DJ, Scott KJ, Carlson AR, Ankley GT, 1992. Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments. *Environmental Science & Technology*, 26, 96-101.

- ECHA. 2014. Principles for Environmental Risk Assessment of the Sediment Compartment: Proceedings of the Topical Scientific workshop. Editors: Tarazona JV, Versonnen B, Janssen C, De Laender F, Vangheluwe M and Knight D. Associated editors: Ape D, Burgess RM, Carere M, De Knecht J, Ddier L, Gwalik B, Karjalainen AM, Kukkonen J, Peijnenburg W, Pellizati F, Salvito D, Schlekot C, Sibley P, Simpson SL, Tyle H, Waeterschoot H and Weltje L. ECHA-14-R-13-EN
- Farley KJ, Rader KJ, Miller BE, 2008. Tableau Input Coupled Kinetics Equilibrium Transport (TICKET) model. Environ. Sci. Technol. 42, 838-844.
- Layton L, Klammler H, Hatfield K, Cho J, Newman M, Annable M, 2017. Development of a passive sensor for measuring vertical cumulative water and solute mass fluxes in lake sediments and streambeds. Advances in Water Resources 105: 1-12.
- Leonard EN, Mattson VR, Benoit DA, Hoke RA and Ankley GT, 1993. Seasonal variation of acid volatile sulfide concentration in sediment cores from three northeastern Minnesota lakes. Hydrobiologia 271, 87-95.
- Meulemans S, 2021. Risk assessment of historical metal contamination in the Diepteloop. With the focus on lead and antimony. Master dissertation UAntwerpen.
- Ministerie van Infrastructuur & Milieu – DG Water, 2010. Handreiking Beoordelen Waterbodems. 4 nov. 2010.
- OVAM 2020a. Waterbodem triggerwaarden voor verder onderzoek. Publicatiedatum 30.06.2020.
<https://ovam.vlaanderen.be/nl/w/waterbodem-triggerwaarden>
- OVAM 2020b. Onderzoek relatie waterbodem-oppervlaktewater, literatuurstudie. Publicatiedatum 31.12.2020
- OVAM, 2022 Onderzoek van waterbodem en oevers. Code van goede praktijk. Publicatiedatum: 03-02-2022.
- Ter Laak TL, Agbo SO, Barendregt A, Hermens JLM, 2006. Freely dissolved concentrations of PAHs in soil pore-water: Measurements via Solid Phase Extraction and consequences for soil tests. Environmental Science and Technology 40 (4), 1307-1313.
- Teunen L, Belpaire C, Dardenne F, Blust R, Covaci A, Bervoets L, 2020 Veldstudies naar monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2018: algemene trends en relaties. Universiteit Antwerpen (UA) in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Antwerpen, België, 99 blz.
- Vangheluwe M, (2005) Probabilistic assessment of copper bioavailability in sediments. Final report.
- Vink J, Joziassse J, Smedes F en Schipper C, 2010. De rol van waterbodem in de kwaliteit van oppervlaktewater. Platform H2O/3, 2010.

6 ANNEX

Annex: Prioritaire stoffen EU

[https://www.integraalwaterbeleid.be/nl/regelgeving/kaderrichtlijn-water/Officiële tekst DRL Prioritaire Stoffen.pdf](https://www.integraalwaterbeleid.be/nl/regelgeving/kaderrichtlijn-water/Officiële%20tekst%20DRL%20Prioritaire%20Stoffen.pdf)

Annex: MKN raadplegen via emis vito navigator : VLAREM II - bijlagen

- B.2.3.1 Basismilieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater

<https://navigator.emis.vito.be/detail?wold=10071>

- B.2.3.1 bis/1 Milieukwaliteitsnormen voor waterbodems

<https://navigator.emis.vito.be/detail?wold=35560>

- B.2.3.2 Milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater, bestemd voor drinkwaterproductie

<https://navigator.emis.vito.be/detail?wold=10072>

- B.2.3.3 Milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater met de bestemming zwemwater en beheer van de zwemwaterkwaliteit

<https://navigator.emis.vito.be/detail?wold=10073>

- B.2.3.4 Milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater met de bestemming viswater

<https://navigator.emis.vito.be/detail?wold=10074>

- B.2.3.5 Milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater, bestemd voor schelpdieren

<https://navigator.emis.vito.be/detail?wold=10075>