



Ministerie van Infrastructuur
en Waterstaat

Handboek Immissietoets

Versie: oktober 2019

Inhoud

Samenvatting	6
1 Inleiding	7
1.1 Inhoud.....	7
1.2 Plek immissietoets in algemene waterkwaliteitsaanpak.....	8
1.3 Relatie tot vergunningverlening en algemene regels	9
1.4 Doel en relatie tot de KRW	10
2 Uitwerking immissietoets voor puntbronnen	12
2.1 Toelichting bij schema	13
2.1.1 Toepassingsbereik	13
2.1.2 Definities en uitgangspunten	13
2.1.3 Locatie van de toetsing: de mengzone.....	13
2.1.4 De eisen waaraan getoetst wordt.....	14
2.2 Omvang van de lozing: de vracht die getoetst wordt.....	26
2.3 Toetsomstandigheden: worst-case-aanpak o.b.v. lage afvoer ...	27
2.4 Consequenties	28
2.5 Uitleg bij toetsstappen: van eenvoudig naar steeds uitgebreider	28
2.6 Het toetschema nader uitgewerkt	29
2.6.1 Stap 1 (effluenttoets).....	29
2.6.2 Stap 2 (triviaaltoets).....	29
2.6.3 Stap 3 (significantietoets).....	31
2.6.4 Stap 4 (normtoets)	32
2.6.5 Stap 5 (beoordeling op waterlichaamniveau).....	34
2.6.6 Stap 6 (plantoets).....	35
2.6.7 Aanvullende stap 7: beoordeling impact beschermde gebieden	37
2.7 Wat als niet voldaan wordt aan de immissietoets?	38
3 Bijzondere situaties	39
3.1 Toets bij storting in (half)open vergunningplichtige winputten...	39
3.1.1 Inleiding	39
3.1.2 Mengzone	40
3.2 Toets bij (vergunningplichtige) ingreep in de waterbodem	42
3.3 Relevante aspecten van wet- en regelgeving bij de waterbodemimmissietoets	43
3.3.1 Waterbodem is integraal onderdeel van het watersysteem ..	43

3.3.2	Milieukwaliteitseisen voor oppervlaktewater	43
3.3.3	Reikwijdte waterbodemmimmissietoets	44
3.3.4	Uitgangspunten voor de toetsing met waterbodemmimmissietoets.....	46
3.3.5	Afwenteling	48
3.3.6	Overeenkomsten en verschillen toetsing waterbodems en andere bronnen	48
3.4	Toepassing immissietoets bij indirecte lozingen en lozingen op rwzi	49
3.5	Complexe normen	50
3.5.1	Melamine	50
4	Informatievoorziening: rollen en verantwoordelijkheden	52
4.1	Inleiding.....	52
4.2	Delen van informatie: belang van vooroverleg	52
4.3	Benodigde informatie	53
4.3.1	algemeen.....	53
4.3.2	Informatieverstrekking in verband met waterwinlocaties voor drinkwaterbereiding	54
	BIJLAGEN	56
	Bijlage A: locatiespecifieke afweging	57
A.1	Hoe om te gaan met normen voor metalen?	58
A.2	tweedelijns-beoordeling voor metalen	58
A.2.1	Gebruik van BLM's (Biotic Ligand Models).....	59
A.2.2	Gebruik van achtergrondconcentraties	60
A.3.3	verdwynmechanismes van invloed op concentratie	61
	Bijlage B: vijf voorbeeldcases.....	62
	Case 1: lozing op rivier.....	62
	Case 2: indirecte lozing afbreekbare en niet afbreekbare stof.....	71
	Case 3: lozing (o.a. niet genormeerde stoffen) op rivier met benedenstrooms oeverinfiltratiepunt	76
	Case 4: lozing (o.a. niet genormeerde stoffen) op rivier met benedenstrooms oeverinfiltratiepunt	81
	Case 5: locatiespecifieke beoordeling van lozing.....	84
	Bijlage C: gebruik van het instrumentarium voor het planproces	89
	Inleiding	89
	Beleidsmatig kader voor het prioriteren	89
	Prioritering van stoffen	90
	Afbakening watersysteem	90
	Afwenteling	91

Prioritering van bronnen	91
Stappen.....	91
Prioriteringssysteem.....	92
Doorwerking prioritering stoffen en bronnen.....	94
Waterbeheerplan of waterprogramma.....	94
Bijlage D: webapplicatie immissietoets	95
Bijlage E: lijst van gebruikte afkortingen	98

Colofon

Uitgegeven door
Uitgevoerd door
Informatie
Datum

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat
Rijkswaterstaat
D. Bijstra
4 oktober 2019

Dit handboek geldt als een actualisatie van het in 2016 als BBT-document vastgestelde Handboek Immissietoets. Het is opgesteld door het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat met medewerking van de Vereniging van Energie, Milieu en Water (VEMW), Rijkswaterstaat, Waterschap Limburg, de Unie van Waterschappen (UvW), het Interprovinciaal overleg (IPO), de Vereniging van Rivierwaterbedrijven (RIWA) en de Vereniging van Waterbedrijven in Nederland (Vewin).

Samenvatting

De immissietoets is de laatste stap bij de beoordeling van een lozing. Deze beoordeling komt pas aan de orde nadat in een eerder stadium de Algemene BeoordelingsMethodiek (ABM) is doorlopen en indien de genomen maatregelen om een lozing te beperken kunnen worden aangemerkt als beste beschikbare techniek (BBT). De immissietoets – verplicht te gebruiken onder zowel het huidig recht als onder de Omgevingswet – beoordeelt of een lozing vanuit waterkwaliteitsoogpunt al dan niet acceptabel is.

In de immissietoets wordt invulling gegeven aan de doelstelling om de chemische en ecologische kwaliteit van watersystemen te beschermen en te verbeteren. De immissietoets draagt bij aan het verkrijgen van inzicht in het aandeel van een individuele (punt)lozing in de totale concentratie van een stof in het betreffende oppervlaktewaterlichaam en benedenstrooms. Met behulp van de immissietoets wordt beoordeeld of in de nabijheid van de lozing (op de grens van de mengzone) wordt voldaan aan de geldende waterkwaliteitsdoelstellingen. Aanvullend wordt beoordeeld of de lozing voldoet aan geldende doelen voor benedenstrooms gelegen beschermde gebieden, waaronder waterwinlocaties.

De immissietoets dient gebruikt te worden door de initiatiefnemer die voornemens is te lozen én door het bevoegd gezag bij het beoordelen van een aanvraag voor een lozingsvergunning, het stellen van maatwerkvoorschriften bij algemeen geregelde lozingen en eventuele handhaving op basis van de zorgplicht. Het gaat hierbij zowel om directe als om indirecte lozingen. De verantwoordelijkheid voor de data die worden gebruikt als invoer bij de beoordeling met de immissietoets ligt bij de initiatiefnemer.

1 Inleiding

1.1 Inhoud

De immissietoets is ontwikkeld ten behoeve van de uitvoering van het brongerichte emissiebeleid voor lozingen in oppervlaktewater. De immissietoets geeft invulling aan de doelstelling om de chemische en ecologische kwaliteit van watersystemen te beschermen en te verbeteren. De immissietoets draagt bij aan het verkrijgen van inzicht in het aandeel van een individuele (punt)lozing in de totale concentratie van een stof in het betreffende oppervlaktewaterlichaam en benedenstrooms.¹ Hierbij wordt van een puntlozing in oppervlaktewater beoordeeld of deze in lijn is met de maximaal toelaatbare hoeveelheid extra belasting daarvan. Dit wordt enerzijds bepaald op basis van de geloosde stoffen en de hoeveelheden daarvan en anderzijds op basis van de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater en de relevante normen die daarin gelden. Daarbij geldt dat deze effecten beoordeeld worden buiten de directe nabijheid van de lozing. Binnen de zone waarbinnen opmenging plaatsvindt van de geloosde stoffen met het ontvangende water, is het niet mogelijk een realistisch beeld te krijgen van de effecten van de lozing. Toetsing aan de normen vindt dan ook plaats op de rand van deze 'mengzone'. Binnen de mengzone mogen de milieukwaliteitseisen nog worden overschreden, daarbuiten niet.

Het voorliggende handboek beschrijft op welke wijze de immissietoets plaatsvindt. Het vormt daardoor een belangrijke component bij de beoordeling van de toelaatbaarheid van lozingen door het bevoegd gezag. Toepassing van de immissietoets kan ertoe leiden dat aanvullende voorwaarden aan de lozing gesteld moeten worden. Voor de concrete toepassing van de immissietoets is een rekenmodel ontwikkeld dat middels een webapplicatie zowel door alle overheden als door het bedrijfsleven kan worden toegepast.²

De structuur van dit Handboek is als volgt:

- In hoofdstuk 1 komen de verhouding tot de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW), de plek van de immissietoets in de algemene waterkwaliteitsaanpak en de verhouding tot vergunningverlening en algemene regels aan de orde.
- In hoofdstuk 2 wordt de hoofdcomponent van dit Handboek beschreven: de daadwerkelijke immissietoets. Daarbij is tevens aandacht voor de vraag hoe omgegaan wordt met niet-genormeerde stoffen en welke rol de bescherming van beschermde gebieden speelt in de beoordeling van puntlozingen.
- In hoofdstuk 3 wordt toepassing van de immissietoets beschreven voor enkele bijzondere situaties, onder meer de beoordeling van indirecte lozingen, het storten van baggerspecie in (half)open winputten en de toetsing van ingrepen in de waterbodem, mogelijk leidend tot negatieve beïnvloeding van de waterkwaliteit.
- In hoofdstuk 4 staat de verantwoordelijkheidsverdeling tussen initiatiefnemer en bevoegd gezag centraal bij de informatievoorziening om deze toets te kunnen uitvoeren. De algemene strekking van dit hoofdstuk is de verplichting voor de initiatiefnemer om de benodigde gegevens aan te leveren en de taak voor het bevoegd gezag om die gegevens te toetsen.

¹ NB: het Handboek gaat niet over lozingen in grondwater.

² <https://www.immissietoets.nl/#version=nl-nl> of www.immissietoets.nl. Voor de belangrijkste rijkswateren zijn invoerdata m.b.t. het watersysteem (afvoer, breedte, diepte, gelaagdheid, stroomsnelheden etc.) opgenomen in een database die is gekoppeld aan de webapplicatie. Tevens kan voor zoete stromende wateren gebruik worden gemaakt van een Excel-tool (zie www.helpdeskwater.nl).

1.2 Plek immissietoets in algemene waterkwaliteitsaanpak

De in dit handboek beschreven beoordeling van de toelaatbaarheid van lozingen vindt plaats binnen het algemene waterkwaliteitsbeleid. Dit beleid bestaat uit een drietal elementen, die achtereenvolgens als toetsstappen bij de beoordeling van een lozing aan bod komen.³ De immissietoets vormt het sluitstuk van de beoordeling van lozingen.

- **Toetsstap 1 - Bronaanpak:** hierbij ligt het accent op preventie, het voorkómen dat bepaalde stoffen via afvalwater in het oppervlaktewater worden geloosd. In deze stap van de toetsing van een lozing wordt ten eerste beoordeeld welke stoffen vanuit waterkwaliteitsoogpunt toelaatbaar zijn in het te beoordelen (productie)proces en of gebruikte stoffen vervangen kunnen worden door andere, minder schadelijke stoffen (substitutie). Ten tweede wordt beoordeeld in welke mate het toelaatbaar is dat deze stoffen terecht komen in het te lozen afvalwater; hierbij wordt onder meer nagegaan of door het aanpassen van processen contact van deze stoffen met water vermeden kan worden en of deze stoffen eventueel hergebruikt kunnen worden. Bij beide beoordelingen wordt erop toegezien dat ten minste de beste beschikbare technieken (BBT) worden toegepast. Na het doorlopen van deze stap blijft een zo klein mogelijke afvalwaterstroom over die zo weinig mogelijk milieubelastend is.
- **Toetsstap 2 - Minimalisatie:** in deze stap van de toetsing van een lozing wordt beoordeeld in welke mate zuivering van de afvalwaterstroom noodzakelijk is voordat deze in het oppervlaktewater geloosd wordt. Ook bij deze beoordeling wordt erop toegezien dat ten minste de beste beschikbare technieken worden toegepast. Eventuele in wet- en regelgeving van toepassing zijnde emissiegrenswaarden worden hierbij in acht genomen.
- **Toetsstap 3 - Immissietoets:** in deze stap van de toetsing van een lozing wordt beoordeeld of vanuit waterkwaliteitsoogpunt een nog verdergaande bronaanpak en/of zuivering nodig is dan volgt uit de eerste twee toetsstappen. Dit wordt bepaald op basis van de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater waarop geloosd wordt en de relevante normen die daarvoor gelden. Uit deze toetsstap kan volgen dat het nodig is technieken toe te passen die nog meer bescherming bieden dan de beste beschikbare technieken.

De eerste twee toetsstappen komen aan de orde in het document Algemene Beoordelings-Methodiek (ABM). Hiermee wordt de waterbezwaarlijkheid van alle geloosde stoffen vastgesteld, waarna de daarbij horende saneringsinspanning wordt bepaald. Naar aanleiding van toepassing van de ABM kan blijken dat een stof een zeer zorgwekkende stof (ZZS) is. In dat geval wordt extra aandacht gegeven aan het terugdringen van de lozing van de stof.

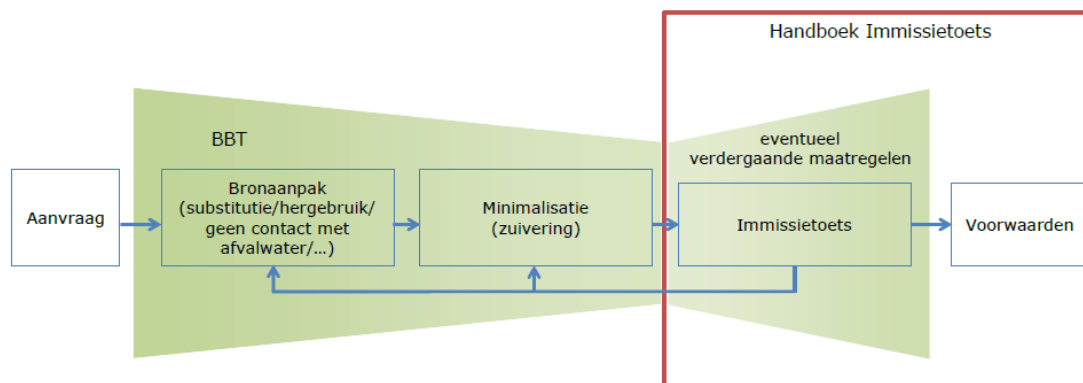
Immissietoets

Na het doorlopen van deze toetsstappen blijft een afvalwaterstroom over waarvan de toelaatbaarheid nog beoordeeld moet worden in het licht van de kwaliteit van het oppervlaktewaterlichaam waarop geloosd wordt en de daarvoor geldende normen. Het Handboek Immissietoets is evident van toepassing op deze laatste toetsstap, maar kan ook leiden tot een terugkoppeling naar de eerdere stappen van bronaanpak en minimalisatie.

³ De eerste twee stappen zijn afkomstig uit het nationale emissiebeleid, zoals dat destijds verwoord was in de vierde Nota waterhuishouding. In deze nota wordt dit aangeduid als de 'ketenbenadering': preventie, hergebruik en verwerking (zuivering). De elementen preventie en hergebruik zijn oorspronkelijk afkomstig uit de zogenoemde 'Ladder van Lansink' (motie Lansink c.s., *Kamerstukken II* 1979/80, 15800, XVII, nr. 21). De laatste stap in de beoordeling van afvalwaterlozingen – de immissietoets – is later als sluitstuk toegevoegd aan het toetschema naar aanleiding van de effectgerichte benadering die opgang deed onder de KRW.

Wanneer de afvalwaterstroom, ook na toepassing van de beste beschikbare technieken en de bijpassende aanvaardbare beheersingsmaatregelen, nog niet aanvaardbaar is in het licht van de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater, dienen aanvullende bron- en/of zuiveringsmaatregelen te worden toegepast om de lozing te kunnen toestaan. Dit is grafisch weergegeven in de volgende figuur:

Figuur 1.1: plek Handboek Immissietoets in algemene waterkwaliteitsaanpak



Tot slot wordt opgemerkt dat niet *alle* aspecten van een puntlozing aan de orde komen in dit handboek. De immissietoets dient voor de beoordeling van de effecten van *stoffen*; voor de beoordeling van de effecten die de *temperatuur* van een puntlozing heeft, wordt verwezen naar de ‘Beoordelingssystematiek Warmtelozingen’.

1.3 Relatie tot vergunningverlening en algemene regels

Het Handboek Immissietoets is van toepassing op directe en indirecte puntlozingen in oppervlaktewater⁴, het storten van baggerspecie in (half)open winputten en ingrepen in de waterbodem die als een lozing te kwalificeren zijn, waarbij de effecten van deze handelingen (met uitzondering van temperatureffecten) beoordeeld worden, ook benedenstrooms van het betreffende oppervlaktewaterlichaam. Hierbij maakt het voor de toepasselijkheid van het Handboek niet uit of deze handelingen plaatsvinden in KRW-oppervlaktewaterlichamen of niet.

In bovenstaande situaties wordt het Handboek Immissietoets gebruikt door de initiatiefnemer die voornemens is te lozen én door het bevoegd gezag⁵ bij:

1. (de beoordeling van) vergunningaanvragen voor vergunningplichtige lozingen,⁶
2. (de beoordeling van) een verzoek om verruimend maatwerk bij lozingen die onder algemene regels vallen en
3. de ambtshalve beoordeling of bij algemeen geregelde lozingen verscherpend maatwerk nodig is, of dat handhaving op basis van de zorgplicht nodig is.

Het gaat hierbij zowel om directe als om indirecte lozingen. Het Handboek kan overigens ook in voorkomende gevallen gebruikt worden voor de beoordeling van andere waterkwaliteits-handelingen.

⁴ Indirecte lozingen zijn lozingen op de riolering die vervolgens uitstromen op oppervlaktewater; directe lozingen zijn lozingen in oppervlaktewater zonder deze tussenstap. Bij puntlozingen is de specifieke plek bekend vanwaar geloosd wordt, dit in tegenstelling tot zogenoemde diffuse lozingen.

⁵ In de regel zal dit de waterbeheerder zijn. Bij indirecte lozingen gaat het om het bevoegd gezag op grond van de Wabo dan wel (onder Omgevingswet) het Omgevingsbesluit.

⁶ Toepassing van het Handboek is ook mogelijk bij de ambtshalve beslissing een vergunning te wijzigen of in te trekken.

Toepassing van dit Handboek in de bovenbeschreven gevallen verzekert dat op geen enkel moment achteruitgang van de toestand in de zin van de KRW plaatsvindt. Voor vergunningplichtige lozingen vindt toepassing van de immissietoets plaats bij iedere beoordeling van de lozing door het bevoegd gezag. Voor handelingen die onder algemene regels vallen, geldt dat die regels zelf zodanig zijn dat activiteiten die conform de regels plaatsvinden in het algemeen borgen dat er geen achteruitgang plaatsvindt. Mocht het bevoegd gezag in een concreet geval naar aanleiding van een melding anders oordelen, dan kan een maatwerkvoorschrift gesteld worden en daarbij wordt de immissietoets alsnog doorlopen. Hetzelfde geldt wanneer een aanvraag wordt gedaan om verruimend maatwerk.

1.4 Doel en relatie tot de KRW

Zoals gezegd geeft dit Handboek invulling aan de bescherming en verbetering van de chemische en ecologische kwaliteit van oppervlaktewaterlichamen door te bepalen of de belasting die een puntlozing veroorzaakt in lijn is met de maximaal toelaatbare hoeveelheid extra belasting op het oppervlaktewater. Daarmee wordt tevens invulling gegeven aan de doelstellingen van de Kaderrichtlijn Water.⁷

Tot deze KRW-doelstellingen behoren onder meer het bereiken van een goede chemische en ecologische toestand in alle oppervlaktewaterlichamen van de Europese Unie, het voorkomen van achteruitgang van de toestand van deze oppervlaktewaterlichamen en het voorkomen van de achteruitgang van de kwaliteit van oppervlaktewaterlichamen die zijn aangewezen ten behoeve van de onttrekking van voor menselijke consumptie bestemd water. Uit deze doelstellingen vloeit voor lidstaten de verplichting voort om individuele lozingen te toetsen aan het voorkomen van achteruitgang van de toestand⁸ en aan het niet in gevaar brengen van het tijdig bereiken van een goede toestand. Lidstaten moeten goedkeuring onthouden aan projecten die hier niet aan voldoen, behalve wanneer een terecht beroep wordt gedaan op een van de mogelijkheden die de KRW biedt tot fasering of doelverlaging.⁹

Hierbij geldt dat sprake is van achteruitgang van de toestand zodra een kwaliteitselement in een slechtere toestandklasse vervalt. Voor kwaliteitselementen die zich reeds in de laagste toestandklasse bevinden, is geen enkele verdere verslechtering toegestaan voor dat kwaliteitselement.¹⁰ Dit Handboek geeft invulling aan deze verplichting door in KRW-oppervlaktewaterlichamen op deze aspecten te toetsen.

De goede chemische toestand van KRW-oppervlaktewaterlichamen is uitgedrukt in milieukwaliteitseisen (MKE's) die aangeven wat de maximaal aanvaardbare concentraties zijn van prioritaire stoffen op de monitoringspunten in die waterlichamen. Met de immissietoets worden puntlozingen lokaal getoetst op de rand van de mengzone en de concentratie mag daar de geldende MKE's niet overschrijden. Dit betekent dat dit in de praktijk ook nooit tot een overschrijding van de MKE op het KRW-monitoringpunt kan leiden. In afwijking van het bovenstaande is een overschrijding van de MKE echter wel toegestaan, indien in het beheerplan¹¹ dat ziet op het betreffende oppervlaktewaterlichaam, positieve KRW-maatregelen zijn opgenomen die maken dat aan het einde van de betreffende planperiode toch een goede oppervlaktewatertoestand bereikt zal zijn, of

⁷ Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid, *Pb. EG L 327*, 2000, p. 1-73.

⁸ NB: dit betreft *niet* afzonderlijk het voorkomen van achteruitgang van de kwaliteit van oppervlaktewaterlichamen die zijn aangewezen ten behoeve van de onttrekking van voor menselijke consumptie bestemd water, maar uitsluitend het algemenere achteruitgangsverbod van art. 4 lid 1 sub a onder i KRW.

⁹ Arrest van het Hof van Justitie van de Europese Unie van 1 juli 2015 in zaak C-461/13, ECLI:EU:C:2015:433 (Weser).

¹⁰ Zie de vorige noot.

¹¹ Onder de Omgevingswet moet hier gelezen worden: 'waterprogramma'.

indien daarin voor het betreffende waterlichaam van een KRW-uitzonderingsbepaling gebruik gemaakt wordt. Hiermee is gegarandeerd dat een lozing nooit het tijdig bereiken van een goede chemische toestand in gevaar brengt. Op deze wijze werkt het effectgerichte beleid (in de vorm van MKE's) dus weliswaar in zekere mate door in het brongerichte beleid, maar is er tegelijkertijd de mogelijkheid om positieve planmaatregelen, of in het plan opgenomen beroepen op fasering of doelverlaging, mee te wegen.

Voor chemische waterkwaliteit is hiermee tevens gegarandeerd dat de betreffende lozing niet in strijd komt met het verbod op achteruitgang van de toestand. Per prioritaire stof mag immers de lozing niet leiden tot een situatie waarin niet aan de MKE is voldaan, waar dat zonder de lozing wel het geval was. Desondanks wordt ook nog aanvullend op het monitoringpunt voor elke lozing expliciet beoordeeld of achteruitgang plaatsvindt. Voor situaties waarin de achtergrondconcentratie in het waterlichaam al boven de MKE ligt (en dus naar analogie met de ecologische waterkwaliteit sprake is van een 'slechte toestand') eist dit Handboek dat een lozing niet tot een aantoonbare verhoging op het monitoringpunt mag leiden, waarmee gegarandeerd is dat geen enkele verdere verslechtering geconstateerd kan worden.

Toepassing van het Handboek Immissietoets voorziet – naast voorkomen van achteruitgang van de chemische toestand – tevens in het voorkomen van achteruitgang voor biologische kwaliteitselementen door lozingen, omdat getoetst wordt aan enkele fysisch-chemische kwaliteitselementen en aan stoffen die relevant zijn voor de biologische kwaliteitselementen ('specifieke verontreinigende stoffen' genoemd).¹² Het begrip 'stoffen' is hier ruim gedefinieerd en omvat naast toxische stoffen ook nutriënten.

Bovenstaande redeneerlijn is relevant voor de waterlichamen die zijn opgenomen als KRW-waterlichamen in de stroomgebiedsbeheersplannen. Het Handboek Immissietoets wordt evenwel niet slechts gebruikt in die waterlichamen, maar voor de beoordeling van de toelaatbaarheid van lozingen in *alle* oppervlaktewaterlichamen; ook in die waterlichamen wordt onverkort het in het volgende hoofdstuk weergegeven toetsingskader toegepast. Naast een toets op de KRW-doelen worden met de immissietoets immers ook lokale effecten beoordeeld, die ongeacht de invloed op het behalen van KRW-doelstellingen van belang zijn voor het waterkwaliteitsbeheer.¹³ Het Handboek Immissietoets is dan ook al sinds jaar en dag tevens relevant voor andere stoffen dan die welke uit de KRW voortvloeien. Bij het uitoefenen van taken en bevoegdheden met betrekking tot het waterkwaliteitsbeheer van de overige waterlichamen, vormen deze normen tevens het vertrekpunt voor het maken van afwegingen over de toelaatbaarheid van puntlozingen.

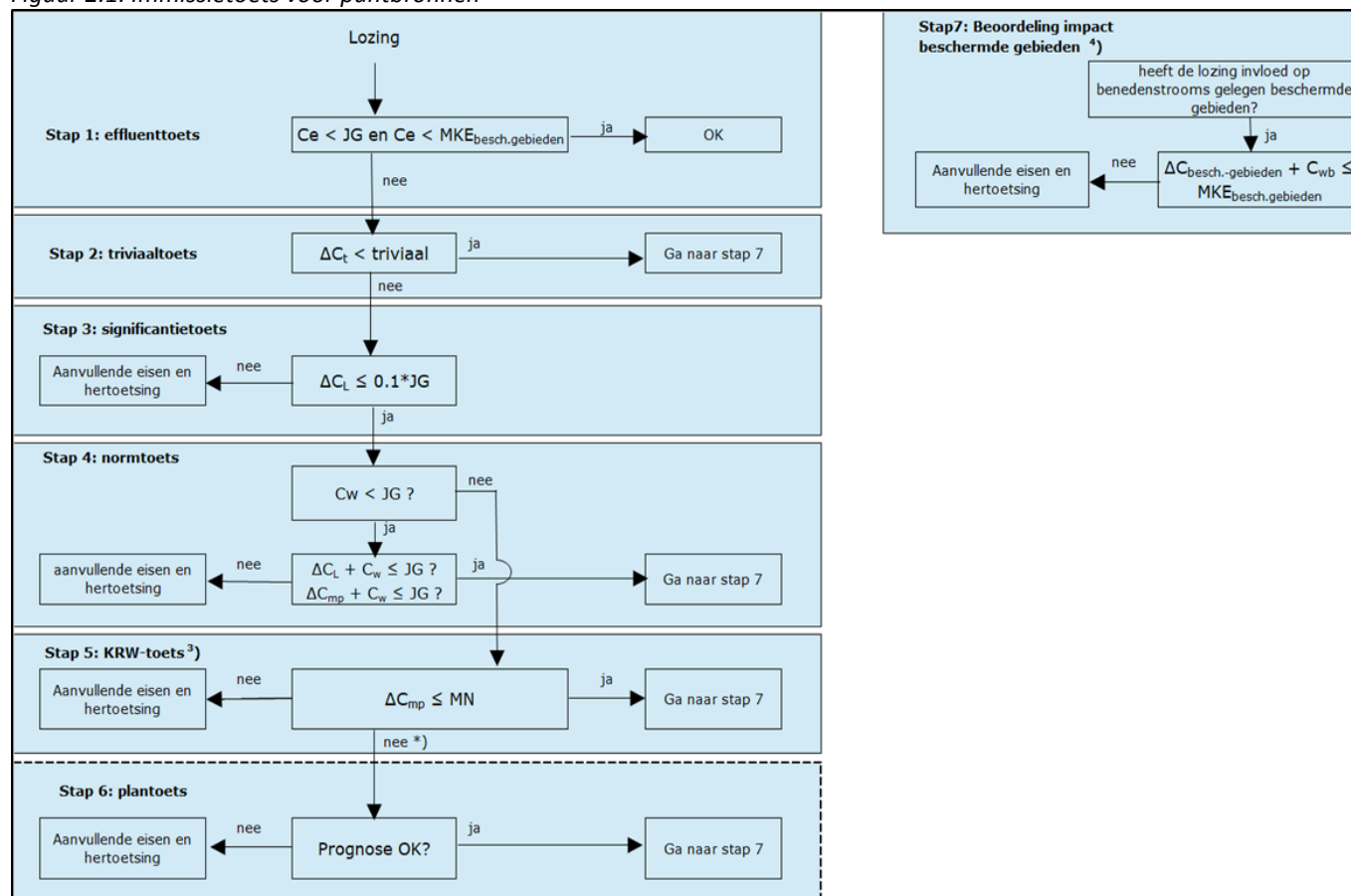
¹² Bedacht moet worden dat voor een aantal stoffen die mede bepalend zijn voor de ecologische toestand, andere getalswaarden kunnen zijn afgeleid dan die gelden voor de natuurlijke watertypen. Dat is dan gebeurd omdat de waterlichamen in kwestie de status 'sterk veranderd' of 'kunstmatig' hebben en er een 'goed ecologische potentieel' is afgeleid.

¹³ De oorspronkelijke versie van de immissietoets uit 2000 trad immers in werking vóór het van kracht worden van de KRW.

2 Uitwerking immisietoets voor puntbronnen

In onderstaande figuur is het volledige toetschema versimpeld weergegeven. De verschillende stappen worden in de volgende paragrafen nader uitgewerkt en toegelicht. Het is belangrijk deze toelichtende tekst te lezen in verband met de nuancerings op de toetsstappen die niet in het schema zijn opgenomen.

Figuur 2.1: Immisietoets voor puntbronnen



1) Deze benadering geldt altijd voor alle prioritare stoffen. RWS volgt deze benadering ook voor de beoordeling van lozingen op overige stoffen.

2) Voor overige stoffen kan voor lozingen op wateren van beperkte omvang soms (gemotiveerd) worden afgeweken en wordt toetsing uitgevoerd op het monitoringspunt.

3) Deze beoordeling vindt plaats o.b.v. gemiddelde afvoer. Alle overige stappen zijn o.b.v. maatgevende lage afvoer.

4) Het gaat hier o.a. om waterwinlocaties, zwemwaterlocaties, schelpdierwater, Natura 2000 gebieden en benedenstrooms gebieden waarvoor een scherpere normering kan gelden (bijv. overgangswater).

*) Het gaat hier om een keuze die het BG kan maken indien daar goede argumenten voor zijn. Het BG moet wel kunnen aanpakken dat doelen in de volgende planperiode ook daadwerkelijk kunnen worden gehaald.

Waarin:

C_e = concentratie van de te lozen stof in de lozing (effluent)

JG = Jaargemiddelde Milieukwaliteits (JG-MKE)

ΔC_t = de concentratie van de te lozen stof na volledige menging

triviaal = de triviale concentratieverhoging in procenten

ΔC_L = de concentratie van de te lozen stof na (al dan niet gedeeltelijke) menging op afstand L

ΔC_{mp} = de concentratie van de te lozen stof na menging op het monitoringspunt in het waterlichaam (berekend als volledige menging)

C_w = de concentratie bovenstrooms van de lozing

C_{wb} = de concentratie ter plaatse van het beschermde gebied

MN = meetnauwkeurigheid

2.1 Toelichting bij schema

2.1.1 Toepassingsbereik

Het uitgangspunt voor het uitvoeren van de immissietoets is dat de Algemene BeoordelingsMethodiek (ABM) op de lozing is toegepast en dat hiermee door het bevoegd gezag is vastgesteld dat bij de lozing de beste beschikbare technieken worden toegepast.

Het Handboek Immissietoets wordt vervolgens toegepast op alle stoffen die conform de ABM beoordeeld zijn op hun waterbezwaarlijkheid en waarvoor een overeenkomstige saneringsinspanning is bepaald. Toepassing van de immissietoets vindt ook plaats op de afbraakproducten waarvan bekend is dat deze kunnen voorkomen met toepassing van de bij de saneringsinspanning behorende zuiveringstechnieken.

2.1.2 Definities en uitgangspunten

In deze paragraaf wordt nader ingegaan op de uitgangspunten van de immissietoets en de definities van de begrippen die hierbij worden gehanteerd. Daarbij staat voorop dat de in een lozing aanwezige stoffen getoetst worden aan milieukwaliteitseisen (MKE's). Deze geven aan wat de maximaal aanvaardbare concentraties zijn van bepaalde stoffen op de monitoringspunten in een ontvangend oppervlaktewaterlichaam. Naast MKE's zijn er overige stofconcentraties waaraan lozingen getoetst worden. Die worden in de rest van dit Handboek aangeduid als 'normen' of 'eisen'. Daarmee wordt bedoeld dat de lozing getoetst wordt aan die concentratie op een daarbij aangegeven punt, zonder dat er voor de waterbeheerder een specifieke wettelijke verplichting is om die concentratie ook in het oppervlaktewater te bewerkstelligen. Toetsen aan deze normen is niettemin van belang omdat bij overschrijding hiervan (lokaal) nadelige effecten voor de ecologie en de beschermde gebieden (bijv. waterwinlocaties) kunnen optreden. Zie paragraaf 2.1.4.6 voor de omgang met te lozen stoffen waarvoor nog geen norm beschikbaar is.

2.1.3 Locatie van de toetsing: de mengzone

In de immissietoets worden lozingen getoetst aan onder meer MKE's; deze geven aan wat de maximaal aanvaardbare concentraties zijn van bepaalde stoffen op de monitoringspunten in een ontvangend oppervlaktewaterlichaam. In de regel vindt een lozing echter niet rechtstreeks op een monitoringspunt plaats.

De in een lozing aanwezige stoffen vermengen zich in de directe omgeving van het lozingspunt met het oppervlaktewater waarop geloosd wordt. Deze in omvang gelimiteerde zone wordt de 'mengzone' genoemd. Binnen de mengzone mogen de MKE's nog worden overschreden, daarbuiten niet.¹⁴ Toetsing aan de waterkwaliteitsdoelstellingen vindt dan ook plaats op de rand van deze mengzone. Met criteria voor de verhoging van de concentratie van een stof op de rand van de mengzone wordt tevens de verhoging van de concentratie in het watersysteem beperkt.

De omvang van de mengzone is afhankelijk van de dimensies van het ontvangende water, van de MKE waaraan getoetst wordt en van de aanwezigheid van beschermde gebieden. In de volgende paragraaf wordt per MKE aangegeven wat de omvang van de mengzone precies is. Daarbij is van belang te beseffen dat de locatie van de mengzone ten opzichte van het lozingspunt afhankelijk kan zijn van de in het ontvangende water aanwezige stroming. Bij getijdenbeweging en bij situaties met in de tijd zowel positieve als negatieve afvoeren

¹⁴ Zie artikel 4 van de Europese Richtlijn Prioritaire Stoffen (Richtlijn 2008/105/EG van het Europees Parlement en de Raad van 16 december 2008 inzake milieukwaliteitsnormen op het gebied van het waterbeleid tot wijziging en vervolgens intrekking van de Richtlijnen 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG en 86/280/EEG van de Raad, en tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG; *Pb. EG* 2008, L 348/84, p. 84-97).

verdeelt de mengzone zich naar verhouding van de af- en aanvoerdebieten beneden- en bovenstrooms rond het lozingspunt. Er wordt niet alleen op de mengzone getoetst, voor beschermde gebieden wordt op een andere locatie getoetst, zie paragraaf 2.1.4.4 (beschermde gebieden).

2.1.4 De eisen waaraan getoetst wordt

Voor verschillende stofgroepen zijn er verschillende concentraties waaraan in de immissietoets getoetst wordt. Hieronder wordt aangegeven welke eisen er zijn voor prioritaire stoffen, voor stoffen die relevant zijn voor de ecologische toestand of het ecologisch potentieel en voor overige genormeerde stoffen. Ten slotte wordt ingegaan op eisen aan lozingen in beschermde gebieden.

2.1.4.1 Eisen aan prioritaire stoffen

De KRW en de Richtlijn Prioritaire Stoffen kennen een lijst stoffen, die prioriteit hebben gekregen voor maatregelen op Europees niveau: 'prioritaire stoffen' genoemd. De goede chemische toestand van KRW-oppervlaktewaterlichamen is uitgedrukt in MKE's voor deze prioritaire stoffen. Voor deze categorie stoffen bestaan er twee soorten MKE's:¹⁵

- 1) MKE's uitgedrukt als jaargemiddelde concentratie (JG-MKE): op elk representatief monitoringspunt in het waterlichaam mag het rekenkundig gemiddelde van alle gemeten totale concentraties in het volledige watermonster van alle isomeren (indien van toepassing) van die stof deze MKE niet overschrijden.
- 2) MKE's uitgedrukt als maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKE): op elk representatief monitoringspunt in het waterlichaam mag geen enkele gemeten totale concentratie in het volledige watermonster deze MKE overschrijden.

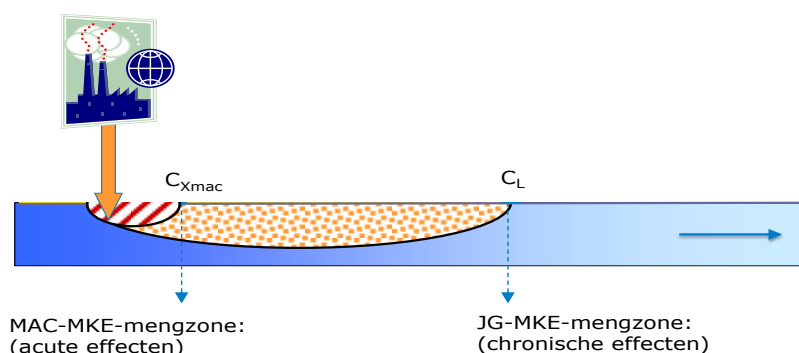
Boven een concentratie van MAC-MKE kunnen acute effecten optreden; boven de JG-MKE kunnen chronische effecten optreden. Om acute effecten in het ontvangende water als gevolg van een lozing te allen tijde te voorkomen is de omvang van de MAC-mengzone kleiner dan de JG-mengzone. De concentratie waarboven acute effecten kunnen optreden, is doorgaans immers veel hoger dan die waarbij chronische effecten kunnen optreden.

Voor lineaire watersystemen mag de lengte van de MAC-mengzone nooit groter zijn dan 0.25 maal de breedte van het watersysteem met een maximum van 25 meter en voor meren mag de lengte van de MAC-mengzone niet groter zijn dan 0.0065 maal de diameter van het meer, eveneens met een maximum van 25 meter. De JG-mengzone mag voor lineaire watersystemen niet groter zijn dan een lengte van 10 maal de breedte van het watersysteem met een maximum van 1000 meter. Voor meren mag de lengte van de JG-mengzone niet groter zijn dan 0.25 maal de diameter van het meer met een maximum van 1000 meter.

Het bovenstaande is hieronder schematisch weergegeven.

¹⁵ Wanneer er geen MAC-MKE is, worden de JG-MKE-waarden verondersteld bescherming te bieden tegen kortdurende verontreinigingspieken in continue lozingen, aangezien deze aanzienlijk lager zijn dan de op basis van de acute toxiciteit afgeleide waarde.

Figuur 2.2: relatie acute en chronische effecten als gevolg van een lozing



NB: Zie voor de bescherming van specifieke beschermde gebieden paragraaf 2.1.4.4.

De MKE's waaraan op de rand van mengzone getoetst wordt, zijn opgenomen in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Onder de Omgevingswet zijn deze eisen opgenomen in het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl). In de immisietoets wordt iedere prioritair stof die geloosd wordt, getoetst aan de in deze besluiten opgenomen MKE's voor die stof.

Naast een toets aan de bovenbeschreven MKE's, worden prioritair stoffen in KRW-waterlichamen getoetst op achteruitgang van de toestand. Voor de chemische toestand valt een achteruitgang in toestandsklasse samen met een overgang van een situatie waarin sprake is van een goede toestand (waarbij dus aan de MKE voor die stof is voldaan) naar een situatie waarin geen sprake is van een goede toestand (waarbij dus niet aan de MKE voor die stof is voldaan). Op het monitoringspunt wordt de chemische toestand getoetst aan de MKE voor die stof. In de praktijk betekent dit dus eenzelfde toets aan het bereiken van de MKE, zoals hierboven beschreven.

Hoewel niet direct vanuit Europa voorgeschreven voor een toetsing aan de KRW-doelstellingen, worden in de immisietoets ook in andere dan de KRW-waterlichamen lozingen van prioritair stoffen getoetst aan de MKE's. Naast een toets op de KRW-doelen worden met de immisietoets immers ook lokale effecten beoordeeld, die ongeacht de invloed op het behalen van KRW-doelstellingen van belang zijn voor het waterkwaliteitsbeheer. Daarnaast is het zo dat, door afstroming en uitwatering naar de grotere wateren en uiteindelijk de KRW-waterlichamen, het halen van de KRW-doelstellingen ook bijna altijd mede beïnvloed wordt door de waterkwaliteit die in deze andere wateren wordt gerealiseerd. Een overschrijding van de MKE's vormt dan ook tevens in de andere waterlichamen het vertrekpunt voor het maken van afwegingen omtrent de toelaatbaarheid van puntlozingen.

Als aparte stofgroepen worden hiernaast nog onderscheiden de prioritair gevaarlijke stoffen en de zeer zorgwekkende stoffen. De prioritair gevaarlijke stoffen vormen een deelverzameling van de prioritair stoffen en kennen daarmee ook hun eigen JG-MKE's en MAC-MKE's. Er zijn hiernaast geen aanvullende eisen waaraan deze stoffen getoetst worden in de immisietoets; de specifieke aanpak van prioritair gevaarlijke stoffen vindt plaats in het

brongerichte waterkwaliteitsbeleid. De zeer zorgwekkende stoffen (ZZS) vormen een aparte verzameling stoffen die een overlap vertonen met de prioritaire stoffen, in die zin dat alle prioritaire gevaarlijke stoffen tevens ZZS zijn. Er zijn daarnaast echter ook ZZS die geen prioritaire stof zijn. Hoewel ZZS gezien worden als de meest gevaarlijke stoffen voor mens en milieu – omdat ze bijvoorbeeld kankerverwekkend zijn, zich ophopen in het milieu, niet of slecht afbreekbaar zijn, erfelijke schade veroorzaken of schadelijk zijn voor de voortplanting – worden ook deze stoffen niet aan extra eisen getoetst in de immissietoets. Wel is het zo, dat in een eerdere stap in het beoordelingsproces van lozingen (namelijk bij toepassing van de ABM) deze stoffen als zodanig geïdentificeerd worden en aan een (preventieve) aanpak onderhevig zijn, gericht op het voorkomen dat deze stoffen in de leefomgeving terecht komen.

De EU heeft ruimte gegeven om voor metalen bij de toestandsbeoordeling rekening te houden met biologische beschikbaarheid of natuurlijke achtergrondconcentraties.¹⁶ Uitvoeren van zowel correctie voor biologische beschikbaarheid als achtergrondconcentratie bij dezelfde beoordeling wordt uitgesloten. De invulling van de mogelijkheid om te corrigeren voor biologische beschikbaarheid wordt vooralsnog aan de lidstaten overgelaten. Methoden voor correctie voor biologische beschikbaarheid zijn vooralsnog alleen operationeel voor zware metalen, niet voor organische stoffen. Voor de uitvoering van de methodieken en implementatie in wettelijke kaders wordt binnenkort een Europese richtlijn gepubliceerd.¹⁷ In Nederland kan de waterbeheerder voor deze correctie voor biobeschikbaarheid voor vier metalen gebruik maken van de BLM-systematiek (Biotic Ligand Model, zie bijlage A). Voor een aantal andere metalen¹⁸ vindt een correctie op basis van natuurlijke achtergrondconcentraties plaats. Cadmium vormt een uitzondering. Hiervoor is door de KRW aanvullend een correctiemethodiek gegeven op basis van hardheid (CaCO₃ concentratie). Toetsing aan de KRW-doelen op waterlichaamniveau vindt in Nederland sinds 2015 voor de metalen Cu, Pb, Zn en Ni plaats aan de hand van de BLM-systematiek. Jaarlijks worden de BLM's voor deze metalen per waterlichaam berekend.

2.1.4.2 Eisen aan stoffen relevant voor de ecologische toestand of potentieel

Specifieke verontreinigende stoffen

De aanwezigheid van stoffen is ook relevant voor de ecologische toestand en het ecologisch potentieel van een waterlichaam. Deze stoffen worden 'specifieke verontreinigende stoffen' genoemd.¹⁹ Voor de zogenoemde 'natuurlijke waterlichamen' geldt dat voor een goede ecologische toestand noodzakelijk is dat van deze stoffen geen hogere concentratie voorkomt dan de daarvoor geldende monitoringsindicatoren (tevens uitgedrukt in jaargemiddelde en maximale concentraties).²⁰ Voor de sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen (98% van alle oppervlaktewaterlichamen valt binnen één van deze twee categorieën) geldt eveneens dat aan deze concentraties voldaan moet zijn om te voldoen aan het goed ecologisch potentieel. Bij de lozing van deze specifiek verontreinigende stoffen wordt in de immissietoets dus op de rand van de mengzone aan deze concentraties getoetst. Hierbij is de omvang van de mengzone gelijk aan wat hierover in de vorige paragraaf is vermeld. Ook voor deze stoffen geldt bovendien dat ook in andere dan de KRW-waterlichamen aan deze concentraties getoetst wordt.

¹⁶ Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards; CIS guidance 27, EC 2011.

¹⁷ Guidance on the Implementation of Bioavailability-based EQS for Metals. EC 2019 (in prep).

¹⁸ Voor metalen waarvoor de norm is gebaseerd op ecologie en niet op doorvergiftiging of humane visconsumptie.

¹⁹ Ook wel 'overige relevante stoffen' genoemd.

²⁰ Er zijn per stof twee verschillende sets indicatoren: een voor landoppervlaktewateren en een voor andere oppervlaktewateren.

De concentraties voor specifieke verontreinigende stoffen zijn opgenomen in de bijlage bij de Regeling monitoring kaderrichtlijn water en in de zogenoemde 'KRW-maatlatten' opgesteld door de Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA) en bereikbaar via <http://krw.stowa.nl>. Onder de Omgevingswet zijn deze concentraties opgenomen in het Besluit kwaliteit leefomgeving.

Hier is evenwel van belang dat – in tegenstelling tot de MKE's die de chemische toestand bepalen – de concentraties voor specifieke verontreinigende stoffen kunnen verschillen per oppervlaktewaterlichaam en daarmee kunnen afwijken van de landelijke concentraties voor specifieke verontreinigende stoffen. Deze afwijkende concentraties zijn dan opgenomen in de factsheets van het betreffende oppervlaktewaterlichaam.²¹ Bovendien kunnen in deze factsheets voor *aanvullende* parameters concentratie-eisen zijn vastgesteld. Bij lozingen in oppervlaktewaterlichamen met afwijkende/aanvullende concentraties, wordt in de immissietoets op de rand van de mengzone aan deze concentraties getoetst.

Wanneer in een *benedenstrooms* oppervlaktewaterlichaam voor specifieke verontreinigende stoffen strengere/aanvullende concentratie-eisen gelden dan in het oppervlaktewater-lichaam waarop geloosd wordt, dient in de immissietoets aanvullend ook aan die strengere concentratie-eisen getoetst te worden. In deze gevallen is de mengzone gelijk aan de afstand van het lozingspunt tot het dichtstbijzijnde punt waar de strengere concentratie-eisen gelden.

Ook voor specifieke verontreinigende stoffen geldt dat een toets op het verbod van achteruitgang in de praktijk neerkomt op dezelfde toets als hierboven beschreven. Voor de specifieke verontreinigende stoffen geldt dus dat deze in de immissietoets alleen aan de daarvoor geldende concentraties getoetst worden.

Fysisch-chemische kwaliteitselementen

Naast de specifieke verontreinigende stoffen zijn ook de fysisch-chemische kwaliteitselementen relevant voor de biologische toestand/potentieel. De biologische kwaliteitselementen (fytoplankton, overige waterflora, macrofauna, vissen) zijn namelijk in zekere mate afhankelijk van die kwaliteitselementen. Het gaat dan om de volgende kwaliteitselementen: temperatuur, zuurstofbalans, pH (zuurgraad), zuurneutraliserend vermogen en zoutgehalte. Een toetsing aan het kwaliteitselement temperatuur maakt geen onderdeel uit van dit handboek, maar is aan de orde bij een beoordeling middels de 'Beoordelingssystematiek Warmtelozingen'. Een toetsing aan de parameters zuurstofbalans en zuurneutraliserend vermogen maakt geen onderdeel uit van dit handboek, omdat die toetsing een geheel andere methodiek kent dan de immissietoets. Deze toetsing zal door het bevoegd gezag zelf moeten worden uitgevoerd. Dit kan bijvoorbeeld worden beschreven in een eigen beleidskader, zoals het Toetsingskader waterkwaliteit van het Beheer- en ontwikkelplan voor de rijkswateren.²²

Voor nutriënten en zoutgehalte geldt dat het ook gaat om een toetsing van in de lozing aanwezige stoffen (namelijk N, P en Cl) aan MKE's. Ook voor deze stoffen vindt een toets plaats op de rand van de mengzone. De relevante MKE's zijn in dit geval opgenomen in het STOWA-rapport Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027²³ (indien het gaat om een natuurlijk waterlichaamtype) en in

²¹ Te vinden op www.waterkwaliteitsportaal.nl.

²² Onder de Omgevingswet komt deze planfiguur niet apart terug, maar wordt onderdeel van het Nationaal waterprogramma.

²³ Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027, STOWA rapportnummer 2018-49.

het betreffende beheerplan of (onder de Ow) water(beheer)programma (indien het gaat om een kunstmatig of sterk veranderd waterlichaamtype).

Voor het kwaliteitselement pH (zuurgraad) gaat het niet om het toetsen van in de lozing aanwezige individuele stoffen, maar om het toetsen van een eigenschap van het afvalwater (namelijk zuurgraad) als geheel. De norm voor pH is locatiespecifiek. Doorgaans wordt per waterlichaam een toelaatbare range voor de pH afgeleid. De pH van de lozing wordt op de rand van de mengzone getoetst aan de norm voor pH in het betreffende waterlichaam. De norm voor pH is in dit geval opgenomen in het STOWA-rapport Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027 (indien het gaat om een natuurlijk waterlichaamtype) en in brondocumenten in het betreffende beheerplan / water(beheer)programma (indien het gaat om een kunstmatig of sterk veranderd waterlichaamtype).

Om die toets uit te kunnen voeren is het nodig de verdunningsfactor te kennen die optreedt bij het afvalwater. Dit gebeurt met de onderstaande formule:

Met de eerder genoemde webapplicatie kan de verdunningsfactor voor pH worden doorgerekend.

pH-L (op afstand L) = $-\log(10^{-\text{pH-a}} + (10^{-\text{pH-loz}} - 10^{-\text{pH-a}})/F\text{-verdunning})$ (I)
pOH-L (op afstand L) = $-\log(10^{-\text{pOH-a}} + (10^{-\text{pOH-loz}} - 10^{-\text{pOH-a}})/F\text{-verdunning})$ (II)
met:
pH-a = de achtergrond pH (zuurgraad) in oppervlaktewater niet beïnvloed door de lozing;
pOH-a = de achtergrond alkaliteit pOH in oppervlaktewater niet beïnvloed door de lozing;
pH-loz = de pH (zuurgraad) van de lozing;
pOH-loz = de alkaliteit pOH van de lozing;
F-verdunning = de verdunningsfactor als gevolg van de lozing op afstand L af te leiden met behulp van de webapplicatie

Met de webapplicatie kan de verdunningsfactor voor een willekeurige lozing worden doorgerekend. De verdunningsfactor $F_{\text{verdunning}}$ is alleen afhankelijk van het lozingsdebiet en het afvoerdebiet van het waterlichaam.

Een lozing met een bepaalde zuurgraad lost naast H^+ -ionen ook OH^- -ionen. Voor de meeste wateren geldt dat de pH doorgaans moet liggen binnen een bepaalde range. Deze waarden zijn voor de meeste waterlichamen vastgelegd in brondocumenten waarnaar wordt verwezen in het betreffende water(beheer)programma (indien het gaat om een kunstmatig of sterk veranderd waterlichaamtype). Voor een lozing met een hoge pH ten opzichte van de zuurgraad van het ontvangende water moet worden getoetst aan de bovengrens van de toelaatbare pH-range voor het waterlichaam. In feite gaat het dan om toetsing van de pOH (formule II). Voor een lozing met een lagere pH in dan de zuurgraad van het ontvangende water moet worden getoetst aan de ondergrens van de toelaatbare range (formule I).

Vanwege de grote invloed van het bufferende vermogen van een watersysteem en menging zullen lokale pH-veranderingen als gevolg van een lozing buiten de mengzone snel afnemen en zijn op het monitoringspunt doorgaans niet meer detecteerbaar. Het is derhalve zeer

lastig om het effect van een individuele lozing door te vertalen in een cumulatief effect op waterlichaam niveau. Bij de significantietoets moet de concentratietoename worden vergeleken met het MKE. In dit geval is niet sprake van één norm maar een concentratierange waaraan moet worden voldaan. Tezamen met de grote verdwijnsnelheid als gevolg van buffering heeft dit als consequentie dat de significantietoets als criterium voor beoordeling van de invloed van een lozing op de zuurgraad minder geschikt is. De normtoets op de rand van de mengzone dient daarentegen wel plaatsvinden.

Voor sommige parameters, bijvoorbeeld ammonium-N, is ook de zuurgraad (pH) van belang voor de hoogte van de norm. Dit betekent dat, om te kunnen bepalen of wordt voldaan aan de norm voor ammonium-N, ook informatie over de hoogte van de pH op de rand van de mengzone beschikbaar moet zijn.

2.1.4.3 Toetsing van overige (genormeerde) stoffen

Voor andere stoffen dan de prioritaire of de specifieke verontreinigende stoffen zijn in veel gevallen ook normen beschikbaar. Voor een deel zijn dit de zogenoemde 'indicatieve normen'. De afleiding van indicatieve normen is gebaseerd op dezelfde methode als de afleiding van een JG-MKE's, maar met een minder uitvoerig literatuuronderzoek naar de toxiciteitsgegevens. Deze indicatieve normen zijn te vinden op www.rivm.nl onder 'Risico's van stoffen'.

Voor in de lozing voorkomende stoffen waarvoor indicatieve normen beschikbaar zijn, vindt in de immissietoets toetsing aan die normen in eerste instantie plaats op de rand van de mengzone, waarbij deze dezelfde omvang heeft als die van de mengzone voor prioritaire stoffen. De immissietoets biedt evenwel ook de optie deze toetsing op waterlichaamniveau uit te voeren (zie paragraaf 2.6.5). Daarnaast dient ook een immissietoets uitgevoerd te worden voor overige in de lozing voorkomende stoffen zonder indicatieve norm, waarvan aannemelijk is dat ze negatieve effecten hebben op de chemische of ecologische waterkwaliteit, of op de maatschappelijke functies van de betrokken watersystemen. In die gevallen dient echter eerst een norm afgeleid te worden, alvorens de immissietoets doorlopen kan worden. Zonder norm waaraan getoetst wordt, is uitvoering van de immissietoets immers onmogelijk.

Indien toxiciteitsdata voorhanden zijn, is normaflleiding bijvoorbeeld mogelijk met behulp van veiligheidsfactoren. Opties hoe te handelen in geval van niet genormeerde stoffen zijn nader uitgewerkt in paragraaf 2.1.4.6.

2.1.4.4 Eisen die voortvloeien uit beschermde gebieden

Naast de basisdoelstellingen uit de KRW van het bereiken van een goede chemische en ecologische toestand/goed ecologisch potentieel en het voorkomen van achteruitgang van de toestand, kunnen in een waterlichaam specifieke beschermde functies aanwezig zijn, waaruit aanvullende of scherpere doelstellingen voort (kunnen) komen. Dat betreft dan functies die betrekking hebben op drinkwater, zwemwater, schelpdierwater en Natura 2000-gebieden. In die gevallen wordt aanvullend ook aan die eisen getoetst, maar enkel op de dichtstbijzijnde plek waar die eisen gelden. Tevens wordt getoetst wat de invloed van de lozing is in de situatie waarbij voor een benedenstrooms gelegen waterlichaam strengere gebiedsgebonden waterkwaliteitsdoelstellingen gelden.²⁴ Zodra een lozing een effect op die doelstellingen kan hebben, dient daarmee rekening te worden gehouden.²⁵ NB: het betreft

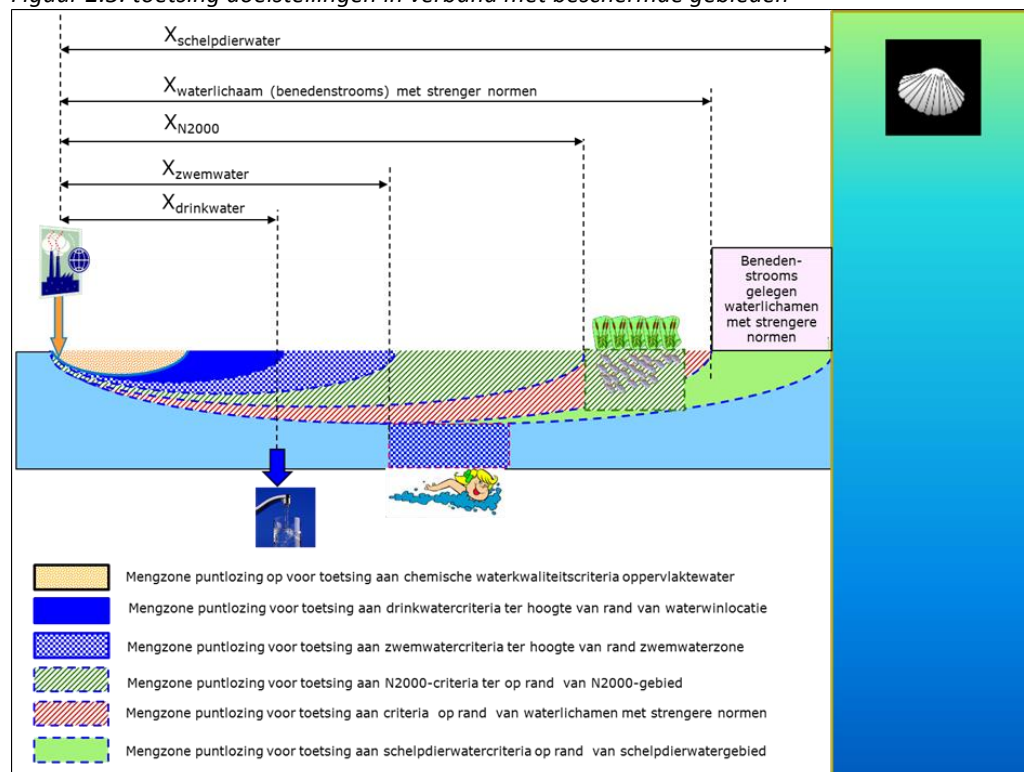
²⁴ Bijvoorbeeld overgangswateren waarvoor voor N strengere normen gelden dan voor niet overgangswateren.

²⁵ NB: dit is ook zo indien de lozing plaatsvindt in een ander waterlichaam dan waar de beschermde functie voorkomt, maar wel effect op die functie heeft.

hier een toetsing die *aanvullend* is op de toetsing aan de in de vorige paragrafen beschreven MKE's.

Waar de toetsing aan deze doelstellingen plaatsvindt, is weergegeven in figuur 2.3. Deze doelen zijn alleen van invloed op de beoordeling indien de doelstellingen behorende bij beschermde gebieden of gebiedsgebonden doelstellingen strenger zijn dan geldende waterkwaliteitsdoelstellingen voor het waterlichaam waarop wordt geloosd.

Figuur 2.3: toetsing doelstellingen in verband met beschermde gebieden



Indien de afstand tot de dichtstbijzijnde locatie waar deze aanvullende eisen gelden groter is dan de afstand tot het dichtstbijzijnde benedenstrooms gelegen monitoringpunt of wanneer de locatie van toetsing zich bevindt in een ander waterlichaam, wordt voor de beoordeling uitgegaan van volledige menging.

Waterwinlocaties

Voor water bestemd voor menselijke consumptie gelden aanvullende MKE's, naast de hierboven beschreven MKE's. Deze MKE's gelden – in tegenstelling tot de voorgaande MKE's – echter niet op de monitoringpunten in de KRW-oppervlaktewaterlichamen, maar enkel op de waterwinlocatie: het onttrekkingspunt van oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de bereiding van drinkwater (of de locatie van de oeverwinning).²⁶ Deze MKE's voor waterwinlocaties zijn eveneens opgenomen in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Onder de Omgevingswet zijn deze eisen opgenomen in het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl).

Daarnaast kunnen in de lozing stoffen aanwezig zijn waarvoor geen MKE aanwezig is, maar die wel antropogeen van aard zijn. Voor deze stoffen geldt, op grond van het Drinkwaterbesluit en de Drinkwaterregeling, een signaleringsparameter van 1 ug/l. Deze

²⁶ Op een waterwinlocatie kunnen ook *meerdere* onttrekkingspunten aanwezig zijn. In dat geval wordt getoetst op het dichtstbijzijnde onttrekkingspunt.

parameter borgt dat er op korte termijn voldoende zicht is op de risico's van opkomende stoffen. Hoe moet worden omgegaan met een overschrijding van de signaleringsparameter door het bevoegd gezag staat omschreven in paragraaf 2.1.4.6. Bij overschrijding van de signaleringsparameter melden de drinkwaterbedrijven dit bij de Inspectie voor Leef-omgeving en Transport (ILT). Drinkwaterbedrijven dragen de zorg voor het onderzoeken van de aard van de stof, hoeveel van de stof zich in het oppervlaktewater bevindt, en of er een risico is voor de volksgezondheid. Signaleringsparameters hebben hierbij dus een poortwachtersfunctie.

Rond elke waterwinlocatie is een beschermingszone²⁷ aangewezen. Dit kan door verschillende bestuursorganen gedaan worden (bijvoorbeeld door de minister of door een provincie). Een beschermingszone is een speciaal, ruimtelijk omgrensd gebied, waarin met het oog op de bescherming van de waterkwaliteit bepaalde beperkingen gelden. Het instellen van beschermingszones voor oppervlaktewater kent momenteel geen wettelijke regulering en heeft dan ook geen harde juridische gevolgen. Veeleer geeft de beschermingszone uitdrukking aan beleid dat het overheidsorgaan dat de beschermingszone heeft ingesteld,²⁸ ter plekke hanteert ter bescherming van de drinkwatervoorziening.

Bij de beoordeling van een lozing dient gekeken te worden of deze in overeenstemming is met de maatschappelijke functies van de betrokken watersystemen. Wanneer in het betreffende watersysteem een waterwinlocatie aanwezig is, heeft dat watersysteem mede de drinkwatervoorziening als functie²⁹ en wanneer de getoetste lozing invloed heeft op die waterwinlocatie, dienen de effecten daarop in deze immissietoets gewogen te worden. NB: dit kan dus ook een oppervlaktewaterlichaam benedenstrooms van het oppervlaktewaterlichaam betreffen waarop geloosd wordt.

In de immissietoets wordt concreet als volgt omgegaan met de drinkwaterfunctie:

- De afstand tussen het lozingspunt en het dichtstbijzijnde onttrekkingspunt moet ten minste gelijk zijn aan de grootte van de JG-mengzone zoals beschreven in paragraaf 2.1.3.³⁰
- Op het dichtstbijzijnde onttrekkingspunt vindt toetsing aan de MKE's voor waterwinlocaties plaats.
- Wanneer het lozingspunt zich in een beschermingszone bevindt, wordt een vergunningvoorschrift opgenomen dan wel een maatwerkvoorschrift gesteld waarin de lozer verplicht wordt bij calamiteiten terstond de aangewezen instanties in te lichten.

Tot slot wordt hier wederom verwezen naar paragraaf 2.1.4.6 waar wordt beschreven op welke wijze rekening gehouden moet worden met waterwinlocaties als er geen MKE beschikbaar is.

Zwemwater

In zwemlocaties in het oppervlaktewater³¹ geldt dat de waterkwaliteit ten minste

²⁷ Ook wel calamiteitenzone genoemd.

²⁸ Beschermingszones worden in de regel opgenomen in water(beheer)plannen/programma's.

²⁹ Voor zover althans deze waterwinlocatie ook als zodanig in het betreffende water(beheer)plan/waterprogramma is opgenomen.

³⁰ Hiermee is gegarandeerd dat het oppervlaktewater dat wordt ingenomen voor de productie van drinkwater in elk geval voldoet aan de eisen van art. 4 KRW.

³¹ Ook wel 'zwemwater' genoemd: elk oppervlaktewater waar, naar verwachting van gedeputeerde staten, een groot aantal mensen zal zwemmen, en waar zwemmen niet permanent verboden is of waarvoor geen permanent negatief zwemadvies bestaat (art. 1 lid 3 van de Zwemwaterrichtlijn).

‘aanvaardbaar’ moet zijn in de zin van de Zwemwaterrichtlijn.³² Deze zwemlocaties worden door de provincies aangewezen en zijn te vinden op www.zwemwater.nl. Vanuit het oogpunt van de immissietoets is vooral relevant dat het water ten minste moet voldoen aan de eisen gesteld in kolom D van bijlage I bij de Zwemwaterrichtlijn; het gaat hier om bacteriële parameters.

Bij de beoordeling van een lozing dient gekeken te worden of deze in overeenstemming is met de maatschappelijke functies van de betrokken watersystemen. Wanneer in het betreffende watersysteem een zwemwaterlocatie aanwezig is, heeft dat watersysteem mede zwemmen als functie en wanneer de getoetste lozing invloed heeft op de waterkwaliteit in de zwemlocatie, dienen de effecten daarop in deze immissietoets gewogen te worden. NB: dit kan dus ook een oppervlaktewaterlichaam betreffen benedenstrooms van het oppervlaktewaterlichaam waarop geloosd wordt.

In de immissietoets wordt concreet als volgt omgegaan met de zwemwaterfunctie:

- De afstand tussen het lozingspunt en het dichtstbijzijnde punt van de zwemlocatie moet ten minste gelijk zijn aan de grootte van de JG-mengzone zoals beschreven in paragraaf 2.1.3.
- Op het dichtstbijzijnde punt van de zwemlocatie vindt toetsing aan de bacteriële parameters uit de zwemwaterregelgeving plaats.

Schelpdierwater

Voor oppervlaktewaterlichamen die in het nationaal waterplan/programma zijn aangewezen als schelpdierwater, geldt dat in schelpdieren geen bacteriële besmetting aanwezig mag zijn in een mate die schadelijk kan zijn voor de volksgezondheid. Om dit te operationaliseren is in het Protocol voor monitoring en toetsing schelpdierwateren (onderdeel van het KRW-monitoringprogramma)³³ een indicator opgenomen die concretiseert wanneer sprake is van bacteriële besmetting: E.coli. Deze indicator wordt echter gemeten in biota; er is geen waternorm beschikbaar.

Bij de beoordeling van een lozing dient gekeken te worden of deze in overeenstemming is met de maatschappelijke functies van de betrokken watersystemen. Wanneer in het betreffende watersysteem een schelpdiergebied aanwezig is, heeft dat watersysteem mede schelpdierwater als functie en wanneer de getoetste lozing invloed heeft op de waterkwaliteit in het schelpdiergebied, dienen de effecten daarop in deze immissietoets gewogen te worden. NB: dit kan dus ook een oppervlaktewaterlichaam betreffen benedenstrooms van het oppervlaktewaterlichaam waarop geloosd wordt.

Omdat er – anders dan bij de andere beschermde gebieden – geen MKE in water bestaat waaraan getoetst kan worden, dient door het bevoegd gezag ad hoc afgewogen te worden op welke wijze getoetst wordt aan het voorkómen van bacteriële besmetting van schelpdieren en aan het anderszins beschermen van de schelpdierwaterfunctie.

Instandhoudingsdoelen Natura 2000-gebieden

Gebiedsgerichte natuurbescherming vindt plaats middels het zogenoemde Natura-2000 netwerk, een Europees netwerk van natuurgebieden waarin belangrijke flora en fauna voorkomen. Natura 2000-gebieden worden ingesteld via een aanwijzingsbesluit en per

³² Richtlijn 2006/7/EG van het Europees Parlement en de Raad van 15 februari 2006 betreffende het beheer van de zwemwaterkwaliteit en tot intrekking van Richtlijn 76/160/EEG, *Pb. EG* 2006, L64, p. 37-51.

³³ Zie Besluit van de Minister van Infrastructuur en Milieu, van 9 november 2015, nr. IENM/BSK-2015/214893, tot wijziging van het Besluit vaststelling monitoringsprogramma kaderrichtlijn water, *Stcrt.* 2015, 38397.

Natura 2000-gebied bevat een beheerplan de zogenoemde instandhoudingsdoelstellingen. Dit zijn doelen waarmee het duurzaam voortbestaan van de desbetreffende soorten en/of habitats omschreven wordt. De instandhoudingsdoelstellingen van Natura 2000-gebieden kunnen gevolgen hebben voor de eisen die moeten worden gesteld aan de chemische en ecologische waterkwaliteit.

Bij de beoordeling van een lozing dient nagegaan te worden of deze in overeenstemming is met de maatschappelijke functies van de betrokken watersystemen. Wanneer in het betreffende watersysteem een Natura 2000-gebied aanwezig is, heeft dat watersysteem mede de functie Natura-2000 gebied en wanneer de getoetste lozing invloed heeft op de waterkwaliteit in het Natura 2000-gebied, dienen de effecten daarop in deze immissietoets gewogen te worden. Wanneer in het aanwijzingsbesluit of in het beheerplan dus een eis is gesteld aan de waterkwaliteit, moet de waterbeheerder aan deze norm toetsen bij het nemen van besluiten met betrekking tot lozingen die invloed hebben op het betreffende natuurgebied. NB: dit kan dus ook een oppervlaktewaterlichaam betreffen benedenstrooms van het oppervlaktewaterlichaam waarop geloosd wordt.

In de immissietoets wordt concreet als volgt omgegaan met de functie natuur: Wanneer de lozing een Natura 2000-gebied kan bereiken en in het betreffende aanwijzingsbesluit of beheerplan voor een te lozen stof een MKE is opgenomen die strenger is dan de hierboven en in de vorige paragrafen beschreven MKE's, dan wordt aan die MKE getoetst op het dichtstbijzijnde punt van dat Natura 2000-gebied.

De toetsing voor de KRW en watervergunningen strekt zich voor het overige niet uit tot toetsing op specifieke te beschermen soorten. Voor de toetsing aan dergelijke specifieke eisen is de waterbeheerder niet het bevoegd gezag; dat zal in de procedure van het bevoegd gezag voor de natuurbescherming moeten plaatsvinden. Deze procedure staat nagenoeg geheel los van de toetsing aan de chemische en ecologische toestand van het oppervlaktewaterlichaam.

2.1.4.5 Efficiënt omgaan met informatie

Verzameling van informatie met betrekking tot de effecten van *alle* te lozen stoffen hoort tot de verantwoordelijkheid van de aanvrager van een vergunning. Dit betekent echter niet dat een immissietoets voor alle stoffen uitgevoerd moet worden, als op andere wijze al aangetoond kan worden dat voor die stoffen de immissietoets sowieso positief zou uitpakken. Uit oogpunt van efficiëntie wordt geadviseerd om bij de beoordeling met behulp van de immissietoets de geloosde stoffen te rangschikken op waterbezwaarlijkheid op basis van de ratio C_{lozing}/MKE en te beginnen met de beoordeling van de meest waterbezwaarlijke stof. Indien een stof voldoet aan de immissietoets zullen de stoffen met een lagere ratio en een achtergrondconcentratie $< 0,9 * MKE$ automatisch ook voldoen.

2.1.4.6 Wat als er géén norm beschikbaar is voor een te lozen stof?

Wanneer er geen norm beschikbaar is, kan er feitelijk geen immissietoets worden uitgevoerd. Het uitvoeren hiervan is echter wel noodzakelijk, tenzij met voldoende zekerheid aangetoond kan worden dat dit niet nodig is. Voor alle stoffen waarvan aannemelijk is dat ze negatieve effecten hebben op de chemische of ecologische waterkwaliteit, of op de maatschappelijke functies van de betrokken watersystemen is normafleiding nodig (zie paragraaf 2.1.4.3). Bij de bescherming van maatschappelijke functies van watersystemen tegen de risico's van ongenormeerde stoffen is met name de openbare drinkwatervoorziening van belang. Hieronder wordt eerst ingegaan op de te volgen procedure in het kader van de bescherming van de openbare drinkwatervoorziening

en vervolgens op de bescherming van de algemene chemische en ecologische waterkwaliteit.

Procedure bescherming van de openbare drinkwatervoorziening

In figuur 2.4 is zichtbaar voor welke stoffen normafleiding nodig is, in het bijzonder ook daar waar het waterwinlocaties betreft ('toets waterwinlocaties').

Indien voor een te lozen stof geen norm beschikbaar is, en deze stof in significante concentraties op een waterwinlocatie terecht kan komen, kan dit een risico vormen voor de openbare drinkwatervoorziening. Om invulling te geven aan de bescherming van de maatschappelijke functie drinkwatervoorziening van de betreffende oppervlaktewaterlichamen waarin de te lozen stof terecht komt, moet dit risico voldoende worden beheerst.

Hiertoe wordt voor niet-genormeerde stoffen eerst door de aanvrager bij alle benedenstroomse waterwinlocaties onderzocht of de voorgenomen lozing daar leidt tot een concentratie die gelijk is aan of groter dan de signaleringsparameter van 1 µg/l. Deze beoordeling kan worden uitgevoerd met de webapplicatie bij de immissietoets. Deze parameter geldt voor drinkwaterbedrijven conform het Drinkwaterbesluit en de Drinkwaterregeling en heeft als doel om de aanwezigheid van 'overige antropogene stoffen' (dat wil zeggen: niet in het Drinkwaterbesluit of de Drinkwaterregeling specifiek genormeerde stoffen, die wel een bedreiging voor de drinkwatervoorziening zouden kunnen zijn) te kunnen signaleren en tijdig onderzoek te starten naar de potentiële gevolgen van die stoffen voor de volksgezondheid. Een overschrijding van deze signaleringsparameter betekent niet per definitie een gezondheidkundig risico, maar houdt in dat nader onderzoek gedaan moet worden. Een concentratie van < 1 µg/l is gezondheidkundig een veilige waarde voor het overgrote deel van de stoffen uit deze categorie³⁴ en daarmee wordt voldoende invulling gegeven aan de bescherming van de drinkwaterfunctie van het ontvangende oppervlaktewater tegen de voorgenomen lozing. In dat geval kan voor de betreffende stof geconcludeerd worden dat die in de voorgenomen hoeveelheid geloosd kan worden en hoeft geen verdere immissietoets te worden uitgevoerd. Normafleiding is voor die stof dan ook niet nodig.

NB: In sommige gevallen kunnen stoffeigenschappen van stoffen, bijvoorbeeld als de structuurformule van een stof gelijkenis vertoont met andere risicovolle stoffen, zoals bijvoorbeeld GenX en PFOA, toch aanleiding geven om het RIVM te benaderen voor nader onderzoek met betrekking tot de gezondheidkundige risico's van de stof. Dit kan ook het geval zijn indien de concentratie ter hoogte van het innamepunt kleiner is dan 1 µg/l.

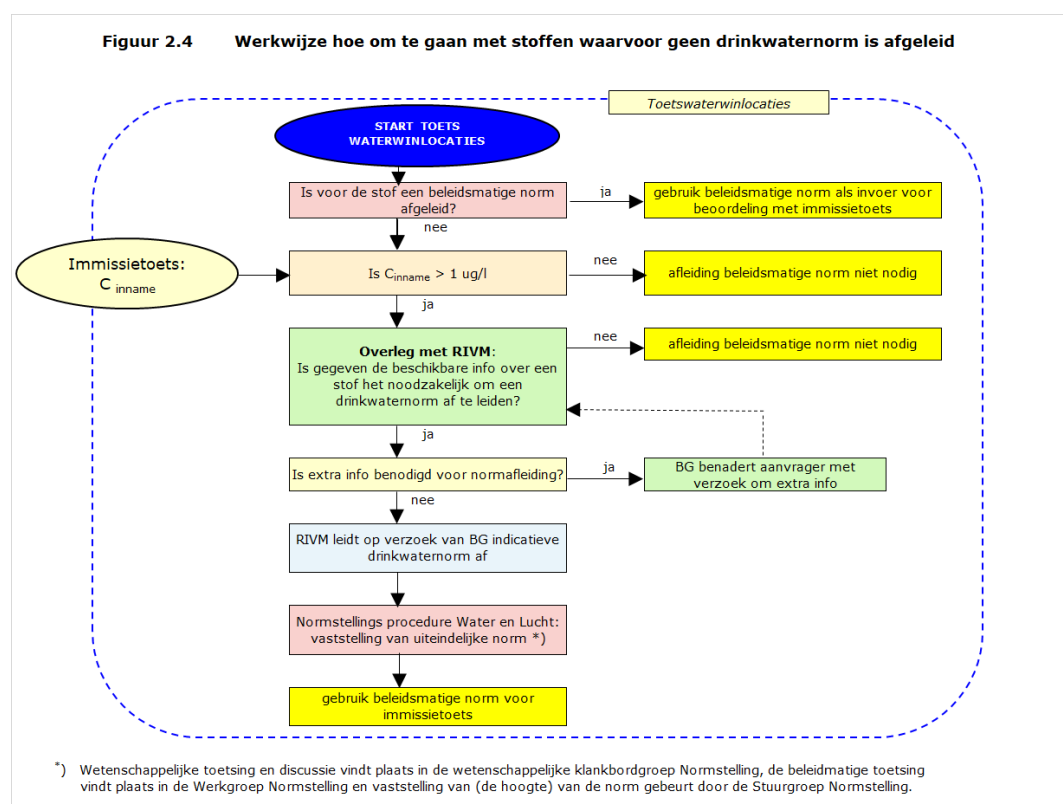
Wanneer deze signaleringsparameter op een waterwinlocatie echter wel wordt overschreden is een risico voor de drinkwatervoorziening niet uitgesloten en is er mogelijk aanleiding om een norm af te leiden waarmee de immissietoets doorlopen wordt. In dit geval wordt eerst gekeken of het op basis van de op dat moment bekende stoffeigenschappen nodig is om een norm af te leiden. Hiertoe vraagt het bevoegd gezag aan het RIVM of op basis van de bekende stoffeigenschappen kan worden uitgesloten dat de stof een risico vormt voor de drinkwatervoorziening. Kan het RIVM dit op basis van de bekende stoffeigenschappen niet uitsluiten, dan vraagt het bevoegd gezag aan het RIVM om voor deze stof een waarde af te leiden ter borging van de drinkwatervoorziening. De door het RIVM afgeleide gezondheidkundige waarde wordt vervolgens vastgesteld in de normstellingsprocedure Water en Lucht. Hierbij doorloopt de door het RIVM geadviseerde waarde een

³⁴ Evaluatie signaleringsparameter nieuwe stoffen drinkwaterbeleid RIVM Rapport 2017-0091 N.G.F.M. van der Aa et al. (2017).

wetenschappelijke klankbordgroep en een beleidsmatige werkgroep, voordat de norm wordt vastgesteld door de Stuurgroep Normstelling.³⁵ De resulterende norm wordt aangeduid als een beleidsmatige norm, te vinden op de website 'Risico's van Stoffen'.³⁶ Vervolgens wordt de immissietoets uitgevoerd met de beleidsmatige norm op de waterwinlocatie (stap 'beschermde gebieden', zie paragraaf 2.6.7) en met de oppervlaktewaternorm op de rand van de JG-mengzone (significantietoets).

Bij indirecte lozingen wordt bij de bepaling of de signaleringsparameter van 1 µg/l overschreden wordt, rekening gehouden met de verdunningsfactor en het zuiveringsrendement (zie paragraaf 3.4).

De aanvrager moet bij deze procedure de benodigde informatie met betrekking tot stoffeigenschaften, inclusief humane toxiciteit, aanleveren aan het bevoegd gezag zodat het RIVM deze kan gebruiken.³⁷



Procedure bescherming van de algemene chemische en ecologische waterkwaliteit bij ongenormeerde stoffen

Indien er geen sprake is van een overschrijding van de signaleringsparameter op benedenstrooms gelegen waterwinlocaties, moet nog beoordeeld worden of de lozing van de betreffende niet-genormeerde stof acceptabel is voor de algemene chemische en ecologische oppervlaktewaterkwaliteit.

³⁵ De Stuurgroep Normstelling komt normaliter 4-jaarlijks bijeen en in urgente situaties kan het voorkomen dat het bevoegd gezag genoodzaakt is een waarde te hanteren voordat deze is vastgesteld. Daarop volgt, zodra vaststelling in de Stuurgroep heeft plaatsgevonden, altijd een check of dit nog vraagt om bijstelling.

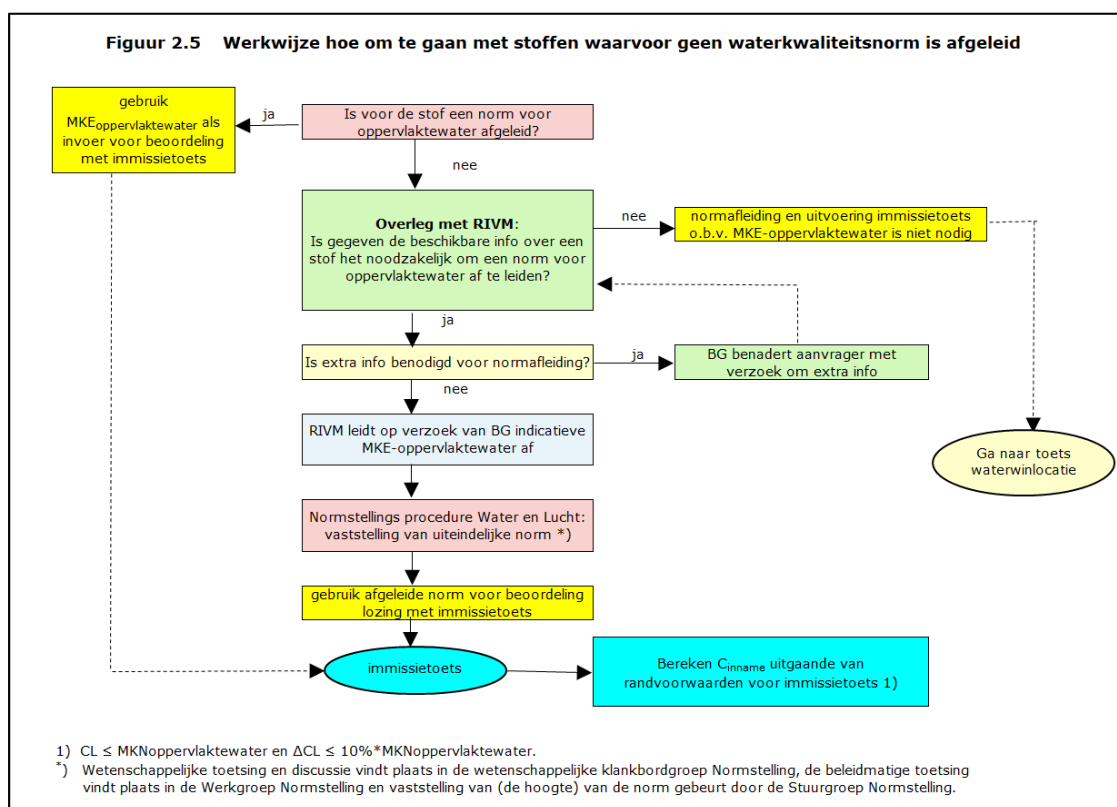
³⁶ Ook moet het RIVM beoordelen of de lozing van de betreffende niet-genormeerde stof acceptabel is voor de algemene chemische en ecologische oppervlaktewaterkwaliteit, zie tekst onder figuur 2.4.

³⁷ Een groot deel van deze informatie is al nodig voor de ABM-beoordeling die een de aanvrager verplicht moet uitvoeren voor de in de aanvraag opgenomen te lozen stoffen.

Voor alle niet-genormeerde stoffen moet contact worden opgenomen met het RIVM om de noodzakelijkheid van normafleiding te bespreken. Het RIVM hoeft niet voor elke individuele stof te beoordelen of op basis van de beschikbare informatie en de omvang van de lozing het noodzakelijk is een norm voor deze stof af te leiden. Op basis van stoffeigenschappen (zoals ecotoxdata uit de ABM en de chemische structuur) kan het bevoegd gezag (op voordracht van de initiatiefnemer) een prioritering in de stoffen voorstellen. Het RIVM kan dan, indien ze de prioritering aanvaardbaar vindt, ook groepsgewijs bepalen of voor stoffen normafleiding noodzakelijk is.

Voor stoffen waarvoor normafleiding noodzakelijk is gaat het RIVM na of alle benodigde informatie beschikbaar is. Wanneer het RIVM concludeert dat voor de normafleiding extra informatie nodig is benadert het bevoegd gezag de initiatiefnemer met het verzoek om aanvullende gegevens.

Als het RIVM alle benodigde informatie heeft leidt ze op verzoek van het bevoegd gezag een indicatieve MKE voor oppervlaktewater af. Vervolgens wordt de immissietoets uit gevoerd met deze oppervlaktewaternorm.



Lozen op zout water

In een situatie waar wordt geloosd op zout water en er uitsluitend een norm voor zoet water beschikbaar is kan worden overwogen om indicatief de immissietoets met de zoetwater-norm uit te voeren en daarbij een veiligheidsfactor 10 te hanteren.

2.2 Omvang van de lozing: de vracht die getoetst wordt

De door het bedrijf aangevraagde vracht, doorgaans de maximale dagvracht die het bedrijf onder representatieve omstandigheden kan lozen, wordt als vertrekpunt voor de immissietoets genomen. Hierbij kan echter rekening gehouden worden met het lozingspatroon; in gevallen waarbij sprake is van een lozing die in de tijd kan variëren kan

het bevoegd gezag besluiten een andere vracht als vertrekpunt voor de immissietoets te hanteren. Randvoorwaarde blijft dat de doelen niet in gevaar komen. Indien de maximaal aangevraagde dagvracht niet kan voldoen aan de JG-MKE-criteria uit de immissietoets, kan in overleg met het bevoegd gezag worden gekozen voor een uitgangspunt dat dichterbij de buurt komt van de feitelijke lozing. De grondslag van de aanvraag mag daarbij niet worden verlaten; er mag niet meer worden geloosd dan is aangevraagd. In dat geval kan (bijvoorbeeld bij bestaande lozingen) op basis van eventueel beschikbare meetinformatie uit het verleden over het lozingspatroon (omvang van de lozing als functie van de tijd), een statistisch onderbouwd inzicht worden verkregen in de verhouding tussen de realistische gemiddelde lozing en de pieklozing. Op deze wijze kan een meer realistische inschatting van de te lozen vracht worden gemaakt. Vervolgens kan toetsing aan de JG-MKE-criteria plaatsvinden op basis van deze realistische vracht. Omdat de MAC niet mag worden overschreden moet aanvullend nog wel een MAC-toetsing worden uitgevoerd op basis van de maximale dagvracht. Een en ander is nader uitgewerkt in bijlage A.

Tot slot wordt hier opgemerkt dat ook rekening kan worden gehouden met verminderd watergebruik. Indien sprake is van een vergunde jaarproductie, kan voor de immissietoets het 'aantal m³ afvalwater per ton product *maal* de vergunde maximale jaarproductie' als uitgangspunt worden genomen.

2.3 Toetsomstandigheden: worst-case-aanpak o.b.v. lage afvoer

Een groter ontvangend volume van het oppervlaktewaterlichaam waarop geloosd wordt, betekent dat een lozing in geringere mate bijdraagt aan concentratieverhoging van de geloosde stoffen in dat oppervlaktewaterlichaam. Omgekeerd leidt een kleiner volume tot een hogere bijdrage. Dit is relevant in situaties waarin op rivieren wordt geloosd waarin de waterstand door verschil in af- en aanvoer kan fluctueren.

Bij toepassing van de immissietoets wordt een worst-case-aanpak gehanteerd, waardoor gegarandeerd wordt dat in ten minste 90% van de gevallen voldaan wordt aan de MKE's. Dit is het geval doordat de immissietoets uitgaat van een situatie met lage afvoer, die slechts in 10% van de tijd wordt onderschreden. Concreet wordt in de immissietoets uitgegaan van de gemiddelde 90-percentielswaarde lage afvoer, gebaseerd op de meest recente beschikbare afvoergegevens van de laatste tien jaren. Als bij deze afvoersituaties kan worden voldaan aan de immissietoets, betekent dit dat in andere gevallen met hogere afvoer zeker kan worden voldaan aan de waterkwaliteitsdoelstellingen.

Alleen in zeer uitzonderlijke situaties kan het zijn dat een tijdelijke overschrijding van de MKE's optreedt. Een dergelijke lage kans op overschrijding is acceptabel. De toetssteen van 90-percentiel als maatgevende lage afvoer is zorgvuldig afgewogen^{38/39} en beoogt te garanderen dat de kans nihil is dat beoordeelde lozingen tot problemen leiden. In het overgrote deel van de tijd is dit ook het geval. De nadelen van continue strengere eisen, die in het overgrote deel van de tijd overbodig zijn, wegen niet op tegen de voordelen. Voor zover er inzicht is in de omvang van de problematiek van chemische lozingen tijdens droogteperiodes, lijkt er geen noodzaak te zijn voor een strengere eis.⁴⁰

³⁸ Bijvoorbeeld mede gebaseerd op de buffercapaciteit die drinkwaterbedrijven in de regel hebben en die groter is dan de huidige gemiddelde overschrijdingskans van oppervlaktewaternormen.

³⁹ Op het moment van het afsluiten van de tekst voor dit handboek is er een rechtszaak aanhangig waarin de Afdeling Bestuursrechtpraak van de Raad van State zich buigt over de vraag of de 90-percentielbenadering uit de immissietoets (waarin dus een theoretische overschrijdingskans van de normen geaccepteerd wordt in extreme gevallen) acceptabel is, of dat in het licht van het toetsingskader van de Waterwet uitgegaan moet worden van lagere afvoeren. De uitspraak was op het moment van het afsluiten van de tekst van dit handboek nog niet beschikbaar.

⁴⁰ Tot op heden – zelfs bij extreem droge zomers – zijn nagenoeg geen normoverschrijdingen waargenomen ten gevolge van puntlozingen. Daar komt bij dat aanscherping van de 90-percentielswaarde in verreweg het grootste deel van de tijd (namelijk

2.4 Consequenties

Wanneer niet kan worden voldaan aan de immissietoets, betekent dit dat de lozing niet als zodanig kan worden toegestaan. Er moet worden gekeken naar aanvullende maatregelen om de emissie van stoffen te beperken. De wijze waarop is beschreven in de Algemene BeoordelingsMethodiek (ABM): bronaanpak/minimalisatie en - indien het gaat om een emissie van Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS) - gekoppeld aan een inspanning om te komen tot continue verbetering. Om te kunnen beoordelen of extra maatregelen het gewenste resultaat hebben opgeleverd zal vervolgens hertoetsing van de nieuwe situatie moeten plaatsvinden, waarbij opnieuw alle toetsstappen van de immissietoets doorlopen worden om te bepalen of de lozing alsnog kan worden toegestaan.

2.5 Uitleg bij toetsstappen: van eenvoudig naar steeds uitgebreider

Toetsing aan bovenbeschreven MKE's op de rand van de mengzone vindt plaats in zeven achtereenvolgende stappen, waarbij stap 7 (toetsing aan de normen voor beschermde gebieden) als een aanvullende stap beschouwd moet worden:

1. Effluenttoets;
2. Triviaaltoets;
3. Significantietoets;
4. Normtoets;
5. Beoordeling op waterlichaamniveau;
6. Plantoets;
7. Beoordeling impact beschermde gebieden.

Deze stappen vormen filters waarbij telkens bekeken wordt of de lozing kan worden toegestaan, of dat nadere toetsing nodig is. De verschillende stappen zijn ontleend aan de EU-richtsnoeren voor mengzones⁴¹ en de KRW. Daarbij verloopt de toetsing in stappen van eenvoudig naar steeds uitgebreider. Op deze wijze wordt alleen een uitgebreide rekenkundige toetsing gebruikt, in de gevallen waarin geen eenvoudige beoordeling mogelijk is.

Aanvullend

De mogelijkheid wordt geboden om in complexe situaties een meer gedetailleerde beoordeling te maken met betrekking tot het voldoen aan de criteria uit de stappen 3 en 4. Deze mogelijkheid wordt gebruikt wanneer de initiatiefnemer of het bevoegd gezag dieper en nauwkeuriger de lozingssituatie willen kunnen inschatten (met name de uitkomsten uit stap 3 en 4; veelal rond het kantelpunt van wel of niet voldoen aan de toetsing). Hiervoor kunnen uitgebreidere computermodellen worden gebruikt, waarin vooral de hydrologische omstandigheden en mengberekeningen meer naar de werkelijke omstandigheden gemodelleerd kunnen worden. Ook allerlei verdwijnmechanismen zoals afbraak of vervluchtiging kunnen reden zijn tot een nadere analyse of modellering. De keuze hiervoor kan ook al gemaakt worden na de vierde stap, alvorens de plantoets uit de zesde stap uit te voeren (zie bijlage A).

Bij twijfel of de modelresultaten de werkelijkheid voldoende benaderen, kan ook worden besloten dat validatie van de gebruikte modellen nodig is om tot een juiste inschatting te

als extreme situaties zich niet voordoen) puntlozingen aan strengere normen moeten voldoen dan noodzakelijk is in verband met de waterkwaliteit. Dit kan voor bedrijven zeer vergaande consequenties hebben in termen van te nemen aanvullende maatregelen en kosten die oplopen tot meer dan wat in redelijkheid verwacht mag worden. Ten slotte geldt dat de immissietoets altijd een theoretische benadering blijft, ook bij een strengere percentielwaarde. Problemen zijn daarmee nooit volledig uitgesloten.

⁴¹ TECHNICAL GUIDELINES FOR THE IDENTIFICATION OF MIXING ZONES pursuant to Art. 4(4) of the Directive 2008/105/EC.

komen. Meestal liggen de belangen daarvoor bij de initiatiefnemer, maar vaak wordt ook samen het bevoegd gezag hier invulling aan gegeven.

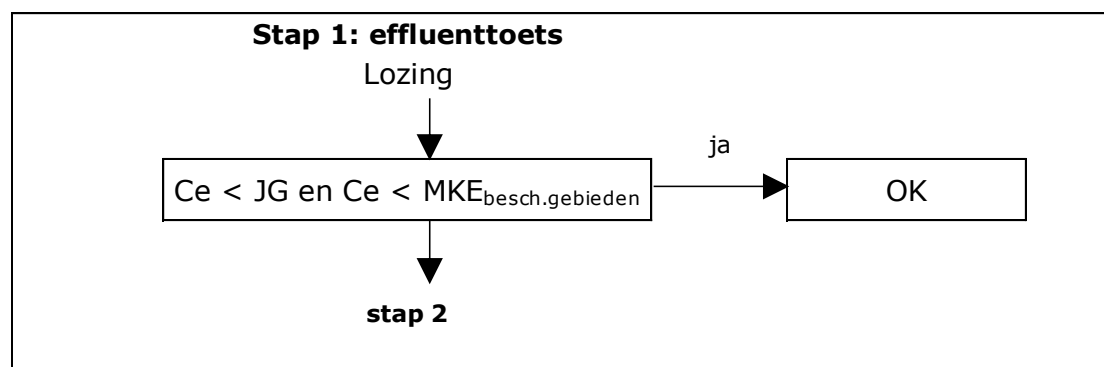
2.6 Het toetsschema nader uitgewerkt

Nb: het toetsschema is opgenomen aan het begin van hoofdstuk 2.

2.6.1 Stap 1 (effluenttoets)

In de effluenttoets wordt beoordeeld of de lozingsconcentraties lager zijn dan de gewenste milieukwaliteit. Is dit het geval, dan kan de waterkwaliteit nooit dusdanig beïnvloed worden dat door de betreffende lozing de gewenste milieukwaliteit niet wordt gehaald, ook niet in beschermde gebieden. Een lozing die door deze toetsstap komt, kan zonder nadere eisen worden toegestaan. Zo niet, dan moet de volgende toetsstap worden doorlopen.

De lozingsconcentratie wordt getoetst aan de getalswaarden van de milieukwaliteitseisen. Voor concentraties beneden deze getalswaarden is de lozing aanvaardbaar. De lozing kan in dat geval nooit leiden tot het niet behalen van de doelstellingen in het oppervlaktewater (JG-MKE en MAC-MKE), nu het effluent zelf al aan de doelstellingen voldoet die voor het gehele oppervlaktewater gelden.



Waarin:

Ce = concentratie van de te lozen stof in de lozing (effluent)

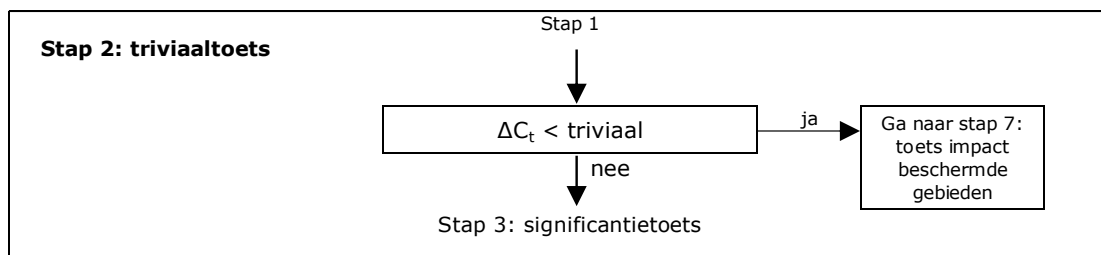
JG = Jaargemiddelde Milieukwaliteitsnorm (JG-MKE)

Door te toetsen aan JG-MKE, wordt automatisch ook voldaan aan het MAC-MKE omdat het JG-MKE altijd lager is dan het MAC-MKE.

2.6.2 Stap 2 (triviaaltoets)

De triviaaltoets betreft een screening op het triviaal (onbeduidend) zijn van de lozing enkel op basis van de hoeveelheid te lozen stoffen in relatie tot de reeds aanwezige concentratie in het ontvangende oppervlaktewater (maximale toename in procenten). Daarvoor wordt een simpele toets gebruikt om na te gaan of de lozing als triviaal kan worden beschouwd en daarom geen nadere beoordeling behoeft. Hiervoor zijn geen modelberekeningen nodig om tot een oordeel te komen. Voor een lozing die door deze toetsstap komt moet stap 7 worden doorlopen. Een lozing die niet door deze toetsstap komt, moet toetsstap 3 doorlopen.

De uitkomst van de toetsing of lozingen triviaal zijn en zonder nadere beschouwing als aanvaardbaar kunnen worden bestempeld, is afhankelijk van de grootte van het watersysteem. De toetsing bestaat uit het bekijken van de concentratieverhoging na volledige menging en toetsing daarvan aan een generieke maximale toelaatbare verhoging. De hoogte van dit maximum is afhankelijk van de grootte en aard van het watersysteem.



Waarin:

ΔC_t = de concentratieverhoging, uitgedrukt als percentage van de milieukwaliteitsnorm, van de te lozen stof na volledige menging

triviaal = de triviale concentratieverhoging in procenten overeenkomstig onderstaande tabel

Groote watersysteem	Breedte [m]	Triviale concentratieverhoging % van de milieukwaliteitsnorm (na volledige menging)
Zoete wateren en getijderivieren^{*)}		
Klein	≤ 100	1
Middel	100 < breedte ≤ 400	0,75
Groot	> 400	0,1
Kanalen		
Alle	alle	1

^{*)} Sloten en meren vallen onder de categorie zoete wateren en getijderivieren, met dien verstande dat bij meren de triviaaltoets kan worden toegepast tot een breedte van 2000 meter.

Concentratieverhogingen boven de in kolom 3 gegeven waarden kunnen niet als triviaal worden beschouwd en moeten worden getoetst in stap 3.

Hoe groter de wateren, hoe lager de procentuele concentratieverhoging die wordt aangehouden (zie bovenstaande tabel). Dit is omdat er anders sprake is van eventuele overschrijding van de toetscriteria uit stap 3 (significantietoets). Deze stap 2 moet immers worden beschouwd als filter voor de toetsingen uit stap 3 en mag daarom alleen lozingen als triviaal bestempelen als deze ook altijd aan stap 3 kunnen voldoen. De omvang van de mengzone voor wateren breder dan 100 meter is immers niet meer relatief aan de grootte van het watersysteem, maar is 'afgekapt' op een maximale lengte van 1000 meter.

De triviaaltoets is niet geschikt voor lozingen in havens en ook niet voor lozingen op zoute wateren. Daarvoor zijn namelijk geen eenduidige criteria aan te geven die de zekerheid geven dat dan ook altijd wordt voldaan stap 3 van de systematiek. Dit komt door de menging die in dergelijke systemen plaatsvindt waarbij sprake kan zijn van ophoping. Dit is geen probleem, omdat deze stap enkel bedoeld is om lozingen van triviaal belang uit te sluiten van verdere toetsing.

De berekening van de concentratieverhoging na volledige menging als gevolg van de lozing, toe te passen in deze triviaaltoets, is als volgt:

$$\delta C_T = \frac{C_L - C_W}{VF}$$

Waarin:

δC_T = Concentratieverhoging triviaaltoets na volledige menging

C_L = Concentratie van de stof in de lozing

VF = Verdunningsfactor
 C_w = Achtergrondconcentratie bovenstrooms

En $VF = \frac{(Q_{watersysteem} + Q_{effluent})}{Q_{effluent}}$

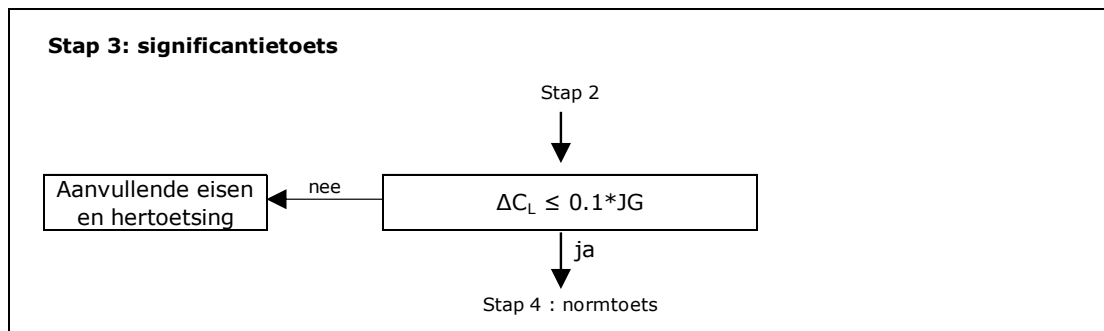
Waarin:

VF = Verdunningsfactor
 $Q_{watersysteem}$ = Netto afvoerdebiet van het watersysteem [m^3/s]
 $Q_{effluent}$ = Debiet van de lozing [m^3/s]

Voor de concentratie van de stof in de lozing kan de vergunningswaarde worden genomen of, als er voldoende metingen zijn, het gemiddelde daarvan. Voor het netto afvoerdebiet wordt de waarde genomen die hoort bij de 90 percentiel lage afvoer (90 % van de tijd is het debiet dus hoger).

2.6.3 Stap 3 (significantietoets)

In de significantietoets wordt getoetst aan een concentratieverhoging op de rand van de mengzone. Hierbij geldt dat deze niet meer mag bedragen dan 10% van de geldende JG-MKE. Bij lozingen die niet door deze toetsstap komen, moeten aanvullende maatregelen worden getroffen om de emissie van stoffen te beperken (zie paragraaf 2.4) en vervolgens moet de immisietoets opnieuw worden doorlopen. Lozingen die wel succesvol door deze toetsstap komen, moeten tevens toetsstap 4 doorlopen.



Waarin:

ΔC_L = de concentratieverhoging van de te lozen stof na (al dan niet gedeeltelijke) menging op toetsafstand L (op de rand van de mengzone)
 JG = Jaargemiddelde Milieukwaliteitsnorm (JG-MKE)

Bij de regionale wateren, veelal kleinere wateren, kan hier lang niet altijd aan worden voldaan gegeven de dimensies van de (beperkte) mengzone. Ook bij lozingen op havens kan dit zich voordoen. In een dergelijke situatie mag alleen gemotiveerd worden afgeweken.⁴² Indien niet kan worden voldaan aan het significantiecriteria moet aanvullend ook de MAC-toetsing op rand van MAC-MKE mengzone (zie stap 4) uitgevoerd worden.

De significantietoets is in de eerste plaats nodig om cumulatieve effecten te vermijden. Met het hanteren van het 10 %-criterium is een relatief veilige maat gekozen om ook bij meerdere lozingen voldoende bescherming te bieden tegen cumulatieve effecten. Meerdere

⁴² Naast de toetsing of de lozing kan leiden tot acute effecten (MAC-toetsing) is het van belang na te gaan of meerdere lozingen van de te beoordelen stoffen plaatsvinden op het zelfde oppervlaktewater of haven. Extra ruimte mag niet leiden tot ongewenste cumulatieve effecten. Indien bij lozingen op havens (lokale) cumulatieve effecten niet zijn te verwachten vallen de effecten van de lozing ondanks het niet kunnen voldoen aan de significantietoets op waterlichaam niveau vanwege de grotere verdunning doorgaans veel lager uit.

lozingen tezamen die alle aan de normtoets van stap 4 voldoen, kunnen namelijk opgeteld onder omstandigheden tóch een probleem opleveren met de MKE's op waterlichaamniveau. Om die cumulatieve effecten zoveel mogelijk uit te sluiten, is stap 3 noodzakelijk.

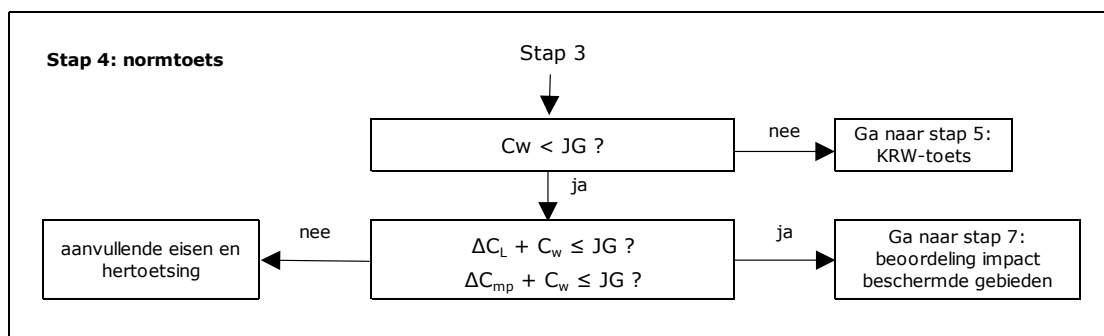
Daarnaast zijn er andere redenen deze toetsstap toe te passen. Weliswaar is hier niet een *direct* probleem met de KRW-doelstellingen in het waterlichaam, maar wel is het nodig de nog beschikbare milieugebruiksruimte billijk te verdelen over toekomstige lozers. Het is al lang staand beleid op deze wijze met lozingen om te gaan, om ervoor te zorgen dat de milieugebruiksruimte niet direct verdwijnt door het toestaan van slechts een zeer beperkt aantal lozingen. Bovendien is het in de regel mogelijk om door toepassing van de beste beschikbare technieken aan dit criterium te voldoen.

Uit berekeningen blijkt dat als de concentratieverhoging op een afstand van 10 maal de breedte (voor meren 1/4 van de diameter) minder is dan 10 % van de getalswaarde van de gewenste waterkwaliteit, dan alleen op enkele meters van de lozingspijp acuut toxische effecten mogelijk zijn. Daarmee worden met het gehanteerde criterium van 10 % ook acute effecten nagenoeg uitgesloten. Een toetsing aan de MAC-MKE is dan ook niet opgenomen in de significantietoets. Deze toets komt separaat aan de orde in toetsstap 4.

Het bovenstaande betekent dat lozingen die succesvol door deze toetsstap komen, tevens de volgende toetsstap moeten doorlopen om hun toelaatbaarheid te kunnen beoordelen.

2.6.4 Stap 4 (normtoets)

In deze stap wordt nagegaan of de concentratieverhoging opgeteld bij het achtergrondgehalte niet leidt tot overschrijding van de gewenste waterkwaliteit. Voor een lozing die door deze toetsstap komt moet toetsstap 7 worden doorlopen. Zo niet, dan moet er een keuze worden gemaakt door het bevoegd gezag: ofwel aanvullende eisen (maatregelen) en hertoetsing of ook toetsstap 5 doorlopen. Om toetsstap 5 te doorlopen is onderscheid gemaakt tussen situaties waarin de achtergrondwaarde de geldende MKE al overschrijdt en situaties waarbij dat niet het geval is. In situaties waarin de achtergrondwaarde de geldende MKE al overschrijdt, moet aanvullend op stap 4, getoetst worden of de lozing geen relevante invloed heeft op de waterkwaliteit op waterlichaamniveau (zie toetsstap 5).



Waarin:

ΔC_l = de concentratieverhoging van de te lozen stof na (al dan niet gedeeltelijke) menging op afstand L

ΔC_{mp} = de concentratieverhoging van de te lozen stof na menging op het monitoringspunt in het waterlichaam (berekend als volledige menging)

JG = Jaargemiddelde Milieukwaliteitsnorm (JG-MKE)

C_w = achtergrondconcentratie bovenstrooms van de lozing⁴³

⁴³ De achtergrondconcentratie wordt berekend als het gemiddelde van de gemeten concentraties over de laatste 3 jaren voorafgaand aan toetsing (zie protocol monitoring & toetsing). Indien geen informatie beschikbaar over de aanwezigheid van de betreffende stof in oppervlaktewater wordt (vooralsnog) een achtergrondwaarde van 0 aangehouden.

Voor de toetsing aan de getalswaarden van de JG-MKE kan hierbij onderscheid worden gemaakt tussen de prioritaire stoffen uit de KRW en andere stoffen. Voor de prioritaire stoffen uit de KRW geldt dat getoetst moet worden op de rand van de mengzone (indien nee volgt altijd aanvullende eisen en hertoetsing). De Guidance van de Europese Commissie⁴⁴ schrijft dit voor. Voor de overige stoffen bestaat de mogelijkheid, in afwijking van dit uitgangspunt, de beoordeling te baseren op het schaalniveau van het waterlichaam (d.w.z. toetsing op wat op de monitoringspunten kan worden verwacht). Dit laatste komt in de berekeningen neer op toetsing na volledige menging. Afhankelijk van de invloed van de voorgenomen lozing op de lokale doelstellingen (chemisch en ecologisch), mede in relatie tot benedenstroomse effecten, kan het bevoegd gezag, alleen voor andere dan prioritaire stoffen, kiezen voor toetsing op waterlichaamniveau. Een dergelijke keuze moet wel worden gemotiveerd.⁴⁵

Aanvullend moet nog getoetst worden aan het niet overschrijden van de MAC-MKE op de rand van de MAC-mengzone. Bedacht moet worden dat de mengzone voor de JG-MKE/MTR en MAC-MKE niet dezelfde omvang hebben. Voor de MAC-MKE-toetsing is, gezien de hiervoor geschetste grotere risico's, een veel kleinere omvang van de mengzone van toepassing (zie paragraaf 2.1.3).

Bedacht moet ook worden dat het overschrijden van de MAC-MKE acute consequenties kan hebben voor de ecologie in het oppervlaktewater. Daarom moeten overschrijdingen altijd worden voorkomen of kunnen deze slechts in een zeer beperkt gebied worden toegestaan. Omdat de MAC-mengzone veel kleiner is dan de JG-mengzone, moet beseft worden dat initiële menging veelal bepalend is voor de concentratie aan de rand van de MAC-mengzone. Daarentegen is de hoogte van de MAC doorgaans aanzienlijk hoger dan de JG-MKE. Voor prioritaire stoffen bedraagt de gemiddelde ratio MAC/MKE ongeveer 4,4. Dit betekent dat invloed van de achtergrondwaarde voor de waterkwaliteit bij de MAC-toetsing doorgaans relatief beperkt is.

Uitzonderingssituatie 1: extra cumulatie-toets

Indien voor bepaalde stoffen in de significantietoets van stap 3 bij uitzondering gemotiveerd is afgeweken van het criterium van 10 % (bijvoorbeeld bij de stoffen N en P), dient bedacht te worden dat dan nog wel naar het cumulatie-aspect gekeken moet worden. De lozing is dan dusdanig significant dat bij meerdere van dergelijke lozingen een reëel risico van onvoldoende bescherming bestaat, wat moet worden onderzocht. In die gevallen dient uitgebreid gemotiveerd te worden dat het aantal puntbronnen voor de betreffende stoffen in het waterlichaam dusdanig beperkt is, dat cumulatie niet leidt tot een gevaar voor de KRW-doelstellingen.

Uitzonderingssituatie 2: biologie

Weliswaar heeft een lozing van chemicaliën invloed op de biologische waterkwaliteit, maar desondanks kan de situatie zich voordoen dat in een situatie van overschrijding van de MKE's voor specifiek verontreinigende stoffen, tóch sprake is van een goede ecologische toestand/potentieel.

⁴⁴ Technical Guidelines for the identification of mixing zones pursuant to Art. 4(4) of the Directive 2008/105/EC , 2010

⁴⁵ In 2000 is in NL de immissietoets, met toetsing op de rand van de mengzone als uitgangspunt, voor alle stoffen ingevoerd. Vanwege de grote dichtheid aan lozingen op Rijkswateren heeft RWS dit sinds 2000 consequent toegepast. Omdat de KRW niet toestaat het beschermingsniveau te verlagen kan hiervan niet van worden afgeweken. Toetsing op het monitoringspunt houdt in dat de ruimte al na 1 lozer kan zijn opgevuld en er geen nieuwe lozingen meer kunnen worden vergund. RWS houdt ook voor niet prioritaire stoffen vast aan toetsing op de rand van de mengzone als uitgangspunt.

De toestand van de biologische kwaliteitselementen wordt beoordeeld met maatlatten. Deze verschillen per watertype om recht te doen aan verschillen die er van nature zijn. Per watertype is een aantal biologische kwaliteitselementen (bijvoorbeeld fytoplankton en vis) van toepassing voor het beoordelen van de kwaliteit. Specifieke doelsoorten vanuit N2000 worden niet in deze beoordeling meegenomen.⁴⁶ In de brondocumenten die voor elk oppervlaktewaterlichaam beschikbaar zijn is voor alle waterlichamen voor de afzonderlijke biologische kwaliteitselementen aangegeven wat de huidige toestand is. Het laagst scorende biologische kwaliteitselement bepaalt uiteindelijk de eindscore voor de huidige toestand. Daarnaast is achteruitgang in kwaliteitsklasse niet toegestaan voor zowel de eindscore als de individuele score per kwaliteitselement. Wanneer de kwaliteitsklasse slecht is, dan is geen enkele achteruitgang toegestaan.

De kwaliteitselementen vis en fytoplankton worden bijvoorbeeld beïnvloed door de eutrofiëringtoestand (het gehalte aan fosfaat en stikstof in het oppervlaktewater). Als ondanks een overschrijding van de doelstellingen voor P en N de biologie wel in een goede toestand/potentieel verkeert,⁴⁷ kan dit aanleiding zijn om *gemotiveerd* het stellen van extra eisen aan een lozing achterwege te laten. De biologische component van de ecologische toestand/het ecologisch potentieel is immers slechts ontoereikend als de ecologische beoordeling van de daartoe behorende kwaliteitselementen niet voldoet aan de voor dat kwaliteitselement geformuleerde goede toestand/potentieel, niet per se als enkel de concentraties van deze specifieke verontreinigende stoffen overschreden worden.

Voor andere stoffen behorend tot de ecologische parameters is deze redenering echter niet toegelaten, omdat het meten van de effecten niet zo duidelijk is uit te voeren. Wel of niet voldoen aan kwaliteitselementen vis en fytoplankton is goed meetbaar, maar optreden van toxische effecten voor andere stoffen dan nutriënten is in het vrije veld niet eenvoudig uitvoerbaar. Daarenboven geven de afgeleide milieukwaliteitseisen (en andere normen) de grens aan vanaf welke getalswaarden toxische effecten zijn te verwachten, terwijl voor de nutriënten deze relatie niet goed is te geven en naar beste kunnen de getalswaarden zijn afgeleid. Deze onzekerheden worden veroorzaakt doordat andere invloeden (bijvoorbeeld de hydromorfologie) de relatie tussen de nutriëntennormen en het optreden van de biologische effecten verstoren.⁴⁸

2.6.5 Stap 5 (beoordeling op waterlichaamniveau)

Een lozing die voldoet aan de normtoets voldoet ook automatisch aan de KRW-toets, de beoordeling van de waterkwaliteit op waterlichaamniveau. Een lozing die niet voldoet aan de normtoets, is in beginsel in strijd met de KRW-doelstellingen en als zodanig niet toegestaan. Er moeten aanvullende maatregelen getroffen worden om de emissie van stoffen te beperken (zie paragraaf 2.4) en vervolgens moet de immissietoets opnieuw doorlopen worden.

Hier kan echter meegewogen worden dat de bepaling van de waterkwaliteit op waterlichaamniveau gebeurt, na volledige menging van lozingen. Dit gebeurt met een nauwkeurigheid waarmee de MKE's zijn opgesteld (de meetnauwkeurigheid).⁴⁹ Zo is de MKE voor koper op 1 decimaal achter de komma en in µg/l vastgesteld. Daarmee leidt een lozing

⁴⁶ Omdat hierop het natuurbeschermingskader van toepassing is.

⁴⁷ Hierbij is het van belang dat de waterbeheerder nagaat of in de periode waarop het oordeel "de biologie is op orde" is gebaseerd, kritische omstandigheden die van invloed kunnen zijn op het optreden van eutrofiëring, zoals bijvoorbeeld een hoge watertemperatuur, al of niet zijn voorgekomen.

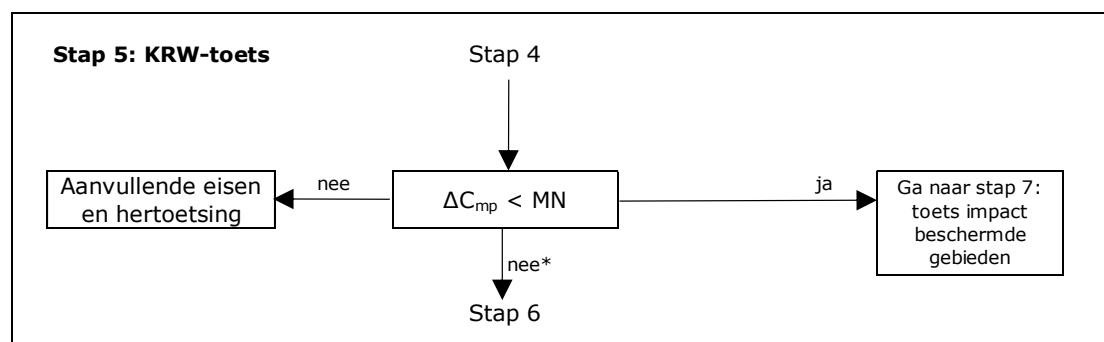
⁴⁸ Toelichting op ecologische doelen voor nutriënten in oppervlaktewateren, STOWA rapportnummer 2007-18, RIZA rapportnummer 2007.029

⁴⁹ Zie ook de Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen.

met een vracht die na volledige menging jaargemiddeld minder dan 0,1 µg/l verhoging geeft, niet tot een meetbare verslechtering. Er is hier dus geen sprake van achteruitgang van de toestand en evenmin van het verder bemoeilijken van het tijdig bereiken van de goede toestand. De lozing heeft daarmee geen relevante invloed op de waterkwaliteit.

Ook in situaties waarin de achtergrondwaarde de geldende MKE al overschrijdt, kan een beoordeling worden gemaakt. In die situaties is er eigenlijk geen ruimte meer voor een extra lozing. Lozingen zonder relevante invloed op de waterkwaliteit zijn dan echter nog wel mogelijk. Van een lozing kan worden gezegd dat deze geen relevante invloed heeft, wanneer deze ter hoogte van het monitoringspunt niet leidt tot een verhoging van de laatste decimaal van de achtergrondconcentratie van de betreffende stof, in de eenheid waarmee de MKE is vastgesteld. Dit betekent dat lozingen die niet aan de normtoets voldoen, maar wel aan de significantietoets en waarbij toename van concentratie ter hoogte van het monitoringspunt kleiner is dan de meetnauwkeurigheid, voldoen aan deze toetsstep. Daarbij moet wel opgemerkt worden dat in de immissietoets gerekend wordt met maatgevende lage afvoeren (die slechts 10% van de tijd in een jaar wordt overschreden) en in de praktijk de gemiddelde afvoer hoger is. De KRW-toetsing gaat uit van de gemiddelde toestand. Daarom wordt in de praktijk voor deze toetsing uitgegaan van volledige menging en het gemiddelde afvoerdebiet ter hoogte van het monitoringspunt. In geval sprake is van een uitbreiding van een bestaande lozing wordt alleen de uitbreiding meegenomen voor stap 5.⁵⁰ Als aan deze KRW-toetsing wordt voldaan dan moet toetsstep 7 nog worden doorlopen.

In plaats van aanvullende eisen en hertoetsing kan bij deze toetsstep het bevoegd gezag ook kiezen om een plantoets uit te voeren (nee* / stap 6). Deze keuze wordt beschreven in de volgende paragraaf.



Waarin:

ΔC_{mp} = de concentratieverhoging van de te lozen stof na menging op het monitoringspunt in het waterlichaam (berekend als volledige menging)

MN = meetnauwkeurigheid

JG = Jaargemiddelde Milieukwaliteitsnorm (JG-MKE)

2.6.6 Stap 6 (plantoets)

Een lozing die ook na volledige menging op waterlichaamniveau niet aan de voorgaande toetsstappen voldoet, is in beginsel in strijd met de KRW-doelstellingen. Het kan echter zijn dat de verwachte toekomstige ontwikkeling van de waterkwaliteit in het betreffende oppervlaktewaterlichaam of watersysteem zodanig positief is, dat er voldoende gebruiksruimte ontstaat om de lozing alsnog mogelijk te maken, zonder dat de KRW-doelstellingen in gevaar komen. Omdat getoetst wordt aan alle stappen van de immissietoets is de maatgevende lage afvoer uitgangspunt voor de beoordeling. Bij een negatieve trend komt die ruimte er vanzelfsprekend niet en van een positieve ontwikkeling is ook niet altijd

⁵⁰ De invloed van bestaande lozing is al verdisconteerd in de huidige toestandbeoordeling.

voldoende zeker dat deze zal intreden. Voor de chemie geldt echter wel dat er een generiek emissiebeleid bestaat dat voor veel stoffen al jaren een dalende trend laat zien.

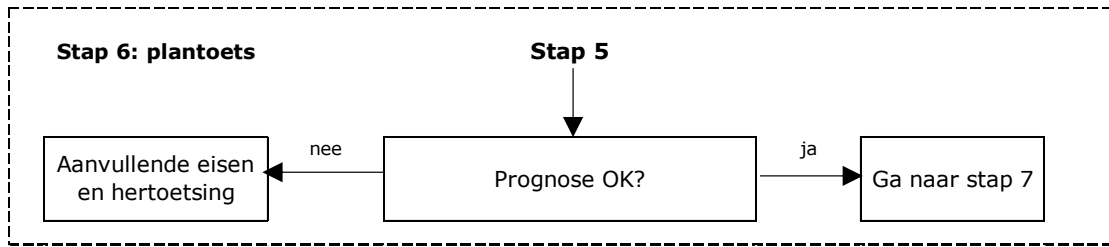
De verwachte toekomstige ontwikkeling van de waterkwaliteit van een oppervlaktewaterlichaam is te vinden in het betreffende water(beheer)plan/-programma. Van de in dit plan/programma beschreven toestand kan bij de immissietoets worden uitgegaan, ook wanneer de positieve ontwikkeling het gevolg is van daarin opgenomen nog te nemen maatregelen, die een bijdrage leveren aan verbetering van de waterkwaliteit. Op de in het plan/programma opgenomen maatregelen rust immers een uitvoeringsplicht. Daarmee staat juridisch vast dat deze maatregelen ook getroffen zullen worden en kan er redelijkerwijs op gerekend worden dat de verwachte positieve effecten ook zullen optreden.

Ook kan het zo zijn, dat in het betreffende water(beheer)plan/-programma een beroep is gedaan op een van de uitzonderingsbepalingen die de KRW biedt, en dat dientengevolge voor specifieke oppervlaktewaterlichamen minder strenge MKE's zijn vastgesteld dan die welke zijn opgenomen in de regelgeving. In die gevallen is het mogelijk de lozing aan deze minder strenge MKE's te toetsen. Hierbij kan bijvoorbeeld gedacht worden aan de situatie waarin sprake is van grensoverschrijdende verontreiniging; het zou in die gevallen niet terecht zijn een lozing te weigeren terwijl de normoverschrijding geheel aan een buitenlandse oorzaak te wijten valt. Deze minder strenge MKE's moeten dan echter wel in het betreffende water(beheer)plan/-programma zijn opgenomen.

Sommige stoffen (zoals bijvoorbeeld kwik) zijn op Europees niveau als zogenoemde 'alomtegenwoordige stof' bestempeld. Het betreft stoffen die zich over grote afstanden kunnen verplaatsen en nagenoeg overal in het Europese aquatische milieu langdurig voorkomen. Voor sommige van deze alomtegenwoordige stoffen is de MKE dusdanig streng, dat toepassing van de immissietoets in de regel tot een negatieve uitkomst zal leiden. Dit wordt met name veroorzaakt doordat de achtergrondconcentratie al boven de norm ligt of doordat de ruimte op waterlichaamniveau op basis van de meetnauwkeurigheid te beperkt is, waardoor er erg weinig ruimte is om aan de immissietoets te voldoen. Desondanks zal deze strenge norm in de immissietoets gehanteerd moeten worden.

Wanneer de waterbeheerder inschat dat deze alomtegenwoordigheid van stoffen het tijdig halen van de betreffende MKE onmogelijk maakt, kan dat gebruikt worden in het betreffende water(beheer)plan/-programma als motivering van een beroep op een van de uitzonderingsbepalingen die de KRW biedt (bijvoorbeeld technische onmogelijkheid of natuurlijke omstandigheden). Als dat het geval is, kan bij het beoordelen van een lozing in de immissietoets vervolgens hiermee rekening gehouden worden. Indien de lozing voldoet aan de beste beschikbare technieken, andere eventueel voorgeschreven technieken, eventueel geldende emissiegrenswaarden, en indien de lozing het tijdig bereiken van een goede toestand niet *moeilijker* maakt, moet toetsstap 7 worden doorlopen. Op deze wijze kan het behalen van de KRW-doelstellingen verzekerd worden, ook bij het toestaan van een lozing die niet door de vorige toetsstappen is gekomen. Wel dient bedacht te worden dat het pakket aan KRW-maatregelen is afgestemd op het precies halen van de doelstellingen; derhalve is de verwachting dat de gebruiksruijme minimaal zal zijn.

De beoordeling of sprake is van toekomstig beschikbare milieugebruiksruijme vindt plaats in de plantoets.



Voor de verantwoording van het toestaan van de lozing, waarbij sprake kan zijn van een tijdelijke achteruitgang, geldt een aantal voorwaarden:

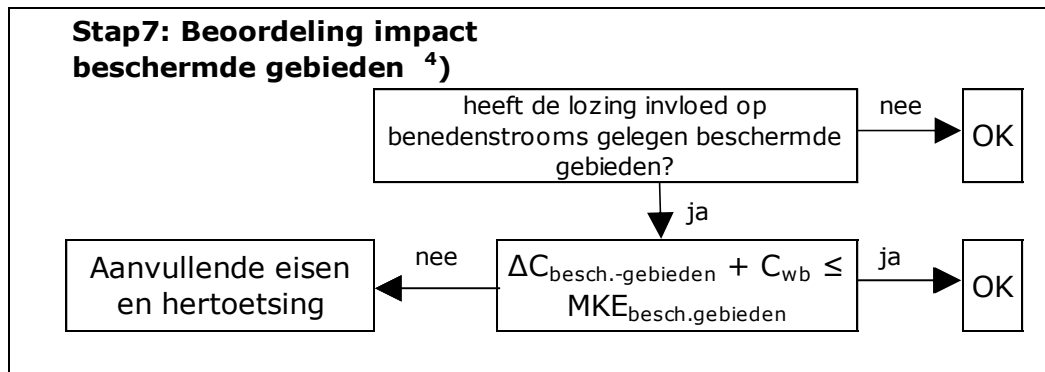
- Er kan alleen rekening worden gehouden met ‘zekere’ ontwikkelingen. Voor de KRW-waterlichamen dient te worden aangesloten bij de aannames die worden gedaan in de plannen/programma’s met betrekking tot ontwikkeling van de waterkwaliteit, de te nemen maatregelen, het bereiken van de doelstellingen en een beroep op de KRW-uitzonderingsbepalingen. Voor de overige wateren (en autonome ontwikkelingen die niet in de plannen zijn opgenomen) dient een degelijke verantwoording te worden gegeven hoe tot de inschatting van de waterkwaliteit op termijn is gekomen.
- Er wordt niet verder vooruit gekeken dan de betreffende planperiode. Dit omdat anders de termijn waarin sprake is van tijdelijke verslechtering, onaanvaardbaar lang wordt.
- Er moet gekeken worden naar de gewenste normen en doelstellingen en niet naar de huidige kwaliteitsklasse of toestand. De gebruiksruijme om alsnog lozingen toe te staan, ontstaat alleen als deze normen en doelstellingen niet in gevaar komen. E.e.a. betekent dat niet te lichtvaardig en te gemakkelijk een **ingeschatte** positieve ontwikkeling in de waterkwaliteit als gebruiksruijme moet worden vrijgegeven.
- Opgelet moet worden dat de gebruiksruijme **uit deze stap** maar één keer kan worden vergeven en dat daarom alle initiatieven cumulatief in beschouwing moeten worden genomen. In een volgende planperiode ontstaat een nieuw nulpunt met een nieuwe startsituatie en ontwikkeling van de waterkwaliteit naar het einde van die nieuwe planperiode.

2.6.7 Aanvullende stap 7: beoordeling impact beschermde gebieden

Op de dichtstbijzijnde plaats van het beschermde gebied ten opzichte van de lozing wordt getoetst aan de MKE’s die in dat beschermde gebied gelden (zie paragraaf 2.1.4.4). Dit geldt voor zowel waterwinlocaties, zwemlocaties als Natura 2000-gebieden. Voor de beschermde gebieden, waterwinlocaties en zwemlocaties geldt aanvullend dat de afstand tussen het lozingspunt en het beschermde gebied ten minste gelijk is aan de grootte van de JG-mengzone zoals beschreven in paragraaf 2.1.3. Ook in geval er benedenstrooms strengere normen gelden dan op het waterlichaam waar de lozing plaatsvindt, bijvoorbeeld in geval van overgangswateren, moet de concentratie als gevolg van de lozing in deze benedenstrooms gelegen waterlichamen worden getoetst aan de daar geldende MKE’s .

Voor schelpdierwateren bestaat er – anders dan bij de andere beschermde gebieden – geen MKE in water waaraan getoetst kan worden. Hier dient door het bevoegd gezag ad hoc afgewogen te worden op welke wijze getoetst wordt aan het voorkómen van bacteriële besmetting van schelpdieren en aan het anderszins beschermen van de schelpdierwaterfunctie.

De aanvullende ‘beoordeling impact beschermde gebieden’ is weergegeven in het onderstaande schema.



Waarin:

$\Delta C_{\text{besch.-gebieden}}$ = toename in concentratie als gevolg van een lozing ter hoogte van het beschermde gebied o.b.v volledige menging

$MKE_{\text{besch.-gebieden}}$ = geldende norm ter hoogte van het beschermde gebied

C_{wb} = Achtergrondconcentratie ter plaatse van het beschermde gebied (waterwinlocatie, natura 2000 gebied, zwemwaterlocatie of schelpdierwater)

Voor de beoordeling wordt uitgegaan van de maatgevende lage afvoer. In geval het beschermde gebied benedenstrooms voorbij het monitoringspunt is gelokaliseerd, dan wordt voor de beoordeling uitgegaan van volledige menging.

2.7 Wat als niet voldaan wordt aan de immissietoets?

Een lozing die niet door de 6 toetsstappen of de aanvullende beoordeling voor beschermde gebieden (stap 7) heen komt, kan niet als zodanig worden toegestaan. In dat geval moeten aanvullende maatregelen worden getroffen om de emissie van stoffen te beperken (zie paragraaf 2.4). Daarna moet de immissietoets opnieuw worden doorlopen.

Nb: alleen in bepaalde gevallen kan nog een genuanceerde berekening worden uitgevoerd. Concreet gaat het om: het uitvoeren van een 3D-modellering, het meenemen van de hechting aan een zwevende stof en voor stoffen waarvoor biobeschikbaarheid mag worden meegenomen (koper, zink, nikkel en lood) (zie bijlage A).

3 Bijzondere situaties

3.1 Toets bij storting in (half)open vergunningplichtige winputten

3.1.1 Inleiding

Voor aanvragen van voor 22 december 2009 voor een vergunning voor lozen in oppervlaktewater geldt er een ministerieel besluit met beleidsregels⁵¹ (deze beleidsregels hadden alleen betrekking op rijkswateren). Deze beleidsregels kunnen nog steeds worden toegepast, zowel voor watervergunningen op grond van de Waterwet als voor een omgevingsvergunning voor een lozingsactiviteit op een oppervlaktewaterlichaam onder de Omgevingswet. Het normenstelsel en de immisietoets zijn (met dit Handboek) aangepast aan de uitgangspunten van de Kaderrichtlijn Water. De gevolgen van deze aanpassingen voor de beleidsregels zijn in dit hoofdstuk beschreven.

Zoals aangegeven kunnen de beleidsregels m.b.t. technieken (emissiebeperkende maatregelen en beheer), te gebruiken modellen en daarbij te hanteren berekeningen onveranderd worden toegepast (ook onder het stelsel van de Omgevingswet) en zijn deze hier niet beschreven.

Definitie winputten: zand-, grind- of kleiwinputten

Een zand-, grind- of kleiwinput is een met water gevulde verdieping/put waar in het verleden zand, grind of klei is gewonnen.

Voor toepassing van deze beleidsregels kan er een onderscheid worden gemaakt in halfopen en open winputten.

- *Halfopen winput*: een put die (een deel van het jaar) in open verbinding staat met een (ander) oppervlaktewaterlichaam. Meestal is het een put in de uiterwaarden van de grote rivieren, maar het kan ook een put zijn die in verbinding staat met een kanaal of ander oppervlaktewaterlichaam. Voorbeelden zijn Kaliwaal (Boven Leeuwen), Ingensche Waarden (Ingen) en Molengreend (Maasbracht).
- *Open winput*: een put die volledig onderdeel uitmaakt van het watersysteem. Hierbij kan gedacht worden aan een put in een riviersysteem, een put in een groot meer of een overdiepte in een haven. Voorbeelden zijn de Put van Cromstrijen (Numansdorp), de Flevopot (bij Lelystad) en de winput in de Amerikahaven (Amsterdam).

Bij het opstellen van de eerdergenoemde beleidsregels is er voor gekozen zoveel mogelijk afstemming te zoeken met het gedachtegoed van het Nationaal Waterplan. Daarnaast zijn deze beleidsregels zoveel mogelijk aangesloten op het Besluit bodemkwaliteit en de bijbehorende Regeling bodemkwaliteit (Bbk). Dit wordt hieronder nader toegelicht.

Het waterkwaliteitsbeleid is verwerkt door de volgende uitgangspunten te formuleren:

⁵¹ Besluit van de Minister van Verkeer en Waterstaat houdende beleidsregels voor lozing in oppervlaktewater door storting van baggerspecie in Wm-vergunningplichtige winputten (beleidsregels voor lozing op een oppervlaktewater door storting van baggerspecie in Wm-plichtige winputten), 2 april 2010, Nr. CEND/HDJZ-2010/89 sector WAT.

1. het storten van baggerspecie in een winput mag niet significant bijdragen aan overschrijding van de waterkwaliteitsdoelstelling van het in de winput aanwezige oppervlaktewater;
2. het storten van baggerspecie in een winput mag niet leiden tot een significante verslechtering van de kwaliteit van het omringende of aangrenzende oppervlaktewaterlichaam of het oppervlaktewaterlichaam waarmee het in de winput aanwezige oppervlaktewater in verbinding staat;
3. het storten van baggerspecie in een winput mag niet leiden tot acuut toxische effecten voor waterorganismen.

Bij de uitwerking hiervan is tevens aansluiting gezocht bij de uitgangspunten van de immissietoets zoals verwoord in de eerdere hoofdstukken van dit Handboek.

3.1.2 Mengzone

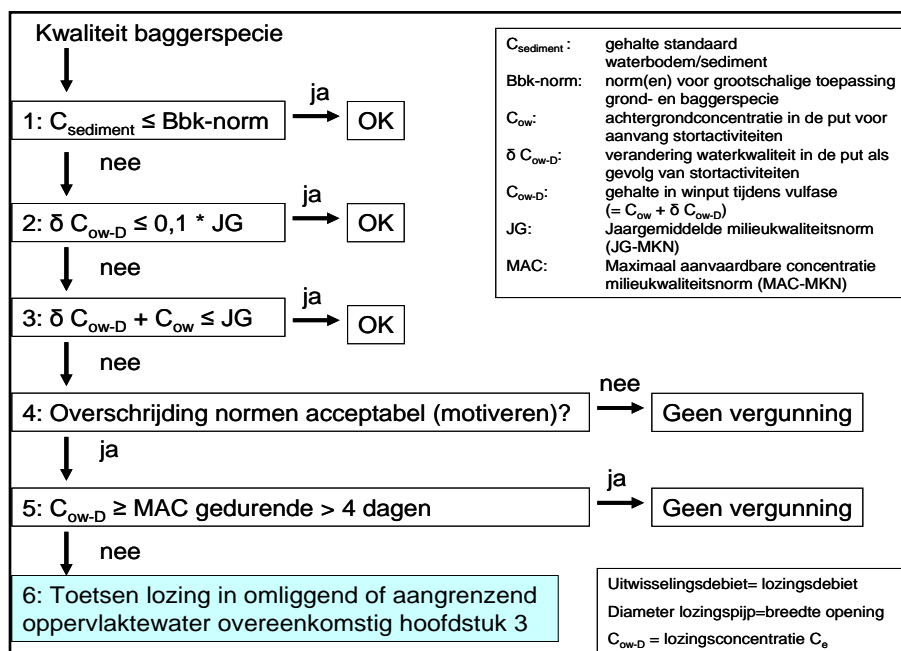
Omdat in een winput geen sprake is van een (vast) lozingspunt, wordt de gehele put als mengzone beschouwd. Dit betekent dat wordt gekeken naar de jaargemiddelde waterkwaliteit in de gehele winput. Dit sluit aan bij de beschikbare modellen om de effecten van de storting van baggerspecie op de waterkwaliteit te berekenen.

Bij toetsing van de concentratieverhoging in het ontvangende (omliggende of aangrenzende) oppervlaktewaterlichaam wordt een representatieve locatie gekozen in het ontvangende oppervlaktewaterlichaam waarbij al een zekere menging van het uit de winput afkomstige water en het ontvangende oppervlaktewaterlichaam heeft plaatsgevonden. Voor dit deel van de toetsing wordt aangesloten bij de methodiek beschreven in hoofdstuk 3, paragraaf 3.1.2.

Toetsschema (win)putten storting baggerspecie

De toepassing van bovenstaande uitgangspunten uit de inleiding in combinatie met de uitgangspunten van de immissietoets levert het volgende toetsschema op.

Figuur 3.1: Toetsschema (win)putten storting baggerspecie



Ok = geen belemmering op grond van beïnvloeding van de algemene waterkwaliteit

De vragen uit deze toets worden hieronder stapsgewijs toegelicht:

Stap 1: voldoet de kwaliteit van de baggerspecie voor de betreffende parameter aan de Bbk-normen voor grootschalige toepassingen?

- Zo ja, dan is de storting toegestaan.
- Zo nee, dan naar stap 2.

Opmerking: als dit voor *alle parameters* het geval is en de verondieping als nuttig wordt beschouwd, is mogelijk geen sprake van storten, maar van nuttig toepassen. In dat geval kan verondiept worden op grond van het Bbk en is geen lozingsvergunning nodig.

Stap 2: is de concentratieverhoging in de put (gehele put als mengzone) minder dan $0,1 \cdot$ jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm (JG-MKN)?

- Is het antwoord ja, dan is er in de put geen probleem.
- Bij antwoord nee moet in stap 3 gekeken worden of de normen niet worden overschreden.

Bedacht moet worden dat het hier gaat om de verhogingen in de mengzone, zijnde de put. Daarna vindt er nog een uitwisseling plaats met het bovenstaande of aanliggende watersysteem. Beneden de 10% van de JG-MKN wordt niet verwacht dat de beïnvloeding nog van enige betekenis zal zijn. Bij hogere verhogingen in de put dan 10 % van de JG-MKN wordt wel getoetst of de verhoging bovenop de achtergrondconcentratie de norm niet gaat overschrijden (stap 3). De beïnvloeding van het bovenstaande of aanliggende watersysteem kan in die gevallen wel van betekenis zijn en daarom moet er na deze stappen 2 en 3 ook gekeken worden of het ontvangende systeem nog een beïnvloeding van betekenis heeft (stap 6).

Stap 3: is de concentratieverhoging + het achtergrondgehalte minder dan de jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm (JG-MKN) of klassegrens?

- Is het antwoord ja, dan is er in de put geen probleem. Er zijn dan ook geen problemen met het bovenstaande of aanliggende watersysteem.
- Is het antwoord nee, dan moeten bijvoorbeeld de acceptatiecriteria worden bijgesteld of andere storttechnieken worden toegepast.

Stap 4: indien geen mogelijkheden worden gevonden, bijvoorbeeld via de acceptatiecriteria of storttechnieken, om binnen de normen te blijven moet overwogen worden of (tijdelijke) overschrijding van de JG-normen in de put acceptabel is. Bedacht moet worden dat daarvoor minimaal de voorwaarden uit de stappen 5 en 6 gelden en dat deze stappen dus moeten kunnen worden uitgevoerd.

Wanneer geen dynamische modellen worden gebruikt en er geen inzicht is in het vaststellen van concentratie-effecten (op het schaalniveau van dagen), in de variatie in aanbod in hoeveelheden en kwaliteit die tot verschillen in waterkwaliteit op dagniveau kunnen leiden, dan is het uitvoeren van stap 5 niet zinvol. Ook is het in dat geval in stap 4 niet zinvol te kijken naar mogelijkheden / omstandigheden waarin eventuele overschrijding van normen kan worden toegestaan. Men beëindigt dan de toetsing bij stap 3.

Stap 5: nagaan of de Maximale aanvaardbare concentratie (MAC) niet wordt overschreden. Daarbij gaat het om een periode van meer dan 4 aaneengesloten dagen. Deze periode is gekozen omdat dit overeenkomt met de langste periode waarover acuut toxisch onderzoek wordt gedaan en waaruit de betreffende getalswaarden voor de MAC-MKN zijn afgeleid. Dat

betekent dat er pas over langere perioden dan deze 4 dagen echt acuut toxische effecten te verwachten zijn.

Voor de toetsing aan dit criterium is het nodig dat er dynamische modellen worden gebruikt en er op het schaalniveau van dagen concentratie-effecten kunnen worden vastgesteld. Bovendien is het nodig dat er inzicht is in de variatie in aanbod in hoeveelheden en kwaliteit die tot verschillen in waterkwaliteit op dagniveau kunnen leiden. Als niet aan beide voorwaarden wordt voldaan, is rekenen met en toepassen van dit criterium niet zinvol.

Stap 6: de standaard immissietoets uit hoofdstuk 2, waarbij de uitwisseling van de put met het ontvangende watersysteem als puntlozing wordt beschouwd.

In feite vindt er dus een dubbele toetsing plaats, maar deze wordt alleen uitgevoerd als in de put de kwaliteit boven de norm is. Dan wordt nagegaan of deze kwaliteit 'uitwisselingswater' op het ontvangende watersysteem niet voor problemen zorgt.

Opmerking:

- Opgelet moet worden dat de parametersets die gebruikelijk zijn bij waterbodemonderzoeken, bijvoorbeeld uit het Bbk/Bkl, niet altijd goed aansluiten op de milieukwaliteitsnormen voor het oppervlaktewater. Bijvoorbeeld: benzo(b)fluorantheen is wel relevant voor water, maar is geen norm in het Bbk/Bkl; daar is de PAK opgenomen in een somparameter. Advies is om zoveel mogelijk naast de somparameters ook de individuele waarden te laten rapporteren. Mochten deze er niet zijn, dan wordt als worst-case aanname de waarde voor de somparameter toegepast op de individuele stoffen.
- De overwegingen met betrekking tot biologie op orde uit paragraaf 3.3.5 en rekening houden met opgeloste deel metalen, biobeschikbaarheid, etc. uit bijlage A zijn in dit toetschema eveneens te gebruiken.

3.2 Toets bij (vergunningplichtige) ingreep in de waterbodem

Vanuit de KRW wordt de waterbodem beschouwd als integraal onderdeel van het watersysteem. De KRW kent dan ook geen aparte doelstellingen voor de kwaliteit van de waterbodem, terwijl de waterbodem wel invloed heeft op de waterkwaliteit en de ecologie van het systeem en dus op het behalen van de KRW-doelstellingen.

Projectplan-/projectbesluitplichtige⁵² of vergunningplichtige ingrepen in zowel rijks- als regionale wateren, waarbij een nieuw contact ontstaat tussen een waterbodem en het oppervlaktewater, dienen te worden getoetst op het effect van de waterbodem op de waterkwaliteit.

Rijkswaterstaat heeft een waterbodemimmissietoets ontwikkeld, bestaande uit een handreiking⁵³ en een bijbehorende Excel-applicatie⁵⁴, om de consequenties van ingrepen in de waterbodem op gestandaardiseerde wijze door te vertalen naar mogelijke effecten op het behalen van de KRW-doelstellingen voor het oppervlaktewater. In de waterbodemimmissietoets worden de mogelijke effecten van emissies van stoffen uit de waterbodem op de waterkwaliteit getoetst aan het KRW-principe van 'geen achteruitgang'.

⁵² Onder de Omgevingswet is het projectbesluit, voor zover hier relevant, de opvolger van het projectplan uit de Waterwet.

⁵³ Zie helpdeskwater (www.helpdeskwater.nl/waterbodemimmissietoets).

⁵⁴ Deze applicatie is te downloaden via de site van de helpdesk water (www.helpdeskwater.nl/waterbodemimmissietoets).

In deze toetsing gaat het om het effect van stoffen op de waterkwaliteit en niet om de gevolgen voor bijvoorbeeld de ecologie als gevolg van een andere inrichting van het watersysteem (de vorm en inrichting van de 'bak'). Daarvoor wordt, voor ingrepen in de rijkswateren, verwezen naar het toetsingskader waterkwaliteit uit het Beheer- en Ontwikkelplan voor de Rijkswateren (BPRW) of het toetsingskader waterkwaliteit in de waterwetvergunning na implementatie van de KRW (leidraad voor de waterschappen).

3.3 Relevante aspecten van wet- en regelgeving bij de waterbodemmimmissietoets

3.3.1 Waterbodem is integraal onderdeel van het watersysteem

Vanuit de KRW wordt de waterbodem beschouwd als integraal onderdeel van het watersysteem. De waterbodem kan echter wel een potentiële bron zijn van KRW-relevante stoffen. Een ingreep in de waterbodem mag er niet toe leiden dat het waterlichaam in een slechtere KRW-toestandklasse geraakt. De KRW-verplichting om op stofniveau na te gaan of er geen achteruitgang is, heeft daarom consequenties voor het omgaan met waterbodems. Uitgangspunt voor de toetsing is dat een nieuwe emissie van stoffen uit de waterbodem als gevolg van een ingreep niet mag leiden tot achteruitgang. Met een nieuwe emissie van stoffen uit de waterbodem wordt bedoeld dat het een emissie betreft die in de huidige situatie niet plaatsvindt. Dit komt voor in situaties waar na de ingreep een andere waterbodemkwaliteit wordt blootgelegd of in situaties waar een waterbodem in contact komt met oppervlaktewater waar dit voor de ingreep niet het geval was. Door RWS is, zoals in de vorige paragraaf vermeld, een waterbodemmimmissietoets⁵⁵ ontwikkeld bestaande uit een Handreiking en Excel-applicatie:

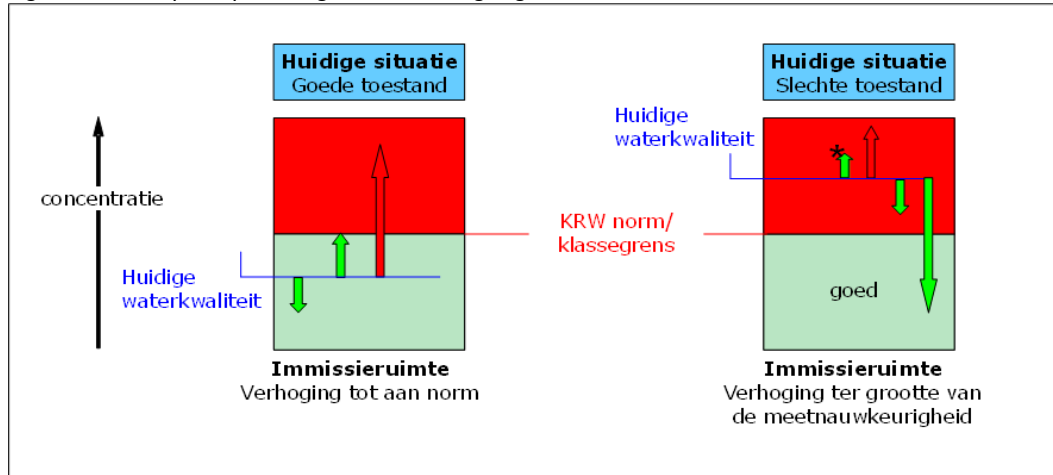
- De Handreiking beschrijft hoe de waterbodemmimmissietoets (voorheen het onderdeel waterbodem van het toetsingskader Waterkwaliteit (BPRW)), op uniforme en transparante wijze moet worden doorlopen;
- De Excel-applicatie kan gebruikt worden om 1) te bepalen voor welke stoffen waterbodemkwaliteitsgegevens nodig zijn, 2) voor welke stoffen de waterbodemmimmissietoets uitgevoerd moet worden en 3) het uitvoeren van de daadwerkelijke waterbodemmimmissietoets.

3.3.2 Milieukwaliteitseisen voor oppervlaktewater

In de waterbodemmimmissietoets worden de concentraties van prioritaire stoffen en specifieke verontreinigende stoffen op dezelfde manier berekend. Bij de interpretatie van de resultaten (voldoet/voldoet niet) kan het bevoegd gezag onderscheid maken. De biologische kwaliteitselementen en ondersteunende parameters worden niet geëvalueerd met de waterbodemmimmissietoets. Fosfaat kan wel worden ingevoerd als overige stof. Ook stoffen, die niet in de Excel-applicatie zijn opgenomen, kunnen worden ingevoerd. Behalve gehalten en concentraties, dient voor zo'n stof ook de partiticoëfficiënt aan organische stof [Koc] en de partiticoëfficiënt aan zwevend stof [Kd] te worden ingevoerd.

⁵⁵ In deze handreiking behorende bij de waterbodemmimmissietoets is de waterbodemmimmissietoets in detail uitgewerkt en wordt tevens ingegaan op de Excel-applicatie en onderliggende theorie (zie www.Helpdeskwater/waterbodemmimmissietoets).

Figuur 3.2: Het principe van 'geen achteruitgang'



Groene pijlen geven de toegestane, rode pijlen de niet toegestane veranderingen in concentraties.
 * geeft een verhoging weer binnen de meetnauwkeurigheid van de waterkwaliteitsnorm.

3.3.3 Reikwijdte waterbodemmmissietoets

3.3.3.1 Welke ingrepen

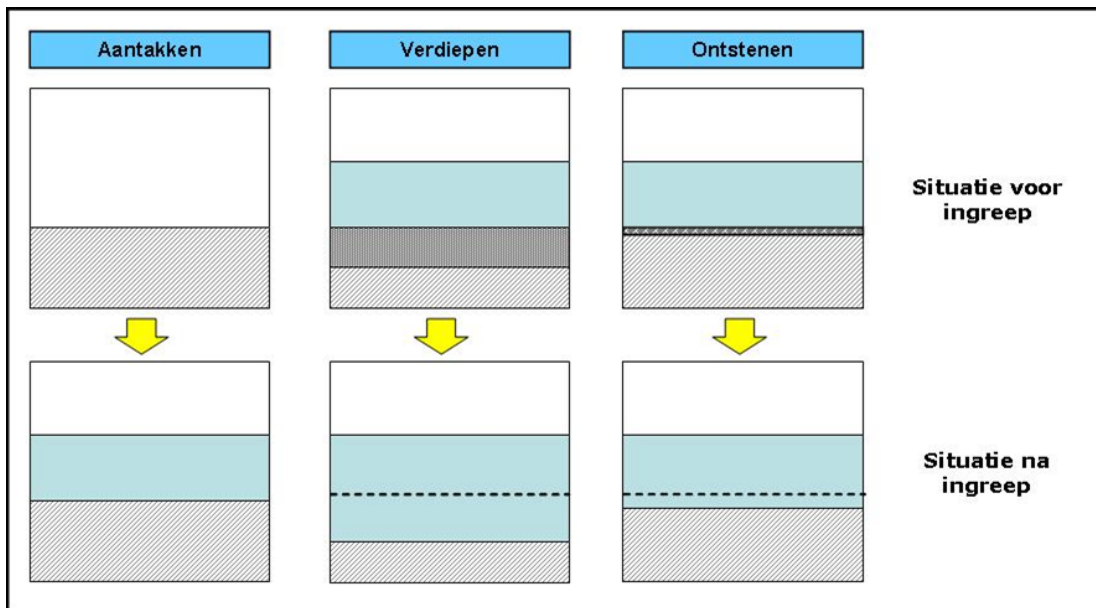
De waterbodemmmissietoets is bedoeld voor ingrepen in rijkswateren en regionale wateren waarvoor een vergunning dan wel projectplan (onder de Omgevingswet omgevingsbesluit) vereist is en waarbij er een nieuwe emissie kan optreden van stoffen vanuit de waterbodem als gevolg van de ingreep. Met een nieuwe emissie wordt bedoeld dat het een emissie betreft van stoffen uit de waterbodem die in de huidige situatie niet aanwezig was. Dit komt voor in situaties waar na de ingreep een andere waterbodemkwaliteit wordt blootgelegd of in situaties waar een waterbodem in contact komt met oppervlaktewater waar dit voor de ingreep niet het geval was.

Situaties waarbij een andere waterbodemkwaliteit wordt blootgelegd doen zich voor indien er een toplaag wordt weggegraven die een andere kwaliteit heeft dan de waterbodem eronder. Deze situaties doen zich voor indien er sprake is van het **verdiepen** van de bodem van het oppervlaktewater (bv. verdiepingsbaggeren). Voor de ingreep was er contact tussen de huidige toplaag en het oppervlaktewater en na de ingreep is er contact tussen de blootgelegde laag en het oppervlaktewater. De nieuwe emissie van stoffen uit de waterbodem komt in deze situatie voort uit het kwaliteitsverschil tussen de toplaag en de laag na ingreep.

Er zijn echter ook situaties waarbij er als gevolg van de ingreep een nieuw contact ontstaat tussen een waterbodemlaag en het oppervlaktewater. In deze situaties is er geen toplaag voor de ingreep die reeds in contact stond met het oppervlaktewater. De nieuwe emissie komt dan niet voort uit een kwaliteitsverschil tussen een toplaag en een laag na ingreep, maar wordt volledig bepaald door de waterbodemlaag na ingreep die in contact komt te staan met het oppervlaktewater. Deze situaties doen zich voor bij ingrepen die leiden tot het **aantakken** van 'nieuwe' waterbodem (bv. aanleg nevengeul) of bij het **ontsteden** van een oever (bv. aanleg natuurvriendelijke oever). Bij het aantakken van een 'nieuwe' waterbodem, wordt er door het graven van een nevengeul een waterbodemlaag in contact gebracht met het oppervlaktewater waar dit voor de ingreep niet het geval was. De nieuwe emissie komt voort uit de bodem van de nevengeul die zich voegt bij de reeds bestaande waterbodem. Bij het ontsteden van een oever, stond de waterbodem die zich in de oever reeds bevond voor de ingreep niet in contact met het oppervlaktewater omdat deze beschermd was door bouwmaterialen, maar zal deze na de ingreep stoffen kunnen

emitteren naar het oppervlaktewater. De drie situaties waar er sprake is van een 'nieuwe' emissie van stoffen uit de waterbodem staan weergegeven in onderstaande figuur.

Figuur 3.3: situaties waarbij een 'nieuwe' emissie van stoffen vanuit de waterbodem kan ontstaan



Onderhoudsbaggeren is uitgezonderd van de waterbodemitmissietoets omdat over het algemeen sprake is van netto-sedimentatie en daardoor zowel de weg te baggeren top laag als binnen aanzienbare tijd ook de blootgestelde waterbodemiaag gelijk zal zijn aan het herverontreinigingsniveau. Tevens zijn KRW-maatregelen uitgezonderd omdat men deze neemt met het oog op het behalen van de waterkwaliteitsdoelstellingen. Er wordt vanuit gegaan dat voor dergelijke maatregelen alle waterkwaliteitseffecten zijn beoordeeld en afgewogen.

3.3.3.2 Schaalniveau

De waterbodemitmissietoets toetst op het schaalniveau van een waterlichaam en toetst de emissies uit de waterbodem als gevolg van de gehele ingreep die binnen een projectplan dan wel vergunning aangevraagd wordt. Indien er meerdere waterlichamen onderdeel zijn van het projectplan dan wel een vergunning, moet de waterbodemitmissietoets voor elk waterlichaam worden uitgevoerd. Verschillende ingrepen in de waterbodem, die onderdeel zijn van één projectplan dan wel watervergunning, worden integraal getoetst.

3.3.3.3 Welke stoffen?

De waterbodemitmissietoets toetst of en in hoeverre er als gevolg van een ingreep in de waterbodem sprake kan zijn van achteruitgang. Deze toets hoeft daarom voor een stof enkel uitgevoerd te worden wanneer de concentratie van de stof in de 'nieuwe' waterbodem voldoet aan onderstaande criteria:

- De gemiddelde concentratie van een stof in de 'nieuwe' waterbodem is hoger dan de gemiddelde concentratie aan stoffen in de ontgraven laag. Hier wordt uitgegaan van een minimale verhoging van 10%. Indien er geen sprake is van een ontgraven laag, vervalt dit criterium.

- De gemiddelde concentratie van een stof in de “nieuwe” waterbodems is hoger dan de interventiewaarde voor waterbodems.⁵⁶

In de onderstaande figuur is weergegeven wanneer de toetsing dient plaats te vinden.

Figuur 3.4: stappenplan waterbodemmissetoets



¹ Ingrepen in drogere oevergebieden betreffen landbodems en zijn dus uitgezonderd.

² Onderhoudsbaggerwerkzaamheden zijn niet vergunning- of projectplanplichtig en zijn dus uitgezonderd.

³ 'Oude' waterbodems worden doorgaans ontgraven in situaties waarin sprake is van verdiepen. In situaties waar sprake is van aantakken of ontstening is geen sprake van het ontgraven van een 'oude' waterbodems (zie figuur 3.3 in paragraaf 3.3.3.1)

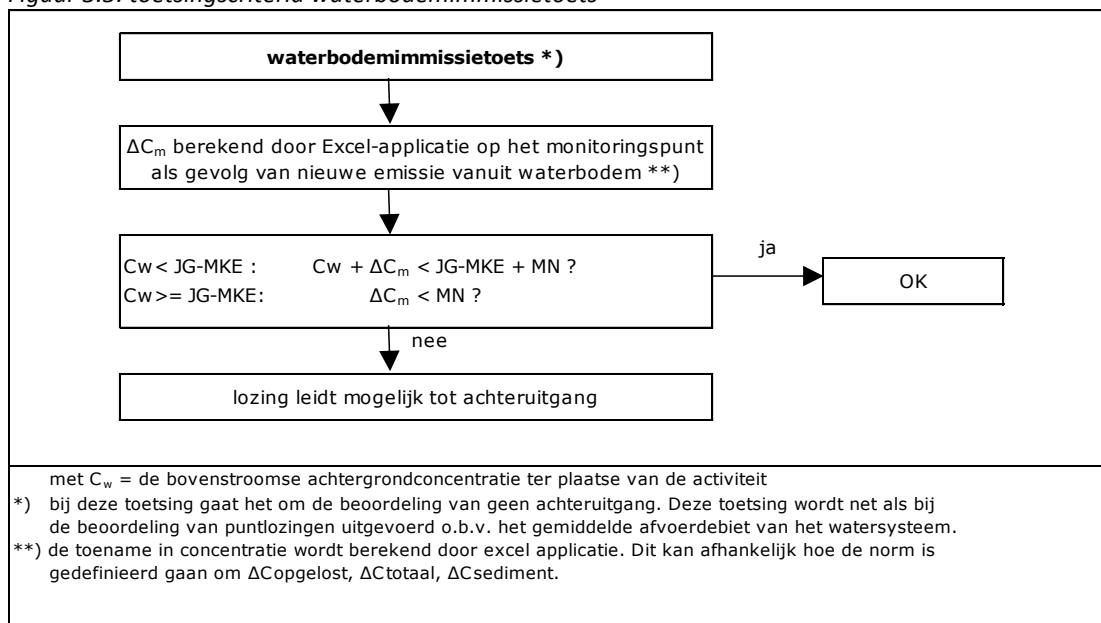
3.3.4 Uitgangspunten voor de toetsing met waterbodemmissetoets

De waterbodemmissetoets gaat uit van een diffuse verspreiding van eventuele verontreinigingen over een groot oppervlak dat in contact staat met de waterkolom. De toets is niet bedoeld voor puntbronnen. De waterbodemmissetoets gaat uit van een worst-case-scenario waarbij op jaarbasis een bepaalde hoeveelheid waterbodemsdeeltjes (zowel poriewater als vaste bodemsdeeltjes) toegevoegd worden aan het oppervlaktewater en die zorgen voor een nieuw evenwicht van stoffen in de waterkolom. Deze zogenaamde 'lozing', de emissierichting van het oppervlaktewater, zal in de tijd afnemen. Met de waterbodemmissetoets wordt getoetst of door een ingreep in de waterbodems sprake kan zijn van achteruitgang of niet. Net als bij de beoordeling van puntbronnen zal deze beoordeling worden uitgevoerd op basis van het gemiddelde afvoerdebiet van het watersysteem ter plaatse van de ingreep.

In de navolgende figuur zijn de criteria waaraan getoetst weergegeven.

⁵⁶ Hier wordt aangesloten bij het Besluit Bodemkwaliteit waar baggerspecie met een stofconcentratie < Interventiewaarde onder algemene regels in oppervlaktewater verspreid/toegepast mag worden.

Figuur 3.5: toetsingscriteria waterbodeminmissietoets

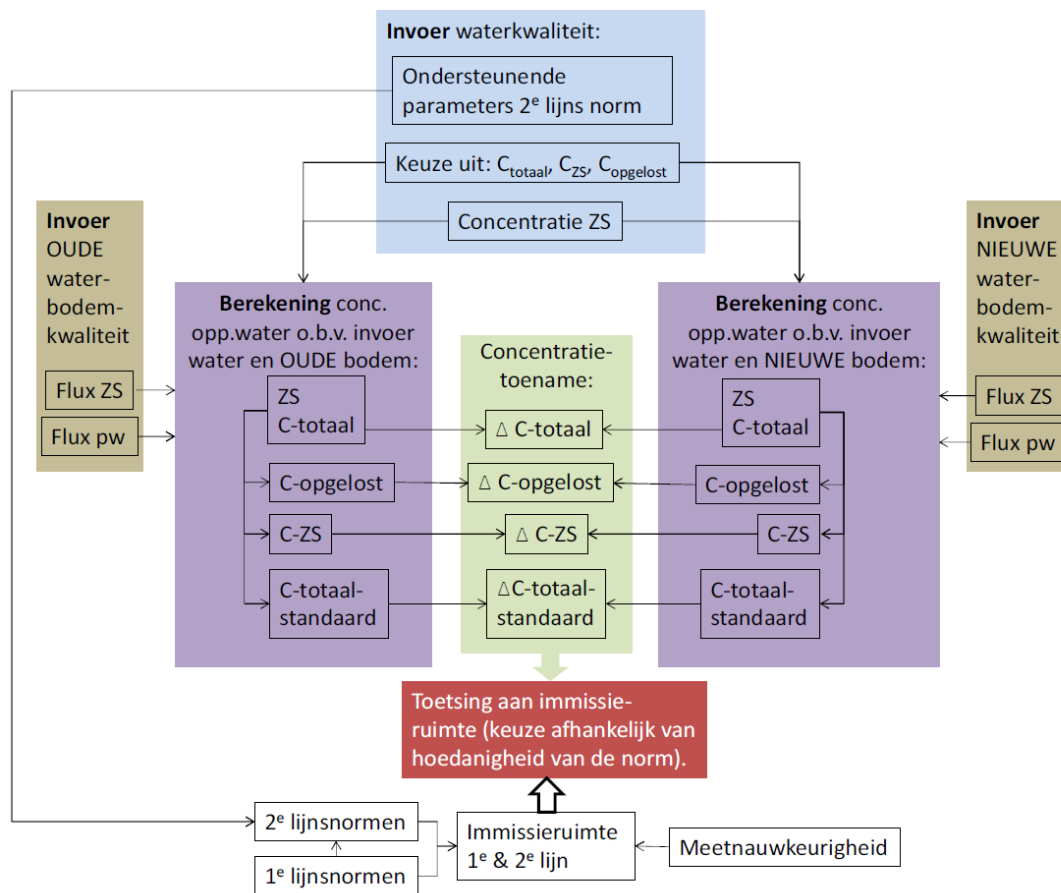


De Excel-applicatie berekent of de toename in concentratie ΔC_m als gevolg van de maatregel/ingreep (gedefinieerd als $\Delta C_{\text{opgelost}}$, ΔC_{totaal} of $\Delta C_{\text{sediment}}$ al naar gelang hoe de norm is gedefinieerd) binnen de toegestane immissieruimte blijft. Niet het absolute verschil in bodemkwaliteit wordt getoetst aan de immissieruimte, maar het verschil in de toename in concentratie in het oppervlaktewater als gevolg van een emissie uit zowel de 'oude' als de 'nieuwe' bodemkwaliteit. Deze toename in concentratie wordt bepaald door zowel de vracht vanuit de waterbodem als door de mate van verdunning/menging. Hiervoor zijn zowel gegevens over de 'oude' en 'nieuwe' bodemkwaliteit benodigd als watersysteemparameters zoals de afvoer. De immissieruimte wordt bepaald door de waterkwaliteitsnorm en de huidige waterkwaliteit.

Metalen

Met de Excel-applicatie kan ook een tweedelijsbeoordeling voor metalen worden uitgevoerd. Zie onderstaand figuur voor een schematische weergave van de berekeningen in de waterbodeminmissietoets.

Figuur 3.6: Flowschema van de werking van de waterbodemmmissietoets



3.3.5 Afwenteling

De KRW gaat uit van een integrale beoordeling waarbij de samenhang in het watersysteem leidend is (stroomgebiedsbeheersplannen). De verplichting om na te gaan of er geen sprake is van achteruitgang, geldt daarom ook voor de benedenstroomse waterlichamen. Er is sprake van afwenteling als ingrepen in een waterlichaam het bereiken van doelstellingen in een benedenstrooms gelegen waterlichaam belemmeren.

Met de waterbodemmmissietoets kan men, voor het waterlichaam waar de ingreep in de waterbodem plaatsvindt, het effect van mogelijke emissies van stoffen uit de waterbodem toetsen aan het principe van geen achteruitgang. Als er in dit waterlichaam geen sprake is van achteruitgang als gevolg van de ingreep, zullen de benedenstroomse waterlichamen eveneens voldoende beschermd zijn voor zover de waterkwaliteits-doelstellingen gelijk zijn. Het kan echter zo zijn dat zich benedenstrooms waterlichamen bevinden waarin specifiek beschermde functies aanwezig zijn, bijvoorbeeld de functie drinkwater. Ook kunnen er vanwege een overgang naar zoute wateren andere normen gelden. Om dit mogelijke afwentelingseffect goed te beoordelen, wordt in de waterbodemmmissietoets niet alleen gevraagd of er in het waterlichaam van de ingreep een waterwinlocatie is, maar ook of dit in benedenstroomse waterlichamen het geval is. In het laatste geval berekent de waterbodemmmissietoets de situatie, dat de waterwinlocatie zich in het waterlichaam van de ingreep zelf bevindt (worst-case-beoordeling).

3.3.6 Overeenkomsten en verschillen toetsing waterbodems en andere bronnen

Voor de toetsing van de potentiële negatieve invloed van een nieuwe emissie van stoffen uit de waterbodem als gevolg van een ingreep in het waterlichaam, gelden dezelfde

uitgangspunten als voor overige bronnen in het oppervlaktewater. Dit komt neer op dezelfde KRW-principes van 'geen achteruitgang' en 'geen afwenteling'. Hierbij worden dezelfde normen gehanteerd.

De in de Handreiking van de waterbodemimmissietoets uitgewerkte toetsing is gebaseerd op de uitgangspunten zoals beschreven in hoofdstuk 2 van dit Handboek en geschikt gemaakt voor de toetsing van een nieuwe emissie van stoffen vanuit de waterbodem als gevolg van een ingreep. De toetsingssystematiek is echter maar gedeeltelijk van toepassing op de waterbodemimmissietoets. Van het toetsingsschema voor (punt)lozingen, zoals opgenomen in hoofdstuk 2 van het dit Handboek voor het berekenen van de effecten van (punt)lozingen op het oppervlaktewater, worden alleen de toetsen gebruikt die van toepassing zijn op de waterbodem. De stappen 1 t/m 3 (effluenttoets, triviaaltoets en significantietoets) zijn niet van toepassing op de waterbodem, wat betekent dat er niet direct bij het lozingspunt wordt getoetst en ook niet aan de rand van de mengzone.

In de waterbodemimmissietoets wordt alleen getoetst aan het principe van geen achteruitgang op de schaal van een waterlichaam en worden er geen andere toetsen uitgevoerd. Geen achteruitgang houdt in dat de immissieruimte wordt bepaald op basis van de huidige waterkwaliteit ter plaatse van het KRW-monitoringspunt en de waterkwaliteitsnorm, en dat vervolgens wordt getoetst of, bij volledige menging, de concentratietoename als gevolg van de emissie vanuit de waterbodem, de immissieruimte overschrijdt. De reden hiervoor is, dat de emissie vanuit de waterbodem een potentiële lozing betreft, die niet uit één vast punt geëmitteerd wordt. De rekensystematiek voor (punt)lozingen kan goed worden gebruikt voor het bepalen van de effecten op de schaal van een waterlichaam, maar feitelijk is de emissie vanuit de waterbodem geen echte lozing. Er is bij waterbodems geen sprake van een daadwerkelijke smalle lozingspijp, wat toetsing aan het einde van de pijp dan wel op de rand van de mengzone onmogelijk maakt. Daarnaast vindt de menging plaats via een ander principe dan bij (punt)lozingen. De vanuit de waterbodem geëmitteerde (opgewervelde) bodemdeeltjes mengen zich met het zwevende stof in het bovenstaande water en er vindt uitwisseling met de waterfase plaats. In de waterbodemimmissietoets wordt aangenomen dat deze uitwisseling tussen zwevend stof en water leidt tot evenwicht. Zowel de afstand waarover dit plaatsvindt als de tijdsduur zijn van een andere orde van grootte dan bij (punt)lozingen, waardoor voor de potentiële lozing vanuit de waterbodem alleen de normtoets na volledige menging relevant is.

3.4 Toepassing immissietoets bij indirecte lozingen en lozingen op rwzi

Bij indirecte lozingen worden afvalwaterstromen geloosd via de (openbare) riolering of een externe zuivering (bijvoorbeeld een rwzi), niet in beheer bij het bedrijf waarvan de lozing afkomstig is. De lozing vanuit die riolering of externe zuivering in oppervlaktewater is vervolgens een directe lozing. Een lozing die direct op een persleiding naar de rwzi wordt geloosd geldt ook als een directe lozing. Het Handboek Immissietoets wordt in die gevallen op zowel de indirecte lozing (door het voor die indirecte lozing bevoegde gezag) als de directe eindlozing (door de waterbeheerder) toegepast. NB: onder de Omgevingswet worden indirecte lozingen 'milieubelastende activiteiten' genoemd en worden directe lozingen 'lozingsactiviteiten op een oppervlaktewaterlichaam' genoemd.

Bevoegd gezag voor indirecte lozingen is de gemeente of provincie, of – in sommige specifieke gevallen – de minister van IenW. De waterbeheerder heeft geen vergunningverlenende bevoegdheid. Daarnaast is het bevoegd gezag verplicht om naar aanleiding van een aanvraag voor een nieuwe indirecte lozing, of een wijziging daarvan, de waterbeheerder om advies te vragen over de invloed van de lozing op de achterliggende

rwzi, of dan wel het achterliggende oppervlaktewaterlichaam. De waterbeheerder heeft dus de bevoegdheid om te adviseren over alle omgevingsvergunningen voor inrichtingen waarbij een indirecte lozing plaatsvindt. Indien door de indirecte lozing de doelmatige werking van het zuiveringstechnisch werk zou worden belemmerd of Europese milieukwaliteitseisen voor de kwaliteit van het oppervlaktewater zouden worden overschreden, is het advies van de waterbeheerder onder de Wabo bindend. Onder de Omgevingswet is het advies niet bindend.

Toepassing van de immissietoets op de directe eindlozing die het gevolg is van een of meer indirecte lozingen, is als volgt: bij de analyse van stoffen en bronnen wordt in beginsel de lozing van het effluent van de externe zuivering/riolering in beschouwing genomen en niet de op de externe zuivering/riolering lozende achterliggende bronnen. Bij het oplossen van problemen met de lozing van de externe zuivering/riolering kan het echter nodig zijn ook de achterliggende bronnen in beschouwing te nemen. Dit speelt bijvoorbeeld in de volgende situaties:

- Een (individuele) achterliggende bron bepaalt in hoge mate de belasting en de effluentkwaliteit van de externe zuivering. Dit kan bijvoorbeeld een bedrijf zijn dat de probleemstof loost, terwijl de probleemstof verder geen grote achterliggende bronnen kent.
- De externe zuivering is er niet voor ingericht om de specifieke probleemstof te zuiveren, zodat de benodigde reductie van de lozing van de betreffende probleemstof bij de specifieke bron(nen) moet worden gerealiseerd. Dit is het geval wanneer bijvoorbeeld de probleemstof niet goed afbreekbaar is.
- De probleemstof wordt op de externe zuivering wel gezuiverd en zuivering past ook in de doelstellingen voor terughouding in een externe zuivering, maar de mogelijkheden om de probleemstof verder terug te brengen op de externe zuivering ontbreken en/of overstijgen de beginselen van BBT. Het kan daarbij zowel om technische als economische redenen gaan. Als voorbeeld kan genoemd worden een bedrijf met een dermate grote nutriëntenlozing dat ook na zuivering het effluent nog te hoge concentraties bevat en een te hoge vracht wordt geloosd, terwijl de externe zuivering al is geoptimaliseerd voor verwijdering van nutriënten.

De immissietoets wordt uitgevoerd zoals in hoofdstuk 2 is beschreven; alleen worden de concentraties van de te lozen stoffen bepaald met inachtneming van de zuiveringstechnieken / het zuiveringsrendement en de verdunningsfactoren die te verwachten zijn in de externe zuivering of de externe riolering waarop geloosd wordt.

3.5 Complexe normen

Er zijn stoffen waarvan de hoogte van de norm ook afhankelijk is van andere stoffen aanwezig in het ontvangende oppervlaktewater. Voor deze complexe normen geldt een andere aanpak dan beschreven in hoofdstuk 2. Voor complexe normen is de hoogte van de norm ook afhankelijk van omgevingsparameters van het ontvangende water, zoals bijvoorbeeld de concentratie van andere chemische parameters aanwezig in het oppervlaktewater, de zuurgraad of temperatuur van het ontvangende water. In het navolgende wordt dit geïllustreerd aan de hand van een voorbeeld. Informatie over complexe normen is ook te vinden op de site van RIVM (www.rivm.nl)

3.5.1 Melamine

Een voorbeeld van een complexe norm is die voor melamine. Voor deze stof is de hoogte van de norm ook afhankelijk van andere stoffen aanwezig in het ontvangende water.

In februari 2019 is een beleidsmatige indicatieve norm voor melamine⁵⁷ vastgesteld. De toxische werking kan afhangen van meerdere stoffen. Met name de aanwezigheid van cyanuurzuur is een punt. Deze stof en melamine vormen samen kristallen en de toxiciteit van dit melamine-cyanuraatcomplex is groter dan van melamine alleen. De verwachting is dat cyanuurzuur ook reageert met stoffen die op melamine lijken, zoals melem en melam. Om deze reden is gekozen voor een som-norm: de som van melamine, melem en melam. Omdat het om meerdere stoffen gaat die kunnen reageren met cyanuurzuur, is de norm uitgedrukt in Molair (M).

De aanwezigheid van cyanuurzuur is van invloed op de hoogte van de norm. In geval de concentratie aan cyanuurzuur lager is dan 10 ug/l, is de kans dat er een reactie optreedt met de stoffen melamine, melem en/of melam dusdanig laag dat hiervoor een hogere norm wordt gehanteerd. De leidt tot de volgende normen:

- Concentratie cyanuurzuur < 10 ug/l: som (melam, melem en melamine) ≤ 2 μM
- Concentratie cyanuurzuur ≥ 10 ug/l: som (melam, melem en melamine) ≤ 0.28 μM

Let op: de norm is uitgedrukt in μM.⁵⁸

Voorbeeld

In het effluent komt melamine voor in een concentratie van 1 mg/l, melem in een concentratie van 2 mg/l en melam in een concentratie van 2.5 mg/l. De verdunningsfactor op de rand van de mengzone bedraagt 50. De cyanuurconcentratie in het ontvangende water bedraagt 8 ug/l.

De molecuulmassa's van melamine, melem en melam bedragen respectievelijk 126,12, 218.1 en 235.21. Dit betekent dat de som aan melamine, melem en melam uitgedrukt in μM, aanwezig in het effluent, uitkomt op $1000/126.12 + 2000/218.1 + 2500/235.21 = 27.72 \mu\text{M}$. Uitgaande van een achtergrondconcentratie van 0 betekent dit dat de concentratie op de rand van de mengzone uitkomt op $27.72/50 = 0.554 \mu\text{M}$.

De cyanuurzuurconcentratie bedraagt 8 ug/l. Dit betekent dat de norm voor de som (melamine, melem en melam) uitkomt op 2 μM. De norm op de rand van de mengzone wordt niet overschreden, maar de concentratietoename bedraagt $0.554/2 = 27.7 \%$. Dat is meer dan de toegestane 10% o.b.v. de significantietoets van de immissietoets. Om te voldoen moet de lozingsconcentratie met 63.3% worden teruggebracht.

In geval de cyanuurzuur-concentratie 10 ug/l of meer zou bedragen, zou de norm uitkomen op 0.28 μM. In dat geval zou de norm op de rand van de mengzone worden overschreden. In dit geval bedraagt de noodzakelijke reductie o.b.v. de significantietoets $(1-0.1/(0.554/0.28)) = 95\%$.

⁵⁷ De beleidsmatige norm is op 22 februari vastgesteld door de Stuurgroep Normstelling Water en Lucht, februari 2019.

⁵⁸ Dit betekent dat indien concentraties zijn uitgedrukt in gewichtseenheden/volume-eenheid deze waarden moeten worden gedeeld door de molecuulmassa M. Voor omrekening naar molair geldt de volgende stelregel:
Concentratie in Molair = concentratie uitgedrukt in gewicht-eenheden/molecuulmassa (M).

4 Informatievoorziening: rollen en verantwoordelijkheden

4.1 Inleiding

Het Handboek Immissietoets speelt een belangrijke rol in het proces van informatieverstrekking. Met het Handboek wordt de toelaatbaarheid van een lozing beoordeeld in het licht van de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater en de daarin geldende normen. Het is dan ook een noodzakelijke voorwaarde voor toepassing van het Handboek dat de relevante informatie over de invloed van de lozing op de waterkwaliteit beschikbaar is.

Bij het verlenen van een vergunning geldt dat de aanvrager in de eerste plaats voldoende informatie dient te verschaffen aan het bevoegd gezag. Op grond van artikel 4:2 lid 2 van de Algemene wet bestuursrecht (Awb) verschaft de aanvrager van een vergunning of een maatwerkvoorschrift de gegevens die nodig zijn voor de beslissing op de aanvraag waarover hij redelijkerwijs de beschikking kan krijgen. Op grond van artikel 3:2 Awb is het bevoegd gezag gehouden de nodige informatie omtrent de relevante feiten en de af te wegen belangen te verzamelen. Dit betekent dat het bevoegd gezag van de aanvrager toereikende informatie omtrent de te verwachten belasting van het oppervlaktewater dient te verkrijgen, alvorens tot besluitvorming over kan worden gegaan. Alleen wanneer alle relevante informatie is ontvangen kan er een zorgvuldige belangenafweging plaatsvinden. Zorgvuldig betekent met name ook dat er inzicht bestaat in het (mogelijk) effect van de voorgenomen lozing op *alle* in het geding zijnde belangen.

Leeswijzer

In dit hoofdstuk wordt achtereenvolgens ingegaan op de volgende vragen:

- Wanneer wordt de informatie gedeeld c.q. ontvangen? Hierbij komt grote betekenis toe aan de fase van het zgn. vooroverleg (paragraaf 4.2).
- Welke informatie is nodig om tot een zorgvuldige immissietoets te komen (paragraaf 4.3)?

4.2 Delen van informatie: belang van vooroverleg

In de praktijk zal er, zeker bij de omvangrijkere en kwalitatief relevante lozingen, vooroverleg plaatsvinden tussen de initiatiefnemer (het bedrijf) en het bevoegd gezag. Het verdient aanbeveling dat het bevoegd gezag reeds in de fase van het vooroverleg aangeeft welke informatie noodzakelijk is voor een zorgvuldige beoordeling van de aanvraag. De verantwoordelijkheid voor het aanleveren van voldoende informatie bij de aanvraag ligt bij de aanvrager. Het bevoegd gezag dient vervolgens te bepalen of de informatie voldoende is om een verantwoord besluit te kunnen nemen en dus of de vergunningaanvraag of de aanvraag om maatwerk als ontvankelijke aanvraag in behandeling genomen kan worden. In geval het bevoegd gezag over onvoldoende informatie beschikt om de aanvraag in behandeling te nemen, is het belangrijk dat het bevoegd gezag goed kan motiveren waarom de aanvraag onvoldoende informatie bevat en niet in behandeling genomen kan worden.

Het verdient aanbeveling dat de aanvrager/initiatiefnemer het vooroverleg met het bevoegd gezag tijdig, ruimschoots voor de start van de formele procedure, inplant. Een termijn van enkele maanden ligt voor de hand om het mogelijk te maken ontbrekende informatie (zoals nodig voor normafleiding en de normafleiding zelf) aan te vullen.

Onderwerpen en aandachtspunten in het vooroverleg

Tijdens het vooroverleg komt alle voor de vergunning of het maatwerkvoorschrift relevante informatie op tafel. Feitelijk bespreken de initiatiefnemer en het bevoegd gezag hier wat nodig is om tot een goede aanvraag te komen die uiteindelijk formeel wordt ingediend.

In het vooroverleg komen, *indien de immissietoets hiertoe aanleiding geeft*, ook bijzondere aandachtspunten aan bod waarop elders in dit handboek nader wordt ingegaan:

1. Het door de initiatiefnemer informeren en betrekken van een waterbedrijf in die gevallen waarin de voorgenomen lozing effect heeft of kan hebben op de kwaliteit van een waterwinlocatie (par. 4.3.2);⁵⁹
2. Het afleiden van een (indicatieve) norm voor een of meer stoffen waarvoor nog geen norm is vastgesteld en waarvoor (mogelijk) het RIVM moet worden benaderd (par. 2.1.4.6).

Het is bij het tweede punt hierboven van belang dat het RIVM tijdig, dus bij het vooroverleg, wordt benaderd om vertraging van de vergunningprocedure te voorkomen. Wordt inderdaad een beleidsmatige norm afgeleid, dan kan de aanvraag worden afgemaakt met de beoordeling van de lozing op basis van die waarde. Vervolgens kan een definitieve aanvraag door een bedrijf worden ingediend.

Wat als er geen vooroverleg is geweest?

Vooroverleg is niet verplicht en een initiatiefnemer kan er dan ook voor kiezen eigenstandig een vergunningaanvraag dan wel een verzoek om een maatwerkvoorschrift in te dienen. Het risico hiervan is wel duidelijk: de aanvrager loopt een groter risico (dan in het geval er wel overleg is geweest) op aanvullende vragen van het bevoegd gezag waarvan de beantwoording veel tijd in beslag kan nemen. Zonder *alle* relevante informatie kan het bevoegd gezag geen zorgvuldige belangenafweging uitvoeren. Het risico hiervoor ligt bij de initiatiefnemer.

4.3 Benodigde informatie

4.3.1 algemeen

Tot de relevante informatie behoren in ieder geval de gegevens die nodig zijn om het Handboek Immissietoets toe te kunnen passen. Voor vergunningaanvragen is voorgeschreven dat de te lozen stoffen worden vermeld en de hoeveelheid waarin deze geloosd worden, evenals de zuurgraad, de temperatuur en het debiet, of de lozing continu dan wel discontinu plaatsvindt, met welke regelmaat lozingen of deellozingen plaatsvinden en de wijze waarop de lozing plaatsvindt.

Om te weten welke informatie in een concreet geval precies nodig is om de immissietoets uit te voeren kan de in het begin van dit handboek genoemde webapplicatie worden geraadpleegd: <http://www.immissietoets.nl>. Wanneer deze niet alle gegevens beschikbaar heeft, kan een aantal databases worden geraadpleegd:

- RIVM-normen database (<https://rvs.rivm.nl/zoeksysteem/>); dit is een breed toepasbare database, waarbij selecties kunnen worden gemaakt in het type stof (bijvoorbeeld ZZS of prioritaire stof) en de norm (bijvoorbeeld zoet oppervlaktewater);

⁵⁹ Belangrijke aanleiding voor aanpassing van het voorliggende handboek werd gevormd door de op 17 september 2017 in de Tweede Kamer aangenomen motie van de leden Van Eijs en Kröger (Kamerstukken II, 2017/18, 25883, nr. 299). Deze motie heeft tot doel drinkwaterbedrijven inzicht te bieden, ter bescherming van de drinkwaterkwaliteit, in wat bedrijven op welk moment in het oppervlaktewater lozen, zodat voor hen altijd duidelijk is welke stoffen geloosd worden door bedrijven, in welke hoeveelheden en op welke tijdstippen. Het tijdig betrekken van het drinkwaterbedrijf is een opdracht aan de initiatiefnemer.

- Bkmw 2009 (tot inwerkingtreding van de Omgevingswet) dan wel het Bkl onder de Omgevingswet, specifiek voor prioritair stoffen en MKE's voor waterwinlocaties;
- De bijlage bij de Regeling monitoring kaderrichtlijn water dan wel de Omgevingsregeling. Hierin zijn de indicatoren voor de goede ecologische kwaliteit van oppervlaktewaterlichamen (specifieke verontreinigende stoffen) opgenomen;
- De 'Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen': deze kan van belang zijn bij het toepassen van de tweedelijns beoordeling;
- De factsheets behorende bij de betreffende oppervlaktewaterlichamen: deze zijn van belang voor het toetsen van nutriënten aan het goed ecologisch potentieel of de goede ecologische toestand.

De initiatiefnemer (lozer) is ervoor verantwoordelijk dat de gegevens op de juiste wijze worden ingevoerd. Wanneer gegevens van het oppervlaktewaterlichaam niet door de webapplicatie automatisch worden ingevuld, kunnen deze worden opgevraagd bij het bevoegd gezag. Daarbij kan worden gedacht aan:

- Informatie met betrekking tot het afvoerdebiet;
- De achtergrondconcentratie van de stof die wordt geloosd;
- De omvang van het oppervlaktewaterlichaam;
- Het totale debiet van de overige bovenstrooms gelegen nieuwe lozers indien dit tot extra menging leidt⁶⁰ (dit is uitsluitend van belang als de worst-case-situatie niet voldoet)
- De ligging van waterwinlocaties.

4.3.2 Informatieverstrekking in verband met waterwinlocaties voor drinkwaterbereiding

De initiatiefnemer die voornemens is een lozing te verrichten, voert een immissietoets uit op de te lozen stoffen, voordat een daadwerkelijke aanvraag wordt ingediend bij het bevoegd gezag. Wanneer uit de immissietoets blijkt dat de voorgenomen lozing negatieve effecten op een waterwinlocatie kan hebben, dan moet de initiatiefnemer al in de fase van het vooroverleg het betreffende drinkwaterbedrijf informeren over de voorgenomen lozing.⁶¹ Dit ter uitvoering van de motie Van Eijs/Kröger.⁶² In zo'n geval informeert het bedrijf het betreffende drinkwaterbedrijf over alle te lozen stoffen en de daarbij horende ABM-classificaties. Deze informatieplicht is concreet aan de orde als uit de immissietoets blijkt dat op de waterwinlocatie een overschrijding plaatsvindt van een MKE voor waterwinlocaties of van de signaleringsparameter.

Het is vervolgens aan het drinkwaterbedrijf om binnen een redelijke termijn te reageren op de verwachte invloed van de lozing op zijn waterwinlocatie. De reactie kan bijvoorbeeld bestaan uit het advies een beleidsmatige norm af te laten leiden door het RIVM bij overschrijding van de signaleringsparameter (zie paragraaf 2.1.4.6). Beide bedrijven regelen vervolgens onderling of en op welke wijze overleg tussen beide plaatsvindt naar aanleiding van de reactie, dit is geen zaak van het bevoegd gezag. Het is ook niet voorgeschreven dat de initiatiefnemer en het drinkwaterbedrijf overeenstemming bereiken over het gevolg dat aan de reactie wordt gegeven.

Uiteindelijk toetst het bevoegd gezag de definitieve vergunningaanvraag. Hierin moet door het bedrijf zijn aangegeven hoe het drinkwaterbedrijf is geïnformeerd. De reactie van het drinkwaterbedrijf (een kopie) moet zijn bijgesloten en het bedrijf moet in een

⁶⁰ Dit speelt alleen bij lozingen op havens.

⁶¹ De webapplicatie bij de immissietoets biedt een overzicht van de betreffende drinkwaterbedrijven, en de noodzakelijke contactinformatie.

⁶² Kamerstukken II, 2017-18, 25883, 299.

feitenoverzicht aangeven hoe is omgegaan met de reactie van het drinkwaterbedrijf. Zijn één of meer van deze drie elementen niet aanwezig, dan is niet voldaan aan het basisvereiste (indieningsvereiste) dat *alle* relevante informatie bij het bevoegde gezag aanwezig moet zijn om tot een goed besluit te komen. Relevant hierbij is dat de duurzame veiligstelling van de openbare drinkwatervoorziening een dwingende reden van groot openbaar belang is dat door bestuursorganen standaard moet worden meegewogen bij het voorbereiden en nemen van besluiten (zorgplicht van art. 2 Drinkwaterwet).

BIJLAGEN

Bijlage A: locatiespecifieke afweging

De milieukwaliteitsnorm is gebaseerd op totale of opgeloste concentraties en gaat uit van de (ecologische) effecten ervan. Echter, door afbraak, vervluchtiging, sorptie of omzettingen kan de concentratie in de tijd veranderen. Bij bijna alle stoffen is de hechting aan zwevend stof van invloed op de opgeloste concentratie in water.

De normen van metalen zijn nagenoeg allemaal uitgedrukt als opgeloste concentraties. Bovengenoemde processen kunnen van invloed zijn op de effectgerichte concentraties op de rand van de mengzone. Er zijn methoden voorhanden om deze effecten, op basis van lokale biobeschikbaarheid, te schatten.

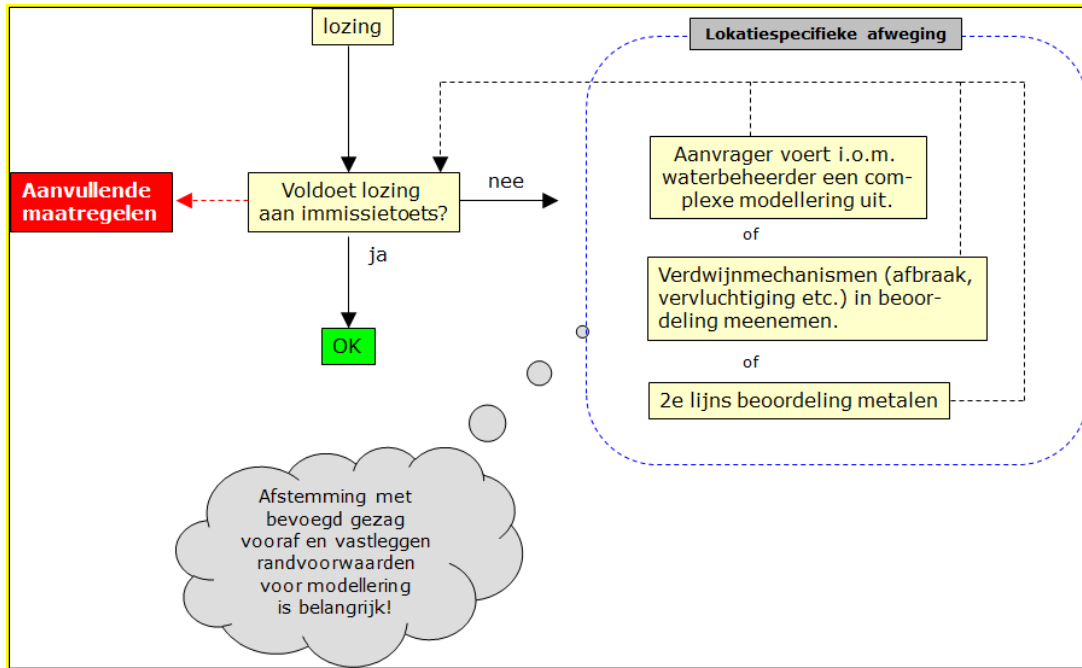
Indien de aanvrager besluit een complexe modellering uit te voeren om de effecten (beter) in beeld te brengen, bijvoorbeeld door het uitvoeren van een 3D-modellering, dienen de uitgangspunten van een dergelijke modellering vooraf goed te worden onderbouwd en afgestemd met het bevoegde gezag. In geval van een tweedelijsbeoordeling met BLM's (Biotic Ligand Model) zal de ook de gebruikte invoer voor de modellering moeten worden afgestemd met het bevoegde gezag. In veel gevallen zal het bevoegde gezag zelf deze waterkwaliteitsinfo moeten aanleveren.

Voor de toepassing van BLM's heeft Nederland er voor gekozen om metingen van 12 maanden te gebruiken, die individueel door te rekenen met BLM en dan een jaargemiddelde te rapporteren. Het aantal meetpunten hangt samen met het watertype. Vuistregel is: toets in ieder geval op de *bandbreedte van de variatie*. Dat wil zeggen dat minimaal de maximale en minimale waarden die over het jaar (of meerdere jaren) zijn gemeten moeten worden gebruikt bij de beoordeling. Daarnaast kunnen de P10, P50 en P90⁶³ waarden van de maandelijkse metingen worden gebruikt.

Indien voor de beoordeling van een lozing gebruik wordt gemaakt van BLM's, moet naast de beoordeling van de lokale effecten op de rand van de mengzone ook worden beoordeeld of sprake kan zijn van overschrijding van het BLM voor benedenstrooms gelegen oppervlakte-waterlichamen. Een BLM kan afhankelijk van de lokale concentraties van de beïnvloedende parameters van waterlichaam tot waterlichaam verschillen. De afleiding van de BLM voor de benedenstrooms gelegen waterlichamen vindt op dezelfde wijze plaats als de afleiding van lokale BLM.

Bij een fluctuerende lozingsvracht in de tijd, bijvoorbeeld een batchproductie, moet per productie de maximale dagvracht behorende bij de batchproductie als uitgangspunt voor de immissietoets worden gehanteerd. In dit verband is ook het tijdstip van productie van belang. Bij een genuanceerde benadering kan de periode in het jaar waarin de batchproductie plaatsvindt in perspectief worden geplaatst van de dan optredende afvoer.

⁶³ P10 is de waarde die 10% van de tijd wordt overschreden; P50 is de waarde die 50% van de tijd wordt overschreden en P90 is de waarde die 90% van de tijd wordt overschreden.



A.1 Hoe om te gaan met normen voor metalen?

De normen voor metalen zijn veelal uitgedrukt als opgeloste concentraties. Bij lozingen is het in dit verband van belang onderscheid te maken tussen de opgeloste fractie en de aan zwevend stof gebonden fractie. In geval het zwevend stofgehalte van de lozing hoger is dan het zwevend stofgehalte in het oppervlaktewater, is het raadzaam ook de invloed van de zwevend stof lozing op het zwevend stofgehalte in oppervlaktewater ter hoogte van de rand van de mengzone mee te nemen. Dit kan door de verdunningsfactor die uit de immissietoets volgt ook te gebruiken voor de berekening van de toename van het zwevend stofgehalte in oppervlaktewater. Omdat ook het aan zwevend stof gebonden metaal zich in oppervlaktewater opnieuw verdeelt over zwevend stof en de waterfractie, moet voor de immissietoets worden uitgegaan van de totale concentratie (opgelost + gebonden aan zwevend stof).

$$C_{\text{tot-L}} = C_{\text{tot-lozing}}/F_{\text{verdunding}} \implies C_{\text{opgelost}} = C_{\text{tot-L}}/(1 + C_{\text{ss-oppervlaktewater-L}} * K_d * 0.000001) \quad [\text{mg/l}]$$

$$\text{Met } \Delta C_{\text{ss-oppervlaktewater-L}} = C_{\text{zw-stof-lozing}}/F_{\text{verdunding}} \text{ en } C_{\text{ss}} = C_{\text{ss-achtergrond}} + \Delta C_{\text{ss}} \quad [\text{mg/l}]$$

$$K_d = \text{partiticoëfficiënt van metaal tussen water en zwevend stof} \quad [\text{l/kg}]$$

A.2 tweedelijns-beoordeling voor metalen

De EU heeft ruimte gegeven om voor metalen bij de toestandsbeoordeling rekening te houden met biologische beschikbaarheid of natuurlijke achtergrondconcentraties. Uitvoeren van zowel correctie voor biologische beschikbaarheid als achtergrondconcentratie bij dezelfde beoordeling wordt uitgesloten. De invulling van de mogelijkheid om te corrigeren voor biologische beschikbaarheid wordt vooralsnog aan de lidstaten overgelaten. In Nederland kan de waterbeheerder voor deze correctie voor biobeschikbaarheid voor 4 metalen gebruik maken van de BLM-systematiek. Voor overige metalen vindt een correctie plaats op basis van natuurlijke achtergrondconcentraties. Cadmium vormt een uitzondering. Hiervoor is door de KRW aanvullend een correctiemethodiek gegeven om te corrigeren voor hardheid.

A.2.1 Gebruik van BLM's (Biotic Ligand Models)

Methodiek

Biotic Ligand Models zijn rekenmodellen waarmee de lokale effecten van metalen op een veelheid aan aquatische organismen van verschillende trofische niveaus (van alg tot vis) wordt berekend. Bij de berekening wordt nadrukkelijk rekening gehouden met de samenstelling van het oppervlaktewater. Deze samenstelling is bepalend is voor de chemische vorm waarin het metaal voorkomt, en dus ook voor de uiteindelijke effecten op het gehele ecosysteem.

De uitvoering van een BLM-berekening is uiterst complex, omdat zowel chemische modellen als toxicologische databases nodig zijn. Om deze reden zijn vereenvoudigde 'tools' ontwikkeld om de methodiek beschikbaar te maken voor waterkwaliteitsbeheerders. De methode is als 'tweedelijns-beoordeling' geaccepteerd door de Europese Commissie. Voor de jaarlijks verplichte waterkwaliteitsrapportage van de KRW wordt sinds 2015 van deze methodiek gebruikt.

In bijlage 5 van de Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen (juli 2014) staat in hoofdlijnen beschreven hoe de BLM-methodiek wordt uitgevoerd. Daarbij wordt gebruik gemaakt van het model PNEC-pro^{64 65}. In dit model zijn BLMs beschikbaar voor de metalen koper (Cu), nikkel (Ni), lood (Pb) en zink (Zn). Voor deze metalen worden de chronische effecten berekend op het watersysteem via een HC5-waarde (95% bescherming van alle soorten). De afgeleide transferfuncties uit PNEC-pro V6 zijn opgenomen in het Nederlandse waterkwaliteit-toetsportaal Aquokit.

Benodigde parameters

Voor het uitvoeren van BLM-berekeningen met PNEC-pro zijn de volgende voorwaarden van toepassing:

1. Er worden uitsluitend concentraties gebruikt die na filtratie (0,45 µm membraan filter; conform richtlijn monitoring) van het watermonster zijn gemeten;
2. Naast de metaalconcentraties is minimaal de concentratie DOC (opgelost organisch koolstof) vereist;
3. De betrouwbaarheid van de berekening neemt toe als de zuurgraad (pH), de opgeloste concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg) en natrium (Na) worden bepaald (volgorde in mate van belang). Bij ontbrekende parameters kiest PNEC-pro de meest optimale functie behorende bij de beschikbare parameters, en berekent een statistische indicatie van de (toenemende) betrouwbaarheid;
4. Alle parameters dienen te worden bepaald aan hetzelfde monster (gepaard). Dit houdt in dat de monsters op dezelfde locatie en in dezelfde tijdsperiode zijn genomen;
5. De pH wordt bij voorkeur in het veld gemeten, niet in het (opgeslagen) monster.

In de praktijk kan het voorkomen dat er voor het uitvoeren van een BLM-berekening er essentiële parameters ontbreken. Dit is vooral voor DOC en Ca⁶⁶ het geval. In eerder genoemde richtlijn (EC 2019) worden suggesties gedaan voor het schatten van deze parameters uit andere waterkarakteristieken (bijvoorbeeld de relatie tussen DOC en opgelost ijzer of fluorescentie metingen; Ca en hardheid of CaCO₃). Ook het gebruik van

⁶⁴ Vink et al., 2017. PNEC-pro V6. Deltares, www.pnec-pro.com.

⁶⁵ Verschoor, A., J.P.M. Vink, M. Vijver, 2012. Simplification of biotic ligand models of Cu, Ni and Zn by one, two and three parameter transfer functions. *Integrated Environmental Assessment and Management* 4:738-748.

⁶⁶ Het gaat hier nadrukkelijk om Ca-opgelost, dus als element. Omrekening vanuit hardheidsmeting of totaal carbonaat wordt afgeraden.

historische (mediaan)waarden wordt in de praktijk soms toegepast om een waarde toe te kennen aan ontbrekende parameters. Er wordt echter nadrukkelijk aanbevolen om dergelijke technieken alleen toe te passen voor een eerste indicatie of voor een verkennende variatieanalyse van het watersysteem.

Toetsing over jaargemiddelden

BLM berekeningen worden uitgevoerd op individuele monsters. Voor de kwaliteitstoets wordt echter vaak het jaargemiddelde gebruikt (MKE-JG) en gerapporteerd, idealiter over waarnemingen van 12 maanden. Bij de kwaliteitstoetsing via Aquokit⁶⁷ wordt eerst de BLM berekening gedaan per waarneming (locatie + tijdstip), en worden de uitkomsten van deze berekeningen vervolgens gemiddeld. Voor de toestandsbepaling van het waterlichaam t.b.v. de KRW worden de 3-jaar gemiddelden gebruikt. Die worden op overeenkomstige wijze als hierboven beschreven uitgevoerd.

Variaties binnen watersystemen; interpretatie

Onder de KRW worden watertypen beschouwd als uniforme lichamen waarvoor dezelfde kwaliteitstoets geldt. Echter, watersystemen worden vaak gekenmerkt door zowel ruimtelijke als temporele (seizoens-)variaties. Ook benedenstroomse verdunning van bovenstroomse puntlozingen heeft een navenant effect op de blootstelling van organismen aan biobeschikbare concentraties. Met dergelijke variaties kan rekening gehouden worden in het ontwerp van monitoringsprogramma's, waarbij de selectie van locaties en het tijdstip van meting wordt onderbouwd met kennis van het lokale systeem.

Door de analyse van historische monitoringsprogramma's kan een indruk worden gekregen van de ruimtelijke en temporele variaties van waterparameters binnen een watersysteem. Als variaties bijvoorbeeld een cyclisch patroon laten zien, dan is het mogelijk om deze patronen te gebruiken bij de interpretatie. Ook hier geldt de aanbeveling om dat voor verkennende doeleinden toe te passen, en terughoudend te zijn voor waterkwaliteits-toetsing.

Indien er geen of onvoldoende systeemkennis voorhanden is, bijvoorbeeld door gebrek aan gedetailleerde historische of hydrologische gegevens, dan zijn er in principe twee opties:

1. Uitgaan van "reasonable worst case" (EC 2019). Dit houdt in dat de waarden van de ontbrekende parameters gelijk worden gesteld aan die van een hoge biobeschikbaarheid van het metaal;
2. Uitbreiding van de meetinspanning of gericht meten op relevante BLM parameters (DOC, pH, Ca).

A 2.2 Gebruik van achtergrondconcentraties

Bij achtergrondconcentraties die gebruikt worden bij de beoordeling wordt doorgaans uitgegaan van landelijk vastgestelde concentraties. In specifieke gevallen kunnen ook regionale achtergrondconcentraties worden afgeleid.

Landelijke achtergrondconcentraties

De correctie voor landelijke achtergrondconcentratie vraagt geen aanvullende metingen. Er wordt namelijk gecorrigeerd voor een vaste waarde die landelijk is vastgesteld. In het achtergrond-document 'Achtergrondconcentraties op basis van meetdata in zoete en zoute wateren in Nederland' (Osté, 2012) is beschreven hoe de landelijke achtergrondconcentraties zijn afgeleid.

⁶⁷ Stappenplannen zijn gedetailleerd beschreven in www.aquokit.nl.

Afleiden van (regionale) achtergrondconcentraties

De waterbeheerder kan, indien hij aanwijzingen heeft dat de achtergrondconcentraties in zijn gebied afwijken van de landelijke waarden zelf regionale achtergrondconcentraties afleiden. Hiervoor moet dezelfde werkwijze worden toegepast als voor het afleiden van landelijke achtergrondconcentraties (Osté, 2012). Voor het vaststellen van regionale achtergrondconcentraties moet dezelfde procedure doorlopen worden als voor het vaststellen van de landelijke achtergrondconcentraties. De werkwijze moet worden voorgelegd aan en worden goedgekeurd door de wetenschappelijke klankbordgroep Normstelling water en lucht en worden vastgesteld door de werkgroep Normstelling water en lucht en de stuurgroep Stoffen. Doorgeleiding naar deze laatste twee groepen vindt plaats door de wetenschappelijke klankbordgroep.

Toetsing aan de MAC-MKE

Voor metingen die aan de MAC-MKE worden getoetst kan alleen rekening worden gehouden met natuurlijke achtergrondconcentraties (AC). Er is nog geen BLM beschikbaar die gebruikt kan worden voor toetsing aan de MAC-MKE. Voor deze toetsing wordt de hoogste meetwaarde vergeleken met de MAC-MKE + AC. Als deze meetwaarde gelijk is aan of hoger is dan de MAC-MKE + AC is het oordeel: 'voldoet niet'.

Toetsing aan de JG-MKE

Voor de metalen koper, nikkel en zink wordt in eerste instantie een BLM (Biotic Ligand Model) toegepast om te bepalen of de toestand voor de betreffende metalen aan de milieukwaliteitseisen voldoen. Indien geen BLM beschikbaar is (overige metalen en metalen in zoute wateren) kan gecorrigeerd worden voor de natuurlijke achtergrondconcentratie. Indien er ook geen natuurlijke achtergrondconcentratie beschikbaar is, geldt het resultaat van de toetsing aan de JG-MKE.

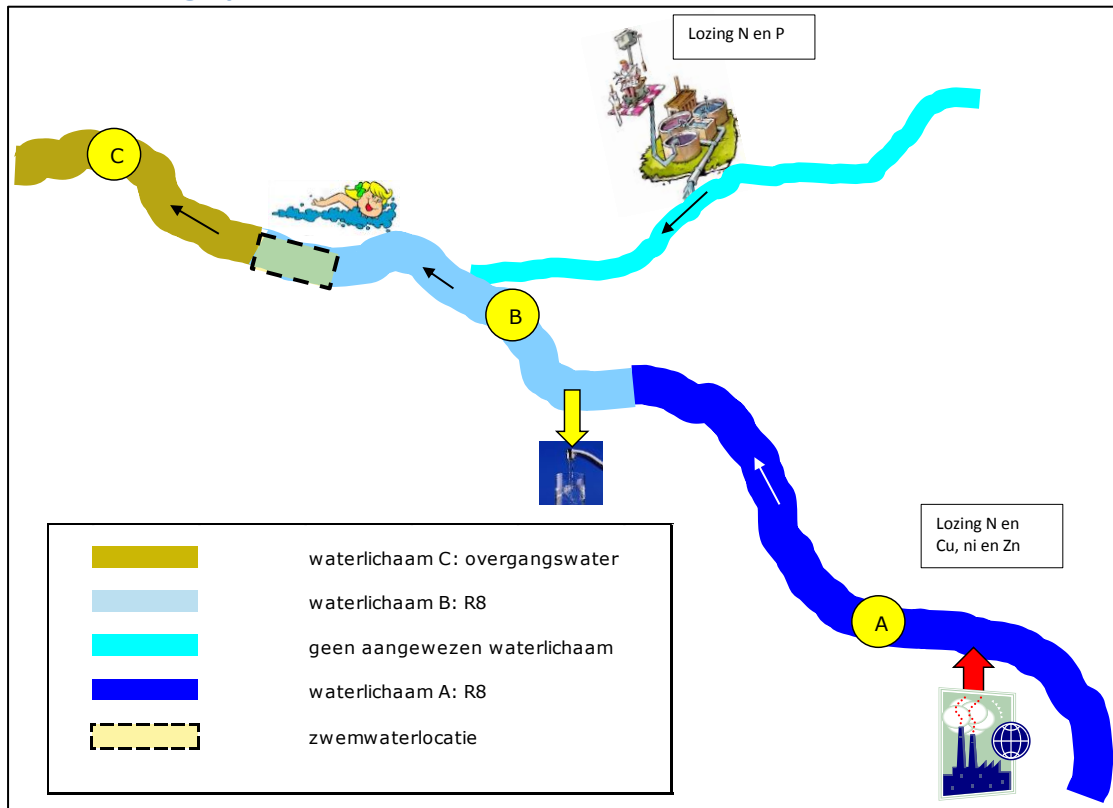
- Als bij de toetsing rekening wordt gehouden met de achtergrondconcentratie wordt het jaargemiddelde getoetst aan de JG-MKE+AC. Als het jaargemiddelde gelijk is aan of hoger is dan de JG-MKE+AC is het oordeel: 'voldoet niet'.
- Voor de beoordeling van lozingen moeten worden aangesloten bij de door de waterbeheerder vastgestelde tweedelijnsnormen per waterlichaam.

A.3.3 verdwijmechanismes van invloed op concentratie

Verdwijmechanismes als biologische afbraak, vervluchtiging naar de lucht of chemische reactie van (reactieve) stoffen met de omgeving kunnen van invloed zijn op de concentratie ter hoogte van de rand van de mengzone. Dit zijn tijdsafhankelijke processen. Ook de stroomsnelheid, die bepalend is voor de tijdsduur nodig om de rand van de mengzone (= toetsafstand) te bereiken is in dit verband van belang. Indien een aanvrager een dergelijke benadering kiest moet deze bij de aanvraag een gedegen onderbouwing van de gehanteerde aannames met betrekking tot bijvoorbeeld de halfwaardetijd als gevolg van biologische afbraak, vervluchtiging of chemische reactie aan het bevoegd gezag kunnen overleggen.

Bijlage B: vijf voorbeeldcases

Case 1: lozing op rivier



Het gaat in deze case om een nieuwe puntlozing (1) op een rivier (R8) (waterlichaam A). Benedenstrooms grenst waterlichaam A aan waterlichaam B, waar tevens een waterwinlocatie en zwemwaterlocatie is gelegen (zie bovenstaande figuur). Op waterlichaam B komt een zijrivier uit die niet is aangewezen als KRW-waterlichaam. Op dit waterlichaam is een lozing van een *nieuwe* RWZI (2) gepland. In het niet aangewezen KRW-waterlichaam zijn tot op heden geen problemen met betrekking tot algenbloei geconstateerd. Benedenstrooms grenst waterlichaam B aan waterlichaam C, dat is aangemerkt als overgangswater. In de navolgende tabel zijn de lozingsgegevens van lozing (1) en (2) weergegeven.

lozing	parameter	waarde	eenheid	opmerking
1	Concentratie N-tot	12	[mg/l]	Aandeel anorganisch N =85%
	Concentratie Cu	50	[ug/l]	
	Concentratie Ni	10	[ug/l]	
	Concentratie Zn	20	[ug/l]	
	Zwevend stof	15	[mg/l]	
	lozingsdebiet	0.2	[m3/s]	
2	Concentratie N-tot	10	[mg/l]	Aandeel anorganisch N =85%
	Concentratie P-tot	2	[mg/l]	
	Bacteriën:		[aantal/ml]	
	coligroep totaal	10000		
	Escherichia coli	5000		
	Enterococcen	5000		
lozingsdebiet	0.14	[m3/s]		

In de navolgende tabel zijn de watersysteem parameters van de verschillende waterlichamen weergegeven.

parameter	Waterlichamen:				eenheid
	A	B	C	Niet-KRW waterlichaam	
Gemiddelde netto afvoer	150	160	170	10	[m3/s]
Maatgevende lage netto afvoer	25	27	30	2	[m3/s]
Breedte	80	200	400	30	[m]
Diepte	4	6	8	3	[m]
Achtergrondconcentraties:					
Ni	1.47	1.70	1.95	1.65	[ug/l]
Zn (opgelost)	5.03	6.16	3.39	5.80	[ug/l]
Cu (opgelost)	1.48	1.84	1.95	1.72	[ug/l]
N-tot	4.1	4.1	3.5	3	[mg/l]
Winter DIN -N			2.7		[mg/l]
P-tot	0.22	0.23	0.18	0.2	[mg/l]

In de navolgende tabel zijn de geldende waterkwaliteitsdoelstellingen van de betreffende waterlichamen weergegeven.

parameter		waterlichaam:											
		A			B			C			niet KRW waterlichaam		
		huidige toestandsklasse	bovenste begrenzing huidige toestandsklasse	GEP	huidige toestandsklasse	bovenste begrenzing huidige toestandsklasse	GEP	huidige toestandsklasse	bovenste begrenzing huidige toestandsklasse	GEP	huidige toestandsklasse	bovenste begrenzing huidige toestandsklasse	GEP
N-totaal	[mg/l]	matig	7.5	2.5				n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	matig	7.5	2.5
Winter-DIN	[mg/l]	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	matig	4.34	2.47	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
P-totaal	[mg/l]	ontoereikend	0.42	0.14	matig	0.19	0.14	matig	4.34	2.47	matig	0.19	0.14
		norm			norm			norm			norm		
Cu (opgelost)	[ug/l]	2.4			2.4			1.1			1.1		
Ni (opgelost)	[ug/l]	4			4			8.6			8.6		
Zn (opgelost)	[ug/l]	7.8			7.8			3			3		
bacteriën:													
coligroep totaal	[aantal/ml]	n.v.t.			drinkwater			zwemwater			n.v.t.		
Escherichia coli	[aantal/ml]	n.v.t.			2000			1000			500		
Enterococci	[aantal/ml]	n.v.t.			400			200			n.v.t.		

Uit de immissietoets volgt dat de verdunning van lozing 1 op waterlichaam A op de rand van de MKE-mengzone 126 bedraagt en 52.2 op de rand van de MAC-mengzone.

De verdunning van de nieuwe RWZI op het niet als KRW-waterlichaam aangemerkte watersysteem bedraagt 15.3 op de rand van MKE-mengzone en op de rand van de MAC-mengzone. Binnen 1 m van het lozingspunt is al sprake van volledige verdunning. De resultaten van de immissietoets van lozing 1 zijn weergegeven in het navolgende overzicht.

In dit overzicht zijn de verschillende stappen (1 t/m 5) van de immissietoets voor de geloosde stoffen weergegeven. Door de webapplicatie van de immissietoets eenmaal voor aangevraagde debiet te doorlopen kunnen verdunningsfactoren ($C_{lozing}/\Delta C_{X-mac}$ of $C_{lozing}/\Delta C_L$) ter hoogte van de MAC-mengzone (max. 25 m) en de MKE-mengzone (max. 1000 m) worden bepaald. Deze informatie heeft, aangevuld met informatie over de normen en de lozingsconcentraties, tot het volgende overzicht geleid.

Resultaten van lokale beoordeling van lozing 1 op waterlichaam A.

Verdunnings-factor	X_{MKN}	800 [m]	126.00	toelaatbare % trivialetoets:	0.01	Q-loz [m3/s]	0.2	maatgevende lage afvoer [m3/s]	25	breedte [m]	80							
	X_{MAC}	20 [m]	31.9					gemiddelde afvoer [m3/s]	150	diepte [m]	4							
berekende gemiddelde mengfactor (volledige menging) op mon-punt			751.00	STAP 1			STAP 2	STAP 3		STAP 4	STAP 5							
Stof	Kp	Effluent-concentratie	effluenttoets	trivialetoets	$C_{achtergrond}$ [mg/l]	MKN [mg/l]**	norm voor normtoets [mg/l]	meet-nauw-keurigheid *)	MAC [mg/l]	C-Xmac > MAC?	$\Delta C_L/MKN$ [%]	C_L [mg/l]	Resultaat van immissietoets	C-monitorings-punt [mg/l]	C-mon > MKN?	ΔC -mon > meetnauw-keurigheid ?	Resultaat van toetsing aan principe van geen achteruitgang (KRW)	overall oordeel
consequenties lozing 1 op waterlichaam A																		
zwevend stof [mg/l]		15	voldoet niet	voldoet niet	15.00							15.000		4.116	JA	NEE	VOLDOET	VOLDOET
N-totaal [mg/l]		12	voldoet niet	voldoet niet	4.10	2.5	7.5	0.1000			2.51%	4.163	VOLDOET	4.116	JA	NEE	VOLDOET	VOLDOET
Cu-opgelost [ug/l]	33884	50	voldoet niet	voldoet niet	1.48	2.4	2.4	0.1000			10.64%	1.735	VOLDOET NIET!	1.547	NEE	NEE	VOLDOET	VOLDOET NIET!
Ni-opgelost [ug/l]	5284	10	voldoet niet	voldoet niet	1.47	4	4	1.0000	34	NO	1.57%	1.533	VOLDOET	1.483	NEE	NEE	VOLDOET	VOLDOET
Zn-opgelost [ug/l]	72444	20	voldoet niet	voldoet niet	5.03	7.8	7.8	0.1000	15.6	NO	0.73%	5.087	VOLDOET	5.057	NEE	NEE	VOLDOET	VOLDOET

De lokale beoordeling leidt alleen voor koper tot een het overschrijden van het significantiecriteria van de immissietoets. Voor de overige stoffen die worden geloosd wordt voldaan aan de criteria van de immissietoets. Voor waterlichaam A zijn door de waterbeheerder met behulp van PNEC-pro, op basis van de aanwezige data voor pH, DOC, Na, Mn en Ca over de laatste drie jaar, tweedelijnsnormen afgeleid voor resp. Cu, Zn en Ni van 6.9 ug/l, 13.75 ug/l en 7.98 ug/l. Indien van de tweedelijnsnorm wordt uitgegaan voor koper kan wel aan de immissietoets worden voldaan (zie navolgende overzicht):

Verdunnings-factor	X_{MKN}	800 [m]	126.00	toelaatbare % trivialetoets:	0.01	Q-loz [m3/s]	0.2	maatgevende lage afvoer [m3/s]	25	breedte [m]	80							
	X_{MAC}	20 [m]	31.9					gemiddelde afvoer [m3/s]	150	diepte [m]	4							
berekende gemiddelde mengfactor (volledige menging) op mon-punt			751.00	STAP 1			STAP 2	STAP 3		STAP 4	STAP 5							
Stof	Kp	Effluent-concentratie	effluenttoets	trivialetoets	$C_{achtergrond}$ [mg/l]	MKN [mg/l]**	norm voor normtoets [mg/l]	meet-nauw-keurigheid *)	MAC [mg/l]	C-Xmac > MAC?	$\Delta C_L/MKN$ [%]	C_L [mg/l]	Resultaat van immissietoets	C-monitorings-punt [mg/l]	C-mon > MKN?	ΔC -mon > meetnauw-keurigheid ?	Resultaat van toetsing aan principe van geen achteruitgang (KRW)	overall oordeel
consequenties lozing 1 op waterlichaam A																		
zwevend stof [mg/l]		15	voldoet niet	voldoet niet	15.00							15.000						
Cu-opgelost [ug/l]	33884	50	voldoet niet	voldoet niet	1.48	6.92	6.92	0.0100	45	NEE	3.69%	1.735	VOLDOET	1.547	NEE	JA	VOLDOET	VOLDOET

Toetsing aan effecten voor benedenstroom gelegen waterlichamen.

Benedenstreams van waterlichaam A liggen waterlichaam B (met waterwinlocatie en zwemwaterfunctie) en waterlichaam C (overgangswater met aangepaste normen voor N). Dit betekent dat stap 7 van de immissietoets moet worden uitgevoerd. Doordat het een beoordeling betreft in een ander waterlichaam wordt voor de beoordeling uitgegaan van volledige menging. In verband met de toetsing van de drinkwatereisen en de eisen voor zwemwater zijn de door het bedrijf geloosde parameters niet van

belang. De geldende waterkwaliteitsdoelstellingen voor de geloosde parameters in waterlichaam A zijn strenger dan de eisen die worden gesteld aan oppervlaktewater geschikt voor de bereiding van drinkwater en zwemwater. Voor de toetsing aan benedenstroomse eisen is alleen de lozing van stikstof van belang. In waterlichaam C (overgangswater) gelden strengere normen voor N dan in waterlichaam A en B. Omdat normen voor N voor overgangswater zijn gebaseerd op (winter)DIN is alleen het anorganische deel van N dat wordt geloosd van belang. N-totaal bestaat voor 85% uit anorganisch N. Om deze reden wordt uitgegaan van een lozingsconcentratie van 8.5 mg/l. Het resultaat van de beoordeling op basis van volledige menging is weergegeven in het navolgende overzicht.

normtoets is in dit geval bepalend

Verduunnings-factor	1000 [m]	851.00	toelaatbare % trivialetoets:	0.75	Q-loz [m3/s]	0.2	maatgevende lage afvoer [m3/s]	30	breedte [m]	400							
	25 [m]	851					gemiddelde afvoer [m3/s]	170	diepte [m]	8							
berekende gemiddelde mengfactor (volledige menging) op mon-punt		851.00															
		STAP 1	STAP 2		STAP 3	STAP 4				STAP 5							
Stof	Effluent-concentratie	effluenttoets	trivialetoets	C _{achtergrond} [mg/l]	MKN [mg/l]**	norm voor normtoets [mg/l]	meet-nauw-keurigheid *)	MAC [mg/l]	C-Xmac > MAC?	ΔC _L /MKN [%]	C _L [mg/l]	Resultaat van immisietoets	C-monitorings-punt [mg/l]	C-mon > MKN?	ΔC-mon > meetnauw-keurigheid ?	Resultaat van toetsing aan principe van geen achteruitgang (KRW)	overall oordeel
Lozing 1	consequenties lozing 1 op waterlichaam C																
N-totaal [mg/l]	12	voldoet niet	voldoet niet	3.50	2.47	4.34	0.0100			0.40%	3.510	VOLDOET	3.510	JA	NEE	VOLDOET	VOLDOET

De lozing van stikstof afkomstig van lozing 1 leidt niet tot overschrijding van de waterkwaliteitsdoelstellingen in waterlichaam C. In de situatie van waterlichaam C moet worden getoetst aan de winter-DIN. Dit betekent ook dat voor de beoordeling moet worden uitgegaan van een achtergrondconcentratie in de maanden december, januari en februari. In het bovenstaande voorbeeld is uitgegaan van de jaargemiddelde concentratie voor N-tot (dus inclusief N-Kj) waardoor deze hoger uitvalt. Het betreft dus een worst-case-analyse waardoor in de situatie waarbij wordt uitgegaan van de achtergrond op basis van winter-DIN zeker kan worden voldaan aan de criteria van de immisietoets.

Beoordeling van de lozing 2

Op een niet in de KRW aangewezen waterlichaam is een nieuwe RWZI gepland. Via de zuivering worden stikstof, fosfaat en bacteriën geloosd. De resultaten van de beoordeling van de lozing met behulp van de immisietoets zijn weergegeven in het navolgende overzicht.

Verduunnings-factor	300 [m]	15.30	toelaatbare % trivialetoets:	0.01	Q-loz [m3/s]	0.14	maatgevende lage afvoer [m3/s]	2	breedte [m]	30							
berekende gemiddelde mengfactor (volledige menging) op mon-punt	8 [m]	15.30					gemiddelde afvoer [m3/s]	10	diepte [m]	3							
	STAP 1	STAP 2			STAP 3	STAP 4			STAP 5								
Stof	Effluent-concentratie	effluenttoets	trivialetoets	C _{achtergrond} [mg/l]	MKN [mg/l]**	norm voor normtoets [mg/l]	meet-nauwkeurigheid *	MAC [mg/l]	C-Xmac > MAC?	ΔC _L /MKN [%]	C _L [mg/l]	Resultaat van immissietoets	C-monitoringspunt [mg/l]	C-mon > MKN?	ΔC-mon > meetnaauwkeurigheid ?	Resultaat van toetsing aan principe van geen achteruitgang (KRW)	overall oordeel
Lozing 2	consequenties lozing 2 op niet KRW waterlichaam																
zwevend stof [mg/l]	15	voldoet niet		15.00							15.000						
P-totaal [mg/l]	2	voldoet niet	voldoet niet	0.2	0.22	0.22	0.0100			53.48%	0.318	VOLDOET NIET!	0.331	JA	JA	VOLDOET NIET!	VOLDOET NIET!
N-totaal [mg/l]	12	voldoet niet	voldoet niet	3.00	2.5	7.5	0.1000			23.53%	3.588	VOLDOET NIET!	3.588	JA	JA	VOLDOET NIET!	VOLDOET NIET!
bacteriën coligroep totaal [aantal/ml]	10000	voldoet niet	voldoet niet	0	2000	2000	1.0000			32.68%	653.595	VOLDOET NIET!	653.595	NEE	JA	VOLDOET	VOLDOET NIET!
bacteriën Escherichia coli [aantal/ml]	5000	voldoet niet	voldoet niet	0	500	500	1.0000			65.36%	326.797	VOLDOET NIET!	326.797	NEE	JA	VOLDOET	VOLDOET NIET!
bacteriën Enterococcen [aantal/ml]	5000	voldoet niet	voldoet niet	0	200	200	1.0000			163.40%	326.797	VOLDOET NIET!	326.797	JA	JA	VOLDOET NIET!	VOLDOET NIET!

Bij de beoordeling bij maatgevende lage afvoer leidt de lozing van N en P op het niet-KRW waterlichaam tot overschrijding van het significantiecriteria en de normtoets. De toets voor bacteriën speelt ter hoogte van de grens van het drinkwaterinnamegebied en de begrenzing van het zwemwatergebied. Beide gebieden liggen buiten het waterlichaam waarop wordt geloosd en om deze reden moet voor de beoordeling worden uitgegaan van volledige menging op basis van het afvoer in waterlichaam B. Overschrijding van de significantietoets en normtoets voor bacteriën in het niet-KRW waterlichaam doet niet ter zake omdat daar geen eisen voor bacteriële verontreiniging gelden. Voor de toetsing aan de eisen voor bacteriën is uitgegaan van criteria voor zwemwater omdat de lozing alleen van invloed kan zijn op benedenstrooms gelegen zwemwaterlocaties. Omdat de kwaliteitsdoelstellingen met betrekking tot bacteriën op het niet-KRW waterlichaam al worden gehaald voor coli-groep totaal en Escherichia coli, betekent dit dat de geldende criteria voor bacteriën ook ter hoogte van de zwemwaterlocatie niet worden overschreden. Alleen voor Enterococcen moet aanvullend op waterlichaam C worden getoetst. Voor bacteriën geldt dat de doelstellingen moeten zijn gerealiseerd ter hoogte waar ze gelden (waterwinlocatie en zwemwatergebied). De toetsing bestaat uit de beoordeling of ter plaatse van de zwemwaterlocatie de waterkwaliteitsdoelen worden gehaald. Gerealiseerd moet worden dat de hier weergegeven analyse een worst-case-benadering is vanwege het feit dat afbraak van bacteriën in het traject van lozing naar het gebied waar de normen van kracht zijn niet is verdisconteert. De beoordeling met de immissietoets gaat uit van inert gedrag van stoffen. Na lozing van bacteriën is het zeer de vraag of bacteriën kunnen overleven in oppervlaktewater vanwege andere condities die gelden in een zuivering (temperatuur, voedingstoffen en chemische parameters). Het duurt ca. 2 dagen voordat de zwemwaterlocatie is bereikt. Vanuit dit perspectief kan de bovenstaande beoordeling als een worst-case-analyse worden gezien.

Gemiddeld leidt alleen de lozing voor P tot overschrijding van de criteria van de immissietoets (zie navolgende overzicht).

Verduunnings-factor	300 [m]	72.43	toelaatbare % trivialetoets:	1	Q-loz [m ³ /s]	0.14	maatgevende lage afvoer [m ³ /s]	2	breedte [m]	30							
	8 [m]	72.43					gemiddelde afvoer [m ³ /s]	10	diepte [m]	3							
berekende gemiddelde mengfactor (volledige menging) op mon-punt		72.43															
	STAP 1	STAP 2			STAP 3	STAP 4			STAP 5								
Stof	Effluent-concentratie	effluenttoets	trivialetoets	C _{achtergrond} [mg/l]	MKN [mg/l]**	norm voor norm-toets [mg/l]	meet-nauw-keurigheid *)	MAC [mg/l]	C-Xmac > MAC?	ΔC _L /MKN [%]	C _L [mg/l]	Resultaat van immissietoets	C-monitorings-punt [mg/l]	C-mon > MKN?	ΔC-mon > meetnauw-keurigheid ?	Resultaat van toetsing aan principe van geen achteruitgang (KRW)	overall oordeel
Lozing 2	consequenties lozing 2 op niet KRW waterlichaam																
P-totaal [mg/l]	2	voldoet niet	voldoet niet	0.16	0.14	0.19	0.0100			18.15%	0.185	VOLDOET NIET!	0.188	JA	JA	VOLDOET NIET!	VOLDOET NIET!
N-totaal [mg/l]	12	voldoet niet	voldoet niet	3.00	2.5	7.5	0.1000			4.97%	3.124	VOLDOET	3.124	JA	JA	VOLDOET	VOLDOET

Uit het overzicht wordt duidelijk dat de beoogde lozing van P niet voldoet aan de immissietoets, ook niet in de gemiddelde situatie. De beoogde GEP-doelstelling voor P is nog niet bereikt en door de nieuwe zuivering komt het halen van dit doel nog verder weg te liggen. Er is echter geen sprake van achteruitgang voor P, omdat gemiddeld de bovenste begrenzing van de huidige toestandklasse niet wordt overschreden.

N en P zijn biologie ondersteunende parameters. Overschrijding van de MKE of het significantie criterium op de rand van de mengzone leidt niet 1 op 1 tot toxische effecten. Hierdoor is met name het 'gemiddelde beeld' van belang voor de invloed op de ecologie. Indien in de gemiddelde situatie wel kan worden voldaan kan het bevoegd gezag een bredere afweging maken. Hierbij is het ook van belang of er meerdere lozers van N en P op het waterlichaam aanwezig zijn en of de 'biologie op orde' is. Is er sprake van een risico op algen bloei in de zomer? En hoe valt de beoordeling van andere ecologische maatlaten uit waarop de lozing van N en P van invloed op kunnen zijn? Het ontbreken van algenbloei zou, tezamen met het ontbreken van andere lozers van N en P op het waterlichaam, voor een waterbeheerder reden kunnen zijn om gemotiveerd af te wijken en de lozing te accepteren ondanks het feit dat bij maatgevende lage afvoer niet aan de significantietoets kan worden voldaan. Of dit inderdaad kan hangt af van deze brede (lokale) weging ten aanzien van de verschillende eerder genoemde aspecten.

Echter in de hier beschouwde situatie kan zowel in de lage afvoersituatie en de gemiddelde situatie niet worden voldaan aan de immissietoets. Gezien het feit dat de beoogde GEP doelstellingen hierdoor nog moeilijker zijn te realiseren, zijn aanvullende maatregelen nodig om de lozing te beperken. Om te voldoen aan de immissietoets bij maatgevende lage afvoer is een effluentconcentratie van 0.6 mg/l aan P nodig. De voorgestelde concentratie voor N leidt op basis van de gemiddelde afvoer niet tot achteruitgang in toestandklasse. Om te voldoen aan het significantie criterium bij maatgevende lage afvoer voor N is een effluentconcentratie nodig van 7 mg/l.

Om jaargemiddeld te kunnen voldoen aan de immissietoets is een effluenteis van 1.2 mg/l aan P noodzakelijk. Nagegaan moet worden of technologische opties voorhanden zijn binnen BBT om hieraan te voldoen. Indien binnen BBT niet aan de randvoorwaarden van de immissietoets bij maatgevende lage

afvoer kan worden voldaan, kan de waterbeheerder de aanvraag weigeren te vergunnen of een bredere afweging maken. Hierbij spelen eerder genoemde argumenten om 'gemotiveerd' af te wijken een rol.

Ter hoogte van het waterlichaam B, waar het niet KRW-waterlichaam op uitkomt, leidt de lozing niet tot overschrijding van de geldende criteria voor N en P en bacteriën voor waterlichaam B. Voor bacteriën wordt ruimschoots voldaan aan de zwemwaterreis van 200 kve/l. De toename in concentratie voor de verschillende parameters ten gevolge van de lozing 2 op waterlichaam B bij maatgevende lage afvoer is weergegeven in navolgende overzicht.

Cmonitoringspunt is in dit geval bepalend

Verduunnings-factor	300 [m]	193.90	toelaatbare % trivialetoets:	1	Q-loz [m3/s]	0.14	maatgevende lage afvoer [m3/s]	2	breedte [m]	30							
	8 [m]	193.9					gemiddelde afvoer [m3/s]	10	diepte [m]	3							
berekende gemiddelde mengfactor (volledige menging) op mon-punt		193.90															
			STAP 1	STAP 2		STAP 3	STAP 4			STAP 5							
Stof	Effluent-concentratie	effluenttoets	trivialetoets	C _{achtergrond} [mg/l]	MKN [mg/l]**	norm voor normtoets [mg/l]	meet-nauw-keurigheid *)	MAC [mg/l]	C-Xmac > MAC?	ΔC _L /MKN [%]	C _L [mg/l]	Resultaat van immisietoets	C-monitoringspunt [mg/l]	C-mon > MKN?	ΔC-mon > meetnauw keurigheid ?	Resultaat van toetsing aan principe van geen achteruitgang (KRW)	overall oordeel
Lozing 2	consequenties lozing 2 op waterlichaam B																
P-totaal [mg/l]	2	voldoet niet	voldoet niet	0.18	0.14	0.19	0.0100			6.70%	0.189	VOLDOET	0.190	JA	JA	VOLDOET	VOLDOET
N-totaal [mg/l]	12	voldoet niet	voldoet niet	4.10	2.5	7.5	0.1000			1.63%	4.141	VOLDOET	4.141	JA	NEE	VOLDOET	VOLDOET
bacteriën coligroep totaal [aantal/ml]	10000	voldoet niet	voldoet niet	0	2000	2000	1.0000			2.58%	51.573	VOLDOET	51.573	NEE	JA	VOLDOET	VOLDOET
bacteriën Escherichia coli [aantal/ml]	5000	voldoet niet	voldoet niet	0	500	500	1.0000			5.16%	25.786	VOLDOET	25.786	NEE	JA	VOLDOET	VOLDOET
bacteriën Enterococconen [aantal/ml]	5000	voldoet niet	voldoet niet	0	200	200	1.0000			12.89%	25.786	VOLDOET NIET!	25.786	NEE	JA	VOLDOET	VOLDOET NIET!

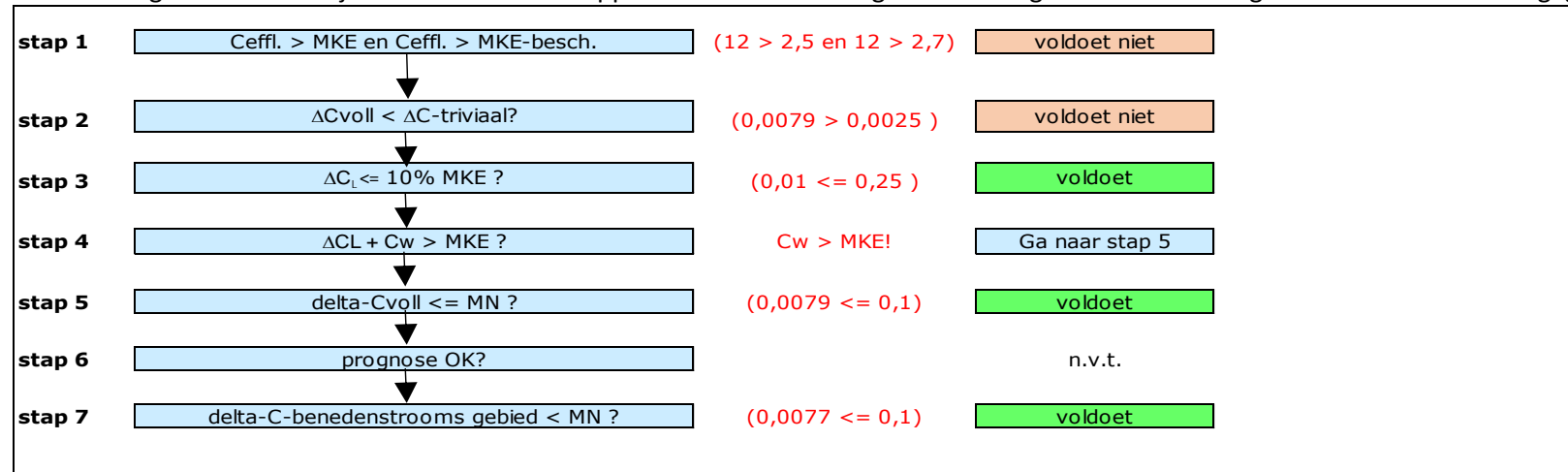
Vervolgens moet nog worden beoordeeld wat in het overgangswater, waar strengere normen gelden voor N, gemeten als DIN (het anorganische deel van N), de effecten zijn van de lozing voor de waterkwaliteitsdoelstellingen in waterlichaam C. Bij de winter-DIN moet worden uitgegaan van de achtergrondconcentratie in de maanden december t/m februari. Deze concentratie kan afwijken van de jaargemiddelde concentratie en valt doorgaans iets hoger uit dan de jaargemiddelde concentratie. Voor de beoordeling wordt in eerste instantie met de jaargemiddelde achtergrondconcentratie voor N-totaal (inclusief N-Kj) gerekend (worst-case-benadering). De resultaten van de beoordeling zijn weergegeven in het navolgende overzicht.

Cmonitoringspunt is in dit geval bepalend

Verduunnings-factor	300 [m]	215.30	toelaatbare % trivialetoets:	1	Q-loz [m ³ /s]	0.14	maatgevende lage afvoer [m ³ /s]	2	breedte [m]	30							
	8 [m]	215.3					gemiddelde afvoer [m ³ /s]	10	diepte [m]	3							
berekende gemiddelde mengfactor (volledige menging) op mon-punt		215.30															
			STAP 1	STAP 2			STAP 3	STAP 4		STAP 5							
Stof	Effluent-concentratie	effluenttoets	trivialetoets	C _{achtergrond} [mg/l]	MKN [mg/l]	norm voor norm-toets [mg/l]	meet-nauw-keurigheid *)	MAC [mg/l]	C-Xmac > MAC?	ΔC _L /MKN [%]	C _L [mg/l]	Resultaat van immissietoets	C-monitorings-punt [mg/l]	C-mon > MKN?	ΔC-mon > meetnauw-keurigheid ?	Resultaat van toetsing aan principe van geen achteruitgang (KRW)	overall oordeel
Lozing 2																	
				consequenties lozing 2 op waterlichaam B													
N-totaal [mg/l]	12	voldoet niet	voldoet niet	3.50	2.5	7.5	0.1000			1.58%	3.539	VOLDOET	3.539	JA	NEE	VOLDOET	VOLDOET

In waterlichaam C ligt de achtergrond voor N als winter-DIN al boven de norm van 2.5 mg/l. Omdat de bijdrage van lozing 2 aan de concentratie in waterlichaam C minder dan de meetnauwkeurigheid betreft, de lozing voldoet aan de significantietoets en de nieuwe concentratie kleiner is dan de bovenste begrenzing van de toestandsklasse, betekent dit dat wordt voldaan stap 5 van de immissietoets. Omdat in dit geval de KRW-toets is uitgevoerd met de normen van het benedenstrooms gelegen waterlichaam dat ook wordt voldaan de eisen voor dit waterlichaam. Het halen van de chemische en ecologische doelstellingen in dit waterlichaam worden niet negatief beïnvloed. Dit betekent dat de beoordeling van uitgaande van de randvoorwaarden voor waterlichaam C niet leidt tot beperkingen voor lozing 1. Benedenstrooms van waterlichaam C bevinden zich geen beschermde gebieden. In feite wordt er dan ook voldaan aan stap 7 van de immissietoets.

In het navolgende schema zijn de verschillende stappen van de beoordeling van de lozing 2 van N-totaal nog eens schematisch weergegeven.

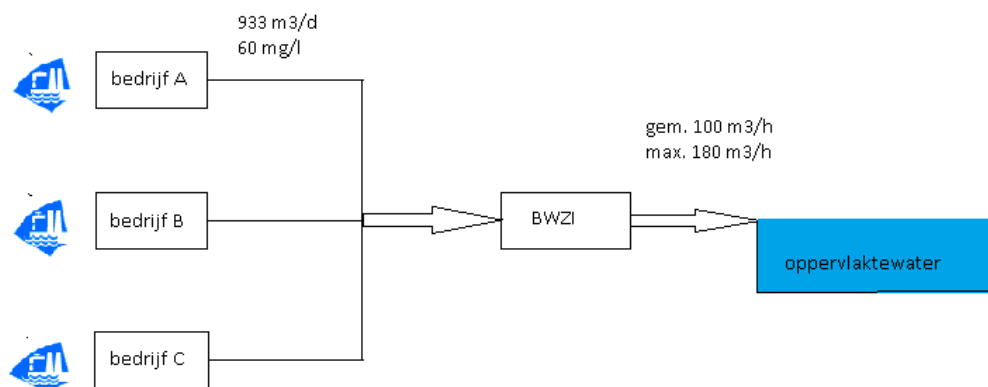


Case 2: indirecte lozing afbreekbare en niet afbreekbare stof

Lozingsituatie

Deze case beschrijft de lozing van stof X afkomstig van bedrijf A via een biologische zuiveringsinstallatie (BWZI) op zout oppervlaktewater. Op deze BWZI lozen ook andere bedrijven.

De lozingsituatie is in vereenvoudigde vorm in het onderstaande schema weergegeven.



Kenmerken en normen

Kenmerken van de lozing

- Debiet 933 m³/d
- Concentratie stof X 60 mg/l

Dit betreft de lozing afkomstig van bedrijf A, na verdunning met overige afvalwaterstromen en rekening houdend met afbraak in de BWZI.

Kenmerken van het oppervlaktewaterlichaam

- Type doodlopende kanaalpannen en havens
- Breedte 370 m
- Diepte 9,8 m
- Gemiddelde lokale snelheid 0,129 m/s
- Verversingstijd 3,9 dagen
- Afstand tot havenmond 1,6 km
- Gemiddelde debiet KRW-waterlichaam 352 m³/h
- Maatgevende lage afvoerdebiet KRW-waterlichaam 175 m³/s

Normen

Voor stof X gelden bij lozing op zout oppervlaktewater de volgende recent vastgestelde normen:

- JG-MKE 16,4 µg/l
- JG-MAC 45 µg/l
- Norm oppervlaktewater voor bereiding drinkwater 50 µg/l

Op basis van deze gegevens is de immissietoets uitgevoerd. De resultaten worden aan de hand van de uitvoerbomen afkomstig van de internetapplicatie beschreven:

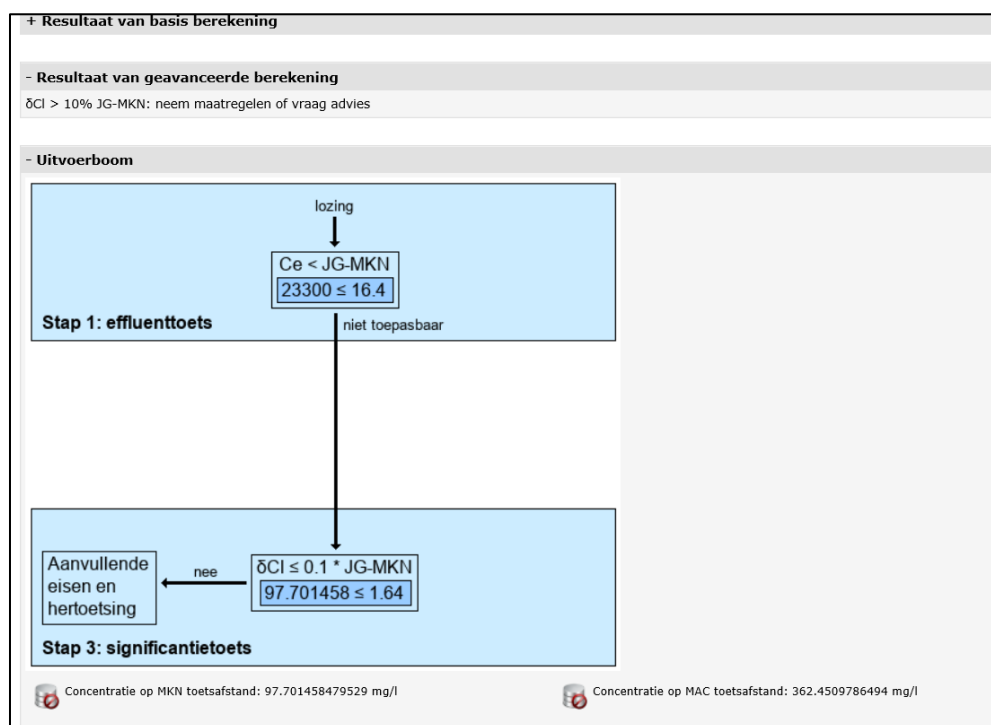
Daarbij wordt onderscheid gemaakt in 2 situaties:

1. stof X is niet afbreekbaar;
2. stof X is afbreekbaar.

Voor de immissietoets is de maximale dagvracht als uitgangspunt genomen.

Situatie 1: Niet afbreekbare stof X

De uitvoerboom van de immissietoets ziet er als volgt uit:



Concentraties in $\mu\text{g/l}$ ⁶⁸

Stap 1 Effluenttoets

Wanneer stof X een niet afbreekbare stof is, wordt er uitsluitend rekening gehouden met het verdunningseffect in de BWZI. Dit leidt tot een lozingsconcentratie van 23,3 mg/l ($933/2400 \cdot 60$), waarbij er van uit wordt gegaan dat bedrijf A in de geschetste situatie het enige bedrijf is dat stof X loost.

De lozingsconcentratie is hoger dan de JG-MKN. Dit betekent dat er een risico bestaat dat de doelstelling voor het ontvangende oppervlaktewater niet gehaald wordt.

Stap 2 Triviaaltoets

De triviaaltoets is niet geschikt voor lozingen in havens en ook niet voor lozingen op zoute wateren. Daarom wordt deze toets overgeslagen en wordt direct de significantietoets uitgevoerd. Dit is geen probleem omdat deze stap alleen bedoeld is om lozingen van triviaal belang uit te sluiten van verdere toetsing.

Stap 3 Significantietoets

⁶⁸ De figuur is een uittreksel van de webapplicatie van de immissietoets gebaseerd op het handboek immissietoets uit 2011. In dat handboek werd de term JG-MKN gehanteerd. Deze is nu vervangen door JG-MKE.

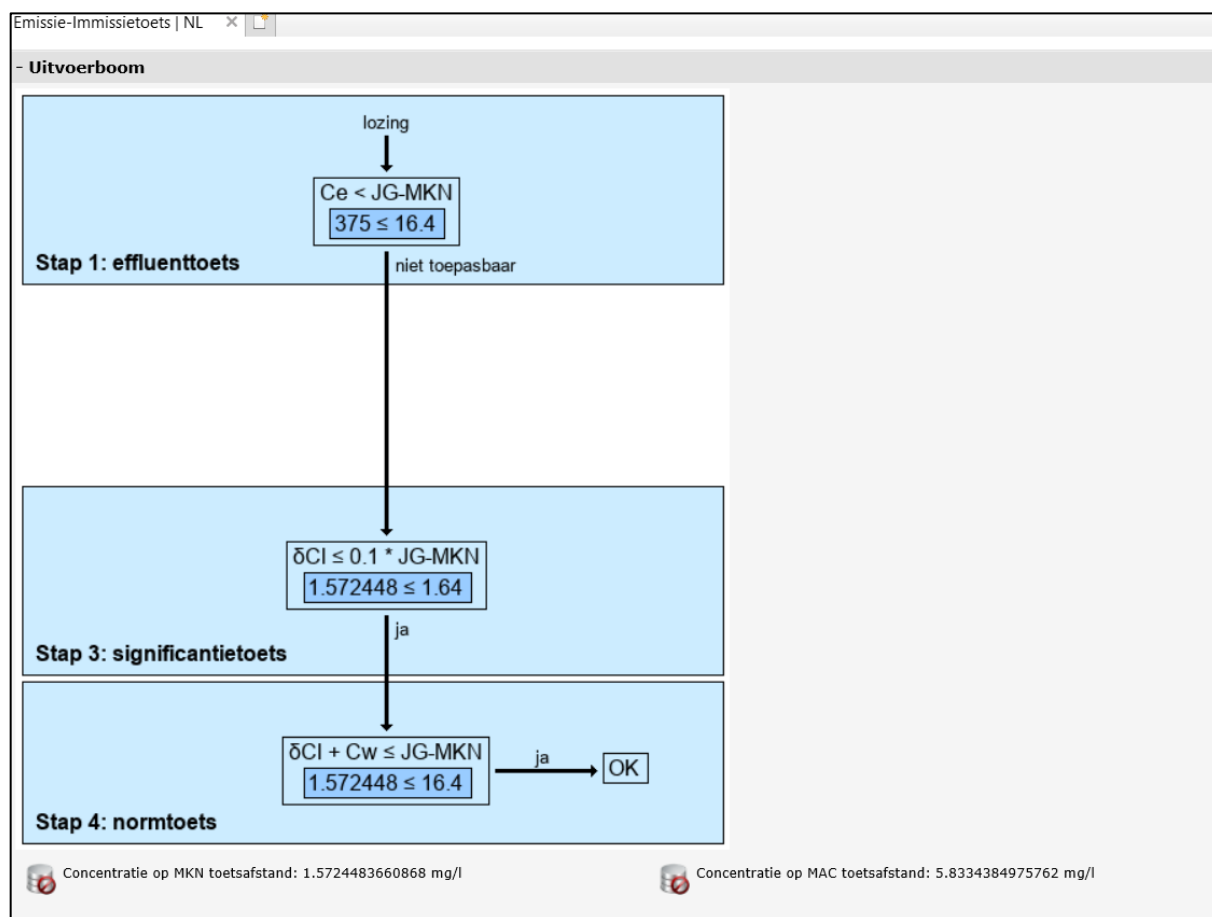
Bij de significantietoets is gekeken hoe de concentratie op de grens van de mengzone (1000 m van het lozingspunt) zich verhoudt ten opzichte van de JG-MKN, waarbij een veiligheidsfactor 10 ($0,1 * JG-MKN$) wordt aangehouden.

Er wordt er niet aan de significantietoets voldaan. Dit betekent dat er aanvullende maatregelen getroffen moeten worden om aan de immissietoets te voldoen. De immissietoets stopt om die reden hier. Na het treffen van maatregelen moet de immissietoets opnieuw worden doorlopen.

Om echter in de praktijk te kunnen beoordelen of aanvullende maatregelen binnen 'in rede te verlangen kosten' zijn te realiseren, is een meer concrete probleemschets nodig. Hiervoor is ook inzicht in de daadwerkelijk optredende concentraties op de rand van de mengzone (stap 4) en het monitoringspunt (stap 5) vereist. Om deze reden zullen stap 4 en 5 van de immissietoets in de regel dan ook worden doorlopen.

Situatie 2: Afbreekbare stof X

De stof wordt voor meer dan 98% afgebroken in BWZI. De uitvoerboom van de immissietoets ziet er als volgt uit:



Concentraties in $\mu g/l$

Stap 1 Effluenttoets

In deze specifieke situatie is er praktijkonderzoek uitgevoerd naar de biologische afbreekbaarheid. Hieruit blijkt dat de afbreekbaarheid in een situatie waarin actief slib is geadapteerd aan stof X, 99% bedraagt. Om die reden is bij de uitvoering van de immissietoets rekening gehouden met 99% afbraak. Dit leidt (zonder rekening te houden

met het verdunningseffect) tot een lozingsconcentratie van 375 µg/l. Dit is als invoer voor de immissietoets gebruikt.

Ondanks de afbraak is de lozingsconcentratie hoger dan de JG-MKN. Dit betekent dat er een risico bestaat dat de doelstelling voor het ontvangende oppervlaktewater niet gehaald wordt. Wanneer er wel rekening wordt gehouden met het verdunningseffect bedraagt de concentratie op het lozingspunt 233 µg/l ($375 * 933/2400$). De uitkomst van de effluenttoets blijft daarmee hetzelfde.

Stap 2 Triviaaltoets

De triviaaltoets is niet geschikt voor lozingen in havens en ook niet voor lozingen op zoute wateren. Daarom wordt deze toets overgeslagen en wordt direct de significantietoets uitgevoerd. Dit is geen probleem omdat deze stap alleen bedoeld is om lozingen van triviaal belang uit te sluiten van verdere toetsing.

Stap 3 Significantietoets

Bij de significantietoets is gekeken hoe de concentratie op de grens van de mengzone (1000 m van het lozingspunt) zich verhoudt ten opzichte van de JG-MKN, waarbij een veiligheidsfactor van 10 ($0,1 * JG-MKN$) wordt aangehouden.

Stof X is op basis van in de literatuur bekende gegevens beperkt biologisch afbreekbaar (60%). Bij dit afbraakpercentage voldoet de significantietoets ook niet. Hieruit blijkt dat er bij beperkt afbreekbare stoffen ook bij indirecte lozingen risico's voor het ontvangende oppervlaktewaterlichaam bestaan. Omdat de immissietoets uitgaat van de geloosde vracht, maakt het voor slecht afbreekbare stoffen voor de toetsing aan de JG-MKN niet uit of er sprake is van een directe of indirecte lozing. Voor de toetsing aan de JG-MAC kan dit wel uitmaken, omdat het verdunningseffect als resultaat kan hebben dat er op de grens van de mengzone aan de JG-MAC wordt voldaan. Voor de toetsing aan de JG-MAC is het van belang om van de worst-case-situatie uit te gaan (maximale dagvracht).

In deze situatie wordt aan de significantietoets voldaan. Hiermee worden acuut toxische effecten ook nagenoeg uitgesloten. Dit blijkt in deze situatie ook uit de door het model berekende concentratie op de grens van de mengzone voor acute toxiciteit (in dit geval 25 m), deze bedraagt 5,8 µg/l. Deze waarde is ruimschoots lager dan het JG-MKE en dus ook lager dan het JG-MAC. Omdat er ruimschoots aan de MAC-waarde wordt voldaan is het in deze situatie niet relevant om rekening te houden met het verdunningseffect. In andere situaties kan dit wel van belang zijn.

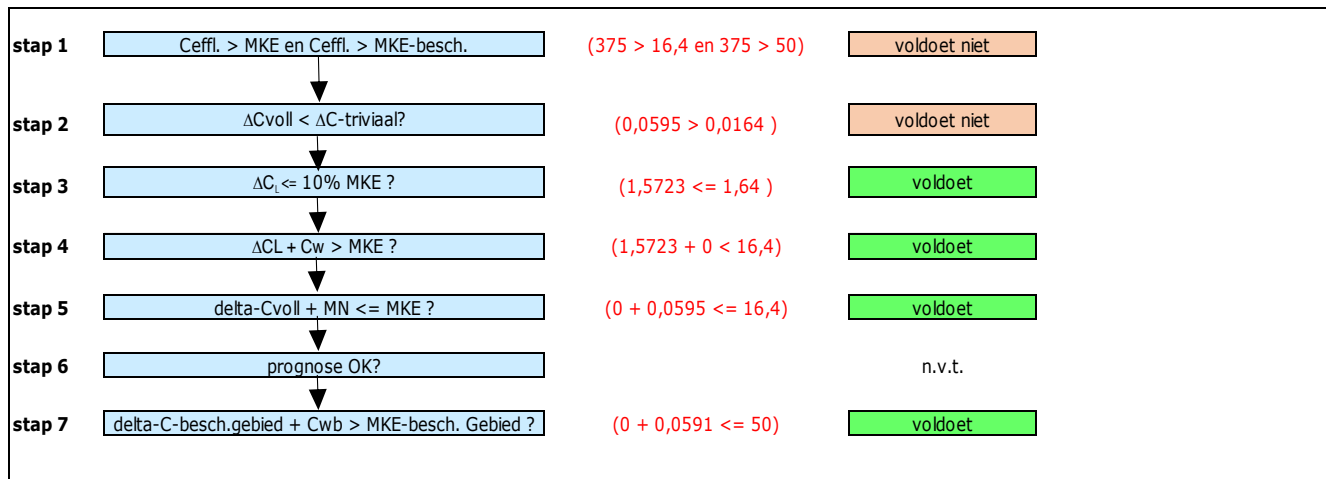
Stap 4 Normtoets

Met de normtoets wordt nagegaan of de concentratieverhoging opgeteld bij de achtergrondconcentratie leidt tot overschrijding van de gewenste waterkwaliteit. Dat is in deze situatie niet het geval.

Stap 7 Toets op effecten van benedenstrooms gelegen beschermde gebieden

Ter hoogte van de rand van de mengzone wordt al aan de waterkwaliteitsnorm voldaan. Daardoor zal ook ter hoogte van het benedenstrooms gelegen innamepunt voor drinkwater aan de norm worden voldaan, want de drinkwaternorm is aanzienlijk hoger dan de waterkwaliteitsnorm.

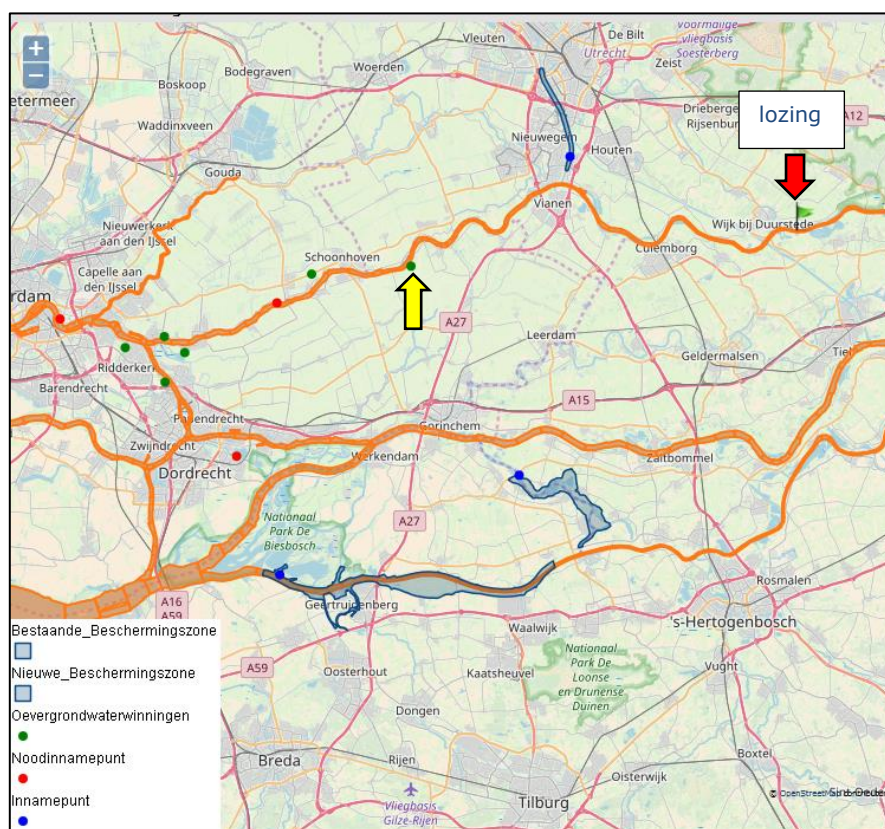
In het navolgende schema zijn de verschillende stappen van de immissietoets nog eens schematisch weergegeven.



Case 3: lozing (o.a. niet genormeerde stoffen) op rivier met benedenstrooms oeverinfiltratiepunt

Dit is een (theoretische) voorbeeld waarin wordt ingezoomd op de in de handreiking beoordeling van lozingen gericht op bescherming drinkwaterkwaliteit (2018) beschreven aanpak voor de beoordeling van lozingen. Deze handreiking is geïntegreerd in dit handboek.

Een bedrijf wil een aanvraag doen voor een nieuwe lozing. De situering van de lozing is weergegeven in de navolgende figuur.



De locatie van de lozing wordt aangegeven door de rode pijl en de het dichtstbij benedenstrooms gelegen drinkwater oeverinfiltratiepunt is aangegeven door de gele pijl.

In de aanvraag is ook een aantal stoffen opgenomen waarvoor ten tijde van het opstellen van de aanvraag nog geen normen voor waren afgeleid. Het lozingsdebiet bedraagt 0.15 m³/s. In de navolgende tabel zijn de belangrijkste stoffen uit de aanvraag weergegeven.

Stof	afvalwater concentratie [ug/l]	Waterkwaliteitsnorm (ja/nee)?	drinkwater-norm (ja/nee)?
stof A	125	ja	nee
stof B	50	ja	nee
Stof C	0.45	nee	nee
benzeen	10	ja	ja
lood	3.6	ja	ja
Nikkel	10	ja	ja
Cadmium	2	ja	ja

ABM

Voor de beoordeling van de ABM moet het bedrijf informatie aanleveren met betrekking tot afbreekbaarheid, toxiciteit voor waterorganismen en bioaccumulerend vermogen (log Kow). Ook moet worden aangegeven of het een ZZS of potentiële ZZS betreft of niet. Vervolgens wordt de stof ingedeeld in een waterbezwaarlijkheidsklasse. Deze indeling kan worden gebruikt om de juiste techniek te selecteren om de lozing te beperken.

Informatie over stoffeigenschappen kan o.a. worden gevonden op de ECHA-website. ECHA geeft aan dat de niet genormeerde stoffen persistent zijn.⁶⁹ De stoffen A en B worden o.b.v. de ABM als persistente en mobiele stoffen (PM stoffen, en daarmee (mogelijk) drinkwaterrelevant) aangemerkt. Voor stof C is geen informatie beschikbaar rond het risico op bioaccumulatie. Info rond BCF waarden of log Kow waarden is niet voorhanden. Gegeven het feit dat stof C persistent is bestaat de kans dat stof C ook als PM moet worden aangemerkt.

Op grond van de specifieke criteria die worden gehanteerd om stoffen in te delen in ZZS of potentiële ZZS is stof C op de lijst van potentiële ZZS geplaatst en zal nu ook via de ABM als zodanig worden geduid. Voor de indeling in de ABM-categorie heeft dit overigens geen consequenties. De stof wordt dus in gedeeld in een van de klassen A t/m C. Omdat de kans bestaat dat een stof uiteindelijk als ZZS wordt aangemerkt kan afleiding van een norm voor het bedrijf overigens ook van belang zijn. Voor ZZS stoffen geldt een minimalisatie verplichting. Effect van maatregelen (en de redelijkheid hiervan) richting water kan beter worden geduid indien een norm voorhanden is.

Uit de ABM-beoordeling, gebaseerd op de data aanwezig in ECHA, van de niet genormeerde stoffen komt het volgende beeld naar voren:

stof	is stof afbreekbaar ?	laagste chronische NOEC [mg/l]	laagste acute toxiciteit [mg/l]	log Kow	ABM-indeling
stof A	nee		26.5	0.33	A3
stof B	nee	5	200	-1.22	A3
stof C	nee	4.17	97	onbekend	A3

Geen van de stoffen stond ten tijde van het opstellen van de aanvraag op de lijst van ZZS.

Op basis van het BREF-document opgesteld voor de bedrijfstak waartoe het bedrijf behoort kan worden geconcludeerd dat het bedrijf voldoet aan BBT.

Immissietoets

De maatgevende lage afvoer die wordt gebruikt bij de beoordeling van de immissietoets bedraagt 25 m³/s. De verdunningsfactor op de rand van de mengzone op 840 m bedraagt 16.7 en de verdunningsfactor ter hoogte van het dichtstbijzijnde oeverinfiltratiepunt bedraagt 167.

Met de immissietoets kan de concentratie op de rand van de mengzone en ter hoogte van het meest dichtbij gelegen oeverinfiltratiepunt worden berekend. Dit resulteert in het volgende beeld:

⁶⁹ Een stof is snel afbreekbaar als voldaan wordt aan de criteria van ready biodegradable (70% van de stof is afgebroken binnen 28 dagen (zie OECD-301 testen). Stoffen die in de zogenaamde inherenty testen (OECD-302 testen) afbreekbaar zijn hoeven dat in screeningstesten niet perse te zijn.

Indien een bedrijf kan aantonen dat een stof toch afbreekbaar is in een geadapteerde biologische zuivering kan hiermee rekening worden gehouden bij de te kiezen maatregel om de emissie te beperken.

Stof	afvalwater concentratie [ug/l]	Waterkwaliteitsnorm (ja/nee)?	drinkwater-norm (ja/nee)?	Crand-mengzone [ug/l]	C _{achtergrond} [ug/l]	C _{iname} [ug/l]
stof A	125	ja	nee	9.49	2	2.75
stof B	50	ja	nee	2.99	0.00	0.30
Stof C	100	nee	nee	5.99	0.00	0.60
benzeen	10	ja	ja	0.60	0.00	0.06
lood	3.6	ja	ja	0.26	0.04	0.06
Nikkel	10	ja	ja	0.90	0.30	0.36
Cadmium	2	ja	ja	0.15	0.03	0.04

Voor de stoffen A, B zijn wel waterkwaliteitsdoelstellingen maar (nog) géén drinkwaternormen afgeleid. Voor stof C zijn géén waterkwaliteitsnorm of drinkwater-richtwaarde afgeleid. Op grond van bovenstaande beeld besluit het bevoegd gezag RIVM te benaderen met het verzoek om na te gaan of afleiding van een waterkwaliteitsnorm voor stof C en drinkwater richtwaarde voor stof A nodig is. Voor drinkwater wordt in eerste instantie alleen gekeken naar stof A omdat deze stof als gevolg van de lozing kan voorkomen in een concentratie van meer dan 1 µ bij de waterwinlocatie. Stof B is weliswaar een PM stof (persistent en mobiel (log Kow = -1.22) maar komt op de waterwinlocatie voor in lage concentratie (0.3 µg/l).

RIVM oordeelt dat Stof C behoort de stof tot de groep van perfluorverbindingen PFAS stoffen, waartoe ook PFOA (ZZS) behoort. Uit de ABM beoordeling volgt dat het om een persistente stof gaat waarvan geen info voorhanden is met betrekking het bioaccumulerend potentieel (BCF-waarden of log Kow waarden ontbreken). Dit gegeven in combinatie met het persistente karakter van de stof en het feit dat we hebben te maken met een perfluorverbinding kan een reden zijn om ten aanzien dit soort stoffen de nodige voorzorg in acht te nemen.

De Europese Commissie heeft bij de herziening van de drinkwaterrichtlijn (COM (2017) 753 final) een norm voorgesteld voor de groep perfluorverbindingen PFAS stoffen van 0,1 µg/l per individuele stof en 0,5 µg/l voor de groep stoffen. Stof C valt hieronder. Dit betekent voor deze stoffen dus een toekomstige wettelijke norm. De onderhandelingen over dit drinkwaterrichtlijnvoorstel lopen nog.

Op grond van specifieke stoffeigenschappen besluit het bevoegd gezag RIVM opdracht te geven voor de afleiding van indicatieve norm voor stof C voor oppervlaktewater. Bij de afleiding van $MKE_{\text{oppervlaktewater}}$ moet ook naar humane aspecten worden gekeken. Als TDI-waarde bekend is kan eenvoudig ook een drinkwaternorm worden afgeleid.

Ondanks het feit dat de concentratie ter hoogte van de waterwinlocatie lager uitvalt dan 1 µg/l besluit het bevoegd gezag advies in te winnen bij RIVM over de noodzaak van een normafleiding voor drinkwater van deze stof. Specifieke stoffeigenschappen van de stof (perfluorverbinding) liggen hieraan ten grondslag. In het advies van RIVM wordt aangegeven dat dat risico's m.b.t. drinkwaterkwaliteit als gevolg van de lozing niet kunnen worden uitgesloten. Het bevoegd gezag besluit opdracht te geven tot het afleiden van een indicatieve drinkwater-richtwaarde voor stof C. Op grond van de concentratie bij de waterwinlocatie uit de immisietoets wordt door bevoegd gezag aan RIVM gevraagd ook een indicatieve beleidsmatige norm af te leiden voor stof A.

Voor stof C kan in eerste instantie (nog) geen $MKE_{\text{oppervlaktewater}}$ worden afgeleid omdat onvoldoende data voorhanden zijn met betrekking tot bioaccumulatie in vis. Nader onderzoek

is nodig. De aanvrager wordt benaderd voor aanvullende info met betrekking tot de bioaccumulerende eigenschappen van de stof. Op grond van nader onderzoek met betrekking tot bioaccumulatie wordt uiteindelijk een $MKE_{\text{oppervlaktewater}}$ afgeleid van 3 $\mu\text{g/l}$. Voor stof C wordt vervolgens door RIVM ook een indicatieve drinkwater-richtwaarde ter grootte van 0.1 $\mu\text{g/l}$ afgeleid.

Voor stof A is door RIVM een indicatieve richtwaarde voor drinkwater afgeleid van 5 $\mu\text{g/l}$.

Met de beschikbare normen kan vervolgens de immissietoets worden uitgevoerd. Dit resulteert op basis van de aanvraag in het volgende beeld:

Stof	afvalwater concentratie [ug/l]	rekenwaarde of norm voor immissietoets [ug/l]	Grand-mengzone [ug/l]	ratio $\Delta C_L / MKE$	Cachtergrond [ug/l]	$MKE_{\text{drinkwater}}$ [ug/l]	benodigde reductie [%]	C_{inname} [ug/l]
stof A	125	26	9.49	29%	2	5	65.26%	2.75
stof B	50	50	2.99	6%	0.00	5	0.00%	0.30
Stof C	100	3	5.99	200%	0.00	0.1	94.99%	0.60
benzeen	10	10	0.60	6%	0.00	10	0.00%	0.06
lood	3.6	1.2	0.26	18%	0.04	10	44.33%	0.06
Nikkel	10	4	0.90	15%	0.30	20	33.20%	0.36
Cadmium	2	0.08	0.15	150%	0.03	3	93.32%	0.04

De concentraties op de rand van de mengzone vallen aanzienlijk hoger uit dan de concentraties ter hoogte van het benedenstrooms gelegen waterwinlocatie.

Op grond van drinkwateraspecten alleen al betekent dit dat de lozing van stof C moet worden beperkt met minimaal 84% ($1 - 0.1/0.6 = 84\%$). Echter op grond van de significantietoets op de rand van de mengzone ($\Delta C_L \leq 10\%$ van $MKE = 0.1 * 3 = 0.3$) moet een reductie van $1 - 0.3/5.99 = 0.95$ (95%) gerealiseerd worden.

Op basis van de mengzonetoeets van de immissietoets is een reductie nodig van resp. 65% voor stof A; 95% voor stof C; 44% voor lood; 33% voor Nikkel en 93% voor Cadmium.

Indien de lozing zodanig wordt gereduceerd dat kan worden voldaan aan alle uitgangspunten van de immissietoets resulteert dit in het volgende beeld:

Stof	afvalwater concentratie [ug/l]	rekenwaarde of norm voor immissietoets [ug/l]	Grand-mengzone [ug/l]	ratio $\Delta C_L / MKE$	Cachtergrond [ug/l]	$MKE_{\text{drinkwater}}$ [ug/l]	C_{inname} [ug/l]
stof A	43.4	26	4.60	10.00%	2	5	2.26
stof B	50	50	2.99	5.99%	0.00	5	0.30
Stof C	5.01	3	0.30	10.00%	0.00	0.1	0.03
benzeen	10	10	0.60	5.99%	0.00	10	0.06
lood	2.0	1.2	0.16	10.00%	0.04	10	0.05
Nikkel	6.7	4	0.70	10.00%	0.30	20	0.34
Cadmium	0.13	0.08	0.04	10.00%	0.03	3	0.03

Drinkwaterrisico's

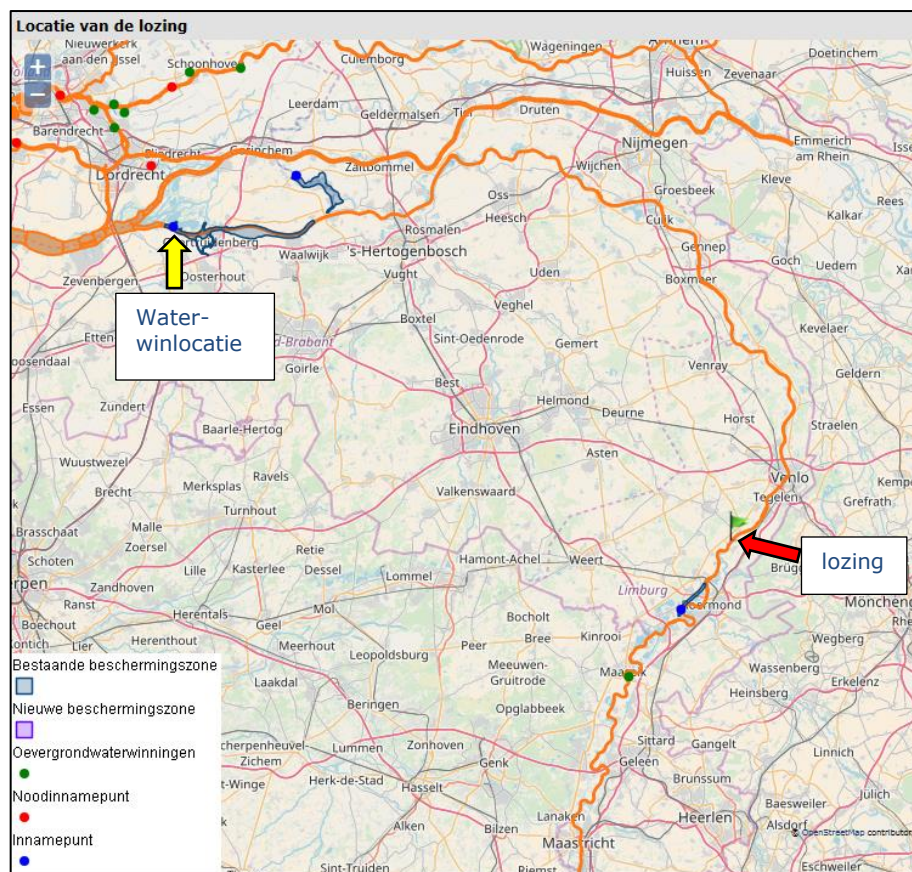
De eisen in de vergunning zullen zodanig zijn dat bij lage maatgevende afvoer kan worden voldaan aan de immissietoets, inclusief toets waterwinlocaties. Dit betekent dat de lozingseisen minimaal moeten voldoen aan de lozingseisen genoemd in bovenstaande tabel. Doordat de lozing ook op de rand van de mengzone moet voldoen aan de waterkwaliteitscriteria zorgt er in deze situatie voor dat de concentraties voor de meeste stoffen ter hoogte van de waterwinlocaties ruimschoots uitkomen beneden de beleidsmatige norm. Dit betekent dat er de risico's met betrekking de drinkwaterbereiding aanvaardbaar zijn.

Waterkwaliteitscriteria

Het feit dat de lozing moet voldoen aan de immissietoets zorgt ervoor dat de concentraties op de rand van de mengzone ruimschoots lager uitvallen dan de geldende waarden voor $MKE_{\text{oppervlaktewater}}$. Dit betekent dat de lozing niet leidt tot waterkwaliteitsproblemen op grond van ecologie of chemie. Ook leidt de lozing niet tot achteruitgang in de chemische of ecologische toestand van het waterlichaam.

Case 4: lozing (o.a. niet genormeerde stoffen) op rivier met benedenstrooms oeverinfiltratiepunt

Het betreft een theoretisch voorbeeld. Een bedrijf vraagt een vergunning aan voor een nieuwe lozing. De situering van de lozing is weergegeven in de navolgende figuur.



De locatie van de lozing wordt aangegeven door de rode pijl en de het dichtstbij benedenstrooms gelegen drinkwater oeverinfiltratiepunt is aangegeven door de gele pijl.

In de aanvraag zijn ook een aantal stoffen opgenomen waarvoor ten tijde van het opstellen van de aanvraag nog geen normen voor waren afgeleid. In de navolgende tabel zijn de belangrijkste stoffen uit de aanvraag weergegeven. Het lozingsdebiet bedraagt 0.1 m³/s.

Stof	afvalwater concentratie [ug/l]	Waterkwaliteitsnorm (ja/nee)?	drinkwater-norm? (ja/nee)
stof A	300	nee	nee
stof B	300	ja	nee
stof C	100	nee	nee

Van de te beoordelen stoffen is alleen voor stof B een waterkwaliteitsnorm afgeleid. Voor de stoffen zijn (nog) geen drinkwater richtwaarden afgeleid.

ABM-beoordeling

Voor de beoordeling van de ABM moet het bedrijf informatie aanleveren met betrekking tot afbreekbaarheid, toxiciteit voor waterorganismen, bioaccumulerend vermogen (log Kow).

Ook moet worden aangegeven of het een ZZS of potentiële ZZS betreft of niet. Vervolgens wordt de stof ingedeeld in een waterbezwaarlijkheidsklasse. Deze indeling kan worden gebruikt om de juiste techniek te selecteren om de lozing te beperken. Informatie over stoffeigenschappen kan o.a. worden gevonden op de ECHA-website. ECHA geeft aan dat een van de niet genormeerde stoffen persistent is (stof A). Log Kow voor stof A is onbekend. Dit betekent dat stof A ook als mogelijke PM-stof kan worden aangemerkt. De stof B is afbreekbaar. Stof C is genormeerd en kan o.b.v. de ABM als PM-stof worden aangemerkt (log Kow < 1.5 en de stof is niet afbreekbaar).

De ABM beoordeling, gebaseerd op de data aanwezig in ECHA, resulteert in het volgende beeld:

stof	is stof afbreekbaar ?	laagste chronische NOEC [mg/l]	laagste acute toxiciteit [mg/l]	log Kow	ABM-indeling
stof A	nee		5	onbekend	A2
stof B	ja	8	90	2	B3
stof C	nee	4	20	0.5	A3

Geen van de stoffen stond ten tijde van het opstellen van de aanvraag op de lijst van ZZS. Op basis van het BREF-document opgesteld voor de bedrijfstak waartoe het bedrijf behoort kan worden geconcludeerd dat het bedrijf voldoet aan BBT.

Immissietoets

De maatgevende lage afvoer die wordt gebruikt bij de beoordeling van de immissietoets bedraagt 32 m³/s. De verdunningsfactor op de rand van de mengzone op 980 m bedraagt 87 en de verdunningsfactor ter hoogte van de dichtstbijzijnde waterwinlocatie bedraagt 320.

Met de immissietoets kan de concentratie ter hoogte van de meest dichtbij gelegen waterwinlocatie worden berekend. Dit resulteert in het volgende beeld:

Stof	afvalwater concentratie [ug/l]	Waterkwaliteitsnorm (ja/nee)?	drinkwater-norm? (ja/nee)	C _{iname} [ug/l]
stof A	300	nee	nee	2.94
stof B	300	ja	nee	0.94
Stof C	100	nee	nee	0.31

Voor niet genormeerde stoffen waarvan de concentratie bij waterwinlocaties uitkomt boven 1 µg/l moet op basis van de stoffeigenschappen worden beoordeeld of normafleiding nodig is. Hiervoor wordt RIVM geraadpleegd. Op basis van de concentraties bij de nabijgelegen waterwinlocatie is het noodzakelijk om voor stof A een indicatieve drinkwater richtwaarde af te leiden via RIVM. Voor stof B en C is dat op basis van de berekende concentraties bij de waterwinlocatie (vooralnog) niet nodig. Indien bevoegd gezag beslist op basis van advies van RIVM dat normafleiding nodig is moeten stoffeigenschappen (voor zover nodig) nader in beeld gebracht worden door de lozer.

Daarnaast zijn voor stof A en C ook geen waterkwaliteitsnormen afgeleid. Het gaat zowel voor stof A als B om niet afbreekbare stoffen. Voor stof A is de log Kow waarde onbekend en voor stof C bedraagt de log Kow waarde 0.5. Op basis van deze data kan stof C als PM stof worden aangemerkt en stof A als mogelijke PM stof (log Kow is onbekend).

De beperkte eco-tox dataset voor stof A leidt tot een waarde van 5 µg/l (laagste waarde toxdata/1000) als eerste ruwe benadering voor MKEeco. Dit betekent dat op basis van de aangevraagde lozing de waterkwaliteit niet op voorhand is gewaarborgd. Voor stof C geldt dat evenals stof A de stof mogelijk kan worden aangemerkt als PM stof. Om deze reden besluit bevoegd gezag om aan RIVM advies te vragen met betrekking tot de noodzaak van een normaafleiding.

Op basis advies van RIVM wordt door bevoegd gezag besloten tot een afleiding van een indicatieve waterkwaliteitsnorm voor stof A en C en een indicatieve drinkwater-richtwaarde voor stof A.

Voor stof A wordt door RIVM een waterkwaliteitsnorm ($MKE_{\text{oppervlaktewater}}$) afgeleid van 5 µg/l en een drinkwater-richtwaarde van 10 µg/l. Voor stof C wordt een indicatieve $MKE_{\text{oppervlaktewater}}$ afgeleid van 20 µg/l.

Beoordeling met de immissietoets voor de stoffen A, B en C op basis van de aanvraag resulteert in het volgende beeld:

Stof	afvalwater concentratie [ug/l]	rekenwaarde of norm voor immissietoets [ug/l]	Crand-mengzone [ug/l]	ratio $\Delta C_L / MKE$	$C_{\text{achtergrond}}$ [ug/l]	$MKE_{\text{drinkwater}}$ [ug/l]	benodigde reductie [%]	C_{inname} [ug/l]
stof A	300	5	5.45	69%	2	10	85.50%	2.94
stof B	300	10	3.45	34%	0.00		71.00%	0.94
Stof C	100	20	1.15	5.75%	0.00		0.00%	0.31

Stof C voldoet aan de immissietoets zowel voor drinkwater als op de rand van de mengzone. De lozing van stof B moet worden gereduceerd met 71 % om te voldoen aan de immissietoets. Omdat C_{inname} voor stof B en C lager dan 1 µg/l uitvalt is een aanvullende afleiding van indicatieve drinkwater-richtwaarde niet noodzakelijk. De lozing van stof A moet met 86% worden gereduceerd om te voldoen aan de mengzone toets. Er wordt voor stof A wel voldaan aan de toets waterwinlocaties.

Na reductie van de lozing op basis van de immissietoets resulteert dit in het volgende beeld:

Stof	afvalwater concentratie [ug/l]	rekenwaarde of norm voor immissietoets [ug/l]	Crand-mengzone [ug/l]	ratio $\Delta C_L / MKE$	$C_{\text{achtergrond}}$ [ug/l]	$MKE_{\text{drinkwater}}$ [ug/l]	C_{inname} [ug/l]
stof A	43.5	5	5.45	10.00%	2	10	2.14
stof B	87	10	3.45	10.00%	0.00		0.27
Stof C	100	20	1.15	5.75%	0.00		0.31

Als gevolg van de reductie van de lozing op basis van de mengzone toets van de immissietoets vallen de concentraties ter hoogte van de waterwinlocatie nog lager uit en is de bescherming van de drinkwaterbereiding voldoende gewaarborgd.

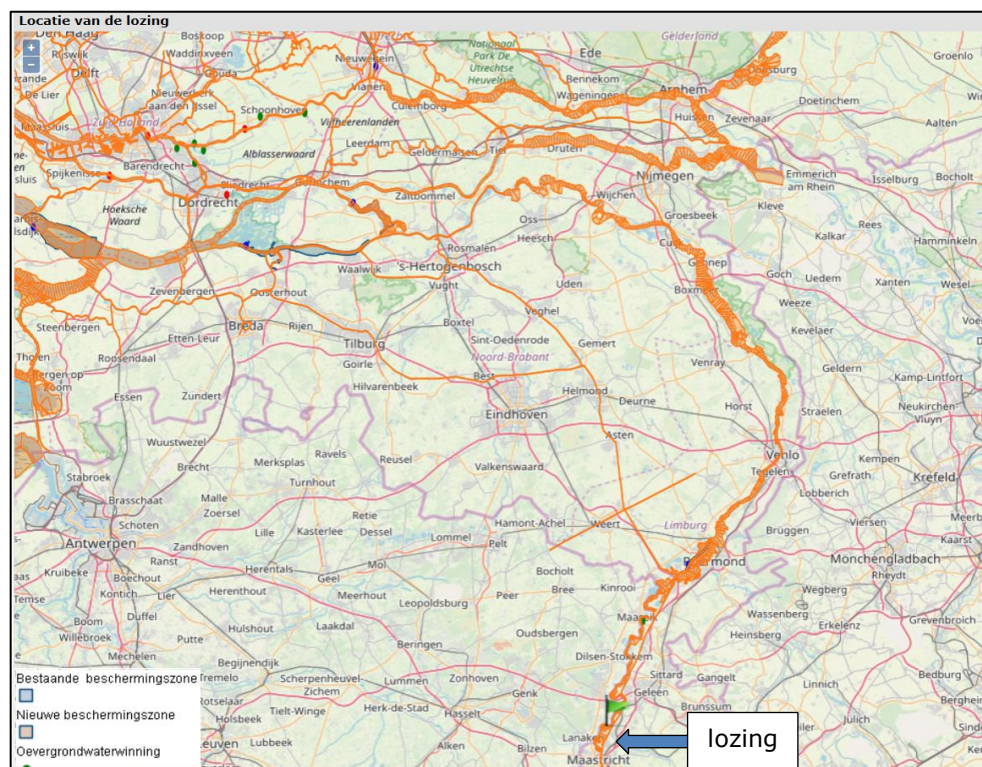
Case 5: locatiespecifieke boordeling van lozing

Een bedrijf loost op een rivier (locatie zie onderstaande figuur). De lozing van bevat o.a. zware metalen zoals Cu, Zn en Ni. De informatie met betrekking tot de lozing en het ontvangende water zijn weergegeven in de navolgende tabellen.

watersysteem parameters	
watertype	rivier
afvoer [m ³ /s]	10
breedte [m]	50
diepte [m]	1,3
achtergrondconcentraties [ug/l]:	
koper	1,34
Zink	5,2
Nikkel	1,6
zwevende stof [mg/l]	15,7

informatie m.b.t. de lozing	
effluent-concentraties [ug/l]:	
stof koper	100
Zink	150
Nikkel	50
zwevende stof	30000
lozingsdebiet [m ³ /s]	0.1

De ligging van de lozing is weergegeven in de onderstaande figuur.



Voor de lozing kunnen m.b.v. de webapplicatie van de immissietoets de volgende waarden voor de verdunningsfactoren worden afgeleid:

toetsafstand	verdunnings-factor F
MAC (12.5 m)	15,3
rand mengzone (500 m)	80
monitorspunt (15 km)	100
dichtbij gelegen drinkwaterinnamepunt	100

De resultaten van de immissietoets zijn weergegeven in navolgende overzicht.

Verduunnings-factor		X-L 500 [m]		80,0000																				
		X-mac 13 [m]		15,3000																				
berekende mengfactor (volledige menging) op monitoringspunt				2211																				
Invoer		invoer				resultaten immissietoets (mengzone)						resultaat beschermde gebieden			beoordeling op waterlichaamniveau			overall oordeel						
Geloosde stof	F-verdunning op afst. L	F-verdunning op afst. Xmac	F-volledig mon-punt	Effluent-concentratie [ug/l]	Natuurlijke C achtergrond [ug/l]	eenheid waarin MKN is vastgesteld	Waarde MKN **)	norm voor normtoets [ug/l] ***)	meet-nauwkeurigheid *)	MAC [ug/l]	C-Xmac > MAC?	ΔC _L (rand meng-zone) [ug/l]	ΔC _L /MKN [%]	C _L [ug/l]	Resultaat van immissietoets	geef achtergrondconcentratie ter hoogte van drinkwaterinnamepunt [ug/l]	Concentratie ter hoogte van beschermde gebied [ug/l]	drinkwater-norm [ug/l]	oordeel beschermde gebieden	C-monitorings-punt [ug/l]	C-mon > MKN?	ΔC-mon > meet-nauwkeurigheid?	Resultaat van toetsing aan principe van geen achteruitgang (KRW)	overall oordeel
koper	80	15,30	2211,00	100,00	1,34	ug/l	2,5	2,5	1,00E-01			1,233	49,33%	257	VOLDOET NIET!	1,4	2,396	200	voldoet	1,385	NEE	NEE	VOLDOET	VOLDOET NIET!
zink	80	15,30	2211,00	150,00	5,20	ug/l	7,8	7,8	1,00E-01			1,810	23,21%	7,01	VOLDOET NIET!	5,2	6,640	50	voldoet	5,265	NEE	NEE	VOLDOET	VOLDOET NIET!
nikkel	80	15,30	2211,00	50,00	1,60	ug/l	4	4	1,00E+00			0,605	15,13%	2,21	VOLDOET NIET!	1,7	2,1830	20	voldoet	1,622	NEE	NEE	VOLDOET	VOLDOET NIET!

Uit bovenstaande volgt dat de lozing van zware metalen niet voldoet aan de immissietoets. De toets voor waterwinlocaties en de KRW-toets voldoen wel. In het navolgende wordt om deze reden in eerste instantie ingezoomd op de mengzonoets

In bovenstaande analyse is de hechting aan zwevend stof nog niet meegenomen. Omdat in de lozing ook zwevend stof aanwezig is moet dit ook worden meegenomen in de immissietoets. Indien deze aspecten worden verdisconteerd in de immissietoets ontstaat het volgende beeld:

Verduunnings-factor		X-L 500 [m]		80,0000																
		X-mac 13 [m]		15,3000																
berekende mengfactor (volledige menging) op monitoringspunt				2211																
Invoer		invoer				resultaten immissietoets (mengzone)														
Geloosde stof	Kp (alleen van belang bij aan zw-stof adsorberende stoffen)	F-verdunning op afst. L	F-verdunning op afst. Xmac	F-volledig mon-punt	Effluent-concentratie [ug/l]	Natuurlijke C achtergrond [ug/l]	eenheid waarin MKN is vastgesteld	Waarde MKN **)	norm voor normtoets [ug/l] ***)	meet-nauwkeurigheid *)	MAC [ug/l]	C-Xmac > MAC?	ΔC _L (rand meng-zone) [ug/l]	ΔC _L /MKN [%]	C _L [ug/l]	Resultaat van immissietoets				
zwevend stof	1	80,00	15,30	2211,00	30000			15700								15878,75				
koper	50119	80	15,30	2211,00	100,00		ug/l	2,5	2,5	1,00E-01			0,687	27,47%	2,03	VOLDOET NIET!				
zink	109648	80	15,30	2211,00	150,00		ug/l	7,8	7,8	1,00E-01			0,660	8,47%	5,86	VOLDOET				
nikkel	7943	80	15,30	2211,00	50,00		ug/l	4	4	1,00E+00			0,537	13,43%	2,14	VOLDOET NIET!				

Indien hechting aan zwevend stof wordt meegenomen bij de beoordeling van de lozing m.b.v. de immissietoets betekent dit dat de lozing van zink voldoet aan de immissietoets. De lozing van koper en Nikkel voldoet nog niet aan de immissietoets.

Voor de metalen zink, koper, nikkel en lood mag biobeschikbaarheid worden meegenomen bij de beoordeling. De biobeschikbaarheid van deze stoffen hangt o.a. af van de concentratie van parameters als Ca, Mg, Na en opgelost organisch carbon (DOC). Op basis van deze parameters kunnen BLMs (Bio Ligands Model) worden afgeleid, waarin biobeschikbaarheid is verdisconteerd.

In de navolgende tabel geeft ter hoogte van de lozing inzicht in de BLMs en de onderliggende concentraties van parameters nodig om een BLM af te leiden.

Meetpunt Eijsden					
stof	gemiddelde		BLM-Cu [ug/l]	BLM-Zn [mg/l]	BLM-Ni [mg/l]
	concentratie range [mg/l]	concentratie [mg/l]			
Na	12-59	32,8	4,9	13,7	8
Mg	4,6-10,9	7,5	ranges:		
Ca	50,4-83	68,5	4-10,8	12-16	6,9-9,5
DOC	2,31-3,49	2,96			

Indien wordt uitgegaan van BLM waarden voor de toetsing van de lozing van koper, Zink en Nikkel levert dit het volgende beeld op.

Verduunnings-factor					X-L 500 [m]	80,0000											
					X-mac 13 [m]	15,3000											
berekende mengfactor (volledige menging) op monitoringspunt						2211											
Invoer					invoer					resultaten immissietoets (mengzone)							
Kp (alleen van belang bij aan zw-stof adsorberende stoffen)					Natuurlijke C _{achtergrond}					norm voor normtoets [ug/l] ***)							
F-verdunning op afst. L					eenheid waarin MKN is vastgesteld					meet-nauwkeurigheid *)							
F-volledig mon-punt					Waarde MKN **)					MAC [ug/l]							
Geloosde stof					Effluent-concentratie [ug/l]					MAC? [ug/l]							
					ΔC _L (rand meng-zone) [ug/l]					Resultaat van immissietoets							
					ΔC _L /MKN [%]												
					C _L [ug/l]												
zwevend stof	1	80,00	15,30	2211,00	30000		15700								15878,75		
koper	50119	80	15,30	2211,00	100,00		1,34	ug/l	4,9	4,9	1,00E-01			0,687	14,01%	2,03	VOLDOET NIET!
zink	109648	80	15,30	2211,00	150,00		5,20	ug/l	13,7	13,7	1,00E-01			0,660	4,82%	5,86	VOLDOET
nikkel	7943	80	15,30	2211,00	50,00		1,60	ug/l	8	8	1,00E+00			0,537	6,72%	2,14	VOLDOET

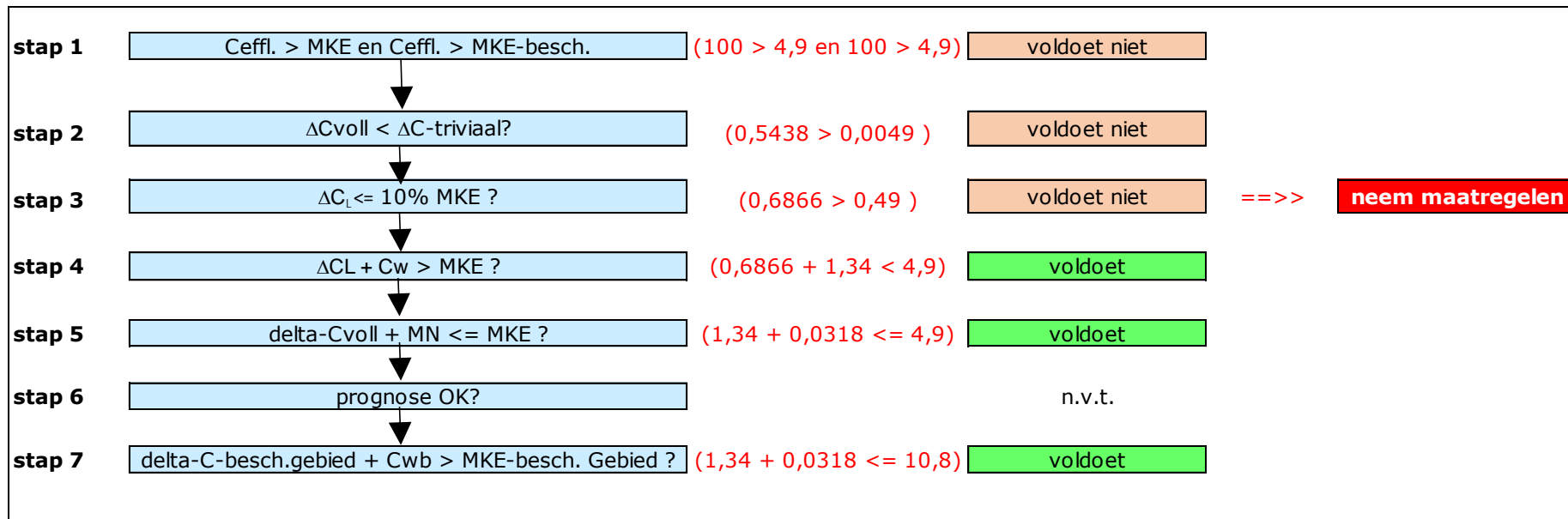
Ondanks het toepassen van BLM's voor de beoordeling moet worden geconcludeerd dat de lozing niet kan voldoen aan de significantietoets van de immissietoets. Er kan bij het meest dichtbij gelegen innamepunt wel worden voldaan aan de eisen voor de inname van oppervlaktewater voor de bereiding van drinkwater. Conclusie de lozing moet worden gereduceerd.

Omdat de hoogte van de BLM afhangt van de (lokale) condities van het watersysteem moet nog worden nagegaan in hoeverre veranderde condities (lees concentraties van Na, Mg, Ca en DOC) kunnen leiden tot andere waarden voor de BLM benedenstrooms. Indien andere condities ertoe leiden dat een lagere waarde voor de BLMs wordt afgeleid moet aanvullend de invloed van de lozing op het benedenstrooms gelegen waterlichaam worden getoetst. Dit om te voorkomen dat benedenstrooms effecten kunnen optreden.

Om na te gaan in hoeverre dit aspect een rol speelt is nagegaan zijn de ook de BLM van Cu, Zn en Ni voor het meetpunt Keizersveer afgeleid.

Meetpunt Keizersveer					
stof	gemiddelde				
	concentratie range [mg/l]	concentratie [mg/l]	BLM-Cu [ug/l]	BLM-Zn [mg/l]	BLM-Ni [mg/l]
Na	19-52,5	34,2	10,8	17,3	9,8
Mg	4,7-7,6	7,5	ranges:		
Ca	49,2-61,5	56,2	7,5-13,8	15-19	9-10,3
DOC	3,9-5,1	4,43			

Bovenstaande tabel geeft aan dat de BLM's afgeleid op basis van benedenstroomse condities hoger uitvallen en dus géén verdergaande eisen stelt aan de lozing. In het navolgende schema zijn de verschillende stappen van de immissietoets voor de beoordeling van koper nog eens weergegeven:



Uit het bovenstaande volgt dat de lozing van koper moet worden gereduceerd met 28,5% om te voldoen aan de immissietoets.

Bijlage C: gebruik van het instrumentarium voor het planproces

Inleiding

Vanuit diverse bronnen wordt het waterlichaam belast met verontreinigende stoffen. Onder bronnen worden in dit verband zowel puntbronnen (bedrijven, rwzi's) als diffuse bronnen (landbouw, verkeer, atmosferische depositie, etc.) verstaan.

De prioritering van stoffen en bronnen kan op verschillende niveaus worden uitgevoerd, bijvoorbeeld internationaal op stroomgebiedsniveau, nationaal, regionaal op waterlichaamniveau of lokaal. In dit handboek wordt ingegaan op de prioritering op waterlichaamniveau: het ontwikkelen van een prioriteringsmethodiek om op een gestructureerde, objectieve en verifieerbare manier op waterlichaamniveau een volgorde vast te stellen van de stoffen en/of bronnen die het meest bijdragen aan de risico's voor het waterlichaam.

Het risico van een stof voor het waterlichaam wordt in dit handboek gedefinieerd als de concentratie van die stof in het waterlichaam afgezet tegen de milieukwaliteitsdoelstelling voor dat waterlichaam. Met andere woorden: de prioritering wordt gerelateerd aan de mate waarin de milieukwaliteitsdoelstellingen worden overschreden.

In hoofdlijn ziet de benadering voor prioritering er als volgt uit:

Vanuit het waterlichaam -> voldoet kwaliteit oppervlaktewater en waterbodem aan gestelde milieukwaliteitsdoelen -> zo niet → prioriteren stoffen, waarbij mate van overschrijden prioriteit aangeeft -> inventarisatie van bronnen van relevante stoffen -> selectie van prioritaire bronnen -> generiek plan van aanpak.

In de volgende paragrafen wordt allereerst kort aandacht geschonken aan het beleidskader bij het prioriteren. Vervolgens wordt de prioriteringsmethodiek in 3 stappen gepresenteerd:

1. te gebruiken milieukwaliteitsdoelstellingen,
2. het prioriteren van stoffen en
3. het prioriteren van bronnen.

Tot slot wordt ingegaan op de doorwerking van de uitkomsten in beleid en uitvoering. Hierbij komen naast de verdere aanpak op regionaal niveau, ook de relaties met het landelijk niveau en met stroomopwaarts en -afwaarts gelegen watersystemen aan de orde.

Het selecteren en prioriteren van de verschillende mogelijke maatregelen om emissiereductie te bereiken is geen onderdeel van dit handboek.

Beleidsmatig kader voor het prioriteren

Ten aanzien van prioritering geldt dat de mate van overschrijding van de milieukwaliteitsnormen een belangrijk toetsinstrument vormt voor het brongerichte beleid. Er wordt op basis van risicobeoordeling prioriteit gegeven aan de beperking van de emissies van stoffen waarvan de overschrijding van de milieukwaliteitsnormen en de effecten het grootst zijn.

Hoewel in de toetsingen aan de KRW-normen de mate van overschrijding niet wordt aangegeven, levert dit wel een onderscheid in eventuele prioritering die moet worden gegeven aan sanering van stoffen en bronnen.

Voor het realiseren van de milieukwaliteitsdoelstellingen kunnen in plaats van de algemene doelstellingen - voor zover deze strenger zijn - ook specifieke functie-eisen worden gebruikt

of de in het betreffende waterbeheerplan (waterprogramma onder de Omgevingswet) vastgestelde kwaliteitsnormen.

In de regio is een zekere vrijheid om prioriteiten te stellen bij het realiseren van de milieukwaliteitseisen. Daarbij dient echter wel rekening gehouden te worden met (inter-) nationale afspraken over emissiereductie en eisen vanuit benedenstrooms gelegen watersystemen (voorkomen van afwenteling). Zo is in de KRW aangegeven dat voor een aantal, als prioritair gevaarlijk aangeduide stoffen, wordt gestreefd naar beëindiging van deze emissies. Voor deze groep stoffen wordt in feite een zuiver brongericht beleid voorgestaan in plaats van een prioritering op basis van de milieukwaliteit. Ook op stroomgebiedsniveau zijn soms doelstellingen vastgelegd.

Prioritering van stoffen

Voor de analyse van de waterkwaliteit kunnen de in onderstaande tabel aangegeven stappen worden onderscheiden.

Stappen

Gebruik bestaande informatie over de water(bodem)kwaliteit

Baken onderzoek af	<ul style="list-style-type: none">• gebied afbakenen• tijd afbakenen• stoffenlijst opstellen
Maak overzicht milieukwaliteitsnormen	<ul style="list-style-type: none">• landelijke normen• functie-eisen• natuurdoeltypen toekennen in regio's met een specifieke natuurfunctie en voor kritische stoffen lokale milieukwaliteitsnormen afleiden
Maak overzicht bestaande kwaliteitsgegevens	<ul style="list-style-type: none">• debieten• water(bodem)kwaliteit
Toets meetwaarden aan de norm	
Vul waterkwaliteitsgegevens aan	<ul style="list-style-type: none">• extrapoleer bestaande gegevens• zet aanvullend meetprogramma op en voer uit

Als de verschillende stappen zijn doorlopen, kan een overzicht worden opgesteld van stoffen die in het betreffende gebied of waterlichaam de kwaliteitsdoelstelling overschrijden. Deze analyse is een belangrijke basis voor de prioritering.

De mate van overschrijding van de milieukwaliteitsnormen is de basis voor de prioritering. Het is gewenst onderscheid te maken tussen een incidentele overschrijding van de normen op een bepaalde locatie en een structurele overschrijding in een groot watersysteem.

Afbakening watersysteem

- KRW-waterlichamen: voor de watersystemen die als waterlichamen op grond van de KRW zijn vastgelegd, zijn de begrenzingen niet meer vrij omdat voor deze watersystemen de grenzen reeds zijn vastgelegd en gerapporteerd aan de Europese Unie.

- Overige watersystemen: voor de begrenzing van de overige watersystemen wordt voorgesteld om de hydrologische eenheden te gebruiken die door de waterkwaliteitsbeheerder worden gehanteerd. Door de CIW is in 1998 de 'Leidraad begrenzing watersystemen' uitgebracht.⁷⁰ Voor de begrenzing wordt de stroming van het oppervlaktewater in de afvoersituatie als ordenend principe gekozen. Op deze wijze wordt aangesloten bij de hydrologische kringloop. Afwateringseenheden zijn hierin de kleinste eenheden. Door het aggregeren van deze afwateringseenheden komt de waterbeheerder via afwateringsgebieden, deelafvoergebieden en afvoergebieden uiteindelijk bij hoofdsystemen zoals boezems, grote rivieren, estuaria en kustzeeën.

De begrenzing van het watersysteem wordt bepaald door de waterbeheerder. Hierbij wordt bij het prioriteren in beginsel uitgegaan van het hoofdwatersysteem. Maar er kan ook worden ingezoomd op het niveau van subsystemen wanneer er op het niveau van het hoofdsysteem geen grote problemen meer zijn of wanneer er op systeemniveau specifieke problemen voordoen in termen van normoverschrijding, c.q. strengere doelstellingen zijn vastgelegd.

Afwenteling

In de KRW is opgenomen dat afwenteling naar benedenstrooms gelegen watersystemen moet worden voorkomen. Overschrijding van milieukwaliteitsdoelstellingen of een significante verslechtering van de waterkwaliteit in een watersysteem door water afkomstig uit een bovenstrooms beheersgebied is reden om ook bovenstrooms actie te ondernemen. Bij de prioritering moet hiermee rekening worden gehouden. Dit speelt voornamelijk als voor het oppervlaktewater in het benedenstrooms beheersgebied strengere functie-eisen gelden. Het MTR is landelijk bepaald en is in zijn algemeenheid op alle watersystemen van toepassing. In een bestuursovereenkomst of waterakkoord tussen de beheerder van het benedenstrooms en bovenstrooms gebied kunnen hieromtrent afspraken worden vastgelegd. Daar waar deze problemen zich voordoen, biedt de stroomgebiedbenadering aanknopingspunten voor oplossingen.

Prioritering van bronnen

In de Handreiking Regionale aanpak diffuse bronnen⁷¹ is aangegeven hoe de bronnen die bijdragen aan de belasting van het oppervlaktewater bepaald kunnen worden en hoe de mate waarin deze bronnen bijdragen aan de belasting bepaald kan worden door middel van metingen en brononderzoek of met behulp van modelschattingen. Hoewel de handreiking van 1997 is, is de aanpak nog steeds van toepassing. Mogelijk moet wel rekening worden gehouden met actuelere bronnen met betrekking tot te gebruiken informatie.

In onderstaande tabel zijn de stappen uit de handreiking samengevat.

Stappen

Baken emissie-onderzoek af	<ul style="list-style-type: none"> • kiezen van stoffen (zie ook prioritering van stoffen) • kiezen van mee te nemen bronnen • indelen van het gebied • kiezen van het basisjaar
Stel per bron de emissies vast	<ul style="list-style-type: none"> • verzamel bestaande emissiegegevens voor het geselecteerde gebied • maak overzicht van bronnen waarvoor

⁷⁰ 'Leidraad begrenzing watersysteem', CIW/CUWVO februari 1998.

⁷¹ Handreiking Regionale aanpak diffuse bronnen, CIW/CUWVO, februari 1997.

- gegevens ontbreken
- plan opstellen voor verzamelen ontbrekende gegevens
- uitvoeren meetplan
- inventarisatie m.b.v. emissiefactoren

Trek conclusies over de bronnen

- opstellen lijst met prioritaire bronnen van stoffen
- rapporteren over bronneninventarisatie

Valideer emissiegegevens

- opstellen stoffenbalansen
- evt. waterkwaliteitsmodel gebruiken

Op basis hiervan kan een overzicht worden opgesteld, gerangschikt naar grootte, van de bronnen die bijdragen aan de belasting van het watersysteem voor de betreffende stoffen.

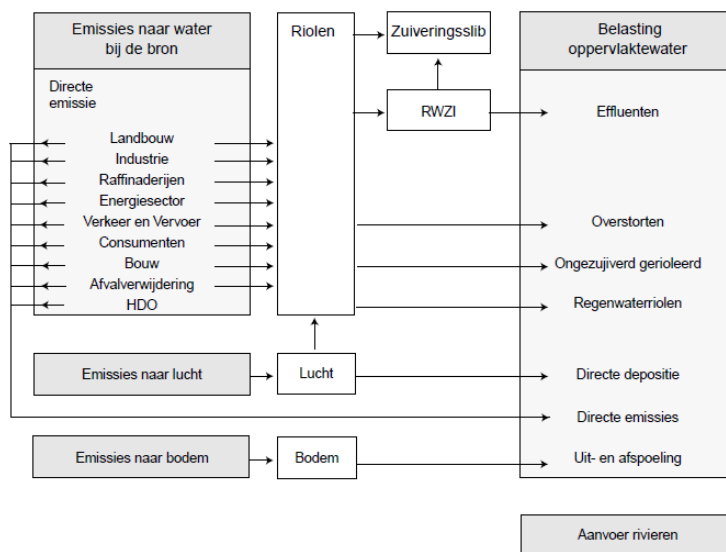
Prioriteringssysteem

Het prioriteren van bronnen vraagt om een goede definitie en indelingsstructuur van de bronnen. Gekozen wordt voor een indeling naar doelgroep. Daarmee wordt aangesloten bij het nationale emissieregistratiesysteem. Deze keuze voorkomt ook de vraagstelling of je bepaalde (kleine) bronnen als afzonderlijk of als groep moet meewegen in de prioritering. Op drie andere punten is het nodig om keuzes te maken voor een eenduidige prioritering:

1. Betrekken we primair de lozing van de rwzi of de achterliggende bronnen in de prioritering?
2. Betrekken we de indirecte lozingen via bodem en lucht in de prioritering?
3. Betrekken we de voorbelasting in de prioritering?

Om deze vragen te beantwoorden, zijn in onderstaande figuur de belangrijkste emissieroutes en belastingsbronnen weergegeven.

Emissieroutes en belasting van oppervlaktewater



In het nationaal emissieregistratiesysteem wordt een helder onderscheid gemaakt tussen emissies naar water (inclusief riool) en de belasting van het oppervlaktewater.

Daarbij worden de volgende definities gebruikt:

- *Emissies naar water*: vrachten die uit een bron vrijkomen en die direct naar het oppervlaktewater of indirect naar het rioolstelsel gaan.
- *Belasting van oppervlaktewater*: vracht die daadwerkelijk in het oppervlaktewater terechtkomt. Dus na de rwzi, maar inclusief uit- en afspoeling en atmosferische depositie.

Om redenen van uniformiteit en mede omdat het nationaal emissieregistratiesysteem ook in regionale emissiegegevens kan voorzien, heeft het de voorkeur bij deze definities aan te sluiten.

De prioritering van bronnen dient **primair** gebaseerd te zijn op de daadwerkelijke belasting van het oppervlaktewater. Dat wil zeggen dat emissies op het riool niet apart meetellen in de prioritering van bronnen op het watersysteem, maar wel de resulterende emissie van de rwzi. De emissie naar lucht en bodem voor zover ze leiden tot een belasting van het oppervlaktewater tellen logischerwijs wel mee in de prioritering. Ook de voorbelasting telt mee in deze prioritering. Immers daaruit wordt duidelijk in welke mate bronnen in het eigen gebied bijdragen en in welke mate de lozingen stroomopwaarts verantwoordelijk zijn voor de kwaliteit van het water.

De volgende prioriteitstelling van bronnen kan gehanteerd worden:

Prioriteit 1 : doelgroepen die meer dan 10 % aan de belasting bijdragen

Prioriteit 2 : doelgroepen die tussen de 1% en 10% aan de belasting bijdragen

Geen prioriteit : doelgroepen die minder dan 1% aan de belasting bijdragen.

De volgende doelgroepen worden bij de prioritering op de belasting onderscheiden:

- Landbouw
- Industrie
- Raffinaderijen
- Energiesector
- Afvalverwijderingsbedrijven
- Verkeer en vervoer
- Consumenten
- Handel, diensten en overheid (exclusief rwzi's)
- Overige doelgroepen (exclusief rwzi's, inclusief overstorten en regenwaterriolen)
- Natuur en overige processen (directe atmosferische depositie)
- Effluenten rwzi's

Bij elk van deze doelgroepen gaat het in beginsel om de optelsom van de directe emissies naar water en de emissies via lucht en bodem die leiden tot een belasting van het oppervlaktewater.

De keuze voor belasting als grondslag voor de prioritering betekent overigens niet dat geen inzicht nodig is in de indirecte bronnen die lozen op het riool. Bij het opstellen van een plan van aanpak is dat inzicht nadrukkelijk nodig. In de praktijk betreft dit inzicht in de mate waarin diverse doelgroepen bijdragen aan de resulterende emissie van een rwzi. Op landelijk niveau zijn globale schattingen beschikbaar van deze bijdrage, maar lokaal en regionaal kunnen verschillen optreden. Een nadere secundaire prioritering van de bronnen die verantwoordelijk zijn voor de concentraties in het effluent van de rwzi wordt zinvol geacht.

Doorwerking prioritering stoffen en bronnen

Als voor het waterlichaam bekend is voor welke stoffen met prioriteit de emissies moeten worden gereduceerd en welke bronnen aan de emissie van deze stoffen een bijdrage leveren, dient deze informatie doorwerking te krijgen in de uitvoering van het waterbeheer. Voor rijk, provincie en waterkwaliteitsbeheerder is het de taak om de gesignaleerde prioriteiten te vertalen in beleid en de wijze van uitvoering aan te geven. Tevens dient naar andere betrokkenen, met name de doelgroepen, duidelijk te worden gemaakt hoe met de verkregen informatie wordt omgegaan. De belangrijkste instrumenten voor de waterbeheerder om de resultaten van prioritering door te laten werken zijn de volgende.

Waterbeheerplan of waterprogramma

De essentie van bovenstaande benadering is dat ingeval de milieukwaliteitsnormen, dan wel - voor zover deze strenger is - de eis voor oppervlaktewater met een speciale functie, wordt overschreden, in het waterbeheerplan of (onder de Omgevingswet) het waterprogramma op grond van de KRW de maatregelen worden beschreven om aan de doelstellingen te kunnen voldoen.

De beschrijving van de benodigde maatregelen in de beheerplannen/waterprogramma's vormen de basis om bij vergunningverlening, algemene regels en generieke maatregelen vanuit het Rijk hieraan verder vorm te geven.

Bijlage D: webapplicatie immissietoets

Door Rijkswaterstaat is een webapplicatie ontwikkeld waarmee de immissietoets kan worden uitgevoerd overeenkomstig de criteria uit dit handboek. Deze webapplicatie is openbaar ter beschikking. De webapplicatie is te benaderen via de link: <https://www.immissietoets.nl/#version=nl-nl>.

De webapplicatie, opgezet in php5 met een link naar een MySQL-database, heeft een gebruikersinterface en een interface voor de beheerder van de applicatie. De gebruikersinterface is opgezet voor de invoer van de benodigde lozingsgegevens en achtergronddata van het ontvangende water. Zodra die gegevens zijn ingevuld, kan de gebruiker de beslisboom uitvoeren en leidt dat tot een uitvoerscherm met het resultaat van de toets. Het beheerderinterface is bedoeld om de beslisboom op te zetten, aan te passen en/of uit te breiden. Ook bevat de beheerderinterface een mogelijkheid om locatiegebieden op te zetten. Aan deze gebieden kunnen achtergrondgegevens gekoppeld worden, bijvoorbeeld de karakteristieken van de waterlichamen die gebruikt kunnen worden voor de berekeningen. Voor de belangrijkste wateren in beheer bij RWS zijn de voor de immissietoets benodigde watersysteemparameters en waterkwaliteitsgegevens in de database van de immissietoets opgenomen.

De webapplicatie leidt de gebruiker stap voor stap door de vragen heen, en geeft per invoerveld een korte toelichting in het Help-venster. Het verdient aanbeveling om voor het gebruik van de Webapplicatie het document 'Emissie-Immissietoets voor Oppervlaktewateren, Functioneel ontwerp en technische beschrijving' te lezen. Dit document geeft informatie over de werking van het model en wat er op de achtergrond gebeurt. Wanneer je als gebruiker begrijpt wat er gebeurt, leer je de webapplicatie ook beter gebruiken.

Voor zover mogelijk voert de webapplicatie zelf gegevens in. Dit gebeurt bijvoorbeeld door het invoeren van de locatie. De webapplicatie herkent het oppervlaktewaterlichaam en voert de kenmerken hiervan in het model in. Met name voor de binnenwateren ontbreken deze gegevens nog. In 2016 is een start gemaakt om ook gegevens van de waterschappen in de webapplicatie op te nemen. De webapplicatie beschikt ook over normgegevens. Deze worden op basis van de ingevoerde parameter automatisch ingevuld.

Op de site zijn tevens de nodige toelichtingen en gebruikshandleidingen te vinden.

Bepaling van voorbelasting ten gevolge van heen en weergaande waterbeweging anders dan getijden wateren

Voor getijdenwateren wordt in de webapplicatie de invloed van accumulatie ten gevolge van de heen en weergaande getijdenbeweging automatisch meegenomen in de berekeningen. De gebruiker hoeft hier aanvullend niets voor te doen.

Net als bij getijdenwateren kan ook bij wateren waarbij de netto-afvoer en de stromingsrichting door schutten wordt bepaald er door verandering van stromingsrichting accumulatie optreden ten gevolge van de heen en weergaande waterbeweging. Ook voor deze situatie kan een zelfde redenering worden gebruikt als bij de getijdenwateren voor de bepaling van de accumulatie ten gevolge van een lozing.

Voor getijden wateren wordt de accumulatie worden bepaald op basis van de volgende relaties:

$$dC_{\text{accumulatie}} = C_{\text{lozing}}/F_{\text{verduunning-accumulatie}} \quad (\text{I})$$

$$F_{\text{verduunning-accumulatie}} = (Q_{\text{vloed}} + Q_{\text{effluent}} * n^2)/(Q_{\text{effluent}} * n/2) \quad (\text{II})$$

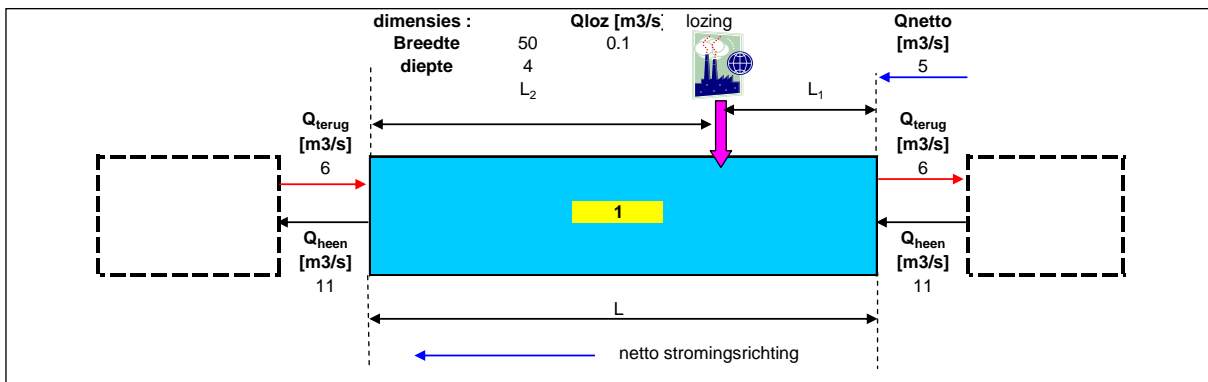
$$n = Q_{\text{vloed}}/Q_{\text{netto}} \quad (n=\text{aantal getijdenslagen}) \quad (\text{III})$$

Bij een situatie waar er door het schutpatroon ook sprake is van een heen en weergaande waterbeweging kan een soortgelijke aanpak worden gevolgd.

Voor de immissietoets wordt uitgegaan van de 90-percentiel lage netto-afvoer over de laatste 10 jaren, de afvoer die in 90 procent van de tijd wordt overschreden. Voor getijdenwateren geldt een wisseling van stroomrichting van meerdere keren per dag. Voor andere systemen is de frequentie (veel) lager. Voor accumulatie moet dan doorgaans een langere periode in beschouwing worden genomen, minimaal een maand. Om deze reden zou in dit geval op basis van een jaarlijks analyse van de schutgegevens een maand kunnen worden geselecteerd met de kleinste netto afvoer. Voor deze maand kan dan de maandgemiddelde netto-afvoer worden bepaald, de maandgemiddelde bijbehorende afvoer (stroomafwaarts= Q_{heen}) en bijbehorende maandgemiddelde afvoer (stroomopwaarts= Q_{terug}). Met deze gegevens kan dan de accumulatie worden berekend.

$$\text{Met } F_{\text{verduunning-accumulatie}} = (Q_{\text{heen}} + Q_{\text{effluent}} * n^2)/(Q_{\text{effluent}} * n/2) \quad (\text{VI})$$

en $n = Q_{\text{heen}}/Q_{\text{netto}}$ (doorgaans wordt deze waarde afgerond naar het eerstvolgende gehele getal gelegen boven de berekende waarde).



In het bovenstaande voorbeeld vindt een lozing plaats op watersysteem 1. Dit watersysteem staat in verbinding met aangrenzende watersystemen. Uitwisseling vindt plaats door middel van schutten van sluisen. De maandgemiddelde netto-afvoer van waterlichaam 1 bedraagt 5 [m³/s]. Het lozingsdebiet bedraagt 0.1 [m³/s] en de lozingsconcentratie 12 [mg/l]. De maandgemiddelde afvoer in de netto stromingsrichting (Q_{heen}), bedraagt 11 [m³/s] en de maandgemiddelde afvoer in tegengestelde richting (Q_{terug}) bedraagt 6 [m³/s]. Dit betekent dat de waarde voor n als volgt kan worden uitgerekend: $n = Q_{\text{heen}}/Q_{\text{netto}} = 11/5 = 2.2 \rightarrow$ afgerond naar het eerstvolgende gehele getal groter dan de berekende waarde resulteert dit in een waarde van 3. Bij de analyse op maandniveau moet ook het aantal wisselingen van de

stroomrichting ook worden gevolgd. Het aantal wisselingen van de stromingsrichting moet altijd groter zijn dan n . Als dit NIET het geval is moet worden gerekend met het aantal wisselingen van de stromingsrichting, dat maximaal is opgetreden gedurende de geselecteerde maand.

De gemiddelde accumulatie in dit geval kan als volgt worden berekend:

$$F_{\text{verdunding-accumulatie}} = (Q_{\text{heen}} + Q_{\text{effluent}} * n^2) / (Q_{\text{effluent}} * n/2) \quad \leftrightarrow$$

$$(11 + 0.1 * 3^2) / (0.1 * 3/2) = 77.33 \rightarrow dC_{\text{accumulatie}} = C_{\text{lozing}} / F_{\text{verdunding-accumulatie}} \rightarrow$$

$$dC_{\text{accumulatie}} = 12 / 77.33 = 0.155 \text{ mg/l.}$$

In geval van een beoordeling van een *nieuwe lozing* moet deze concentratieverhoging bij de achtergrondconcentratie, die moet worden ingevoerd in de immissietoets, worden opgeteld. Het bovenstaande resultaat is een worst-case-inschatting van de mogelijke accumulatie omdat géén rekening is gehouden met verdere verdunding ten gevolge van doorspoeling van het water dat wordt uitgeslagen en weer terugkomt bij omkering van de stromingsrichting. Ten gevolge van doorspoeling kan verdunding optreden door menging met andere (zij)wateren. Dit is niet verdisconteerd in de bovenstaande berekening.

Voor alle in het verleden aanwezige lozingen moet worden nagegaan of de achtergrondconcentratie die wordt gehanteerd is gebaseerd op monitoringsresultaten nabij het lozingspunt of niet. In geval van een monitoringspunt nabij het lozingspunt zal ook de invloed van de lozing al in de resultaten kunnen zijn verdisconteerd en hoeft de hierboven berekende $dC_{\text{accumulatie}}$ niet te worden meegenomen bij de beoordeling.

Voor de bepaling van deze nabijheid gaat het om de afgelegde weg van de pluim gedurende de periode tussen twee wisselingen van stromingsrichting. In het eerder beschreven voorbeeld is de weglengte in de richting van de netto stroming, uitgaande van een periode van 1 dag tussen de wisseling van stromingsrichting, $Q_{\text{heen}} / (B * d) * \text{periode} = 11 / (50 * 4) * 24 * 3600 = 4752 \text{ m}$. De afgelegde weglengte in tegengestelde richting bedraagt $Q_{\text{terug}} / (B * d) * \text{periode} = 6 / (50 * 4) * 24 * 3600 = 2592 \text{ m}$.

Indien het eerder beschreven voorbeeld wordt beschouwd als een bestaande lozing en het monitoringspunt is gelegen tussen deze afstanden aan weerszijden van het lozingspunt, zal het zijn beïnvloed door de lozing. In dit verband is dus ook de periode gelegen tussen de verandering van stromingsrichting van belang omdat deze direct van invloed is op de afgelegde weg van de pluim.

Bijlage E: lijst van gebruikte afkortingen

ABM	Algemene BeoordelingsMethodiek
Bal	Besluit activiteiten leefomgeving (Ow-stelsel)
Bbk	Besluit bodemkwaliteit
Bkl	Besluit kwaliteit leefomgeving (Ow-stelsel)
BBT	Beste beschikbare technieken
Bkmw 2009	Besluit kwaliteitseisen monitoring water 2009
BLM	Biotic Ligand Model
BPRW	Beheer- en Ontwikkelplan voor Rijkswateren
CIW	Commissie Integraal Waterbeheer
EG	Europese Gemeenschap
EU	Europese Unie
GEP	Goed ecologisch potentieel
GET	Goede ecologische toestand
JG	Jaargemiddelde
JG-MKE	Jaargemiddelde Milieukwaliteitseis
KRW	Kaderrichtlijn Water
MAC	Maximaal aanvaardbare concentratie
MAC-MKE	Maximaal aanvaardbare Milieukwaliteitseis
Ow	Omgevingswet
RWS	Rijkswaterstaat
rwzi	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
Wm	Wet milieubeheer
ZZS	Zeer Zorgwekkende Stof