



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

Cumulatie en vergunningverlening ZZS

RIVM-briefrapport 2022-0061
C.W.M. Bodar et al.



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

Cumulatie en vergunningverlening ZZS

RIVM-briefrapport 2022-0061
C.W.M. Bodar et al.

Colofon

© RIVM 2022

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

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

DOI 10.21945/RIVM-2022-0061

C.W.M. Bodar (auteur), RIVM
L. de Boer (auteur), RIVM
W. ter Burg (auteur), RIVM
N. Janssen (auteur), RIVM
E. Smit (auteur), RIVM

Contact:
Charles Bodar
Centrum Veiligheid Stoffen en Producten
charles.bodar@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat in het kader van het project Nationaal stoffenbeleid ZZS.

Dit is een uitgave van:
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Cumulatie en vergunningverlening ZZS

Bedrijven krijgen van de overheid een vergunning voor de hoeveelheid chemische stoffen die ze mogen uitstoten, waaronder Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS). Deze vergunning wordt meestal voor één stof gegeven maar bedrijven stoten vaak mengsels van verschillende stoffen tegelijk uit. Mensen en het milieu kunnen hieraan worden blootgesteld (cumulatie). De kans dat een mengsel schadelijke effecten heeft, kan groter zijn dan de effecten van één stof. Hoe groot die kans is, hangt af van de samenstelling, de concentraties en de schadelijkheid van de stoffen.

Het effect van een mengsel wordt nu nauwelijks meegenomen bij de vergunningverlening, zo blijkt uit een verkenning van het RIVM. Daarin is ook geïnventariseerd welke mogelijkheden er zijn om daar wat aan te doen. Dit is gedaan in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW).

Het RIVM beschrijft welke methoden overheden kunnen gebruiken om de effecten van stoffenmengsels voor mens en milieu te kunnen inschatten en voor de vergunningverlening te gebruiken. Ook is gekeken hoe landen rondom Nederland, zoals Denemarken, België (Vlaanderen) en Duitsland, het effect van mengsels erin betrekken.

Het RIVM beveelt aan te onderzoeken in welke stappen van het vergunningsverleningsproces de cumulatie-effecten het beste kunnen worden meegenomen. Het is hierbij belangrijk rekening te houden met veiligheidsmarges die er al zijn. Ook is het nodig de voorstellen uit te werken met betrokken partijen, zoals omgevingsdiensten. Dan zijn ze beter uit te voeren in de praktijk.

Daarnaast geeft het RIVM aanbevelingen voor vervolgonderzoek. Bijvoorbeeld om in kaart te brengen op welke plekken in Nederland ZZS en andere chemische stoffen het meest voorkomen, zodat deze locaties als eerste kunnen worden aangepakt. Ook is aandacht nodig voor de hoeveelheid vergunde stoffen die uit de lucht in de bodem en het water terecht komt. De neerslag op bodem en water blijft nu grotendeels buiten beeld, en dus ook het cumulatie-effect daarvan.

Tot slot benadrukt het RIVM in het algemeen om zo min mogelijk ZZS naar de leefomgeving uit te stoten. Dat verkleint de mogelijke cumulatieve effecten van ZZS voor mens en milieu.

Kernwoorden: cumulatie, mengsels, ZZS, vergunningverlening, risicobeoordeling.

Synopsis

Cumulation and permit issuance for SVHCs

The government issues permits to companies specifying the quantity of chemical substances that they are allowed to emit, including substances of very high concern (SVHCs). These permits are usually issued for a single substance, but companies often emit mixtures of various substances simultaneously. People and the environment can be exposed to these (cumulation). The probability that a mixture will have harmful effects could be higher than the probability of the constituent substances having harmful effects individually. How high that probability is will depend on the composition, concentrations and harmfulness of the substances.

A study conducted by the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) reveals that the effects of mixtures receive scant attention within the permit issuance process at present. The study, which was commissioned by the Ministry of Infrastructure and Water Management, also identified options to address this.

RIVM sets out the methods that authorities can use both for the permit issuance process and to enable them to gauge the effects of mixtures of substances on humans and the environment. The study also looked at how nearby countries and regions such as Denmark, Belgium (Flanders) and Germany factor in the effects of mixtures.

RIVM would recommend investigating which steps within the permit issuance process would be the best ones to factor the cumulative effects into. In this regard, it is important to give due consideration to the safety margins already in place. It will also be necessary to flesh out the proposals with parties involved, such as environmental agencies, thus ensuring that they are more readily implementable in practice.

RIVM also makes recommendations for follow-up research, such as charting the places in the Netherlands where SVHCs and other chemical substances are most prevalent, making it possible to tackle these locations first. In addition, attention will need to be given to the quantity of the licensed substances ending up in the soil and water from the air. As things currently stand, precipitation onto soil and water is largely unmonitored, as is the cumulative effect thereof.

Finally, RIVM is keen to stress in general that levels of SVHCs emitted into the living environment should be minimised. This will reduce the potential cumulative effects of these SVHCs on humans and the environment.

Keywords: cumulation, mixtures, SVHC, permit issuance, risk assessment.

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 11

- 1.1 Achtergrond en doel — 11
- 1.2 Onderzoeksvragen — 11
- 1.3 Scope en afbakening — 11
- 1.4 Werkwijze — 13

2 Wetenschappelijke achtergrond bij het begrip cumulatie — 15

- 2.1 Inleiding — 15
- 2.2 Werkingsmechanisme van stoffen — 15
- 2.3 Groepen van stoffen — 17
- 2.4 Bioassays — 18

3 Cumulatie en vergunningverlening: huidige situatie — 21

- 3.1 Inleiding — 21
- 3.2 Water — 21
 - 3.2.1 ABM — 21
 - 3.2.2 Immissietoets — 22
- 3.3 Lucht — 24
 - 3.3.1 Inleiding — 24
 - 3.3.2 Toetsen van emissies aan grensmassastroom en emissiegrenswaarden — 24
 - 3.3.3 Sommatiebepaling — 25
 - 3.3.4 Immissies — 25
- 3.4 Bodem — 26
- 3.5 Cumulatiebenadering in omliggende landen — 28
- 3.6 Samenvatting — 28

4 Andere beleidskaders en onderzoeksprojecten — 31

- 4.1 Inleiding — 31
- 4.2 Kaderrichtlijn Water (KRW) — 31
- 4.3 REACH — 32
 - 4.3.1 Algemeen — 32
 - 4.3.2 Mixture Assessment Factor — 32
- 4.4 Gewasbeschermingsmiddelen — 34
 - 4.4.1 Toelatingsbeleid — 34
 - 4.4.2 Onderzoek — 34
- 4.5 Onderzoek Toxische druk — 35
- 4.6 Verwaarloosbaar risiconiveau — 36
- 4.7 Samenvatting — 37

5 Opties voor meenemen cumulatie in vergunningverlening — 39

- 5.1 De huidige praktijk — 39
- 5.2 Opties om cumulatie mee te nemen — 40
 - 5.2.1 Vaste factor — 41
 - 5.2.2 Groeperen van stoffen en/of stofklassen — 41
 - 5.2.3 Gebruik van rekenmodellen — 42
 - 5.2.4 Aanvullende concentratie en/of effectmetingen — 43
 - 5.2.5 Depositie — 43

5.3	Wat is de meerwaarde van het meenemen van cumulatie — 44
5.4	Lange termijn — 46
5.4.1	ZZS Gebiedsaanpak naar analogie SLA — 46
5.4.2	Beoordeling cumulatie-risico's op hot spots — 47
5.4.3	Monitoring — 48
5.4.4	Metalen — 48
5.4.5	Conclusies — 49

6 Conclusies en aanbevelingen — 51

7 Dankwoord — 55

8 Referenties — 57

Bijlage 1 Stofcategorieën en -klassen met bijbehorende grensmassastromen en emissiegrenswaarden (Kenniscentrum InfoMil). — 59

Bijlage 2 Cumulatie en regelgeving in andere landen — 60

Samenvatting

Het bevoegd gezag bepaalt hoeveel chemische stoffen, waaronder Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS), industriële bedrijven in Nederland mogen uitstoten. Het gaat hierbij vaak om mengsels van verschillende stoffen waaraan mens en milieu tegelijk kunnen worden blootgesteld. We noemen dit cumulatie.

Cumulatie is een begrip met vele interpretaties en definities. Zo kan het gaan over de gecombineerde druk van een scala van stressoren (geluid, licht, geur, stoffen, etc.) op de gezondheid van mens en milieu. In deze studie hebben we 'alleen' gekeken naar de risico's van chemische stoffen in de context van industriële emissies en we verstaan dan onder cumulatie de milieu- en gezondheidsrisico's door gelijktijdige blootstelling aan mengsels van verschillende chemische stoffen waaronder ZZS. Het risico van een dergelijk mengsel van stoffen kan groter zijn dan de afzonderlijke risico's van de individuele componenten. De omvang van het mengsel-risico hangt af van de samenstelling, de concentratie en het toxische werkingsmechanisme van de stoffen.

In opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) heeft het RIVM onderzocht in welke mate de vergunningverlening momenteel rekening houdt met cumulatie van chemische stoffen met specifiek aandacht voor ZZS. Daarnaast is gekeken welke (aanvullende) mogelijkheden er zijn om cumulatie bij de vergunningverlening te betrekken.

Bij slechts één onderdeel van de huidige vergunningverlening vindt een beperkte toetsing plaats van de gezamenlijke ZZS-uitstoot van een bedrijf: de zogenoemde sommatiebepaling bij luchtmissies. Onder de toekomstige Omgevingswet vindt deze sommatie echter niet meer plaats binnen de hele ZZS stofcategorie, maar enkel binnen de ZZS stofklassen, waardoor er nog minder ruimte is voor een mengselbeoordeling. Het RIVM beveelt aan om deze beoogde verandering nader te evalueren. Bij lozingen naar water wordt momenteel niet gekeken naar de risico's van mengsels en dit verandert niet onder de Omgevingswet.

Er zijn tegenwoordig diverse wetenschappelijk onderbouwde methodes beschikbaar om de risico's van mengsels van stoffen te kunnen inschatten voor mens en milieu. We hebben onderzocht in hoeverre deze methodes een plek zouden kunnen krijgen in de vergunningverlening. Informatie uit omringende landen, zoals Denemarken, Vlaanderen en Duitsland, is hierbij ook gebruikt evenals relevante ontwikkelingen binnen andere beleidskaders, zoals REACH. We onderscheiden een aantal technisch-wetenschappelijke opties die inzetbaar kunnen zijn bij de vergunningverlening. Het gaat om 1) het gebruik van een generieke vaste factor, 2) het groeperen van meer stoffen voor een gezamenlijke beoordeling, 3) het rekenkundig beoordelen van mengseffecten, en 4) het doen van aanvullende concentratie- of effectmetingen, zoals bioassays. De voor- en nadelen van deze opties worden besproken. Het RIVM merkt op dat er op dit moment meer direct toepasbare methodes beschikbaar zijn

voor het beoordelen van mengselrisico's voor ecosystemen dan voor de mens.

Het proces van vergunningverlening met bijbehorende risicoschatting is complex en bevat bovendien op een aantal onderdelen reeds veiligheidsmarges. Het RIVM beveelt daarom aan om, los van wat methodologisch kan met de bovengenoemde opties, ook te onderzoeken in welke situaties het meenemen van cumulatie-effecten het meest zinvol is. Deze uitwerking dient te gebeuren met betrokken uitvoerende partijen, zoals omgevingsdiensten.

Daarnaast geeft RIVM ook enkele denkrichtingen voor nader, meer verdiepend vervolgonderzoek. Eén van die richtingen is een 'gebiedsaanpak ZZS' op basis van actuele lucht- en water emissiegegevens, die onder meer beschikbaar zullen komen via de lopende 'ZZS uitvraag'. Het doel is een geografisch beeld te krijgen van de lokale ZZS-druk in Nederland. Deze aanpak zou kunnen helpen bij een prioritering om te bepalen waar het meewegen van cumulatie van ZZS relevant is. In die gebieden (hot spots) zou de vergunningverlener dan een van bovengenoemde opties kunnen inzetten. Ook kan worden gekeken of het zinvol is om de groep ZZS verder te differentiëren om een eerste indruk te krijgen van mogelijke gezondheids- en milieurisico's. Dit, bijvoorbeeld, door persistente ZZS apart te beschouwen voor het compartiment bodem of gasvormige, carcinogene ZZS voor lucht.

Het RIVM raadt verder aan om in vervolgonderzoek specifiek te kijken naar de effecten voor de mens bij gelijktijdige blootstelling aan metalen. Dit kan aan de hand van de groep van metalen, waarvan bekend is dat deze gezamenlijk aangetroffen worden in de omgeving van Tata Steel (hot spot casus). Welke gezondheidskundig informatie is hier (aanvullend) nodig om een beter beeld te krijgen van mogelijke mengsel-effecten? En wat leren we hier uiteindelijk van voor de vergunningverlening van deze, en andere groepen van metalen?

ZZS en andere stoffen kunnen vanuit vergunde luchtmissies via depositie op en in de bodem en het oppervlaktewater terechtkomen. Het RIVM constateert echter dat deze depositie-route grotendeels buiten beeld blijft in de vergunningverlening voor lucht. Hierdoor krijgen -vanzelfsprekend- de gevolgen van de cumulatie van stoffen in die compartimenten ook geen aandacht. Het meenemen van depositie zou bijdragen aan het doel om meer samenhang te krijgen in de – nu gescheiden – beoordeling van gezondheids- en milieurisico's voor lucht, water en bodem. Omdat depositie ook geen onderdeel is binnen de Omgevingswet zou dit vragen om aanpassing van de wet- en regelgeving. Technisch-wetenschappelijke aanknopingspunten hiervoor kunnen zijn het specifiek onderscheiden van bodemverontreinigende stoffen als stofklasse bij de lucht emissietoets. Een andere mogelijkheid is het gebruik van depositienormen bij de beoordeling van immissies. De Duitse overheid hanteert beide sporen reeds.

Voor ZZS geldt een zogenoemde minimalisatieverplichting. Het RIVM benadrukt het belang dat bedrijven grote(re) inspanningen leveren om de emissies van individuele ZZS naar de leefomgeving te beperken. Des te kleiner zullen de mogelijke cumulatieve effecten van ZZS zijn voor mens en milieu.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond en doel

De situatie rond het bedrijf Tata Steel heeft geleid tot maatschappelijke en bestuurlijke discussies over de risico's op gezondheidseffecten en het vergunningsverleningsstelsel. Omwonenden van dit bedrijf zijn blootgesteld aan meerdere stoffen, zoals zware metalen en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs). Dit punt van gelijktijdige blootstelling aan mengsels van stoffen roept vragen en onzekerheden op. In de Tweede Kamer is een motie van kamerlid Grinwis aangenomen die luidt: *"constaterende dat cumulatie bij de emissie van zeer zorgwekkende stoffen tot op heden niet wordt meegenomen bij vergunningverlening; overwegende dat hierdoor de gezondheidsrisico's van omwonenden niet goed kunnen worden ingeschat; verzoekt de regering te onderzoeken of en hoe cumulatie bij de emissie van zeer zorgwekkende stoffen voortaan kan worden meegewogen in de risico-inventarisatie bij vergunningverlening en de Kamer te informeren over de resultaten."*

Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) heeft het RIVM gevraagd om zich te buigen over dit vraagstuk. De situatie bij Tata Steel is mede aanleiding voor het voorliggende onderzoek, maar de reikwijdte gaat verder dan alleen dit bedrijf. Deze verkennende studie moet relevante resultaten opleveren voor de vergunningverlening in algemene zin.

1.2 Onderzoeksvragen

Het cumulatie-onderzoek bestaat uit twee fases. Fase 1 is een verkennende studie met de volgende opgaven:

- context geven bij het begrip cumulatie ;
- overzicht geven van relevante onderdelen van vergunningverlening waar cumulatie al wel (beperkt) en niet wordt meegenomen;
- aanbevelingen doen om op de korte termijn cumulatie mee te nemen in vergunningverlening (opties);
- schetsen van hoofdlijnen voor een plan van aanpak voor fase 2: de uitwerking van de opties uit het fase 1 rapport en de noodzakelijke (wetenschappelijke) verdieping die mogelijk nodig is voor een meer onderbouwde inbedding van cumulatie bij vergunningverlening.

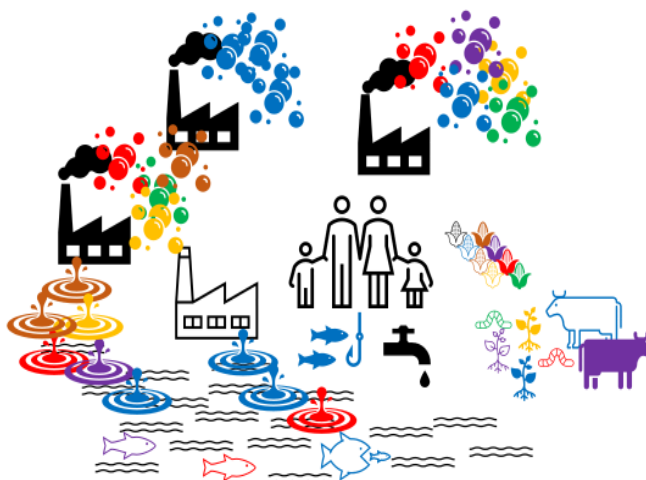
Het voorliggende rapport beschrijft het fase 1 onderzoek. Fase 2 volgt naar verwachting later in 2022.

1.3 Scope en afbakening

Cumulatie is een begrip met vele interpretaties en definities. Zo kan het gaan over de gecombineerde druk van een scala van milieufactoren (geluid, licht, geur, stoffen, etc.) op de gezondheid van mens en milieu (Kleinjans et al., 2016). In deze studie kijken we 'alleen' naar de risico's van chemische stoffen in de context van industriële emissies en we verstaan dan onder het begrip cumulatie **de optelling van milieu- en gezondheidsrisico's door gelijktijdige blootstelling aan verschillende chemische stoffen waaronder ZZS**. Dit is in lijn met de gangbare terminologie van onder andere de Europese Autoriteit voor

Voedselveiligheid (EFSA)¹. We richten ons daarbij op de bescherming van zowel mens als milieu (ecosysteem). Hoewel de actualiteit nu vooral uitgaat naar de bescherming van de volksgezondheid, zijn beide van belang.

Ook met deze afbakening van het begrip cumulatie, is er nog steeds sprake van een zeer complexe vraagstelling. In onze leefomgeving hebben we namelijk te maken met verschillende industriële bronnen die stoffen uitstoten naar lucht en water. Sommige stoffen zijn te herleiden tot een enkele bron, andere stoffen komen vanuit meerdere bronnen in hetzelfde gebied terecht. Mens en milieu kunnen rechtstreeks worden blootgesteld aan die stoffen via het inademen van lucht of huidcontact, maar ook indirect via voedsel of drinkwater waarin de stoffen zijn terechtgekomen (zie Figuur 1). Naast de risico's van blootstelling aan mengsels van stoffen, benoemt de Raad voor de leefomgeving en infrastructuur (Rli) in zijn rapport "Greep op gevaarlijke stoffen" dan ook de risico's van geaggregeerde blootstelling, waarbij mensen chemische stoffen via verschillende routes binnenkrijgen (Rli, 2019).



Figuur 1 Mens en milieu kunnen via verschillende routes worden blootgesteld aan verschillende stoffen vanuit verschillende industriële bronnen.

Dit rapport gaat niet uitgebreid in op deze geaggregeerde blootstelling via verschillende routes, maar we kijken wel naar de manier waarop emissies verschillende compartimenten kunnen bereiken. We gaan ook niet uitgebreid in op de optelsom van de emissies van dezelfde stof uit verschillende industriële bronnen. Deze aspecten komen wel zijdelings aan de orde bij het bespreken van de gangbare vergunningspraktijk, onder meer via inschatting van de al aanwezige achtergrondconcentraties. Ze spelen ook een rol bij de onzekerheids-/gevoeligheidsanalyse van de mogelijke opties om cumulatie mee te nemen in het emissiebeleid (zie 5.3).

¹ Cumulative risk assessment = a method of assessing risks to health or the environment posed by multiple substances such as chemicals; <https://www.efsa.europa.eu/en/topics/topic/chemical-mixtures>

Hoewel dit rapport is geschreven vanuit de context van het ZZS-beleid, beperken we ons niet tot deze groep stoffen. ZZS maken onderdeel uit van een grotere groep van gevaarlijke stoffen zoals gedefinieerd volgens de Europese Classification, Labelling and Packaging (CLP)-regelgeving². We richten ons op gevaarlijke stoffen in bredere zin en benoemen waar afzonderlijke regels voor ZZS aan de orde (moeten) zijn.

Zowel 'bedoelde' mengsels van stoffen (product of preparaat) als 'onbedoelde' mengsels komen aan bod in deze studie. De nadruk ligt echter op de laatste groep.

In dit rapport ligt de focus op cumulatie als gevolg van vergunde milieu-emissies bij industriële processen. Dit in samenhang met het bijbehorende vergunningverleningsproces. Niet-industriële stoffen, zoals residuen van gewasbeschermingsmiddelen, (dier)geneesmiddelen en biociden vallen buiten de scope van het onderzoek. Hetzelfde geldt voor de emissies als gevolg van diffuse bronnen, denk aan verkeer.

In het onderzoek kijken we of bestaande stoffen- en wetgevingskaders zoals REACH, Kaderrichtlijn Water en de gewasbeschermingsmiddelen verordening aanknopingspunten bieden om in de vergunningverlening rekening te houden met cumulatie. Het onderzoek gaat echter niet over de toelating van gewasbeschermingsmiddelen, biociden, (dier) geneesmiddelen of de registratie van chemische stoffen onder REACH.

We nemen in dit onderzoek ook informatie mee uit België (Vlaanderen), Duitsland en Denemarken. Deze landen waren onderwerp van eerdere studies naar emissiebeleid voor zorgstoffen (Le Blansch et al., 2017).

We brengen technisch-wetenschappelijke opties naar voren om cumulatie mee te nemen in de vergunningverlening voor emissies van chemische stoffen naar lucht en water. De juridische en economische aspecten van deze opties blijven buiten beeld in deze verkenning.

1.4 Werkwijze

Het rapport is tot stand gekomen via een analyse van de relevante onderdelen uit de wet- en regelgeving en bijbehorende handboeken voor vergunningverlening, in combinatie met interviews met diverse stakeholders in dit werkveld (zie Dankwoord). Voor het overzicht van mogelijke kansrijke wetenschappelijke ontwikkelingen rond cumulatie (fase 2) is een aantal RIVM-deskundigen geraadpleegd.

² <https://rvs.rivm.nl/onderwerpen/gevaarsindeling/CLP>

2 Wetenschappelijke achtergrond bij het begrip cumulatie

2.1 Inleiding

De milieu- en gezondheidsrisico's van 'onbedoelde mengsels' van chemische stoffen zijn al lang onderwerp van discussie (Rli, 2019). Feit is dat er tot op heden weinig is gebeurd om cumulatie in de huidige wet- en regelgeving een plek te geven. Eén van de oorzaken hiervoor is dat alle stoffenkaders van oudsher zijn ingericht op een stof-per-stof benadering. Het preventief reguleren van stoffen die gelijktijdig kunnen voorkomen is pas mogelijk na beantwoording van een aantal praktijkvragen. Hoe reguleer je mengsels als stoffen door verschillende fabrikanten op de markt worden gebracht? Hoe ga je om met stoffen die soms wel en soms niet in combinatie met andere stoffen voorkomen? Hoe kun je bij toelating of registratie voorspellen welke mengsels in het milieu ontstaan en hoe houd je rekening met de stoffen die al in het milieu aanwezig zijn? En als die vragen zijn beantwoord resten nog de vragen naar de wetenschappelijke beoordeling van cumulatieve blootstellingen en effecten.

Vanuit wetenschappelijk oogpunt is de laatste decennia echter veel bereikt om cumulatie - in zekere mate - mee te nemen bij de risicoschatting van chemische stoffen. Publicaties van zowel de Europese Commissie als Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA) geven uitgebreide overzichten van de wetenschappelijke stand van zaken op dit terrein (Kienzler et al, 2014; EFSA, 2019). Hierbij gaat het om het toepassen van kennis en inzichten bij beoordelingen van aanstaande emissies (preventief/'aan-de-voorkant') en bij bestaande (verontreinigings)situaties (retrospectief/'aan-de-achterkant').

In de onderstaande paragrafen geven we wat meer 'toxicologische' achtergrond bij het begrip cumulatie. Dit is belangrijk om later te begrijpen wat er nu al met cumulatie wordt gedaan in de vergunningverlening (Hoofdstuk 3), maar vooral ook bij de doorkijk naar wat er mogelijk méér kan (Hoofdstuk 5). Voor meer details verwijzen we naar bovengenoemde rapporten.

2.2 Werkingsmechanisme van stoffen

Stoffen kunnen hun giftige werking op verschillende manieren uiten via uiteenlopende biochemische interacties. Zo remmen sommige stoffen bepaalde enzymen in een organisme, terwijl andere veranderingen in het erfelijk materiaal kunnen veroorzaken. Ook het zogenoemde 'doelorgaan' kan verschillen. Neurotoxische stoffen werken op het zenuwstelsel, terwijl nefrotoxische stoffen de nieren als doelorgaan hebben.

Veel van de discussie over cumulatie gaat dan ook over de vraag of en hoe je moet omgaan met verschillen in werkingsmechanisme, of – anders gezegd – in hoeverre stoffen ingedeeld moeten worden in groepen stoffen met onderling vergelijkbare werkingsmechanismen. Als iemand wordt blootgesteld aan twee stoffen die allebei inwerken op de nieren, ligt het voor de hand om daar rekening mee te houden. Maar hoe zit het met de combinatie van een neurotoxische en een nefrotoxische stof? Kun je de verschillende effecten van die stoffen optellen? En wat te doen met al die

stoffen waarvan het werkingsmechanisme niet bekend is? Of met stoffen die milieueffecten kunnen veroorzaken, maar waarbij het werkingsmechanisme 'insecticide-werking' dan weer niet geldt voor bijvoorbeeld planten?

Theoretisch gezien zijn er drie manieren om de toxiciteit van mengsels te beschrijven (Kortenkamp et al., 2009; Backhaus et al., 2010; EFSA, 2019). Deze indeling heeft geleid tot bijpassende toxicologische modellen, waarmee de cumulatieve effecten van stoffen kunnen worden beoordeeld.

1. Concentratie additie (CA)

Dit model gaat ervan uit dat de stoffen in een mengsel een gelijk werkingsmechanisme hebben en alleen verschillen in de concentratie die nodig is om een effect te bereiken (toxische potentie). Als een bestanddeel wordt vervangen door toxicologisch equivalente concentratie van een andere stof, verandert de toxiciteit van het totale mengsel niet. Een praktische uitwerking van het CA-model is de Toxic Unit-methode (TU). Van elke stof in een mengsel wordt bepaald hoeveel toxische eenheden er zijn door de concentratie in het milieu te delen door de concentratie die (g)een effect veroorzaakt. De TU's worden vervolgens opgeteld als maat voor de cumulatieve risico's van de aanwezige stoffen. Hoe hoger de som TU, hoe groter het effect. Een voorbeeld is de zogenoemde ERS stofklasse bij ZZS emissies naar lucht (zie 3.3) waar de emissie-eis is gebaseerd op de totale toxiciteit van een mengsel van dioxine-achtigen. Verder geldt dat voor een kwantitatieve inschatting van mengseleffecten met het CA-model dus altijd kennis nodig is over de concentraties van de stoffen die in het mengsel zitten en de concentraties waarbij effecten optreden (de toxische potentie). Onbekende componenten kunnen niet worden meegenomen.

2. Respons additie (RA) of Independent Action (IA)

Dit model gaat ervan uit dat stoffen met een verschillend werkingsmechanisme onafhankelijk van elkaar bijdragen aan hetzelfde biologische effect. Bijvoorbeeld twee stoffen die een effect op de nieren hebben, maar waarvan niet precies bekend is hoe. Ook hier geldt dat mengselberekeningen alleen kunnen worden uitgevoerd voor de stoffen waarvoor informatie beschikbaar is over concentratie en mate van effect. Theoretisch gezien worden er geen risico's van een mengsel verwacht bij stoffen met verschillende werkingsmechanismen wanneer de concentraties van de individuele componenten onder hun eigen risicogrenzen blijven (Kienzler et al., 2014; EFSA, 2019). Het respons-additie model wordt in de praktijk van de humane toxicologie niet vaak toegepast vanwege ontbrekende informatie over het precieze werkingsmechanisme van veel stoffen. In de ecotoxicologie wordt het model gebruikt bij het beoordelen van de toxische druk van mengsels van stoffen op levensgemeenschappen; de toxische druk wordt dan gekwantificeerd als msPAF (meer-stoffen Potentieel Aangetaste Fractie van soorten) (zie ook 4.5).

3. Interactie

Deze term wordt gebruikt als de effecten van een mengsel afwijken van wat men verwacht op basis van de effecten van de afzonderlijke stoffen. Hierbij kunnen stoffen elkaars werking versterken (synergisme, potentiering) of verzwakken (antagonisme). Een bekend voorbeeld is cyanuurzuur, dat het toxische effect van melamine op de nieren versterkt.

Interactie is sterk afhankelijk van de samenstelling van een mengsel en vraagt daarom per definitie een *case-by-case* benadering. Voor het beoordelen van interactie is vergaande en specifieke kennis nodig, die vrijwel nooit aanwezig is. Interactie wordt dan ook eerder op basis van toeval of vaak voorkomende combinaties ontdekt.

CA en IA beschrijven de twee extremen van enerzijds gelijk werkende, uitwisselbare stoffen en anderzijds compleet onafhankelijk werkende stoffen. Belangrijk is dat beide modellen uitgaan van een vergelijkbaar biologisch effect van een stof. De modellen houden geen rekening met het feit dat stoffen verschillende effecten kunnen hebben en, bijvoorbeeld, zowel op de lever als op het immuunsysteem werken.

Voor *milieueffecten* wordt het CA-model algemeen gezien als de aangewezen methode om rekening te houden met de bijdrage van verschillende stoffen aan het potentiële effect van een mengsel. Het CA-model blijkt in de praktijk behoorlijk goed in staat om de toxiciteit van bekende mengsels te beschrijven, zelfs als niet alle stoffen hetzelfde werkingsmechanisme hebben. Bij ecotoxicologische studies wordt meestal naar generieke effecten gekeken, zoals sterfte, groei of voortplanting. In veel gevallen ontbreekt precieze kennis over het werkingsmechanisme of het precieze aangrijpingspunt van stoffen en dan is het een veilige en pragmatische optie om uit te gaan van de standaard-aanname van gelijke werking (Kortenkamp et al., 2009; Backhaus et al., 2010). In theoretische studies is verder geëvalueerd of de keuze van het mengsel-model veel invloed heeft op de uitkomsten van de risicobeoordeling. De studie van Drescher en Boedeker (1996) toonde aan dat de uitkomsten vaak vergelijkbaar zijn bij toepassing van CA of RA/IA.

Voor *gezondheidskundige effecten* ligt het ingewikkelder. Bij de gezondheidskundige beoordeling wordt gekeken naar allerlei verschillende aangrijpingspunten in het lichaam. De effecten kunnen verschillen per stof en voor dezelfde stof kan de blootstellingsroute van invloed zijn op het effect. Daarom is het veel lastiger om mengsel-effecten te voorspellen of te berekenen voor de mens. Dit kan eigenlijk alleen voor stoffen die op dezelfde organen aangrijpen.

De praktijk laat verder zien dat de toxiciteit van een mengsel meestal wordt bepaald door een beperkt aantal stoffen (<10), in ieder geval wat betreft milieueffecten (o.a. Posthuma et al. (2016)). De aard van deze stoffen en het bijbehorende werkingsmechanisme kunnen echter per locatie verschillen, en kunnen ook tijdsafhankelijk zijn. Deze constatering is belangrijk voor het uitvoeren van een onzekerheids- en/of gevoeligheidsanalyse voor het al dan niet implementeren van (aanvullende) cumulatie-modules in de vergunningverlening (zie 5.3).

2.3 Groepen van stoffen

Een praktische manier om rekening te houden met mengsels, is door verschillende stoffen uit een mengsel te groeperen. Op deze wijze wordt tenminste een ((eco)toxicologisch relevant) deel van het mengsel in beschouwing genomen. Vanuit toxicologisch oogpunt is groeperen mogelijk voor stoffen die eenzelfde soort werking hebben (bijvoorbeeld neonicotinoïden, dioxines, PFAS, hormoonverstorende stoffen) of stoffen

die eenzelfde doelorganisme, orgaan of functie treffen (bijvoorbeeld insecticiden, neurotoxische stoffen). Het CA- of IA-model (zie 2.2) kan dan vervolgens worden toegepast op zo'n groep, al dan niet met verfijningen zoals toepassing van Toxische Equivalentie Factoren (TEF's), Relatieve Potentie Factoren (RPF's) of de *Hydro Carbon Block* methode voor complexe petroleumverbindingen.

PCB's en dioxines zijn bekende voorbeelden van groepen ZZS die al als mengsel worden beoordeeld en voor PFAS wordt aan zo'n aanpak gewerkt. Voorwaarde van deze groepsaanpak is dat de concentratie van de individuele stoffen behorende tot een dergelijke groep bekend is en dat ze een gemeenschappelijke werking hebben en er inzicht is in de toxische potentie van de afzonderlijke componenten. De componenten die niet worden gemeten en waarvan de toxische potentie onbekend is, worden niet meegenomen. De risico's van de overige stoffen in een 'onbedoeld' mengsel, die dus niet in een groep in te delen zijn, blijven ook buiten beeld. Ook als er een gemeenschappelijk werkingsmechanisme is, blijft het belangrijk om te kijken naar mogelijke andere kritische effecten. Van de ftalaten stofgroep is, bijvoorbeeld, bekend dat ze een effect op de voortplanting hebben, maar sommige ftalaten geven bij lagere doseringen al lever-effecten, nog voordat reproductie-toxische eigenschappen waarneembaar zijn. Als blootstelling aan een ftalaat-mengsel op basis van een groepsbeoordeling voor reproductie-toxiciteit geen verhoogd risico veroorzaakt, blijft het belangrijk ook het kritische lever-effect te beoordelen.

Polycyclische aromatisch koolwaterstoffen (PAK's) worden ook als mengsel beoordeeld, maar hier staat de markerstof benzo[a]pyreen (BaP) als maat voor het gehele PAK-mengsel³. Ook metalen worden vaak als groep genoemd, maar dit is puur een indeling op basis van chemische eigenschappen en heeft niets te maken met de toxische werking. De risicobeoordeling van de 'groep' van metalen ligt dan ook beduidend complexer. Mengseltoxiciteit als gevolg van blootstelling aan metalen is wat betreft het begrijpen van de mogelijke werkingen een onbekend terrein. Voor veel individuele metalen is het toxicologisch profiel al niet volledig, laat staan dat bekend is of metalen dezelfde werkingsmechanismen vertonen of op dezelfde organen inwerken. Voor de ecotoxicologische beoordeling van metaalmengsels is wel meer informatie beschikbaar.

2.4 Bioassays

Bovengenoemde rekenkundige modellen hebben als voorwaarde dat de samenstelling van een te lozen mengsel bekend is. Ook moeten er gegevens beschikbaar zijn over de (eco)toxiciteit van de individuele stoffen in het mengsel. Dit zal in de praktijk vaak niet het geval zijn. In een Totaal Effluent Beoordeling (TEB), ook wel bekend onder de Engelse term 'Whole Effluent Testing' (WET) worden waterorganismen in een bioassay blootgesteld aan een watermonster. Deze methodiek heeft als voordeel dat het *totale* mengsel wordt beoordeeld, inclusief de onbekende stoffen en reactieproducten. Omdat de gevoeligheid van organismen per stof kan

³ https://rvs.rivm.nl/sites/default/files/2022-02/Memo_luchtnormen_voor_PAKs_met_bijlage_%20achtergrondinformatie_200122.pdf

verschillen, moeten altijd meerdere soorten bioassays worden toegepast. Maas et al. (2003) schetsen hoe TEB kan worden ingezet in de brongerichte aanpak van emissies en voor het toetsen van de waterkwaliteit. Het idee van biologische effecttesten voor de waterkwaliteitsbeoordeling is het afgelopen decennium op de achtergrond geraakt vanwege onvoldoende aansluiting bij de Kaderrichtlijn Water (KRW) (pers. mededeling R. Berbee RWS). Bovendien geldt dat wanneer een bioassay een effect laat zien, er nog inspanning nodig is om te achterhalen welke stof(fen) dit effect veroorzaken om gericht de oorzaak te kunnen aanpakken. De inzet van bioassays staat echter de laatste tijd weer volop in de belangstelling ook binnen de KRW (Wernersson et al., 2015). De BREF⁴ voor afvalwaterbehandeling in de chemische sector noemt biologische monitoring als een van de opties om de kwaliteit van afvalwater te controleren (Brinkmann et al., 2016). Zie verder 3.2.2, 4.2. en 5.2.

⁴ BREF = Best Available Techniques (BAT) Reference Document. Dit is een achtergronddocument bij de BBT-conclusies van de Europese Commissie. BBT staat voor Best Beschikbare Technieken. Zie verder 3.2.

3 Cumulatie en vergunningverlening: huidige situatie

3.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft een aantal relevante onderdelen van de vergunningverlening in Nederland voor chemische stoffen. We laten zien of cumulatie hierin op dit moment wordt meegenomen, en zo ja, op welke wijze. Het betreft nadrukkelijk een schets op hoofdlijnen. De vele uitzonderingen en aanvullende bepalingen in de bijbehorende wetten en richtlijnen laten we omwille van de leesbaarheid achterwege. We bespreken lucht en water afzonderlijk, omdat voor beide compartimenten een aparte beoordelingssystematiek geldt. Het compartiment bodem wordt nu niet of nauwelijks meegenomen in de vergunningverlening, maar komt ook aan bod vanwege de mogelijke depositie van stoffen uit de lucht en uit regenwater.

In de vergunningverlening wordt onderscheid gemaakt tussen de beoordeling van 'emissies' en 'immissies' van stoffen:

- *Emissie* is de uitstoot of uitworp (van stoffen). Voor deze studie gaat het om emissies uit industriële puntbronnen (lozingspijp of schoorsteen)
- *Immissie* is het binnendringen door een stof in bodem, water of lucht. Het gaat om het primaire ontvangende compartiment waar de geloosde stof in terecht komt, bijvoorbeeld het oppervlaktewater of lucht.

In paragraaf 3.5 laten we zien wat er in enkele omliggende landen wel of niet gebeurt met cumulatie en vergunningverlening.

3.2 Water

In het Handboek Water⁵ staat alle informatie over de wet- en regelgeving voor lozingen vanuit huishoudens, bedrijven (inrichtingen) en voor lozingen die plaatsvinden buiten inrichtingen. De belangrijkste stappen in de context van dit onderzoek zijn de vaststelling van de zogenoemde waterbezwaarlijkheid van stoffen volgens de Algemene Beoordelingsmethodiek (ABM) en het uitvoeren van de immissietoets.

3.2.1 ABM

De ABM is bedoeld om de waterbezwaarlijkheid van stoffen vast te stellen. Het betreft stoffen die door bedrijven gebruikt worden en/of ontstaan tijdens het productieproces en vervolgens direct of indirect geloosd worden op het oppervlaktewater. Met de zogenoemde ABM-tool kunnen stoffen worden ingedeeld in een van de vier waterbezwaarlijkheidsklassen:

Z: ZZS

A: niet snel afbreekbare, waterbezwaarlijke stoffen

B: afbreekbare, waterbezwaarlijke stoffen

C: stoffen die van nature voorkomen in het lokale oppervlaktewater.

⁵ (<https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/handboek-water/>)

Bij elke categorie waterbezwaarlijkheid hoort een zekere saneringsinspanning in de vorm van een bronaanpak met de best beschikbare technieken (BBT). Dit is de inspanning die van de lozer mag worden verwacht om de lozing te voorkomen of te verminderen. Voor het toetsen van de toelaatbaarheid van de uiteindelijk overblijvende restlozing past het bevoegd gezag de immissietoets toe (zie 3.2.2).

De ABM toetst ook de waterbezwaarlijkheid van 'mengsels'. Hiervoor sluit de ABM aan bij de systematiek van de Europese CLP-Verordening. Deze verordening deelt stoffen in op basis van toxiciteit in toxiciteitsklassen en bevat ook rekenregels om mengsels in te delen in deze toxiciteitsklassen. 'Mengsels' zijn in dit verband samenstellingen van verschillende stoffen, vroeger ook wel preparaten genoemd. Dit zijn combinaties van stoffen die als zodanig worden toegepast. Het gaat hier dus om 'bedoelde' mengsels en niet de 'onbedoelde' mengsels (zie 1.3) die meer centraal staan in deze studie.

3.2.2 *Immissietoets*

In de immissietoets wordt de toelaatbaarheid van de restlozing beoordeeld in het licht van de kwaliteit van het direct ontvangende oppervlaktewaterlichaam en de daarvoor geldende milieukwaliteitseisen (MKE) of normen. De immissietoets stelt daarmee vast of voor een restlozing in het oppervlaktewater nog maatregelen nodig zijn die verder gaan dan de BBT-maatregelen die voortvloeien uit de ABM (zie 3.2.1).

De immissietoets is opgebouwd uit een aantal stappen (details: zie Handboek Immissietoets Water⁶). Eén van de stappen is de zogenoemde 'significantietoets', waarbij wordt gekeken naar de concentratieverhoging op de rand van de mengzone. De mengzone is gedefinieerd als de directe omgeving van het lozingspunt en is afhankelijk van de dimensies van het ontvangende water. De concentratieverhoging moet lager zijn dan 10% van de milieukwaliteitseis die geldt voor het ontvangende watersysteem. Deze significantietoets is, zo stelt het Handboek Immissietoets, "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". De significantietoets moet er ook voor zorgen dat de nog beschikbare milieugebruiksruimte niet volledig wordt ingenomen door de lozer. Er moet ruimte blijven voor toekomstige lozers van dezelfde stof. Het begrip 'cumulatief' heeft in de immissietoets dus alleen betrekking op lozingen elders van dezelfde stof en niet op de emissie van meerdere, verschillende stoffen waar dit rapport over gaat. Ook de restlozingen van de stoffen die als 'preparaat' zijn beoordeeld in de ABM-methode worden vervolgens weer individueel getoetst in de immissietoets. In lijn met wat beschreven is in paragraaf 2.3, vindt momenteel bij bepaalde stofgroepen, zoals PFAS en dioxines, wel een som-toetsing plaats van de individuele verbindingen die gelijktijdig worden geloosd. Dit gebeurt omdat de bijhorende norm van toepassing is op het mengsel.

Een andere stap binnen de immissietoets is de 'normtoets'. Daarbij wordt nagegaan of de concentratieverhoging opgeteld bij het achtergrondgehalte

⁶ https://www.helpdeskwater.nl/publish/pages/180794/handboek_immissietoets_oktober2019t.pdf

geen nadelig effect heeft op de gewenste waterkwaliteit. Hiervoor wordt getoetst aan de bestaande MKE voor oppervlaktewater, of, als die er niet zijn, aan een vergelijkbare toetswaarde. Het achtergrondgehalte betreft ook hier de aanwezige achtergrond van dezelfde stof, dus niet die van meerdere stoffen.

Met de bovengenoemde toetsingstap $0,1 * MKE$ houdt men in de praktijk rekening met mogelijke andere waterlozingen van *dezelfde* stof. Men zou kunnen denken dat dit wellicht in een aantal gevallen 'onbedoeld' ook een veiligheidsmarge biedt voor cumulatieve effecten door de aanwezigheid van *meerdere* stoffen (zie ook 5.3). Dit geldt echter alleen als er nu en in de toekomst elders geen lozingen van dezelfde stof plaatsvinden. Als men het uitgangspunt van de significantietoets wil handhaven en daarnaast ook mengsels wil beoordelen, zou in theorie een extra factor nodig zijn. Interessant is dat Ruden (2019) voorstelt om bij *mengsels* voor elke stof afzonderlijk een 'default factor' te hanteren van 10% van de maximaal acceptabele blootstelling. Bij blootstelling boven die 10% dient dan te worden gezocht naar veiliger alternatieven.

Verder is het goed om te vermelden dat de MKE afleiding voor gezondheidskundige aspecten rekening houdt met blootstelling aan dezelfde stof, via andere blootstellingsroutes dan visconsumptie (de zogenaamde geaggregeerde blootstelling). De aanname daarbij is dat de blootstelling via visconsumptie uit oppervlaktewater niet meer dan 20% van de acceptabele blootstelling mag opvullen. Deze allocatiefactor kan worden gezien als een veiligheidsmarge voor geaggregeerde blootstelling aan dezelfde stof.

Drinkwater

Voor innamepunten van drinkwater geldt een aparte toetsingsroute binnen de immisietoets. Kortgezegd komt het er op neer dat de geschatte concentratie van een te lozen stof (of stofgroep) op een waterwinlocatie (onttrekkingspunt) moet voldoen aan de betreffende MKE voor oppervlaktewater op innamepunten van drinkwater. Als er geen MKE is vastgesteld, geldt de 'signaleringsparameter' van $1 \mu\text{g/L}$. Bij een verwachte overschrijding van de signaleringsparameter moet worden getoetst aan de drinkwaterrichtwaarde. Dit is een gezondheidskundig onderbouwde risicogrens. Bij de drinkwatertoetsing wordt doorgaans geen rekening gehouden met cumulatieve effecten als gevolg van de gelijktijdige aanwezigheid van meerdere stoffen. Uitzondering zijn een paar gevallen waarin de drinkwaterrichtwaarde betrekking heeft op meerdere verwante stoffen, bijvoorbeeld di-, tri- en tetraglyme, en melamine en cyaanuurzuur. Ook voor PFAS wordt een mengselbenadering geadviseerd (RIVM, 2021b). Net als de MKE, houdt de drinkwaterrichtwaarde wel rekening met de bijdrage van andere routes aan de totale blootstelling via een standaard allocatiefactor van 20%.

Zoals uit het bovenstaande blijkt, is de huidige praktijk van vergunningverlening vooral gericht op het toetsen van concentraties van chemische stoffen aan de normen. De eerder genoemde BREF voor afvalwaterbehandeling in de chemische sector (Brinkmann et al., 2016) beschrijft wel een groot aantal opties voor biologische monitoring en noemt als voordeel dat ze een totaalbeeld geven van de ecotoxicologische impact van afvalwater. Een dergelijk beeld is moeilijk te verkrijgen op basis van

individuele stoffen of andere chemische parameters. De BREF is primair bedoeld voor de chemische industrie, maar wordt veel breder ingezet. Volgens de BREF maakt een aantal Europese landen gebruik van biologische monitoring, maar in Nederland gebeurt dit weinig.

3.3 Lucht

3.3.1

Inleiding

Hieronder volgt een overzicht op hoofdlijnen van de toetsing van luchtemissies van stoffen bij de vergunningverlening. We hebben er voor gekozen om zowel de huidige situatie te schetsen onder het Activiteitenbesluit als de situatie wanneer de Omgevingswet van kracht wordt. Voor meer details wordt verwezen naar de website [Zeer Zorgwekkende Stoffen - Kenniscentrum InfoMil](#). Voor meer details over ZZS onder de Omgevingswet: [Zeer Zorgwekkende Stoffen \(ZZS\) - Informatiepunt Leefomgeving \(iplo.nl\)](#)

3.3.2

Toetsen van emissies aan grensmassaastroom en emissiegrenswaarden Huidige situatie

Stoffen worden volgens het Activiteitenbesluit ingedeeld in stof categorieën en -klassen. Dit is afhankelijk van hun fysisch-chemische en/of toxicologische eigenschappen. De stofcategorie ZZS bestaat uit de volgende stofklassen:

ERS, extreem risicovolle stoffen (dioxine-achtigen)
MVP 1, minimalisatie-verplichte vaste stoffen
MVP 2 minimalisatie-verplichte gas- of dampvormige stoffen

Bij iedere stofklasse hoort een zogenoemde grensmassaastroom en een emissiegrenswaarde waar een puntbron in een industriële installatie aan moet voldoen (zie tabel in Bijlage 1)⁷.

De grensmassaastroom is een drempelwaarde om te bepalen of de ongereinigde emissie van een inrichting relevant is. De emissies van alle bronnen binnen het gehele bedrijf tellen mee bij het bepalen van de omvang van die emissie. Is de omvang van de emissie (vracht, gram per uur) van een bepaalde stof groter dan de waarde van de grensmassaastroom, dan is de emissie milieuhygiënisch relevant. Vervolgens vindt dan toetsing plaats aan de wettelijke emissiegrenswaarde (concentratie, milligram per normaal kuub) voor de betreffende stof(fen). De emissiegrenswaarden gelden voor puntbronemissies zonder extra verdunning met lucht. Door te voldoen aan deze wettelijk emissiegrenswaarde, wordt voldaan aan de eis van het toepassen van de Best Beschikbare Technieken (BBT). In tegenstelling tot de grensmassaastroom, geldt de emissiegrenswaarde per individuele bron van een bedrijf. De grensmassaastroom en de emissiegrenswaarden zijn vooral gebaseerd op de (technische) haalbaarheid van nageschakelde emissiereducerende technieken en dus niet op een toxicologische/gezondheidskundige onderbouwing⁸. Wel heeft het RIVM eerder onderzocht of de grensmassaastromen voldoende beschermen tegen de risico's van ZZS na emissie (Van Herwijnen en Janssen, 2013). Hiervoor

⁷ Het Activiteitenbesluit en daarmee de grensmassaastroom/emissiegrenswaarde zijn niet geldig voor ZZS-emissies waar een BBT-conclusie geldt (AB afdeling 2.3, art. 2.3a lid 2). In dit rapport laten we deze uitzondering buiten beschouwing. Deze uitzondering blijft in de Omgevingswet bestaan.

⁸ Uitzondering vormt hier de ERS stofklasse.

zijn geschatte luchtconcentraties op basis van de grensmassaastroom vergeleken met Maximaal Toelaatbare Risiconiveau's (MTR's) of vergelijkbare gezondheidskundige grenswaarden. Uit deze studie bleek dat voor veruit het grootste deel van deze stoffen de grensmassaastroom voldoende beschermt tegen schadelijke effecten van de afzonderlijke stoffen.

Omgevingswet

In de Omgevingswet verdwijnt de grensmassaastroom als drempelwaarde om relevantie van de vracht te toetsen. Er vindt dan direct toetsing plaats aan de emissiegrenswaarden. Wel blijft de ondergrens behouden: als kleine bronnen onder een jaarvracht blijven dan geldt de emissiegrenswaarde niet voor die kleine bron. In het Activiteitenbesluit heet dit de vrijstellingsgrens.

3.3.3 *Sommatiebepaling*

Huidige situatie

De zogenoemde sommatiebepaling regelt dat gelijktijdig optredende emissies van verschillende stoffen binnen een klasse of een stofcategorie worden opgeteld.

ZZS emissies binnen de stofklassen ERS, MVP1 en MVP2 moeten per stofklasse worden opgeteld en getoetst aan de grensmassaastroom voor die klasse. Er vindt vervolgens ook sommatie plaats van de emissies van de stofklassen ERS, MVP1 en MVP2. Deze gesommeerde ZZS emissies van de stofcategorie worden getoetst aan de grensmassaastroom voor MVP2 stoffen (2,5 g/uur) van de gehele inrichting. Er vindt geen sommatie plaats van ZZS en andere stoffen (en dus andere stofklassen).

Ook bij de toetsing aan de emissiegrenswaarde vindt een vergelijkbare sommatiebepaling plaats. De gezamenlijke ZZS-concentratie van de drie ZZS stofklassen uit een puntbron wordt dan getoetst aan de emissiegrenswaarde van de MVP2-stofklasse (1 mg/Nm³). Ook hier wordt niet gekeken naar het optellen van ZZS emissies met de emissies van andere stoffen.

Omgevingswet

De grensmassaastroom verdwijnt als drempelwaarde in de Omgevingswet, dus automatisch verdwijnt ook de sommatiebepaling voor de grensmassaastroom. Het is eveneens zo dat hiermee de aandacht voor ZZS emissies (vrachten) vanuit meerdere bronnen binnen een bedrijf naar de achtergrond dreigt te raken. De sommatiebepaling voor de emissiegrenswaarde blijft in de Omgevingswet, maar geldt alleen nog per stofklasse: het bevoegd gezag toetst de gezamenlijke concentratie van alle stoffen binnen een stofklasse aan de emissiegrenswaarde.

3.3.4 *Immissies*

Huidige situatie

Wanneer voor een individuele stof of groep van stoffen (sommatiebepaling: zie 3.3.3) de emissiegrenswaarde(n) wordt overschreden, dan vindt toetsing plaats aan het MTR. - Indien de ZZS een samengestelde stof is (en ook als een mengsel kan worden geduid), dan kijkt men naar de ZZS-bestanddelen in dit mengsel en de MTR toetsing wordt dan uitgevoerd aan

het betreffende ZZSbestanddeel; denk bijvoorbeeld aan benzeen in aardoliederivaten.⁹

De immissieconcentratie in de nabije leefomgeving wordt dan met een verspreidingsmodel (conform standaardrekenmethode 3: Nieuw Nationaal Model [NMM] of een gelijkwaardige en goedgekeurde rekenmethode) berekend en deze wordt getoetst aan het bijbehorende MTR lucht. Hier vindt geen sommatie meer plaats: het betreft een toetsing van de concentraties van de individuele stoffen op leefniveau aan het MTR. In het NNM kunnen bedrijven meerdere bronnen tegelijk modelleren, maar dit gebeurt veelal niet in de praktijk. Ook in de beperkte immissietoets die bevoegde gezagen gebruiken komt dit aspect niet aan bod. Het Verwaarloosbare Risiconiveau (VR: zie 4.6) dat ooit als streefwaarde in het beleid werd gebruikt en rekening hield met blootstelling aan meerdere stoffen, speelt geen rol meer in de vergunningverlening.

Net als bij de immissietoets water (zie 3.2.2) kan er bij de risicobeoordeling voor lucht rekening worden gehouden met reeds aanwezige achtergrondconcentraties in de lucht van dezelfde stof(fen). Bij de afleiding van het MTR lucht hanteert men echter een allocatiefactor van 100%. Er is dus geen marge ingebouwd voor het feit dat blootstelling van de mens aan dezelfde stof ook via andere blootstellingsroutes kan plaatsvinden. Dit in tegenstelling tot de situatie bij oppervlaktewater en drinkwater (zie 3.2.2).

De sommatie-aanpak bij de toets aan emissiegrenswaarden kan worden beschouwd als een (beperkte) stap om cumulatie mee te nemen bij vergunningverlening, maar waarborgt niet dat er geen inhalatierisico's als gevolg van mengseltoxiciteit op leefniveau kunnen zijn. Hierbij is een belangrijk kennishiaat dat we weliswaar vaak een beeld hebben van welke stoffen in welke hoeveelheden gezamenlijk uit de schoorsteen komen, maar dat weinig bekend is van de werkelijk aanwezige mengsels op leefniveau. Verder zal een deel van de stoffen, inclusief diverse ZZS, tijdens of na emissie aan stofdeeltjes gebonden zijn of worden (bijvoorbeeld fijn stof). Dit compliceert ook de risicoschatting, omdat deze veelal gebaseerd is op de aanname dat de stoffen in zuivere vorm in de lucht zitten. Bij de beoordeling van PAKs wordt wel rekening gehouden met binding aan stofdeeltjes (i.c. PM10-fractie).

Omgevingswet

In de Omgevingswet vindt de immissie toetsing plaats voor alle ZZS, ongeacht of de emissiegrenswaarde wordt overschreden voor een stof of groep van stoffen. Het betreft een toetsing per individuele stof, dus zonder sommatie of andere manier om gelijktijdige blootstelling aan andere stoffen mee te nemen.

3.4 Bodem

Chemische stoffen, waaronder ZZS, kunnen de bodem bereiken langs verschillende routes. In het geval van industriële processen en normale bedrijfsvoering speelt directe belasting van de bodem geen of nauwelijks een rol. Depositie vanuit luchtmissie vormt veruit de belangrijkste verontreinigingsroute.

⁹ [Mengsels met ZZS - Informatiepunt Leefomgeving \(iplo.nl\)](https://www.iplo.nl/)

In algemene zin wordt via de BBT-bepaling en de minimalisatie verplichting voor ZZS rekening gehouden met de mogelijke afwenteling en belasting van andere milieucompartmenten, bijvoorbeeld van lucht naar bodem. De vraag is echter hoe consequent en onderbouwd dit gebeurt. Onder de voormalige Nederlandse emissie richtlijn lucht (NeR), die in 2015 is overgegaan in het Activiteitenbesluit, was depositie nog wel een onderdeel van de vergunningverlening. Op dit moment wordt depositie naar bodem echter niet als zodanig meegenomen bij de immissietoets en vergunningverlening voor lucht. In de Omgevingswet (Besluit activiteiten leefomgeving [Bal]) is een aparte ZZS paragraaf opgenomen waar ook aandacht wordt gevraagd voor het compartiment bodem. Echter, uit artikel 5.23 van het Bal blijkt dat de verplichtingen in het zogenoemde vermijdings- en reductieprogramma zich beperken tot lucht en water. Dit betekent dat er geen specifieke regels zijn om bodemverontreiniging door depositie te voorkómen. Dit staat in groot contrast met de wet- en regelgeving rond stikstof waar depositie een belangrijke plek inneemt.

Het Nieuw Nationaal Model (NNM), dat gebruikt wordt in de immissietoets voor lucht, rekent overigens wel uit hoe groot de verdwijning van stoffen uit de lucht is door natte en droge depositie. Hierdoor wordt de concentratie van de stof in lucht dus minder, maar er wordt niet concreet beoordeeld wat dit voor de ontvangende bodem betekent. Depositie van chemische stoffen naar waterlichamen is ook mogelijk. De Waterwet schrijft voor dat een uitstoot naar lucht die significant op het water kan neerdalen, moet worden meegenomen. In voorkomende gevallen kan het bevoegd gezag ook aanvullend op de minimalisatieverplichting verdergaande maatregelen eisen om aantasting van de waterkwaliteit door de emissie naar lucht van ZZS tegen te gaan. De indruk is echter dat dit in de praktijk van het vergunningverleningsproces voor lucht niet gebeurt.

Omdat de belasting van de bodem (en water) niet in huidige beoordelingssystematiek zit, wordt de cumulatie van stoffen na depositie ook niet meegenomen bij de vergunningverlening. Binnen het bodembeleid zelf wordt er wel gekeken naar de risico's van mengsels van stoffen voor mens en ecosysteem (VROM, 2008) en dit kan aanknopingspunten bieden voor het geval er in de toekomst wel aandacht is voor depositie van stof(mengsels) naar de bodem. We benadrukken dat het hier gaat om 'retrospectieve' beoordelingen, dat wil zeggen bij reeds ontstane bodemverontreinigingen. Voor bodem geldt immers dat er geen chemische stoffen op de bodem mogen worden gebracht. De Wet Bodembescherming stelt nadrukkelijk dat bodemverontreiniging moet worden voorkómen (zorgplicht).

Voor de risico's voor de mens worden verschillende bodemfuncties meegenomen, zoals natuur, wonen, moestuinen en recreatie. Mensen kunnen verontreinigende stoffen – en dus ook mengsels daarvan – bijvoorbeeld binnenkrijgen via het eten van zelf geteelde groenten. En hetzelfde geldt voor kinderen via zogenoemd hand-mond gedrag. Binnen die bodemfuncties worden vervolgens de gemeten of berekende concentraties van de stoffen in de bodem vergeleken met zogenoemde Maximale Waarden. Voor stoffen uit dezelfde stofgroep wordt in de humane

risico evaluatie getoetst op combinatietoxiciteit¹⁰. Er is dus een mengsel-beoordeling *binnen* stofgroepen, zoals ftalaten, PAKs en dioxines, maar niet *tussen* stofgroepen. De beoordeling gebeurt op basis van concentratie-additie (zie 2.2).

De risico's van mengsels voor het ecosysteem bij eenmaal opgetreden verontreinigingen worden bepaald door het afleiden van de toxische druk van enkelvoudige stoffen, van stofgroepen of van totale mengsels, en het uitdrukken daarvan als msPAF (zie ook 2.2 en 4.5).

3.5 Cumulatiebenadering in omliggende landen

We hebben ook geïnventariseerd wat er in enkele omliggende landen wel of niet gebeurt met cumulatie in de vergunningverlening. Zijn er wellicht aanknopingspunten waar we in Nederland ons voordeel mee kunnen doen? Hieronder volgen de belangrijkste conclusies. De details zijn terug te vinden in Bijlage 2.

Hoewel het eerder genoemde BREF-document (Brinkmann et al., 2016) suggereert dat Duitsland en België (Vlaanderen) gebruik maken van biologische monitoring, lijken cumulatie-effecten in de praktijk niet expliciet te worden meegenomen in vergunningverlening voor lozingen naar water. Vergelijkbaar met de situatie in Nederland, wordt in beide landen wel gekeken naar de bijdrage van de lozing ten opzichte van de reeds in het water aanwezige stoffen. Voor luchtemissies (emissiegrenswaarden) vindt sommatie plaats van stoffen uit dezelfde stofklasse, ook net als in Nederland. In Duitsland is er wel meer differentiatie in stofklassen op basis van de gevaarseigenschappen van stoffen. Zo zijn er drie klassen met carcinogene stoffen.

Duitsland kent daarnaast ook een klasse 'bodemverontreinigende stoffen' en houdt daarmee ook rekening met de mogelijke depositie van bepaalde stoffen. Voor een aantal stoffen, met name metalen zoals lood, heeft Duitsland depositienormen afgeleid. Men stelt dat deze in principe voldoende beschermend zijn voor kinderspeelplaatsen en woongebieden. De Vlaamse vergunningverlening biedt mogelijkheden om depositie van stoffen mee te nemen via de Impactberekening.

In Denemarken zijn er richtlijnen hoe men bij luchtemissies het aspect cumulatie kan meewegen in vergunningverlening. Hiervoor wordt getoetst aan het gewogen gemiddelde van de normen voor de individuele stoffen. Voor water ligt er een uitgewerkte methodologische basis om cumulatie van stoffen mee te nemen (CA-model). In hoeverre dit is geïmplementeerd in het Deense systeem is niet duidelijk. Het BREF-document noemt Denemarken wel als een van de landen waar biologische monitoring van afvalwater plaatsvindt (Brinkmann et al., 2016).

3.6 Samenvatting

Water

In de ABM is aandacht voor 'bedoelde' mengsels bij het vaststellen van de waterbezwaarlijkheid. Hier is ook extra aandacht voor ZZS. Bij de immissietoets geldt voor een klein aantal, gedefinieerde stofgroepen een somnorm-toetsing waardoor in ieder geval een deel van het mengsel

¹⁰ <https://www.risicotoolboxbodem.nl/sanscrit/>

cumulatief wordt beschouwd in de risicobeoordeling. Bij de vergunningverlening water vindt echter geen structurele toetsing van cumulatieve effecten plaats als gevolg van (rest)lozingen van onbedoelde mengsels van ZZS en eventuele andere stoffen.

Verder wordt in de immissietoets rekening gehouden met meerdere potentiële lozers van dezelfde stof en met reeds aanwezige achtergrondconcentraties van dezelfde stof. Bij de afleiding van waterkwaliteitsnormen is via de zogenoemde allocatiefactor aandacht voor meerdere blootstellingsroutes van dezelfde stof. Deze aspecten vallen niet onder onze definitie van cumulatie, maar ze laten wel zien dat er veiligheidsmarges zijn bij de risicobeoordeling/toetsing. In paragraaf 5.3 gaan we verder in op de vraag hoe deze marges zich verhouden tot de onzekerheden rond cumulatie.

Lucht

In de huidige vergunningverlening lucht wordt via de sommatiebepaling rekening gehouden met de gelijktijdige emissies van stoffen naar lucht. ZZS vormen daarbij een aparte stofcategorie met drie afzonderlijke stofklassen. Deze sommatie gebeurt bij de toetsing aan zowel de grensmassastromen als de emissiegrenswaarden. De toetsing aan grensmassastromen verdwijnt in de Omgevingswet. Verder geldt in de Omgevingswet dat de sommatiebepaling voor de emissiegrenswaarde alleen nog per stofklasse geldt, dus niet meer voor de gehele ZZS stofcategorie.

Bij de immissietoets wordt cumulatie niet meegenomen: de geschatte luchtconcentraties op leefniveau worden getoetst aan de MTR's voor de individuele (zuivere) stoffen. Wel geldt -net als bij water- voor een beperkt aantal stofgroepen een somnorm-toetsing waardoor in ieder geval een deel van het mengsel cumulatief wordt beschouwd.

In de immissietoets wordt beperkt rekening gehouden met reeds aanwezige achtergrondconcentraties van dezelfde stof om rekening te houden met de bijdrage aan andere emissiebronnen. De afleiding van luchtnormen voor de leefomgeving kent geen allocatiefactor en houdt geen rekening met meerdere blootstellingsroutes van dezelfde stof, dit –in tegenstelling tot de situatie voor water. Deze aspecten vallen niet onder onze definitie van cumulatie, maar ze geven wel informatie over veiligheidsmarges bij de toetsing van emissies (zie verder 5.3).

Bodem

Via de BBT-bepaling en de ZZS minimalisatie verplichting wordt in algemene zin rekening gehouden met de mogelijke afwenteling van ZZS naar andere milieucompartmenten, bijvoorbeeld van lucht naar bodem. De depositie-route naar bodem wordt echter niet (meer) meegenomen bij de vergunningverlening voor lucht en deze verspreidingsroute heeft vooralsnog ook geen plek gekregen in de Omgevingswet. In de vergunningverlening is er dan ook geen aandacht voor cumulatie effecten in bodem.

Omringende landen

In Duitsland en België (Vlaanderen) worden cumulatie-effecten niet meegenomen in vergunningverlening voor lozingen naar water. Voor de

toetsing van luchtmissies aan emissiegrenswaarden vindt sommatie van stoffen uit dezelfde stofklasse plaats, ook net als in Nederland. In Duitsland is er wel meer differentiatie in stofklassen op basis van de gevaarseigenschappen van stoffen. Duitsland kent ook een stofklasse 'bodemverontreinigende stoffen' die relevant is voor depositie. Duitsland heeft bovendien voor een aantal stoffen, waaronder lood en enkele andere metalen, normen vastgesteld voor de immissie via depositie. Denemarken heeft een methodologische basis om cumulatie van stoffen mee te nemen (CA-model).

4 Andere beleidskaders en onderzoeksprojecten

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk laten we zien wat er op dit moment speelt rond cumulatie in enkele (inter)nationale beleidskaders voor chemische stoffen anders dan de vergunningverlening. Het doel is na te gaan of er in die kaders mogelijk elementen zitten die bruikbaar kunnen zijn om in de toekomst mee te nemen in de vergunningverlening.

Het JRC rapport uit 2014 (Kienzler et al., 2014) geeft een uitgebreid overzicht van de belangrijkste Europese wet- en regelgevingskaders en de mate waarin mengsels in die kaders worden meegenomen. De conclusie is dat er in meerdere kaders een schatting van de risico's van vooral 'bedoelde' mengsels plaatsvindt (Tabel 4 in Kienzler et al., 2014). Het beeld is anders voor 'onbedoelde' mengsels (JRC spreekt in dit verband van 'generated or coincidental' mengsels). Deze komen in veruit de meeste kaders vanwege de in paragraaf 2.1 genoemde redenen in de huidige regelgeving vaak niet aan bod. Kienzler et al. (2014) noemen in hun Tabel 5 een aantal kaders die de mogelijkheid bieden om bekende mengsels met hetzelfde werkingsmechanisme in samenhang te beoordelen, maar in de praktijk blijft dit meestal beperkt tot de bekende groepen van stoffen die eerder zijn genoemd (zie 2.3).

In onderstaande paragrafen gaan we in op enkele kaders en relevante ontwikkelingen binnen die kaders. We stippen ook het RIVM-onderzoek aan dat momenteel loopt naar toxische druk in kwetsbare natuurgebieden.

4.2 Kaderrichtlijn Water (KRW)

De Kaderrichtlijn Water (KRW) is een Europese richtlijn met als doelstelling het realiseren en behouden van chemisch schoon en ecologisch gezond oppervlaktewater en grondwater. Het Nederlandse vergunningssysteem voor waterlozingen is grotendeels geënt op de KRW, en moet bijdragen aan het behalen van de doelen ervan.

De KRW verplicht waterbeheerders om maatregelen te nemen die nodig zijn om de goede waterkwaliteit te borgen, maar de KRW bevat geen concrete handvatten hoe 'aan-de-voorkant' (preventief) om te gaan met de effecten van mengsels van stoffen, bijvoorbeeld bij vergunningverlening (Syberg et al., 2019). De KRW biedt wel mogelijkheden om milieukwaliteitsnormen af te leiden voor groepen van stoffen. Bij de chemische monitoring en toetsing volgens de KRW wordt cumulatie alleen meegenomen voor een klein aantal bekende stofgroepen waarvoor mengselnormen zijn afgeleid. Doordat deze normen ook in de immissietoets worden gebruikt, wordt bij deze groepen preventief aandacht besteed aan mengseleffecten (zie 2.3 en 3.2.2).

Het effect van de cumulatie van stoffen in oppervlaktewater wordt in KRW-verband wel 'aan de achterkant' (retrospectief) meegenomen bij het beoordelen van de ecologische toestand. Daarbij wordt de biodiversiteit in een oppervlaktewater in kaart gebracht en vergeleken met referentie water. Een afwijking van de biodiversiteit wordt gezien als een maat voor het optreden van effecten als gevolg van verschillende factoren, waaronder toxische stoffen. Bij een verlaagde ecologische toestand geldt de verplichting om maatregelen te nemen die de waterkwaliteit herstellen. Om

de beoordeling van (mengsels van) stoffen mogelijk te maken, is er in Nederland de Ecologische Sleutelfactor (ESF) Toxiciteit ontwikkeld¹¹. Met deze ESF is het mogelijk de toxische druk in een waterlichaam te bepalen op basis van de daadwerkelijk gemeten concentraties van stoffen (zie verder 4.5). Primair kan met deze methode zichtbaar worden waar risicobeperkende maatregelen nodig zijn, vanwege de verminderde waterkwaliteit door reeds aanwezige (mengsels van) stoffen. De ESF is echter sinds kort ook inzetbaar voor beoordelingen 'aan-de-voorkant', waarbij geëvalueerd wordt of de lokale situatie al belast is met stoffen (mengsels) en vervolgens of een voorgenomen lozing van een industriële activiteit veilig is. De ESF kan op die manier ingezet worden bij de vergunningverlening. Het toetsen met bioassays vormt een onderdeel van de ESF-methode en dit heeft duidelijke raakvlakken met de in paragraaf 2.4 beschreven TEB/WET aanpak. Zoals eerder genoemd (zie 2.4) zijn er binnen de KRW ook handreikingen ontwikkeld voor effectmetingen (Wernersson et al., 2015). Het gebruik daarvan is tot nu toe vooral gericht op stoffen die met chemisch-analytische methoden moeilijk aantoonbaar zijn op het gewenste niveau.

4.3 REACH

4.3.1 Algemeen

REACH is een Europese verordening die beschrijft waar bedrijven en overheden zich aan moeten houden bij de productie van en handel in chemische stoffen. REACH staat voor: Registratie, Evaluatie, Autorisatie en restrictie van Chemische stoffen.

REACH richt zich op de preventieve risicobeoordeling van afzonderlijke stoffen en als product bedoelde mengsels, maar niet op onbedoelde mengsels. Voor de risicobeoordeling in de verplichte Chemical Safety Assessment (CSA) maakt men gebruik van generieke modellen om de blootstelling van mens en milieu te schatten. Het is niet eenvoudig om hierbij rekening te houden met onbedoelde mengsels, omdat onduidelijk is welke stoffen er in een gebied nog meer geproduceerd en geëmitteerd worden. Het concept van de Mixture Assessment Factor (ook wel: Mixture Allocation Factor) is een voorbeeld hoe in REACH-verband concrete aandacht wordt besteed aan de risico's van onbedoelde mengsels (zie 4.3.2). Daarnaast staat de groepsbenadering steeds meer in de belangstelling binnen REACH. Dit is deels ingegeven door de wens om het REACH-proces te versnellen en om te voorkómen dat maatregelen voor de ene stof leiden tot vervanging met andere, net zo gevaarlijke stoffen (ook wel aangeduid als 'regrettable substitution'). Bijkomend voordeel van de groepsaanpak is dat er zo beter grip komt op de risico's van mengsels.

4.3.2 Mixture Assessment Factor

De *Chemicals Strategy for Sustainability* van de Europese Commissie (2020) besteedt aandacht aan het belang om rekening te houden met blootstelling aan *unintentional mixtures*. Concreet is een van de aanbevelingen: "assess how to best introduce in REACH (a) mixture assessment factor(s) for the chemical safety assessment of substances". Het idee achter de MAF is om bij de risicobeoordeling voor individuele stoffen met een vaste factor op voorhand rekening te houden met later

¹¹ <https://www.stowa.nl/publicaties/ecologische-sleutelfactor-toxiciteit-hoofdrapport-deelrapporten-en-rekentools>

ontstane mengsels. Inmiddels zijn er verkennende studies verricht naar een onderbouwing voor een dergelijke MAF, zie voor een overzicht onder andere Backhaus (2015) en Van Broekhuizen et al. (2016). Recent hebben Rorije et al. (2022) op basis van een zeer groot aantal meetgegevens van stoffen in Europese waterlichamen een schatting gemaakt hoe groot het mengsel-effect is van al die stoffen tezamen op het aquatische ecosysteem en welke factor nodig is om dit effect teniet te doen. De studie toonde aan dat er op ecosysteemniveau daadwerkelijk sprake is van mengselrisico's en dat er dus aanleiding is om het MAF-concept te implementeren als risicomangement aanpak in de fase van de CSA. De studie toonde verder aan dat relatief kleine MAF-waarden (< 10) voldoende zijn om de voorspelde risico's terug te brengen tot een acceptabel niveau, vanwege het eerdergenoemde feit dat op lokale schaal vaak enkele stoffen de mengsels domineren.

In de studie van Rorije et al. (2022) kijken de onderzoekers alleen naar effecten op waterorganismen, dus niet naar mens. Ander EU-onderzoek richt zich op dit moment op de toepassing van een MAF voor de humane risicobeoordeling. Daarnaast baseren Rorije et al. hun MAF schatting op een grote diversiteit van in het water aanwezige stoffen (bestrijdingsmiddelen, geneesmiddelen en industriële chemicaliën). Het gaat derhalve om een veel groter spectrum van stoffen dan die in de vergunningverlening van industriële emissies aan de orde zijn.

Het idee van de Europese Commissie is dat de MAF een plek kan krijgen in de CSA bij de REACH-registratie van een stof. Hiermee kan veilig gebruik, het oogmerk van REACH, worden gewaarborgd ook als er andere stoffen in de maatschappij worden gebruikt (en geëmitteerd). De MAF corrigeert dan voor de gelijktijdige blootstelling van mens en ecosysteem aan andere stoffen.

Of de MAF aanpak daadwerkelijk zal worden geïmplementeerd en in welke vorm is nog onduidelijk, maar het is belangrijk om de mogelijke koppeling met de vergunningverlening te duiden. Een REACH dossier, inclusief CSA, bevat naast informatie over productie en gebruik van een stof, ook gegevens over de gevaren van de stof en de blootstelling van mens en ecosysteem bij de voorgenomen productie en het voorgenomen, normale gebruik. De emissies van de stof naar water, bodem en lucht worden geschat en de berekende blootstellingsconcentraties worden vervolgens afgezet tegen risicogrenswaarden. Aan de voorwaarden van registratie is voldaan wanneer de voorspelde blootstelling lager is dan elk van die grenswaarden en er dus sprake is van veilig gebruik voor zowel mens als milieu. Het doorvoeren van een MAF-waarde zou in theorie moeten leiden tot een verlaging van de emissies, zodanig dat de gezamenlijk aanwezige stoffen de 'veilig gebruik'-grens niet overschrijden.

De CSA binnen REACH is echter een *generieke* risicobeoordeling die geen direct verband heeft met de daadwerkelijke risico's van lokale emissies vanuit inrichtingen op een *specifieke* locatie. Dat is ook niet het oogmerk van REACH. Andere Europese en nationale wet- en regelgeving neemt het op dit punt als het ware over van REACH, zoals de Richtlijn Industriële Emissies (RIE) en de nationale wet- en regelgeving op het gebied van vergunningverlening. De mogelijke toepassing van een MAF in REACH zal daarom *niet* automatisch doorwerken naar de lokale emissiesituatie waar het in de uitvoeringspraktijk van de Nederlandse vergunningverlening om gaat. Daarom verdient het aanbeveling om na te gaan of er een basis is

voor een vertaalslag van een MAF in REACH naar de vergunningverlening en vooral hoe die vertaling eruit kan zien. De data-analyses achter de huidige MAF-studies geven een kwantitatief onderbouwd houvast, tenminste waar het gaat om effecten op het ecosysteem. De vervolgvraag is dan of het zinvol en haalbaar is om een generieke factor te introduceren om zo rekening te houden met gelijktijdige emissies van andere stoffen.

4.4 Gewasbeschermingsmiddelen

4.4.1 Toelatingsbeleid

De risico's van een gewasbeschermingsmiddel worden beoordeeld volgens Europese wetgeving en criteria. Als daaruit blijkt dat het middel effectief is en geen onacceptabele risico's heeft voor mens en milieu, krijgt het middel voor een aantal jaren een 'toelating' in Nederland. Alleen toegelaten middelen mogen worden verkocht en gebruikt. In de toelatingsprocedure worden de risico's van mengsels beoordeeld als er sprake is van een vaststaand ('bedoeld') mengsel van zogenoemde werkzame stoffen in een middel of als een aantal middelen in een tankmix worden toegepast.

De Europese Autoriteit voor voedselveiligheid (EFSA) heeft een methodiek vastgesteld voor het bepalen van cumulatieve effecten bij 'onbedoelde' blootstelling van de consument aan meerdere bestrijdingsmiddelen via het voedsel. Deze methodiek is gebaseerd op zogenoemde 'cumulatieve assessment groepen' (CAGs). Een dergelijke CAG bestaat uit stoffen die naar verwachting vergelijkbare toxicologische effecten veroorzaken bij de mens. Men kan de blootstelling berekenen van de bestrijdingsmiddelen die behoren tot een CAG. Vervolgens is een inschatting mogelijk van de risico's van de CAG en de bijbehorende onzekerheden¹² ¹³. Toelatende instanties kunnen voor dit doel het door het RIVM en Wageningen Research ontwikkelde Monte Carlo Risk Assessment (MCRA) model gebruiken.¹⁴ Behalve voor de blootstelling aan een enkele stof via het voedsel kan MCRA ook gebruikt worden om de blootstelling aan meerdere stoffen tegelijk (cumulatieve blootstelling) te berekenen. Daarnaast kan MCRA berekenen wat de meest voorkomende combinaties van stoffen zijn, waaraan een leeftijds- of een bevolkingsgroep kan worden blootgesteld. Ook is MCRA inzetbaar voor het berekenen van blootstelling via meerdere routes, zoals via voedsel, inhalatie en/of huidcontact.

4.4.2 Onderzoek

Oppervlaktewater

De Nationale Milieu Indicator (NMI) is ontwikkeld voor het volgen van trends in de milieurisico's van gewasbeschermingsmiddelen op nationale schaal (zie ook Verschoor et al., 2019). Het NMI-model schat de milieubelasting op basis van gebruik (hoeveelheden, soort toepassing en restricties), geografische informatie, emissiefactoren, stofeigenschappen en normen. Het NMI-model houdt per teelt rekening met het gebruik van verschillende gewasbeschermingsmiddelen en de wijze van toediening. De NMI drukt de milieubelasting uit in milieu indicator punten (MIP). De chronische blootstelling van het oppervlaktewater wordt berekend als de (maximum) tijdgewogen gemiddelde concentratie over een periode van 14 dagen. De NMI kan de totale milieubelasting van oppervlaktewater en

¹² <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2903/j.efsa.2020.6087>

¹³ <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2903/j.efsa.2020.6088>

¹⁴ https://ec.europa.eu/food/system/files/2021-03/pesticides_mrl_cum-risk-ass_action-plan.pdf

grondwater in beeld brengen (uitgedrukt in MIP), veroorzaakt door het mengsel aan toegepaste stoffen per teelt.

Uit onderzoek blijkt dat in milieumonsters vaak maar een relatief klein aantal stoffen samen de mengseltoxiciteit voor het grootste deel bepalen in water (zie ook 2.2). Welke stoffen dit zijn verschilt echter van geval tot geval, afhankelijk van het schaalniveau waarop wordt gekeken (lokaal per teelt, regionaal of nationaal). Met behulp van het bovengenoemde NMI-model wordt duidelijk welke teelten voor de meeste milieubelasting van het water zorgen. Als het lukt om, gericht op een gekozen schaalniveau, die stoffen aan te pakken die de (mengsel)toxiciteit vooral blijken te bepalen, is het misschien niet nodig om bij de toelating een cumulatie-correctie (analoog aan MAF) toe te passen op alle stoffen of in alle gebieden of voor alle teelten (Wezenbeek en Posthuma, 2020).

Er zou nader verkend kunnen worden of deze denklijn van een koppeling tussen toelatingsbeleid en te verwachten mengsel-effecten op verschillende schaalniveaus ook bruikbaar is voor de ontwikkeling van een gebiedsgerichte aanpak bij de vergunningverlening, waarin cumulatie wordt meegenomen.

Voedsel

EFSA richt zich niet alleen op de aanpak van mengsels van bestrijdingsmiddelen, maar sinds kort ook op de vraag hoe mengsels van voedseladditieven of milieucontaminanten in te schatten. Eind 2021 is hierover een wetenschappelijke richtsnoer gepubliceerd die ook gebaseerd is op een CAG-aanpak. De richtsnoer gaat onder meer in op het adequaat indelen van stoffen in CAGs waarbij mechanistische informatie over de toxiciteit van een stof als een belangrijk criterium geldt. Verder geeft de richtsnoer handvatten om stoffen binnen een groep te prioriteren. Zo kunnen stoffen met een lage prioriteit worden geïdentificeerd en daarmee kan het aantal relevante stoffen in een groep worden verkleind. Dit vergemakkelijkt de verdere risicobeoordelingen. Er is een aantal casestudies uitgewerkt om de praktische toepassing van de methodiek te illustreren, inclusief een aantal aanbevelingen voor toekomstig werk.¹⁵ Om deze methoden toe te gaan passen in 'alle' EFSA vraagstukken, heeft de organisatie aan RIVM de opdracht gegeven aan om een 'Roadmap for the Assessment of the Risk of Chemicals' (RACEMiC) op te stellen voor de periode 2022-2030¹⁶. Een consortium van RIVM, Wageningen Research en andere partijen gaat dit nader vormgeven.

4.5 Onderzoek Toxische druk

Soortengevoeligheidsverdelingen of *Species Sensitivity Distributions* (SSD's) kunnen worden gebruikt om risico's voor het ecosysteem te beoordelen. Met ecotoxiciteitstesten wordt bepaald bij welke milieuconcentratie verschillende organismen een effect gaan ondervinden van een stof. De SSD per stof geeft de statistische beschrijving van de verdeling van gevoeligheden tussen soorten, en daarmee wordt zichtbaar welk percentage van de soorten in een ecosysteem last heeft van een bepaalde concentratie van een stof; dit wordt ook wel de 'toxische druk'

¹⁵ <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2021.7033>

¹⁶ <https://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/2021-10/2.3-update-spido.pdf>

genoemd. Bij een milieuconcentratie kan een toxische druk worden afgelezen, en uitgedrukt als PAF: een Potentieel Aangetaste Fractie van de soorten. Deze methode kan ook worden toegepast op mengsels, een maat voor de mengeltoxiciteit is de msPAF, de 'meer-stoffen' PAF. Dit geeft dus aan hoeveel soorten in een ecosysteem last hebben van een bepaald mengsel aan stoffen.

Met behulp van empirisch onderzoek is aangetoond dat er een relatie is tussen de berekende toxische druk door mengsels en het waargenomen verlies van aquatische macrofaunasoorten in Nederlandse watersystemen (Posthuma et al., 2016). Bovendien blijkt er een verband te zijn tussen toxische druk en de mate waarin water ecosystemen belemmerd zijn in het handhaven van- of herstellen naar een goede ecologische toestand (Posthuma et al., 2020). Net als het onderzoek van Rorije et al. (2022) richten deze studies zich niet enkel op industriële emissies, andere stoffen en diffuse bronnen spelen ook een rol. Met de ESF-methode kan echter wel worden achterhaald welke stoffen en stofgroepen het meeste bijdragen en dit geeft handvatten voor een brongerichte aanpak. Posthuma et al. (2016) geven hiervan enkele voorbeelden.

Momenteel loopt binnen het RIVM een project dat zich richt op het meten van toxische druk in kwetsbare natuurgebieden. Ook hier staat de bovengenoemde msPAF-methode centraal. Het Toxische druk project richt zich niet op de vraag *hoe* de stoffen in natuurgebieden terechtkomen en ook niet welke preventieve aanpak nodig is om dit te voorkomen. Voor bodem (en dus ook vegetatie) is het logisch dat depositie een belangrijke verspreidingsroute is voor de aangetroffen stoffen. Hier gaat meteen een mogelijke koppeling met de huidige vergunningverleningspraktijk mank, omdat depositie daar niet wordt meegenomen (zie 3.4).

Wel is het mogelijk om met de msPAF methode uit te rekenen wat het combinatie-effect is van de te lozen stoffen in het ontvangende waterlichaam. De achtergrondconcentraties van de te lozen stoffen worden meegenomen in de immisietoets water (zie 3.2.2) dus het lokale beeld van de blootstellingsconcentraties is meer dan louter het additionele vanuit de lozing. Het zo verkregen beeld is waardevol, maar blijft natuurlijk slechts een deel van de totale toxische druk in het betreffende water. Het ecosysteem wordt immers tegelijk ook blootgesteld aan andere stoffen die buiten de vergunning vallen, zoals bestrijdingsmiddelen en geneesmiddelen. Hier zit ook een duidelijke/directe koppeling met de mogelijkheden van de eerder beschreven ESF-methode, waarin wordt gekeken naar het totale watermonster.

4.6 Verwaarloosbaar risiconiveau

Het Maximaal Toelaatbare Risiconiveau (MTR) is een risicogrens die nog steeds een belangrijke rol speelt in het Nederlandse milieubeleid voor lucht en bodem. Het 'bijbehorende' Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR) is al langere tijd minder bepalend dan in de vorige eeuw (Smit, 2011). Het VR was echter wel een risicogrens die het mogelijk maakte om op pragmatische/generieke wijze de risico's van gelijktijdige aanwezigheid van meerdere stoffen te beoordelen. Bij de afleiding van het VR werd namelijk een vaste factor van 100 gebruikt, onder andere om rekening te houden met eventuele mengseltoxiciteit.

Het VR vormde de basis van de Nederlandse streefwaarde¹⁷. De streefwaarde ondersteunde als instrument een aantal uitgangspunten van het beleid en was een toetsbare maat voor het bereiken van beleidsdoelen. De streefwaarde was ook van belang voor andere aspecten dan alleen de bescherming tegen mengseltoxiciteit (zie boven). De waarde werd ook ingezet bij beleid dat bedoeld was om bescherming te bieden tegen de blootstelling via meerdere routes (geaggregeerde blootstelling) en gebruikt bij beleidsvorming voor het uifaseren van ongewenste stoffen.

Het VR en de streefwaarde vormen geen onderdeel meer van het milieubeleid. Reden is onder meer het feit dat er geen equivalent voor bestaat in internationale kaders als KRW en REACH, waardoor de nationale koppeling met die kaders mank gaat. Verder is de waarde van het VR en de streefwaarde niet nul (maar MTR/100) en dit sluit niet aan bij het einddoel van de minimalisatieverplichting voor ZZS (nulemissie).

4.7 **Samenvatting**

Kienzler et al. (2014) maakten een uitgebreid overzicht van de belangrijkste Europese wet- en regelgevingskaders en de mate waarin mengsels in die kaders worden meegenomen. De conclusie is dat er in meerdere kaders een schatting van de risico's van 'bedoelde' mengsels plaatsvindt. 'Onbedoelde' mengsels komen in veruit de meeste kaders niet of zeer beperkt aan bod. Er zijn ontwikkelingen om concreter aandacht te besteden aan het omgaan met onbedoelde mengsels waarbij de aandacht vooral uit gaat naar de effecten op het ecosysteem. Hierbij is onderscheid te maken is tussen kaders die zich richten op de preventieve beoordeling (i.c. REACH met de MAF en de groepsaanpak) en op de retrospectieve beoordelingen (i.c. KRW met groepsaanpak). De ESF biedt met de msPAF methodiek in combinatie met bioassays mogelijkheden voor de brongerichte beoordeling van mengsels in oppervlaktewater.

Het verwaarloosbaar risiconiveau was een risicogrens in het Nederlandse milieubeleid die op pragmatische/generieke wijze de gelijktijdige aanwezigheid meenam van meerdere stoffen en verschillende emissiebronnen. Bij de afleiding ervan werd een vaste factor van 100 gebruikt, onder andere om rekening te houden met eventuele mengseltoxiciteit.

Onderzoek in het kader van gewasbeschermingsmiddelen biedt een mogelijk denkmodel voor een 'ZZS gebiedsaanpak' (zie 5.4). Ook het lopende onderzoeksproject 'Toxische druk in kwetsbare natuurgebieden' biedt mogelijk aanknopingspunten om met cumulatieve rekening te houden bij de vergunningverlening. Benadrukt wordt dat dit project zich niet primair richt op een preventieve benadering, zoals vergunningverlening. Daarnaast is de focus van het project alleen op milieu (ecosysteem). De gehanteerde msPAF methodiek biedt echter mogelijkheden voor de beoordeling van mengsels bij de vergunningverlening water.

¹⁷ Niet te verwarren met de Europese streefwaarden voor luchtkwaliteit, deze zijn in de Nederlandse wet milieubeheer opgenomen als richtwaarden. Zie voor meer uitleg ook De Jong en Janssen (2010).

5 Opties voor meenemen cumulatie in vergunningverlening

5.1 De huidige praktijk

De huidige vergunningverlening houdt zeer beperkt rekening met de risico's van gelijktijdige blootstelling van mens en milieu aan chemische stoffen. Bij lucht wordt door middel van de sommatie-bepaling bij de emissietoets rekening gehouden met de gecombineerde vracht of emissieconcentratie van verschillende ZZS. Op deze manier wordt de emissie van het onbedoelde mengsel gelimiteerd en het achterliggende idee is dat dit de kans op cumulatie effecten verkleint.

Bij de vergunningverlening voor water vindt geen mengselbeoordeling plaats, tenzij een bedoeld mengsel wordt toegepast in de vorm van een preparaat of product. Dit kan leiden tot een andere waterbezwaarlijkheid en dit heeft invloed op de inspanning die van de lozer mag worden verwacht om de lozing te voorkomen of te verminderen.

De immissietoetsen voor lucht en oppervlaktewater houden bij een beperkt aantal specifieke stofgroepen rekening met de aanwezigheid van mengsels. Dit geldt voor bekende stofgroepen, zoals dioxines en dioxine-achtige PCB's, PAK's en PFAS. Deze stofgroepen hebben met elkaar gemeen dat ze bestaan uit chemisch-verwante verbindingen die eenzelfde werkingsmechanisme hebben en waarvoor de effecten van het mengsel kunnen worden verklaard op basis van kennis over de relatieve toxiciteit ten opzichte van een markerstof.

Iets soortgelijks geldt voor de toetsing van drinkwaterkwaliteit. Een klein aantal drinkwaterrichtwaarden heeft betrekking op combinaties van verwante stoffen en in het specifieke geval van melamine wordt rekening gehouden met de synergistische werking van cyanuurzuur.

Kijkend naar cumulatie in een bredere zin dan in dit rapport wordt gebruikt, valt op dat bij de vergunningverlening voor lucht geen rekening wordt gehouden met depositie naar bodem en/of water. En bij de toetsing van lozingen naar oppervlaktewater hanteert men een vaste marge van 10% om rekening te houden met huidige of toekomstige lozingen van dezelfde stof door andere bedrijven en de gezondheidskundige normen voor oppervlaktewater en drinkwater houden via een allocatiefactor van 20% rekening met het feit dat mensen via andere routes aan een stof kunnen worden blootgesteld (geaggregeerde blootstelling). Beide aspecten zitten niet in de methodiek voor lucht.

Op basis van wetenschappelijke kennis, ervaringen in wettelijke kaders en de praktijk in andere landen, bespreekt paragraaf 5.2 hieronder een aantal opties om cumulatie mee te nemen bij de vergunningverlening. Daarbij is het van belang na te gaan in hoeverre die opties daadwerkelijk bijdragen aan het verkleinen van de gezondheidsrisico's van omwonenden en de milieurisico's voor het ecosysteem. Uit de praktijk van de vergunningverlening voor lucht weten we bijvoorbeeld dat de berekende immissieconcentraties voor individuele stoffen zelden of nooit hoger zijn dan 10% van het MTR. Voor water lijkt de situatie vergelijkbaar: in de immissietoets mag de waterconcentratie aan de rand van de mengzone niet meer zijn dan 10% van de kwaliteitseis voor oppervlaktewater. Door

verdere menging is verderop in het watersysteem de concentratie meestal slechts 0,1-1% van die norm (informatie RWS). Is het dan zinvol om een extra factor te introduceren om rekening te houden met mengseltoxiciteit, of moeten we naar andere aspecten kijken? Voordat we in paragraaf 5.3 hier verder op ingaan, bespreken we een aantal opties om in de vergunningverlening rekening te houden met cumulatie.

5.2 Opties om cumulatie mee te nemen

Uit de vorige hoofdstukken is een aantal aanknopingspunten te benoemen waarmee de risicobeoordeling van cumulatie van stoffen een plek zou *kunnen* krijgen in de vergunningverlening.

We bespreken hieronder de verschillende opties in vier clusters, geordend van generiek naar specifiek en oplopend in complexiteit: 1) vaste factor, 2) groeperen van stoffen of stofklassen, 3) gebruik van rekenmodellen voor een case-by-case risicoberekening en 4) aanvullende concentratie- en/of effectmetingen. Ook stippen we per cluster de belangrijkste voor- en nadelen aan. We stellen met nadruk dat onderstaande geen uitputtende analyse is, maar een eerste inventarisatie van opties die in een volgende fase verder kunnen worden uitgewerkt. Een overzicht van deze opties is weergegeven in Tabel 1.

Tabel 1 Opties om cumulatie mee te nemen bij vergunningverlening (nadere uitleg: zie tekst).

Compartiment	Vaste factor	Groeperen	Rekenmodellen	Effectmetingen
water				
emissie		Identificatie nieuwe groepen van stoffen (inclusief ZZS) voor ABM Equivalent sommatie bepaling introduceren in ABM		
immissie	Generieke mengsel factor (MAF-analoog)	Som-toetsing voor nieuw te identificeren groepen van stoffen (inclusief ZZS)	CA-model/ msPAF (ESF)**	Invoering TEB/ESF (bioassays)*

Compartiment	Vaste factor	Groeperen	Rekenmodellen	Effectmetingen
lucht				
emissie		Sommatie bepaling verfijnen (identificatie nieuwe stofgroepen, indeling (nieuwe) stofklassen met aangepaste emissiegrenswaarden		
immissie	Generieke mengsel factor (MAF-analoog)	Som-toetsing voor nieuw te identificeren groepen van stoffen (inclusief ZZS)		

* = beperkt aantal bioassays mens

** = alleen ecosysteem

5.2.1 *Vaste factor*

De invoering van een vaste factor is te overwegen voor alle stoffen, ongeacht het werkingsmechanisme en sluit aan op de voorstellen voor een MAF onder REACH. Het idee achter een generieke, vaste factor sluit ook aan bij het verwaarloosbaar risiconiveau en de daarbij behorende streefwaarde uit het vroegere Nederlandse milieubeleid. Deze spelen echter geen rol meer in het huidige milieubeleid.

De wetenschappelijke onderbouwing voor zo'n factor komt vooralsnog vanuit de ecotoxicologische risicobeoordeling voor het waterecosysteem, maar het concept is ook te vertalen naar gezondheidsrisico's voor de mens en naar het compartiment lucht. Er zijn verschillende varianten denkbaar: toepassen van een vaste factor bij de normafleiding, aanpassen van de gebruikruimte per stof, waardoor bij een immissietoets de geschatte concentratie ten hoogste een bepaald percentage van de norm mag 'opvullen' of het toepassen van een vaste factor op het risicoquotiënt. De varianten komen numeriek allemaal op hetzelfde neer, maar het verschil wordt gedefinieerd door de 'plaats' in het regulatoire proces waar ze worden toegepast.

Bij het nadenken over een vaste factor is de eerste vraag: hoe groot moet de factor zijn om het gewenste risico af te dekken en moet zo'n factor altijd en overal worden toegepast. Het onderzoek van Rorije et al. (2022) lijkt er voor ecotoxicologische waterkwaliteit op te wijzen dat de factor relatief klein (< 10) kan zijn, om toch een grote vooruitgang in de waterkwaliteit te bewerkstelligen. Dit klopt met inzichten dat mengseleffecten op het ecosysteem vaak zijn toe te schrijven aan een relatief beperkt aantal stoffen (o.a. Posthuma et al. (2016); Backhaus en Karlsson (2014)). Met het oog op gezondheidskundige effecten pleit Ruden (2019) ervoor dat een individuele stof maximaal 10% van de acceptabele blootstelling mag 'opvullen'. De vraag of een factor overal en altijd en voor alle stoffen moet gelden heeft te maken met inzicht in hoeverre mengselproblematiek locatie specifiek is, of niet. Voor oppervlaktewater is daarover meer bekend dan voor lucht, omdat er voor water veel meer meetgegevens zijn. Paragraaf 5.4 gaat verder in op een mogelijke gebiedsgerichte prioritering van ZZS. Verder moet worden nagedacht waar in het proces een correctie zou moeten plaatsvinden. Een factor toepassen in de normafleiding betekent dat in alle gevallen een striktere norm geldt, ongeacht de situatie en ongeacht het belang van de desbetreffende stof in een mengsel. De norm is dan niet meer bruikbaar voor het inschatten van de risico's van een individuele stof.

5.2.2 *Groeperen van stoffen en/of stofklassen*

Men zou kunnen nadenken of er, naast de bekende stofgroepen waarvoor cumulatie nu al wordt meegenomen, nog meer indelingen te maken zijn op basis van chemische structuur, biologische werking of functie. Dit sluit aan bij het onderzoek van EFSA, dat is gericht op het in kaart brengen van groepen gewasbeschermingsmiddelen waarvoor een mengselbenadering nodig is, omdat ze samen voorkomen en eenzelfde soort effect veroorzaken (CAG-aanpak). Je zou bijvoorbeeld kunnen denken aan het optellen van de concentraties van mutagene of hormoonverstorende stoffen en die in een immissietoets vergelijken met de norm voor de meest kritische component.

De ZZS similarity tool (zie <https://rvs.rivm.nl/onderwerpen/Zeer-Zorgwekkende-Stoffen/ZZS-Similarity-Tool>) is een voorbeeld van een instrument om die stoffen in een mengsel waarvan het toxicologisch profiel nog erg smal is, op basis van hun chemische structuur te screenen op mogelijke ZZS-eigenschappen. Wanneer er ZZS-gelijkenis is, dan kunnen deze stoffen als zodanig een plek krijgen in de emissie- en immissietoetsen voor water en lucht. Deze stoffen zouden anders buiten beeld blijven en niet meegenomen worden bij de sommatiebepaling of ABM. De tool kan ook ZZS en andere stoffen gericht indelen in groepen. Dit biedt mogelijkheden om de bestaande som-toetsing uit te breiden. Op deze manieren wordt tenminste een deel van het te lozen mengsel nauwkeuriger beoordeeld.

Specifiek voor lucht zou een benadering kunnen zijn om te kijken naar een andere indeling van de stofklassen met bijbehorende, aangepaste emissiegrenswaarden. Is het bijvoorbeeld zinvol om – in navolging van Duitsland- de stofcategorie ZZS verder op te splitsen op basis van gevaarseigenschappen (PBT, CMR, etc.)? Nu is er enkel onderscheid tussen ZZS-stofklassen ERS, MVP1 en MVP2, waarbij in feite alleen de ERS stofklasse een toxicologische onderbouwing heeft die verder gaat dan alleen de ZZS-status. Met een andere stofklasse-indeling en andere emissiegrenswaarden zou ook de sommatiebepaling wijzigen waardoor cumulatie-effecten van specifiekere zorgstoffen nauwkeuriger worden meegenomen. Het is vooralsnog lastig te duiden wat een dergelijke aanpak in de praktijk betekent.

Potentiële ZZS (pZZS) zijn stoffen die mogelijk voldoen aan de ZZS criteria, maar nog niet als ZZS zijn geïdentificeerd (zie: <https://rvs.rivm.nl/onderwerpen/Zeer-Zorgwekkende-Stoffen/Potentiele-ZZS>). Het bevoegd gezag kan een bedrijf dat een vergunning aanvraagt, om nader onderzoek vragen als dit bedrijf een pZZS uitstoot. Zo kunnen bedrijven en vergunningverleners de emissie van pZZS uit voorzorg beperken. Redenerend langs die lijn zouden pZZS een plek kunnen/moeten krijgen in de (nieuwe) indeling van de ZZS stofcategorie en op die manier worden meegenomen in de sommatiebepaling, etc.

Voor de vergunningverlening voor lozingen naar water zou kunnen worden nagegaan of er een parallel mogelijk is met de emissietoets lucht: een sommatie van ZZS.

5.2.3 *Gebruik van rekenmodellen*

Naarmate er meer bekend is over de samenstelling van een mengsel, zouden de gezondheids- en milieurisico's van cumulatie preciezer kunnen worden ingeschat met behulp van rekenmodellen. Dit lijkt wel een haalbare optie als het gaat om ecotoxicologische risico's, omdat er wetenschappelijke consensus is dat het CA-model kan worden gebruikt. In de praktijk zou zo'n benadering kunnen beginnen met het optellen van risicoquotiënten (Backhaus et al., 2010). In de immissietoets voor water wordt nu per stof de voorspelde concentratie in het milieu vergeleken met de norm. Als voor een individuele stof de ratio tussen die twee kleiner is dan 1, is het risico van die stof acceptabel. Als de opgetelde ratio's van de afzonderlijke stoffen samen groter zijn dan 1 duidt dit op een mogelijk onacceptabel mengseleffect en volgt een verdere evaluatie, bijvoorbeeld met behulp van een msPAF berekening en/of door eerst te kijken naar de

eventuele verschillen in verblijftijd in het water. Dit sluit aan bij de methodiek voor de toelating van biociden, waar voor bedoelde mengsels eerst de PEC/PNEC-ratio's van de afzonderlijke stoffen worden opgeteld. Als daaruit een onacceptabel risico blijkt, kan het uiteindelijk nodig zijn om het desbetreffende mengsel in de praktijk te testen (ECHA, 2017).

Zoals eerder aangegeven (zie 2.2), is het voor gezondheidkundige risicobeoordeling veel lastiger om een mengselberekening te doen, omdat dit alleen mogelijk is voor stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme en/of eenzelfde biologisch effect. Het grote aantal verschillende aangrijpingspunten in het lichaam en de invloed van de blootstellingsroute op het effect, zorgen ervoor dat deze optie niet breed toepasbaar lijkt voor een gezondheidkundige risicobeoordeling.

5.2.4 *Aanvullende concentratie en/of effectmetingen*

In plaats van een generieke factor, groeperen van stoffen of risicoberekening, zou ook kunnen worden gedacht aan het in kaart brengen van de actuele situatie wat betreft blootstelling en effecten. Dit kan uiteraard alleen voor bestaande emissies en lozingen, maar zou voor nieuwe gevallen als onderzoeksverplichting in de vergunning kunnen worden opgenomen.

Ook hier geldt dat de mogelijkheden vooral op het gebied van milieueffecten liggen. Het idee van biologische effecttesten voor de waterkwaliteitsbeoordeling is de afgelopen jaren weer nieuw leven ingeblazen in het kader van de ESF en inmiddels is er een uitgebreide set aan bioassays en beoordelingscriteria beschikbaar. Er zou kunnen worden onderzocht hoe de kennis en ervaring die is opgedaan met de ESF zou kunnen worden benut bij de evaluatie en aanpak van industriële puntbronnen. Biologische effectbeoordeling is met name geschikt voor het beoordelen van acute effecten en voor het aantonen van de aanwezigheid van bepaalde stofgroepen. Vooralsnog zijn de mogelijkheden voor het inschatten van lange termijn risico's beperkt. Daar staat tegenover dat ze op een relatief snelle en goedkope manier een eerste indruk geven van de milieukwaliteit van een monster en daarmee een feitelijke, actuele beoordeling geven van mogelijke risico's. In combinatie met een msPAF beoordeling zou zo'n waarschuwingssysteem het bevoegd gezag kunnen helpen om snel voorzorgsmaatregelen te treffen en vervolgens via een verdere stof- en brongerichte analyse de oorzaak aan te pakken.

Een aantal van de bioassays uit de ESF is zeker relevant voor gezondheidkundige effecten. Dat geldt met name voor de testen die zijn gericht op het oppikken van hormoonverstorende stoffen, stoffen met een dioxine-achtige werking. De relevantie van de methodiek voor blootstelling van mensen via de lucht is vooralsnog zeer beperkt.

5.2.5 *Depositie*

Depositie staat wat verder af van de scope van dit onderzoek, maar is relevant bij het voorkómen van cumulatieve effecten in het compartiment bodem en oppervlaktewater. Men kan simpelweg stellen: hoe minder depositie van individuele ZZS, des te geringer de kans op mogelijke cumulatieve effecten van meerdere ZZS. In de voorgaande hoofdstukken zijn mogelijkheden genoemd om depositie nadrukkelijker mee te nemen bij de vergunningverlening, ook in de Omgevingswet waar deze route

vooral nog ontbreekt. Dit kan bijvoorbeeld door het definiëren van een stofklasse 'bodemverontreinigende stoffen' bij het beoordelen van luchtemissies (Duits model), in combinatie met een specifieke emissiegrenswaarde voor die klasse. Het gebruik van immissie depositienormen, zoals genoemd in de Duitse TA Luft (2021), voor onder meer lood zou ook nader kunnen worden verkend voor toepassing binnen de vergunningverlening in Nederland. Verder zijn er diverse rekenkundige aanknopingspunten om te bepalen hoe groot de depositie is van een stof en het mengsel. Zie verder Hoofdstuk 6 Conclusies en aanbevelingen.

5.3 Wat is de meerwaarde van het meenemen van cumulatie

Zoals hierboven is beschreven zijn er diverse methodologische opties om cumulatie mee te nemen bij de vergunningverlening voor lucht en oppervlaktewater. Tegelijkertijd komt er bij vergunningverlening steeds meer informatie beschikbaar over de samenstelling van mengsels, mede door de systematische uitvraag van ZZS-emissies en de daaraan gekoppelde trajecten voor het bezien en herzien van vergunningen. Dat tezamen lijkt een goede basis om inderdaad meer met cumulatie te doen dan nu het geval is. Cruciaal is echter de vraag welke meerwaarde het inbouwen van de beoordeling van cumulatie-effecten bij vergunningverlening gaat opleveren ten opzichte van de huidige situatie. Anders gezegd, richten we onze pijlen op het juiste doel?

Punten/vragen die hierbij spelen zijn (zie ook Hoofdstuk 1):

- Hoe verhouden de onzekerheden rond cumulatie zich tot onzekerheden en standaard-aanname elders in de risicoanalyse bij de vergunningverlening? Hierbij denken we bijvoorbeeld aan de veiligheidsfactoren in de normafleiding en de veiligheidsmarges die al zitten ingebouwd in de immissietoets voor oppervlaktewater en drinkwaterinnamepunten. Als er voor individuele stoffen een ruime marge zit tussen de immissieconcentratie en de norm, is het dan nog nodig om een extra veiligheidsfactor in te bouwen? Aan de andere kant ligt er ook onderzoek waaruit blijkt dat de toxische druk wel degelijk effecten op het ecosysteem veroorzaakt. De vraag is alleen of dit kan worden toegeschreven aan industriële lozingen of aan andere emissies.
We constateren wel dat er inconsistenties zitten tussen de risicobeoordeling voor lucht en voor water. Zo houdt de immissietoets voor water rekening met de huidige en toekomstige blootstelling aan dezelfde stof vanuit andere industriële bronnen en houden de normen voor oppervlaktewater en drinkwater ook rekening met de blootstelling van mensen via andere routes. Beide aspecten worden niet meegenomen bij de beoordeling van luchtemissies. Een ander opvallend verschil dat nog niet is genoemd, is dat voor genotoxisch carcinogene stoffen het beschermingsniveau van het MTR lucht verschilt van dat van de normen voor water en drinkwater. Waar de MKN voor water en de drinkwaterrichtwaarde zijn gebaseerd op een additioneel kankerrisico van 1 op miljoen, rekent het MTR lucht met een 100 keer minder streng toelaatbaar risiconiveau van 1 op 10.000.
- Het aantal stoffen dat een mengseffect veroorzaakt blijkt in de praktijk relatief gering te zijn, in ieder geval voor wat betreft de milieueffecten. Vanzelfsprekend kan de aard van deze 'bepalende'

stoffen verschillen. Is met de huidige aanpak, die is gericht op de risicobeheersing van individuele stoffen en een aantal kenmerkende stofgroepen, de kans op aanvullende risico's van het te lozen mengsel niet relatief klein en gaat het niet meer om de reeds aanwezige stoffen uit andere dan industriële bronnen?

- Ontstaat het echte mengselprobleem niet pas in het milieu wanneer 'alle' stoffen, dus ook andere microverontreinigingen, bij elkaar komen? Wat is het aandeel van de vergunde stoffen op het totaal van aanwezige stoffen en vraagt dit niet eerst om een prioritering voordat een generieke aanpak kan worden toegepast? Wat is het handelingsperspectief als je de achtergrondconcentraties van dezelfde, maar ook andere stoffen dan die in de vergunningaanvraag, meeweegt in een cumulatieve aanpak?
- In aanvulling daarop, levert het invoeren van een correctie voor cumulatie een substantiële bijdrage aan het verminderen van de gezondheids- en milieurisico's als gevolg van luchtmissies, mede in het licht van bovengenoemde inconsistenties? Stel dat we een manier vinden om in de vergunningverlening voor lucht rekening te houden met de mengselrisico's van ZZS en andere stoffen, hoe verhoudt de gezondheids- en milieuwinst die dat oplevert zich tot de risico's die het gevolg zijn van de aanwezigheid van andere industriële bronnen of reeds aanwezige vervuiling? Zit het probleem in de mengsels of zijn er andere hiaten?
- Voor ZZS geldt de minimalisatie verplichting, dat wil zeggen streven naar nul-emissies. Het nieuw introduceren van cumulatie-modules, ook voor ZZS, bij de vergunningverlening kan daarmee een verkeerd beeld opwekken. De druk vanuit de overheid zou er primair op gericht moeten zijn dat bedrijven grote(re) inspanningen leveren om de emissies van individuele ZZS naar de leefomgeving te beperken. Des te geringer zullen de mogelijke cumulatieve effecten van ZZS zijn voor mens en milieu.
- Men kan ook eenvoudig en pragmatisch stellen dat - ondanks bovenstaande punten- alles wat mogelijk is moet worden gedaan om cumulatie-effecten van industriële emissies en lozingen op voorhand uit te sluiten. Tenslotte worden lang niet alle stoffen meegenomen in een vergunning en hoewel we steeds meer weten over de geëmitteerde stoffen en hun werkingsmechanismen, blijven er voor een aanzienlijk deel van de stoffen onzekerheden bestaan. Dit geldt bijvoorbeeld voor omzettingsproducten, UVCB's, polymeren en andere stofgroepen waarvoor in de regel weinig gegevens beschikbaar en/of de effecten op mens en milieu zeer moeilijk zijn te voorspellen.

Op basis van bovenstaande discussiepunten bevelen we aan om een onzekerheids- en/of gevoeligheidsanalyse uit te voeren om te kijken hoe zinvol het is om cumulatie al mee te nemen bij de vergunningverlening. En zo ja, voor welke onderdelen van de vergunningverlening zal dit de meeste meerwaarde hebben? De verdere uitwerking van deze evaluatie zal plaatsvinden in het fase 2-onderzoek. Het is belangrijk dat dit gebeurt in nauwe samenwerking met betrokken uitvoerende partijen. De uitkomst van een dergelijke analyse is op dit moment ongewis, maar het lijkt al duidelijk dat op de langere termijn een meer systeem- of gebiedsgerichte aanpak nodig is. De volgende paragraaf geeft hiervoor enkele ideeën.

5.4 Lange termijn

In deze paragraaf beschrijven we kort enkele onderzoeksrichtingen die een langere termijn aanpak vragen. Ook hiervoor geldt dat de nadere uitwerking in fase 2 zal gebeuren. In het kort zijn er twee richtingen die uiteindelijk gezamenlijk kunnen resulteren in een zinvolle aanpak van cumulatie van stoffen en gerelateerde effecten op het milieu en volksgezondheid.

De eerste onderzoeksrichting beschrijft het inzichtelijk maken waar stoffen en mengsels terecht komen en hoe de stoffen samen komen in de verschillende milieucompartimenten of de mens. De tweede onderzoeksrichting zou zich moeten richten op een (pragmatisch) wetenschappelijke benadering van cumulatie-effecten. Deze twee onderzoeksrichtingen zijn niet volledig los van elkaar te zien. Immers, een beleidskeuze of een wetenschappelijke onderbouwde selectie voor het groeperen van stoffen, kan invloed hebben op hoe men de verspreiding van dergelijke stoffen in kaart wilt brengen. We beschrijven hieronder enkele concrete aanknopingspunten voor dergelijke onderzoeksrichtingen. De focus hierbij ligt bij de gezondheidsrisico's voor de mens.

5.4.1 ZZS Gebiedsaanpak naar analogie SLA

Een gebiedsaanpak voor ZZS zou tot een beter inzicht leiden over hoe en waar ZZS zich door emissies verspreiden over regio's in Nederland. Deze onderzoekslijn is gebaseerd op een analogie met het Schone Lucht Akkoord (SLA).

Het doel van het SLA is om gezamenlijk de luchtkwaliteit in Nederland permanent te verbeteren. In het SLA is afgesproken dat, naast de generieke aanpak om luchtkwaliteit te verbeteren, een aanpak wordt uitgewerkt voor hoog-blootgestelde gebieden. Gezondheidsschade door luchtverontreiniging wordt verondersteld vooral aanwezig te zijn in hoog-blootgestelde gebieden en is niet overal in Nederland gelijk. Dat heeft verschillende oorzaken, bijvoorbeeld omdat in sommige gebieden de luchtvervuiling hoger is dan op andere plekken. Daarbij speelt ook nog mee dat in hoog-blootgestelde gebieden (hogere luchtvervuiling) er doorgaans meer sprake is van een grotere bevolkingsdichtheid. Het aantal mensen dat wordt blootgesteld in binnenstedelijke gebieden is veelal hoger dan in het buitengebied.

In praktische zin gaat de aandacht van een dergelijke gebiedsaanpak in het SLA op het gebied van stoffen nu uit naar NO_x en fijn stof. De emissies van deze stoffen, zoals geregistreerd in de Emissieregistratie (ER), worden gebruikt als invoer voor de berekening van de grootschalige achtergrondconcentraties in Nederland (Grootschalige Concentratiekaarten Nederland; GCN). Deze worden uiteindelijk gebruikt om met gerichte maatregelen de SLA-doelen (minder effecten, primair waar zich de grootste blootstellingen voordoen) naderbij te brengen.

Het verdient aanbeveling om te onderzoeken of een dergelijke gebiedsaanpak ook voor ZZS mogelijk is. Een getrapte benadering kan zinvol zijn door als eerste stap voor een enkele stof de belasting per gebied te bepalen op basis van ER-gegevens of verleende vergunningen (i.c. de lopende ZZS uitvraag). Een tweede stap zou zijn om deze exercitie voor meerdere ZZS uit te voeren en kaarten van belasting per gebied te laten

overlappen. Hiermee kan een 'mengseldruk' van ZZS belasting inzichtelijk worden gemaakt. Deze mengseldruk kan op meerdere manieren tot uiting worden gebracht, namelijk in gesommeerde hoeveelheden (in kg/jaar) of aantal ZZS stoffen ($n=1, 2, \dots n = x$) of een combinatie hiervan, zonder dat daar al een (milieu)gezondheidskundig oordeel aan is toegevoegd. In een derde stap zou een dergelijke gebiedsaanpak van ZZS op basis van actuele lucht emissiegegevens ook voor het compartiment water en bodem kunnen worden verkend door depositie mee te nemen. Het uiteindelijke doel is het verkrijgen van een samenhangend beeld over de verschillende compartimenten heen, waarbij de ZZS- of mengseldruk een weergave is van de totale druk op die gebieden. Er zijn nog verfijningen mogelijk om nader te onderzoeken, zoals de inzet van geavanceerdere verspreidingsmodellen voor het vertalen van emissie naar immissie. Ook kan worden gekeken of het opsplitsen van de groep ZZS zinvol is om een eerste, globale indruk te krijgen van mogelijke gezondheidsrisico's. Bijvoorbeeld door persistente ZZS apart te beschouwen voor het compartiment bodem of gasvormige carcinogene ZZS voor lucht. Mogelijk biedt een andere stofklasse-indeling hier ook aanknopingspunten voor (zie 5.2).

Met het in kaart brengen van de ZZS-belasting kan informatie beschikbaar komen om te beoordelen waar het meewegen van cumulatie van ZZS relevant kan zijn en gebieden te prioriteren. Hieronder schetsen we enkele contouren om de cumulatieproblematiek gericht te benaderen voor gebieden waar de druk hoog is (hot spots).

5.4.2 *Beoordeling cumulatie-risico's op hot spots*

Uit de ZZS gebiedsaanpak en/of actuele monitoringsactiviteiten kunnen locaties/regio's naar voren komen waar meerdere ZZS of andere gevaarlijke stoffen aanwezig zijn in de leefomgeving. Mens en milieu kunnen daar via verschillende routes (lucht, water, neergedaald stof en grond) aan het mengsel worden blootgesteld. Het verkregen inzicht uit een gebiedsaanpak vanuit meerdere compartimenten is de basis voor een integrale beoordeling van cumulatie-effecten bij mens en milieu.

Het is daarbij belangrijk om te realiseren dat het mengsel per compartiment ook sterk kan verschillen, omdat stoffen zich nu eenmaal op verschillende wijze verspreiden. Het oorspronkelijke mengsel dat wordt uitgestoten uit de schoorsteen zal dus resulteren in verschillende mengsels in water, bodem en de lucht. Zo zal na luchtmissie stof A neerslaan via depositie en in de bodem blijven, stof B zal na neerslaan op de bodem in het (grond)water terecht komen vanwege zijn mobiliteit en wateroplosbaarheid, en stof C, een gas, zal in de lucht blijven. Daarnaast kunnen omzettingen plaatsvinden waardoor stoffen 'verdwijnen' en andere stoffen juist worden gevormd. Daarom zou het zinvol zijn om aanvullend op emissiekaarten en modelgegevens, ook monitoringsonderzoek te doen (zie onder).

Het samenbrengen van meerdere blootstellingsroutes (oraal, dermaal en inhalatoir) maakt de gezondheidskundige beoordeling van cumulatie-effecten ook extra complex. Het is namelijk mogelijk dat route-specifieke toxiciteit ertoe leidt dat er andere werkingsmechanismen optreden, met andere effecten als gevolg. Van PAK's, bijvoorbeeld, is bekend dat het type kanker dat wordt veroorzaakt bij orale blootstelling anders is dan via de

inhalatieroute. Dat heeft te maken met het feit dat de PAK's vooral kanker veroorzaken op de plek waar de stof het lichaam binnenkomt. Hierdoor kan het nodig zijn om, bij een groepsaanpak, per blootstellingsroute verschillende stofgroepen te maken. Of wél dezelfde groepen aan te houden, maar bepaalde stoffen niet mee te wegen in de groepsbeoordeling. Binnen de EU lopen verscheidene onderzoeken (bijvoorbeeld MCRA follow-up en PARC¹⁸) die ingaan op deze problematiek en het is belangrijk om in de fase 2 uitwerking nauwgezet aan te haken bij deze ontwikkelingen.

5.4.3 *Monitoring*

In tegenstelling tot de hierboven geschetste gebiedsaanpak op basis van emissiegegevens en modelberekeningen, worden bij monitoring meerdere bronnen (indien aanwezig) meegenomen. Denk, bijvoorbeeld, aan PAK's waaraan ook blootstelling van mensen via verkeer kan plaatsvinden. Daarbij is dan vaak niet duidelijk wat het aandeel is van die verschillende bronnen. Voorbeeld hiervan zijn de monitoringsonderzoeken in de omgeving IJmond (Tata Steel) waarin het bovendien ging om zowel ZZS als andere gevaarlijke stoffen. Wanneer een monitoringstudie uitgangspunt is van een hot spot evaluatie, vraagt deze aanvullende complexiteit een aparte onderzoeks aanpak.

Op termijn zullen via diverse Europese onderzoeksprojecten, zoals PARC en HBM4EU¹⁹, meer gegevens beschikbaar komen over de aanwezigheid van chemische stoffen in de mens. Hiermee is een betere inschatting mogelijk van de achtergrondblootstelling van de stoffen en hun mengsels. Deze informatie kan op termijn bruikbaar zijn voor besluiten over het verlenen van vergunningen. Deze datasets zijn echter vooralsnog ontoereikend om voor dergelijke doeleinden te gebruiken. Voor het watermilieu zijn al ruimschoots meetgegevens beschikbaar waarmee verdere evaluaties mogelijk zijn. Daarmee zou ook kunnen worden achterhaald in hoeverre industriële emissies doorslaggevend zijn voor de waargenomen toxische druk. Case studies in het kader van de ESF-toxiciteit laten zien dat het mogelijk is om met een gebiedsgerichte evaluatie meer zicht te krijgen op de bronnen die het meest van invloed zijn op de waterkwaliteit.

5.4.4 *Metalen*

In het depositieonderzoek in de regio IJmond bij het Tata Steel terrein is een verscheidenheid aan metalen aangetroffen waaronder lood, chroom, vanadium en mangaan (RIVM, 2021a). In dat onderzoek is het gezondheidsrisico per metaal bepaald voor de orale blootstelling via hand-mondcontact. Mengseleffecten van metalen onderling of van metalen en PAK's zijn niet meegenomen in het onderzoek.

Metalen, waarvan een deel aan de ZZS-criteria voldoet, worden vaak gezamenlijk aangetroffen in de bodem en vooral rondom bepaalde industrieën, zoals de staalindustrie. Er zou een verkennend onderzoek kunnen worden gedaan waarin voor de metalen (bijvoorbeeld gebruikmakend van dezelfde selectie als in het depositie-onderzoek) wordt geïnventariseerd wat er op dit moment mogelijk is qua beoordeling van cumulatieve effecten en welke stappen nodig zijn voor een pragmatische,

¹⁸ PARC: European partnership for the assessment of risks from chemicals. Details:

<https://www.efsa.europa.eu/en/funding-calls/european-partnership-assessment-risks-chemicals-parc>

¹⁹ HBM4EU: European Human Biomonitoring Initiative. Details: <https://www.hbm4eu.eu/>

wetenschappelijke aanpak. Hiervoor is het nodig om te kijken naar welke werkingsmechanismen bekend zijn, of er route-specifieke toxiciteit is (zie boven), wat de doelorganen zijn, en wat de ziekten zijn die gelinkt kunnen worden aan het metaal. Hier moeten we ons dan niet beperken tot de meest kritische effecten. Het kan immers mogelijk zijn dat het gemeenschappelijk werkingsmechanisme en effect niet het meest kritische effect is voor het metaal (zie ook 2.2). Vervolgens kan op basis van een dergelijke inventarisatie een nader voorstel gemaakt worden hoe eventuele kennislücken op te vullen.

5.4.5 *Conclusies*

Bovengenoemde gezondheidkundige onderzoekslijnen vragen nadrukkelijk om een nadere uitwerking in fase 2. Er zijn ook belangrijke raakvlakken met het komende RIVM-onderzoek naar kwantitatieve waarden voor het vaststellen van gezondheidsrisico's in de regio IJmond. Hetzelfde geldt voor het uitwerken van de beoordeling van milieueffecten. Daarvoor zal met name onderzoek nodig zijn over de manier waarop depositie kan worden vertaald in concentraties in de bodem en op welke manier die concentraties kunnen worden getoetst, gegeven de differentiatie in bodemfuncties en bijbehorende beoordeling (zie 3.4). Voor oppervlaktewater is het belangrijk dat een mengselbeoordeling aansluit bij de systematiek van het toetsen en beoordelen onder de KRW. Dit alles zal niet op korte termijn resultaten opleveren die bruikbaar zijn voor de vergunningverlening. De vraag is dan ook hoe in de tussentijd beleidsmatig rekening te houden met ZZS mengseltoxiciteit voor mens en milieu. We denken dat hiervoor een of meer van de in 5.2 genoemde opties, bijvoorbeeld de introductie van een vaste factor, een plek zou kunnen krijgen. Het moet wel mogelijk zijn om - juist met informatie vanuit de vergunningverlening - op relatief korte termijn de hot spots in beeld te krijgen volgens de lijn die is geschetst in 5.4.1.

Het voorstel voor een onderzoek naar metalen laat tenslotte ook zien dat de aandacht bij de risicobeoordeling van mengsels niet alleen op ZZS moet zijn gericht. Ook niet-ZZS kunnen nadelige gezondheids- en milieueffecten veroorzaken en zo een bijdrage leveren aan de risico's van een mengsel. Niet-ZZS moeten dus niet buiten beeld raken bij de vergunningverlening!

6 Conclusies en aanbevelingen

Dit verkennende onderzoek heeft zich gericht op de volgende aspecten:

- context geven bij het begrip cumulatie;
- overzicht geven van relevante onderdelen van vergunningverlening waar cumulatie al wel (beperkt) en niet wordt meegenomen;
- aanbevelingen doen om op de korte termijn cumulatie mee te nemen in vergunningverlening (opties);
- schetsen van hoofdlijnen voor een plan van aanpak voor fase 2. Deze fase 2 betreft dan de uitwerking van de opties uit het verkennende rapport en de noodzakelijke (wetenschappelijke) verdieping die mogelijk nodig is voor een meer onderbouwde inbedding van cumulatie bij vergunningverlening.

Cumulatie is een begrip met vele interpretaties en definities. Zo kan het gaan over de gecombineerde druk van een scala van milieufactoren (geluid, licht, geur, stoffen, etc.) op de gezondheid van mens en milieu. In deze studie hebben we 'alleen' gekeken naar de risico's van chemische stoffen in de context van industriële emissies en we verstaan dan onder cumulatie de milieu- en gezondheidsrisico's door gelijktijdige blootstelling aan mengsels van verschillende chemische stoffen. Specifieke aandacht gaat daarbij uit naar Zeer Zorgwekkende Stoffen (ZZS). We realiseren ons dat deze invulling van het begrip cumulatie slechts een beperkte weergave is van de werkelijke complexiteit in het milieu. Zo is geaggregeerde blootstelling, dat wil zeggen de blootstelling aan chemische stoffen via meerdere routes (bijvoorbeeld voedsel) enkel zijdelings meegenomen in dit onderzoek. De huidige insteek biedt echter wel handvatten om in ieder geval een deel van het probleem aan te kunnen pakken.

We zijn nagegaan in welke mate cumulatie een plek heeft in het huidige proces van vergunningverlening. Bij slechts één onderdeel van de huidige vergunningverlening vindt een beperkte toetsing plaats van de gezamenlijke ZZS-uitstoot van een bedrijf: de zogenoemde sommatiebepaling bij luchtmissies. Bij lozingen naar water wordt momenteel niet gekeken naar de risico's van mengsels. Deze situatie blijft onveranderd onder de Omgevingswet. Op één onderdeel lijkt er zelfs minder oog te zijn voor de emissie van mengsels: de lucht sommatiebepaling vindt niet meer plaats binnen de hele ZZS stofcategorie, maar enkel binnen de ZZS stofklassen. Het RIVM beveelt aan om deze beoogde verandering nader te evalueren.

Er zijn tegenwoordig diverse wetenschappelijk onderbouwde methodes beschikbaar om de risico's van mengsels van stoffen te kunnen inschatten voor mens en milieu. We hebben onderzocht in hoeverre deze methodes een plek zouden kunnen krijgen in de vergunningverlening. Informatie uit omringende landen is hierbij ook gebruikt evenals relevante ontwikkelingen binnen andere beleidskaders, zoals REACH. We onderscheiden een aantal technisch-wetenschappelijke opties die inzetbaar kunnen zijn bij de vergunningverlening. Het gaat dan om 1) het gebruik van een generieke vaste factor, 2) het groeperen van meer stoffen voor een gezamenlijke beoordeling, 3) het rekenkundig beoordelen van mengsel effecten, en 4)

het doen van aanvullende concentratie- of effectmetingen, zoals bioassays. De voors en tegens van deze opties worden besproken. Er zijn op dit moment meer direct toepasbare methodes beschikbaar voor het beoordelen van mengselrisico's voor ecosystemen dan voor de mens.

Het proces van vergunningverlening met bijbehorende risicoschatting is complex en bevat bovendien op een aantal onderdelen reeds veiligheidsmarges. Het RIVM beveelt daarom aan om, los van wat methodologisch kan met de bovengenoemde opties, ook te onderzoeken waar het meenemen van cumulatie-effecten het meest zinvol is. Deze uitwerking dient te gebeuren met betrokken uitvoerende partijen, zoals omgevingsdiensten. De beschermdoelen en beoordelingsystematiek voor water, lucht en bodem zijn verschillend en dit kan betekenen dat er geen uniforme 'one size fits all' oplossing mogelijk is. Dat maakt het des te belangrijker om per compartiment na te gaan of en hoe afwenteling naar andere compartimenten wordt voorkomen.

Daarnaast geeft RIVM ook enkele denkrichtingen voor nader, meer verdiepend onderzoek (fase 2). Eén van die richtingen is een 'gebiedsaanpak ZZS' op basis van actuele lucht- en water emissiegegevens, die onder meer beschikbaar zullen komen via de lopende 'ZZS uitvraag'. Het doel is een geografisch beeld te verkrijgen van de lokale ZZS druk in Nederland. Deze aanpak zou kunnen helpen bij een prioritering om te bepalen waar het meewegen van cumulatie van ZZS relevant is. In die gebieden (hot spots) zou de vergunningverlener dan een van bovengenoemde opties kunnen inzetten. Ook kan worden gekeken of het verder differentiëren van de groep ZZS zinvol is om een eerste indruk te krijgen van mogelijke gezondheids- en milieurisico's. Bijvoorbeeld door persistente ZZS apart te beschouwen voor het compartiment bodem of gasvormige, carcinogene ZZS voor lucht.

Het RIVM raadt verder aan om in fase 2 specifiek te kijken naar de effecten voor de mens bij gelijktijdige blootstelling aan metalen. Dit aan de hand van de groep van metalen, waarvan bekend is dat deze gezamenlijk aangetroffen worden in de omgeving van Tata Steel (hot spot casus). Welke gezondheidskundige informatie is hier (aanvullend) nodig om een beter beeld te krijgen van mogelijke mengsel-effecten? En wat leren we hier uiteindelijk van voor de vergunningverlening van deze, en andere groepen van metalen?

ZZS en andere stoffen kunnen vanuit vergunde luchtemissies via depositie op en in de bodem en het oppervlaktewater terechtkomen. Deze depositieroute blijft echter grotendeels buiten beeld in de vergunningverlening voor lucht. Hierdoor krijgen -vanzelfsprekend- de gevolgen van de cumulatie van stoffen in die compartimenten ook geen aandacht. Het meenemen van depositie zou bijdragen aan het doel om meer samenhang te krijgen in de – nu gescheiden – beoordeling van gezondheids- en milieurisico's voor lucht, water en bodem. Omdat depositie ook geen onderdeel is binnen de Omgevingswet zou dit vragen om aanpassing van de wet- en regelgeving. Technisch-wetenschappelijke aanknopingspunten hiervoor kunnen zijn het specifiek onderscheiden van bodemverontreinigende stoffen als stofklasse bij de lucht emissietoets. Een andere mogelijkheid is het gebruik van depositienormen bij de beoordeling van immissies. De Duitse overheid hanteert beide sporen reeds.

Voor ZZS geldt een zogenoemde minimalisatieverplichting. Het RIVM benadrukt het belang dat bedrijven grote(re) inspanningen leveren om de emissies van individuele ZZS naar de leefomgeving te beperken. Des te kleiner zullen de mogelijke cumulatieve effecten van ZZS zijn voor mens en milieu.

Ook niet-ZZS kunnen nadelige gezondheids- en milieueffecten veroorzaken en zo een bijdrage leveren aan de risico's van een mengsel. Deze niet-ZZS moeten niet buiten beeld raken bij de vergunningverlening.

7 Dankwoord

De auteurs zijn de volgende 'externe' collega's zeer erkentelijk voor hun deelname aan de interviews en/of de review van (delen) van dit rapport: Rommy Ytsma (Kenniscentrum InfoMil), Christiaan Langezaal (Informatiepunt Leefomgeving), Dju Bijstra (Rijkswaterstaat), Ronald van Ieperen (DCMR Milieudienst Rijnmond) en een aantal andere collega's van deze organisaties. We bedanken ook RIVM-collega's Leo Posthuma, René van Herwijnen en Jacob van Klaveren voor hun bijdragen aan dit rapport.

8 Referenties

- Backhaus T, Blanck H, Faust M. 2010. Hazard and Risk Assessment of Chemical Mixtures under REACH. State of the Art, Gaps and Options for Improvement. Bromma, Zweden. KEMI. Rapport PM 3/10.
- Backhaus, T., and Karlsson, M. (2014) Screening level mixture risk assessment of pharmaceuticals in STP effluents. *Water Research* 49,157-165.
- Backhaus T. 2015. An additional assessment factor (MAF) – A suitable approach for improving the regulatory risk assessment of chemical mixtures? Stockholm, Zweden. KEMI. Rapport 5/15.
- Brinkmann T, Giner Santonja G, Yükseler H, Roudier S, Delgado Sancho L. 2016. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector; EUR 28112 EN; doi:10.2791/37535
- De Jong FMW, Janssen PJCM. 2010. Luchtnormen geordend. Bilthoven, Nederland. RIVM rapport 601782026.
- Drescher K, Boedeker W. 1996. Assessment of the combined effects of substances: the relationship between concentration addition and independent action. *Oceanographic Literature Review* 43(3): 302.
- ECHA. 2017. Guidance on the Biocidal Products Regulation Volume IV Environment - Assessment and Evaluation (Parts B + C). Version 2.0 October 2017. Helsinki, Finland. European Chemicals Agency. ECHA-17-G-23-EN.
- EFSA. 2019. Guidance on harmonised methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. *EFSA Journal* 17 (3): 5634.
- Kienzler A, Berggren E, Bessems J, Bopp S, van der Linden S, Worth A. 2014. Assessment of Mixtures - Review of Regulatory Requirements and Guidance. Ispra, Italië. Joint Research Centre. Rapport JRC90601/EUR 26675 EN.
- Kleinjans R, Ale B, à Campo J. 2016. Cumulatie in risico- en veiligheidsvraagstukken. Verkenning. Utrecht, Nederland. Ameco. Beschikbaar via <https://www.ifv.nl/kennisplein/Documents/201604-MinIM-cumulatie-in-risico-en-veiligheidsvraagstukken.pdf>
- Kortenkamp A, Backhaus T, Faust M. 2009. State of the Art Report on Mixture Toxicity. Final Report. Executive Summary. 22 December 2009. Study Contract Number 070307/2007/485103/ETU/D.1
- Le Blansch K, Kleinjans R, à Campo J. 2017. National Policies on Substances of Concern. A study of national policies on substances of concern in six selected EU Member States: Belgium, Denmark, France, Germany, Sweden, the Netherlands. Den Haag, Nederland. Bureau KLB. Beschikbaar via [170303 National policies on substances of concern.pdf \(rivm.nl\)](#)
- Maas J.L., E.J. van de Plassche, A. Straetmans, A.D. Vethaak en A.C. Belfroid, 2003. Normstelling voor bioassays; Uitwerking voor oppervlaktewater en waterbodan. RIZA rapport 2003.005; RIKZ rapport 2003.007; ISBN 9036954851.
- Posthuma L, de Zwart D, Keijzers R, Postma J. 2016. Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 2. Kalibratie: toxische druk en ecologische effecten op macrofauna. Amersfoort, Nederland. STOWA. Rapport 2016-15 B.

- Posthuma L et al. 2020. Chemical pollution imposes limitations to the ecological status of European surface waters. *Nature Research. Scientific Reports* | (2020) 10:14825.
- RIVM. 2021a. Depositieonderzoek IJmond 2020. Monsternamen, analyse en risicobeoordeling van PAK en metalen in neergedaald stof binnen- en buitenshuis in de IJmondregio. RIVM-rapport 2021-0110. Bilthoven, Nederland.
- RIVM. 2021b. Analyse bijdrage drinkwater en voedsel aan blootstelling EFSA-4 PFAS in Nederland en advies drinkwaterrichtwaarde. RIVM-notitie juni 2021. Beschikbaar via: <https://www.rivm.nl/documenten/analyse-bijdrage-drinkwater-en-voedsel-aan-blootstelling-efsa-4-pfas-in-nederland>.
- Rli. 2019. Greep op gevaarlijke stoffen. Den Haag, Nederland. Raad voor de Leefomgeving en Infrastructuur. Beschikbaar via [Greep op gevaarlijke stoffen](#).
- Rorije E, Wassenaar P N H, Slootweg J, Van Leeuwen L, Van Broekhuizen F A, Posthuma L. 2022. Characterization of ecotoxicological risks from unintentional mixture exposures calculated from European freshwater monitoring data: Forwarding prospective chemical risk management. *Sci Total Environ* 2022; 822: 153385.
- Rudén C. 2019. Future chemical risk management: accounting for combination effects and assessing chemicals in groups. Report from the Committee of Combination of effects and assessing chemicals in groups. Swedish Government Official Report SOU 2019: 45. Stockholm: Swedish Government Inquiries.
- Syberg K, Jensen TS, Cedergreen N, Rank J. 2009. On the Use of Mixture Toxicity Assessment in REACH and the Water Framework Directive: A Review. *HERA* 15:6, 1257-1272
- Van Broekhuizen FA, L. Posthuma L, Traas TP. 2016. Addressing combined effects of chemicals in environmental safety assessment under REACH - A thought starter. Bilthoven, RIVM. Briefrapport 2016-0162.
- Van Herwijnen R, Janssen MPM. 2013. Toxicological evaluation of mass flow limits for air emissions of substances of very high concern. Bilthoven, Nederland. RIVM briefrapport 601357014.
- Verschoor A et al. 2019. Tussenevaluatie van de nota 'Gezonde Groei, Duurzame Oogst' Deelproject Milieu, RIVM Rapport 2019-0044.
- VROM. 2008. NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007. Den Haag, Nederland: Ministerie van VROM.
- Wernersson, AS, Carere, M, Maggi, C et al. 2015. The European technical report on aquatic effect-based monitoring tools under the water framework directive. *Environ Sci Eur* 27, 7 (2015). <https://doi.org/10.1186/s12302-015-0039-4>.
- Wezenbeek J, Posthuma L. 2020. Beoordeling risico's van mengsels bij de toelating van gewasbeschermingsmiddelen. Interne notitie RIVM. 2020.

Bijlage 1 Stofcategorieën en -klassen met bijbehorende grensmassastromen en emissiegrenswaarden (Kenniscentrum InfoMil).

Stofcategorie	Stofklasse	Grensmassastroom		Emissiegrenswaarde	
ZZS	ERS	20	mg TEQ/jaar	0,1	ng TEQ/Nm ³
	MVP1	0,15	g/uur	0,05	mg/Nm ³
	MVP2	2,5	g/uur	1	mg/Nm ³
sA	sA.1	0,25	g/uur	0,05	mg/Nm ³
	sA.2	2,5	g/uur	0,5	mg/Nm ³
	sA.3	10	g/uur	5	mg/Nm ³
gA	gA.1	2,5	g/uur	0,5	mg/Nm ³
	gA.2	15	g/uur	3	mg/Nm ³
	gA.3	150	g/uur	30	mg/Nm ³
	gA.4	2.000	g/uur	50	mg/Nm ³
	gA.5	2.000	g/uur	200	mg/Nm ³
gO	gO.1	100	g/uur	20	mg/Nm ³
	gO.2	500	g/uur	50	mg/Nm ³
	gO.3	500	g/uur	100	mg/Nm ³

Details: zie <https://www.infomil.nl/>

Bijlage 2 Cumulatie en regelgeving in andere landen

Inleiding

In deze bijlage laten we zien wat er in enkele omliggende landen wel of niet gebeurt rond het vraagstuk cumulatie binnen de vergunningverlening. Zijn er wellicht aanknopingspunten waar we in Nederland ons voordeel mee kunnen doen? De aandacht gaat daarnaast ook uit naar het meenemen van de depositie van stoffen, omdat deze verspreidingsroute geen deel uit lijkt te maken van de Nederlandse vergunningverlening (zie Hoofdstuk 3). Het overzicht is niet uitputtend, we beperken ons tot België (Vlaanderen), Duitsland en Denemarken.

België – Vlaanderen

Water

Het lozen van afvalwater is opgenomen in het Vlaams Reglement betreffende de Milieuvergunning (VLAREM) en wordt gereguleerd via vergunningen. In het beleid wordt gewerkt met indelingscriteria en toetswaarden, waaronder milieukwaliteitsnormen (MKN). Het indelingscriterium is een drempelwaarde per stof voor de vergunningsplicht. In de vergunning worden lozingsvoorwaarden opgenomen, afhankelijk van de stofcategorie.

Of een lozing een ongewenste achteruitgang van de waterkwaliteit veroorzaakt wordt beoordeeld via het stappenplan in de 'Impactbeoordeling lozing bedrijfsafvalwater'²⁰. Hierin wordt onder meer getoetst of de concentratie(verhoging) van de geloosde stoffen voldoet aan de toetswaarde na volledige verdunning in het ontvangende oppervlaktewater. Er kan in de beoordeling ook rekening gehouden worden met disproportionele verschuivingen naar andere milieucompartimenten, zoals CO₂-emissies van benodigde waterzuivering of ophoping in de waterbodem. De beoordeling van de lozing houdt echter geen rekening met de cumulatie van verschillende stoffen.

Lucht

Net als bij water zijn de voorschriften voor emissies naar lucht vastgelegd in het VLAREM waarin ook de normen zijn opgenomen. Er zijn emissiegrenswaarden opgesteld voor 15 verschillende stofklassen, zoals gasvormige anorganische stoffen en stofvormige anorganische stoffen. Er geldt een sommatie van de emissies van verschillende stoffen uit een klasse. In een vergunning kunnen strengere eisen worden opgelegd voor emissiebeperking van stoffen uitgedrukt in maximale stofneerslaghoeveelheden op de bodem of in milieukwaliteitsnormen in de omgevingslucht. Hiertoe wordt in een aanvullend Milieueffectrapportage (MER)-traject informatie verzameld.

In het Richtlijnsysteem Lucht²¹ is opgenomen voor welke stoffen een zogenoemde Impactberekening (immissie- en depositieberekening) uitgevoerd moet worden binnen een MER-traject. Hieronder vallen onder andere alle categorie 1 of 2 CMR-stoffen. Ook wanneer er geaggregeerde

²⁰ [Impactbeoordeling lozing bedrijfsafvalwater - stappenplan \(vmm.be\)](#)

²¹ [Richtlijnsysteem Lucht](#)

blootstelling/emissies vanuit verschillende bronnen te verwachten zijn van bepaalde stoffen is een impactberekening nodig. Het model van de Impactberekening²² kan zowel de depositie als de immissieconcentratie berekenen.

In de MER-beoordeling wordt tevens rekening gehouden met de bijdrage van de emissie aan de reeds aanwezige achtergrondconcentratie. De beoordeling van de emissie houdt geen rekening met de cumulatie van verschillende stoffen in de emissie²³.

Duitsland

Water

De Duitse Wet op watermanagement ('Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts'; WHG) geeft aan dat er vergunningplicht is bij het lozen van stoffen in water. Het lozen van afvalwater is geregeld in aanvullende wetgeving ('Abwasser-Verordnung'; AbwV), waarin ook milieukwaliteitsnormen zijn opgenomen voor meerdere stoffen. In de AbwV wordt per sector aangegeven welke stoffen er mogelijke geloosd worden en worden grenswaarden voor concentraties en vrachten gegeven. In een vergunning kunnen de grenswaarden worden aangescherpt op basis van immissiewaarden, waarin ook de achtergrondconcentratie van het ontvangende waterlichaam wordt meegewogen. Vanuit de oppervlaktewater regeling ('Oberflächengewässer-Verordnung'; OGewV) wordt per waterlichaam gekeken naar de doelstelling uit de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW).

Immissieberekeningen moeten onder andere uitgevoerd worden voor carcinogene of mutagene stoffen en stoffen met nadelige effecten op de hormoonhuishouding, en voor PBT-stoffen.

De beoordeling van de lozing houdt geen rekening met de cumulatie van verschillende stoffen.

Lucht

Emissies van stoffen naar lucht zijn gereguleerd via de *Bundes-Immissionsschutzgesetz* (BImSchG) en verder gespecificeerd in de *Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft* (TA Luft)²⁴. De TA Luft geeft grenswaarden voor emissies van verschillende groepen stoffen, waaronder CMR- en PBT-stoffen²⁵ en bodemverontreinigende stoffen (vanuit bodembeschermingsbeleid). Opgemerkt wordt dat categorie 2 CMR-stoffen ook worden meegenomen bij de stofvormige anorganische stoffen en bij organische stoffen. Op basis van de TA Luft kunnen vergunningseisen voor emissies van stoffen worden opgelegd. Bij de toets aan de emissiegrenswaarden worden stoffen binnen dezelfde stofklasse gesommeerd.

Wanneer algemene emissiegrenswaarden worden overschreden moeten immissieberekeningen uitgevoerd worden. Bij het opstellen van de immissienormen is rekening gehouden met onzekerheden, maar bij het gelijktijdig voorkomen van verschillende stoffen gelden de individuele

²² [IMPACT-handleiding v2.1 \(vlaanderen.be\)](https://www.vlaanderen.be/IMPACT-handleiding-v2.1)

²³ Opgemerkt wordt dat voor vermestende en/of verzurende stoffen wel de totale depositie berekend kan worden.

²⁴ [New version of the First General Administrative Regulation of the Federal Immission Control Act \(Technical Instructions for Air Pollution Control - TA Luft\) \(verwaltungsvorschriften-im-internet.de\)](https://www.bmi.bund.de/SharedDocs/DE/Anlagen/TA_Luft/TA_Luft.html)

²⁵ Voor CMR- en PBT-stoffen geldt een minimalisatieplicht van de emissies.

immissienormen. Cumulatie komt bij de toetsing van de immissies dus niet aan bod in Duitsland.

In artikel 4.5 van de TA-Luft (2012) zijn ook zogenoemde 'Immissionswerte für Schadstoffdepositionen' opgenomen voor een aantal stoffen, waaronder diverse metalen (zie onderstaande tabel). Het gaat in feite om immissie depositienormen met als eenheid gewicht per oppervlakte per dag ($\mu\text{g}/\text{m}^2$ dag). In een nadere toelichting (artikel 4.8) staat verder dat deze waarden in principe beschermend moeten zijn voor kinderspeelplaatsen en woongebieden.

Tabelle 6 Immissionswerte für Schadstoffdepositionen

Stoff/Stoffgruppe	Deposition	Mittelungszeitraum
Arsen und seine anorganischen Verbindungen, angegeben als As	4 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$	Jahr
Blei und seine anorganischen Verbindungen, angegeben als Pb	100 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$	Jahr
Cadmium und seine anorganischen Verbindungen, angegeben als Cd	2 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$	Jahr
Nickel und seine anorganischen Verbindungen, angegeben als Ni	15 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$	Jahr
Quecksilber und seine anorganischen Verbindungen, angegeben als Hg	1 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$	Jahr
Thallium und seine anorganischen Verbindungen, angegeben als Tl	2 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$	Jahr
Benzo(a)pyren	0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$	Jahr
Im Anhang 4 genannte Dioxine, Furane und polychlorierte Biphenyle als Summenwert nach den dort angegebenen Verfahren	9 $\text{pg}/\text{m}^2\text{d}$	Jahr

Denemarken

Water

De Deense milieubeschermingswet is de centrale wetgeving voor de bescherming van lucht, water, afval, bodem en geluid. Hierin is opgenomen dat vervuiling zoveel mogelijk moet worden voorkomen, waarbij een integrale afweging gemaakt wordt tussen onder andere afvalwater, lucht en geluid. Daarnaast is de KRW geïmplementeerd in de watermanagementwet.

In 2002 is er onderzoek²⁶ uitgevoerd naar mogelijkheden om het reguleren van afvalwater te verbeteren. Eén van de onderdelen hiervan was het cumulatie-effect van stoffen in lozingen. Op basis van onderzoeken en discussies is het belang vastgesteld om – bij beschikbaarheid van milieukwaliteitsnormen voor de individuele stoffen- de som van de toxiciteitsbijdrage per stof te berekenen (CA-model, zie 2.3). Voor deze aanpak is een uitgebreide toelichting en onderbouwing aanwezig. Het is echter nog onbekend in hoeverre dit in de huidige vergunningverleningspraktijk (nog) van toepassing is.

²⁶ [Discharge of environmentally hazardous substances with waste water, Danish Environmental Protection Agency \(mst.dk\)](https://mst.dk)

Lucht

Zoals hierboven genoemd zijn in Denemarken ook emissies naar lucht geregeld in de milieubeschermingswet. De Deense EPA heeft een guideline gepubliceerd over de emissieregulatie vanuit installaties²⁷ om bevoegde gezagen te adviseren. Bij de emissies wordt gekeken naar verschillende aspecten: de grensmassaastroom, de emissiegrenswaarden en de 'contributiewaarde' (*C-value* in Engels, *bidragsværdier* in Deens). De C-waarde is de maximaal toelaatbare bijdrage van een installatie aan de concentratie van een stof. Deze waarde moet een hoog beschermingsniveau bieden en wordt vaak gelijkgesteld aan een gezondheidskundige grenswaarde die is te vergelijken met het Nederlandse MTR²⁸. Wanneer zowel de grensmassaastroom en de emissiegrenswaarde worden overschreden moeten aanvullende maatregelen getroffen worden, zoals toetsing aan de C-waarde.

De C-waarde wordt getoetst met behulp van een verspreidingsmodel. Wanneer stoffen vergelijkbare effecten en werkingsmechanismen hebben, moeten de 'blootstellingscontributies' worden opgeteld. Dit komt voor in de situatie dat stoffen aan de volgende drie voorwaarden voldoen:

1. stoffen zijn van dezelfde chemische groep, **en**
2. stoffen vallen binnen dezelfde stofklasse (zie tabel), **en**
3. stoffen hebben 'health-related' C-waarden

De optelling wordt gedaan door het gemiddelde te nemen van de C-waarden van de stoffen gewogen naar de emissieconcentraties. Onder de groep 'particularly dangerous' stoffen vallen onder andere dioxinen, PAKs, PCBs en benzeenverbindingen.

Tabel Indeling stofklassen luchtemissies van Deense EPA.

Group	Substance group	Class
1. Particularly dangerous	(One group only)	I and II
2. Dangerous	<ol style="list-style-type: none"> 1. Dangerous types of inorganic dust 2. NO_x 3. SO₂ 4. Other vaporous or gaseous inorganic substances 5. Organic substances 6. Other dust 	I, II and II I, II, III and IV I, II and III

²⁷ [gendannet.PDF \(mst.dk\)](#)

²⁸ https://www2.mst.dk/udgiv/Publications/2001/87-7944-519-5/html/kap05_eng.htm#kap5.2.1

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag