

Sleutelfactor Toxiciteit



Chemische verontreiniging en effecten op ecologie en de zuiveringsinspanning

Achtergronddocument beschikbare kennis bij de sleutelfactor Toxiciteit

Auteurs:

Leo Posthuma (RIVM)
Inge van Driezum (RIVM)
Tessa Pronk (KWR Water)

Contact: leo.posthuma@rivm.nl

Datum: 30 november 2021

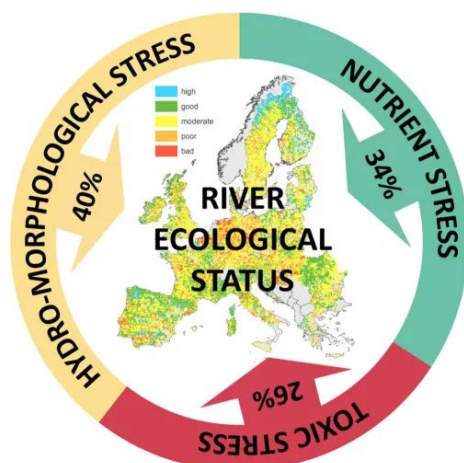
Bij verwijzing naar deze notitie graag de volgende gegevens gebruiken:
Posthuma, L., I. Van Driezum and T. Pronk (2021). Chemische verontreiniging en effecten op ecologie en de zuiveringsinspanning. Achtergronddocument beschikbare kennis bij de sleutelfactor Toxiciteit. Versie 1, 30 oktober 2021. KIWK-Toxiciteit Notitie S1. Amersfoort, the Netherlands. Kennis Impuls Water Kwaliteit.



Highlights

1. Chemische verontreiniging van oppervlaktewateren leidt tot belemmeringen voor het behoud van- of herstel naar een goede ecologische toestand
2. Chemische verontreiniging van oppervlaktewateren leidt tot verhoogde zuiveringsinspanning voor de productie van drinkwater
3. Chemische verontreiniging bestaat uit sterk wisselende samenstellingen van stoffen en hun concentraties.
4. Gemiddeld is 26% van de effecten van drukfactoren op de ecologische toestand toe te schrijven aan mensels
5. Kennis van de graad en aard van de chemische verontreiniging is nodig voor het halen van de doelen van de Kaderrichtlijn Water
6. De ecologische sleutelfactor Toxiciteit (ESF-Toxiciteit) levert praktische hulpmiddelen om chemische verontreiniging te duiden en via maatregelen aan te pakken

Grafische samenvatting



Chemische verontreiniging vormt samen met andere drukfactoren vaak een belangrijke belemmering voor het behouden of bereiken van de goede ecologische toestand in Europese watersystemen. Bron: Lemm et al. *Global Change Biology* (2020)¹.

¹ <https://doi.org/10.1111/gcb.15504>



Inhoudsopgave

Highlights	2
Grafische samenvatting	2
Inhoudsopgave.....	3
Samenvatting	4
1 Inleiding.....	5
2 Chemische verontreiniging.....	6
2.1 De definitie van chemische verontreiniging als drukfactor in de KRW.....	6
2.2 Chemische verontreiniging in de praktijk	6
2.3 Effecten op de ecologische toestand.....	7
2.4 Effecten op de zuiveringsinspanning.....	9
2.5 Verantwoordelijkheden en ruimtelijke schaalniveaus	10
3 Verwachtingen over blootstelling: variatie in ruimte en tijd.....	11
4 Beoordeling van chemische verontreiniging en prioritering	12
4.1 De stofgerichte beoordeling.....	12
4.2 De ecologische grondslag voor de beoordeling van chemische verontreiniging.....	12
4.3 Twee technieken voor beoordeling van de kans op ecologische effecten	13
4.4 Effecten op aquatische ecosystemen en effectmaten.....	13
5 Bewijzen voor ecologische effecten: internationaal	15
5.1 Beperking van de ecologische toestand.....	15
5.2 Effecten op de zuiveringsinspanning.....	17
6 Bewijzen voor effecten: nationaal	18
7 Bewijzen voor effecten: regionaal.....	20
8 Effecten op afzonderlijke taxa.....	21
9 Betekenis voor beheer: prioritering van locaties en stoffen(groepen).....	22
9.1 Kartering en prioritering van locaties als eerste stap.....	22
9.2 Prioritering van stofgroepen en stoffen per locatie als tweede stap	25
10 Conclusies over het “Waarom” van de sleutelfactor toxiciteit	26
Colofon.....	28
Referenties.....	29
Bijlage 1: Verontreinigende stoffen, schaalniveaus, verantwoordelijkheden en de KRW.....	32
Bijlage 2: Chemische verontreiniging in een watersysteem varieert sterk in ruimte en tijd	33



Samenvatting

Deze notitie geeft een overzicht van de beschikbare kennis van effecten van verontreinigende stoffen (samen: chemische verontreiniging) op de biologische toestand van oppervlaktewateren en op de zuiveringsinspanning zoals die geleverd moet worden door drinkwaterbedrijven. Er zijn in Europa meer dan 170.000 stoffen in de handel, dus we kijken naar een complex probleem.

Ondanks de complexiteit zijn er veel bewijzen voor het optreden van effecten van deze stoffen en hun mensels op de biologische toestand en de zuiveringsinspanning. Die bewijzen zijn afgeleid van internationale, nationale en regionale studies.

Omdat chemische verontreiniging van oppervlaktewateren vaak optreedt en zeer divers van aard kan zijn is het belangrijk voor waterbeheerders om de diagnose te kunnen stellen dat er een chemisch verontreinigingsprobleem is, waar het optreedt, en door welke stoffen het komt. Na zo'n diagnose kunnen de waterbeheerders dan gerichte en effectieve maatregelen nemen. De sleutelfactor toxiciteit is specifiek bedoeld om dergelijke diagnoses te kunnen stellen. Doordat in de notitie aangetoond wordt dat mensels de ecologische toestand belemmeren, en de zuiveringsinspanning verhogen, kan de notitie gezien worden als een motivatie voor het ontwikkelen en toepassen van de sleutel factor toxiciteit (versie 2).



1 Inleiding

Er worden in de praktijk verschillende chemische stoffen in meren, beken of rivieren aangetroffen. Deze belanden daar door natuurlijke oorzaken of door menselijke activiteiten, bijvoorbeeld door afvalwater uit een rioolwaterzuiveringsinstallatie, verkeerde toepassing van bestrijdingsmiddelen, of door incidenten bij fabrieken. Ook kunnen nieuwe economische activiteiten tot emissies van stoffen leiden, die dan de waterkwaliteit nadelig kan gaan beïnvloeden. Dan is er sprake van een dreigende aantasting van de waterkwaliteit.

De vragen voor de waterbeheerder zijn:

1. Is er sprake van een (dreigende) chemische verontreiniging? Hoe vaak? Waar? Waardoor?
2. Wat is de ernst ervan en kan je dat vaststellen, qua risico's voor de ecologische toestand (waterschappen) of zuiveringsinspanning (drinkwaterbedrijven), om aan de hand van de ernst maatregelen te kunnen prioriteren?

Deze notitie beschrijft dat er vaak sprake is van chemische verontreiniging, en geeft antwoord op de "Waarom?"-vraag rond de sleutel factor toxiciteit: is de toepassing ervan nuttig? Wat zijn de motieven ervoor?



2 Chemische verontreiniging

2.1 De definitie van chemische verontreiniging als drukfactor in de KRW

De kaderrichtlijn water (KRW, EU (2000)) definieert het begrip ‘verontreinigende stof’ in Artikel 2.31:

“[een] verontreinigende stof [is]: iedere stof die tot verontreiniging kan leiden [...]”.

Een verontreiniging is vervolgens in Artikel 2.33 gedefinieerd als:

“[Een] verontreiniging [is]: de [...] inbreng door menselijke activiteiten van stoffen [...] in lucht, water of bodem die de gezondheid van de mens of de kwaliteit van aquatische ecosystemen [...] kunnen aantasten, [...] of [...] milieugebruik aantasten [...]”.

In principe gaat het in de KRW dus om alle stoffen, en zijn die stoffen en hun mengsels voor het waterbeheer van belang als ze een bedreiging zijn of kunnen worden voor aquatische ecosystemen of voor de kwaliteit van de productie van drinkwater. Als we naar de effecten van verontreinigende stoffen willen kijken – samen: chemische verontreiniging – is het van belang om te onderkennen dat in elk waterlichaam (bijna) altijd een groot aantal stoffen tegelijk aanwezig is: er is sprake van een mengsel.

De KRW is “actiegericht”: volgens de KRW moet de waterbeheerder maatregelen nemen tegen die verontreiniging, zowel voor herstel (bij aantasting) als preventief (bij dreigende aantasting). Het is voor het waterbeheer dus van belang om te weten of er momenteel effecten van verontreinigende stoffen bestaan, waar die aan gerelateerd zijn, en of nieuwe bedreigingen herkend kunnen worden.

De KRW is gebaseerd op het water als systeem. Dit wordt ook zichtbaar bij het toedelen van verantwoordelijkheden bij het omgaan met stoffen. Er worden namelijk diverse termen gebruikt, zoals prioritair stoffen en specifieke stoffen, waarbij de prioritair stoffen over geheel Europa vóórkomen, en specifieke stoffen op specifieke schaalniveaus. Daarbij is het in het laatste geval vooral gebruikelijk om te kijken naar stroomgebied-specifieke stoffen, maar de KRW (zie definitie) vereist ook aandacht voor effecten van stoffen op lagere schaalniveaus (zie Bijlage 1). Dat er steeds nieuwe stoffen een bedreiging kunnen vormen wordt gewoonlijk aangeduid met de term ‘opkomende stoffen’. Als een stof geëmitteerd wordt of gaat worden, vaak samen met andere stoffen, of al aanwezig is, dan moet worden ingeschat of dat een bedreiging voor de waterkwaliteit wordt of is, c.q. dat er blootstelling en/of effecten optreden (diagnose) en of er preventieve of curatieve maatregelen nodig zijn om de bedreiging te voorkómen of teniet gedaan worden.

De samenstelling en de concentratie van de mengsels kan in de tijd variëren. Het is logisch dat er na bijvoorbeeld een regenbui meer stoffen van de wegen naar de riolen en de waterlichamen afstromen en dat na de toepassing van bestrijdingsmiddelen er een verhoogde blootstelling in het water zal zijn. Al deze inzichten zijn van belang bij het beantwoorden van de vraag of, waar en wanneer er ecologische risico’s te verwachten zijn van verontreinigende stoffen.

2.2 Chemische verontreiniging in de praktijk

Wie een watermonster neemt en dat analyseert, zal vrijwel altijd kunnen aantonen dat dat monster chemische stoffen bevat (Brack et al., 2019). Hiervoor zijn vele chemische analysetechnieken beschikbaar. Daarmee kan tegenwoordig relatief eenvoudig aangetoond worden dat er één of meer chemische stoffen aanwezig zijn. Resultaten van bijvoorbeeld doelstofanalyses (tijdens reguliere



meetcampagnes) en zogenoemde ‘non-target screenings’, leveren met verschillende mate van detaillering inzicht op in de aanwezigheid en aard van chemische verontreinigingen. Een voorbeeld van een overzicht van concentraties van de stoffen die in Europees oppervlaktewater worden gevonden is de Europees EMPODAT database (EMerging POllutants DATabase: <https://www.norman-network.com/nds/empodat/chemicalSearch.php>). Dit bestand bevat >10 miljoen concentratiebepalingen van momenteel in totaal 3139 stoffen uit geheel Europa. Voor Nederland zijn onlangs de data van vrijwel alle waterbeheerders samengevat, en gerapporteerd als ruimtelijke beelden van de recente toxische druk van diverse stofgroepen (Postma et al., 2021).

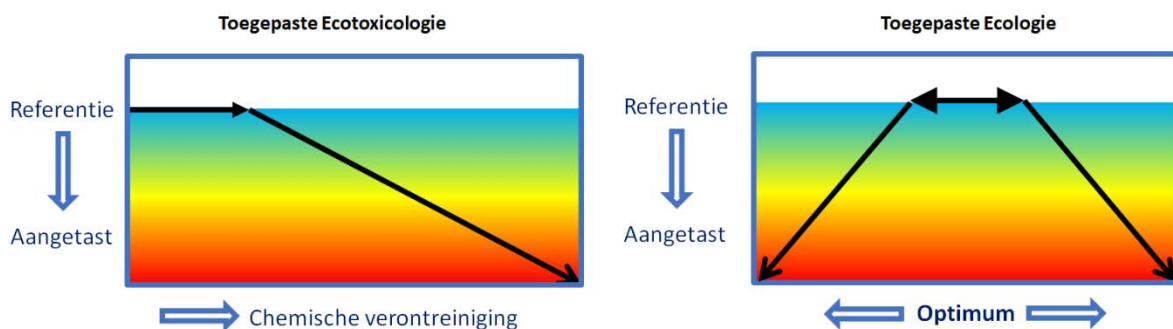
Of de stoffen ook als drukfactor hun uitwerking hebben, dat wil zeggen of ze apart of gezamenlijk effecten veroorzaken, is een vraag die beantwoord moet worden door een gerichte beoordeling. Hierbij is voor het waterbeheer het onderscheid nuttig tussen effecten op ecologische toestand, en effecten op de zuiveringsinspanning.

2.3 Effecten op de ecologische toestand

De effecten van de stoffen zijn afhankelijk van de concentraties van elke stof. Dit is een principe dat al benoemd is in de zestiende eeuw, door de ‘vader van de toxicologie’ (Paracelsus). Die stelde dat:

“[...] alle dingen zijn toxisch; het is de dosis [in water: de concentratie] die bepaalt of een ding niet toxisch is”.

Het is dus belangrijk om te weten of de in het water aanwezige stoffen een echte drukfactor zijn: komen ze in een dermate hoge concentratie voor dat ze een toxisch effect kunnen veroorzaken? Het idee van Paracelsus is weergegeven in Figuur 1 (links). In de praktijk is waargenomen, dat toename van blootstelling aan bestrijdingsmiddelen in kassengebieden bijvoorbeeld leidt tot toename van effecten (Postma and Keijzers, 2008). Zoals recent is opgemerkt lijkt dit concept heel sterk op de aanpak van de toegepaste ecologie: ecologen kunnen met veldgegevens, met gradueel verschillende niveaus van bijvoorbeeld de zuurgraad, vergelijkbare curves afleiden uit veldgegevens (Figuur 1, rechts). Een zeer bekend voorbeeld hiervan is het sterke effect van bijvoorbeeld de zuurgraad op aquatische soorten.



Figuur 1. Links: De relatie tussen de concentratie van chemische verontreiniging en het *niet* optreden van effecten: er is een dosis waarbij een stof (of een stoffenmengsel) niet meer toxisch is. X=waarden van een drukfactor, Y=waarde van een ecologische maatlat. Het principe van deze curve wordt toegeschreven aan Paracelsus, die wel de vader van de toxicologie wordt genoemd; in de toxicologie heet deze curve de dosis-respons curve. Rechts: de vergelijkbare curve uit de ecologie. Het principe hiervan wijkt eigenlijk niet af, behalve dan dat de ecologische maatlat-waarden afnemen bij te lage en te hoge waarden van een drukfactor (bijvoorbeeld bij te weinig of te veel voedingsstoffen); in de ecologie heet deze curve de optimum-curve.

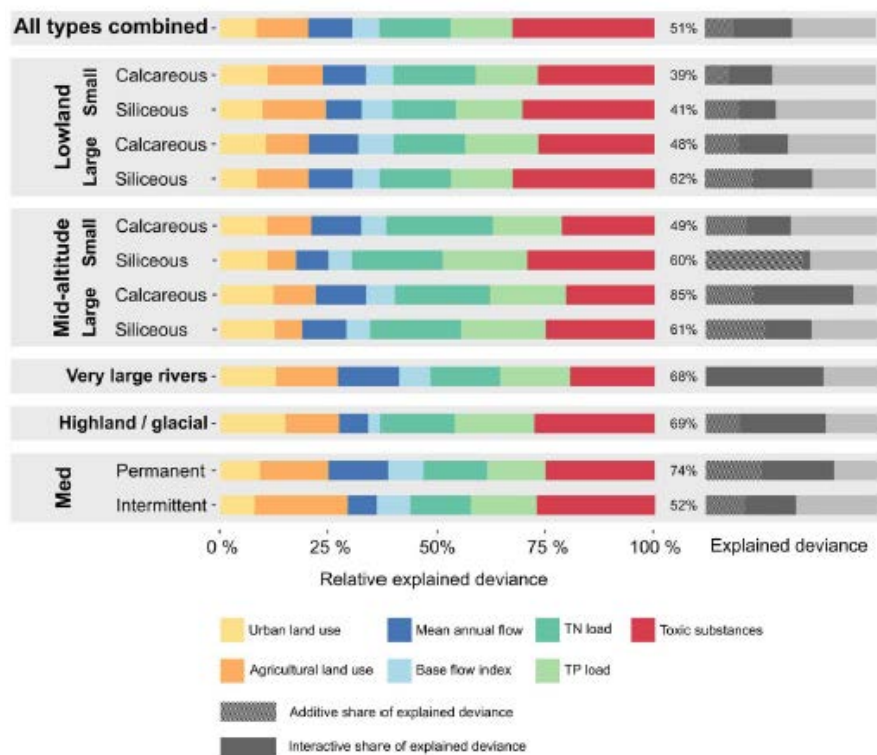


In het veld is er vaak sprake van een combinatie van drukfactoren, waardoor de dosis-respons- en optimumcurves van Figuur 1 niet eenvoudig zichtbaar te maken zijn. Een lage dichtheid van een soort kan zowel veroorzaakt worden door een lage pH als door toxiciteit, maar ook door beide. Het onderscheiden van de verschillende drukfactoren, en hun relatieve rol bij de aantasting van de biologische status, is weliswaar complex, maar inmiddels wel mogelijk. Een voorbeeld van de analyse van de relatieve rol van allerlei ‘ecologische’ drukfactoren op de schaal van Europa is onlangs beschreven in Grizzetti et al. (2017), en de rol van chemische verontreiniging in Posthuma et al. (2020). De laatste studie toonde aan dat chemische verontreinigingen een daadwerkelijke beperking vormen voor het bereiken of handhaven van de goede ecologische toestand, zoals in Figuur 1 wordt getoond.

Recent is vastgesteld dat chemische verontreiniging in vergelijking met andere drukfactoren een belangrijke invloed heeft op de ecologische toestand. Het resultaat van die studie wordt getoond in Figuur 2. Als vuistregel samengevat duiden de resultaten van Lemm et al. op het volgende:

Chemische verontreiniging, hydromorfologische veranderingen en belasting met nutriënten dragen elk voor ruwweg een-derde deel bij aan de variabiliteit van de ecologische toestand tussen waterlichamen in Europa.

Dit resultaat betekent, dat waterbeheerders een forse opgave hebben om de effecten van chemische verontreiniging tegen te gaan.



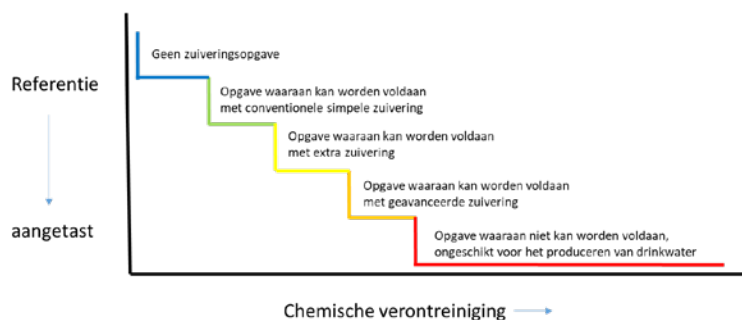
Figuur 2. Resultaten van een multiple-stress analyse van ecologische gegevens van Europese oppervlaktewateren. De grijze balken rechts geven per regel aan welke fractie van de ecologische variabiliteit verklaard kan worden door het multiple-stress model, en de gekleurde balken geven de relatieve rol aan van afzonderlijke drukfactoren (Med = Mediterranean, Middellandse Zee). Bron: Lemm et al. (2020).



2.4 Effecten op de zuiveringsinspanning

Voor de zuiveringsinspanning is de druk door chemische stoffen anders gedefinieerd dan voor de ecologie. De KRW zegt het volgende over drinkwater in relatie tot waterkwaliteit. KRW-preambule 24 zet de context door te noemen dat een goede oppervlaktewaterkwaliteit bijdraagt tot het veiligstellen van de drinkwatervoorziening van de bevolking. KRW-artikel 7.2 stelt dat waterkwaliteitsdoelen moeten worden gehaald in waterlichamen die zijn aangewezen voor de productie van drinkwater en dat het eindproduct moet voldoen aan de vereisten voor drinkwater zoals vastgelegd in de drinkwaterrichtlijn. KRW-artikel 7.3 stelt dat de lidstaten zorg moeten dragen voor de nodige bescherming van de aangewezen waterlichamen met de bedoeling de achteruitgang van de kwaliteit daarvan te voorkomen, om zo het niveau van zuivering dat voor de productie van drinkwater is vereist, te verlagen.

Voor de relatie van waterkwaliteit ten opzichte van het niveau van zuiveren is in de KRW geen maat gegeven. Als er weinig stoffen in water zitten, deze hebben een lage concentratie, en deze stoffen zijn met eenvoudige technieken te verwijderen tot een gewenst niveau, zal het niveau van zuiveren logischerwijs laag kunnen zijn. We hanteren hier de maat die de RIWA heeft voor zuiveringsinspanning (Pronk et al., 2020a). De zuiveringsinspanning hangt af van de concentratie van de aanwezigheid van stoffen, in samenhang met de verwijderbaarheid van de stoffen, en de mate waarin de stoffen verwijderd dienen te worden. Dit laatste kan bepaald worden aan de hand van drinkwaternormen en gezondheidskundige streefwaarden. Deze zijn vaak afgeleid van het berekende risico bij levenslange inname van de stof door het drinken van water. Er mogen alleen concentraties in het drinkwater aanwezig zijn waarbij er geen gezondheidskundige risico's zijn. Er mag dus geen effect optreden met betrekking tot de gezondheid van mensen die het water uiteindelijk drinken. Er kunnen redenen zijn voor nog lagere acceptabele concentraties, zoals geur en smaak. De zuiveringsopgave stijgt bij hogere concentraties van chemische stoffen. Als de stoffen door hun intrinsieke eigenschappen moeilijk te verwijderen zijn, stijgt ook nog de inspanning die daarbij geleverd moet worden. Een zuiveringsinspanning waaraan kan worden voldaan met een conventionele simpele zuivering staat dan voor een lage inspanning. Is er een geavanceerde techniek nodig zoals *Reverse Osmosis*, dan staat dat voor een hele hoge benodigde inspanning. In het project KIWK-Toxiciteit wordt momenteel (november 2020), mede geïnspireerd door de vijf klassen van de ecologische toestand, gedacht aan een indeling van de zuiveringsinspanning in vijf klassen zoals getoond in Figuur 3. De vijf klassen kunnen mogelijk nuttig gedefinieerd worden door een toenemende geavanceerdheid van de benodigde zuiveringstechniek.



Figuur 3. De relatie tussen de concentratie van chemische verontreiniging en de geschiktheid als drinkwaterbron. Op niveau blauw zijn de concentraties van alle individuele stoffen al onder de normen die zijn vastgesteld voor drinkwater. Als de chemische verontreiniging zo hoog wordt, of zo lastig te verwijderen dat er redelijkerwijs geen zuivering meer mogelijk is, dan is het water ongeschikt voor het produceren van drinkwater (niveau rood). De KRW streeft naar zo'n kwaliteit van water dat een verlaging van de zuiveringsinspanning mogelijk is, d.w.z. met een zo simpel mogelijke zuivering.



2.5 Verantwoordelijkheden en ruimtelijke schaalniveaus

De KRW is gebaseerd op de eigenschappen van het watersysteem, en is ‘actiegericht’: als er verontreinigende stoffen aanwezig zijn of in het water terecht kunnen komen moet er via een beheerplan maatregelen genomen worden. Elk schaalniveau heeft daarbij een eigen verantwoordelijkheid. Er zijn daardoor allerlei schaalniveaus voor die beheerplannen (Europese schaal, stroomgebieden-schaal, enzovoorts, tot de lokale schaal van waterschappen en drinkwaterbedrijven). Bij die schaalgroottes binnen het watersysteem horen lijsten met belangrijke stoffen:

- de stoffen die op Europees niveau de waterkwaliteit bedreigen worden prioritaire stoffen genoemd; dit zijn er ongeveer 45.
- de stoffen die in de stroomgebieden van de grote Europese rivieren vóórkomen en de waterkwaliteit bedreigen worden stroomgebied-specifieke (verontreinigende) stoffen genoemd; voor de Nederlandse stroomgebieden betreft dit een lijst van ongeveer 100 stoffen.

Door stapsgewijs steeds verder in te zoomen op deel-stroomgebieden, waterschappen en zelfs waterlichamen of kanalen, meren, beken en sloten, kan voor elk schaalniveau een lijst met de specifieke stoffen gemaakt worden, als stoffen die mogelijk effecten hebben. Op elk hydrologisch te onderscheiden niveau leidt dit tot de specifieke stoffen die in een lokale situatie vóórkomen omdat ze in die situatie geëmitteerd worden, of vanuit bovenstroomse emissies in die situatie terecht zijn gekomen (zie EC (2003)). *Elke stof kan dus een specifieke stof zijn, namelijk: als de stof in een waterlichaam in zodanige mate aanwezig is dat de biologische toestand is of kan worden aangetast.* Zie verder Bijlage 1.



3 Verwachtingen over blootstelling: variatie in ruimte en tijd

De concentraties van chemische stoffen variëren in ruimte en tijd waarschijnlijk veel sterker dan gebruikelijk is voor de andere drukfactoren, zoals vooral hydromorfologische drukfactoren (vrij constant) en veel fysisch-chemische drukfactoren (variabel, zoals bij afspoeling van nutriënten). Bijlage 2 geeft, als illustratie, een voorbeeld van de variatie in ruimte en tijd van chemische verontreiniging in een watersysteem.

Ondanks de variatie is er wel sprake van een aantal trends: er zijn stoffen die vrij constant worden geloosd, zoals medicijnresten in afvalwater, en er zijn stoffen die incidenteel in het water terecht komen (hetzij door gebruik van bestrijdingsmiddelen, hetzij door afspoeling na regenbuien). De variatie in de tijd is daarbij in kleinere rivieren vaak groter dan in grotere rivieren, doordat bijvoorbeeld de piekconcentraties van bestrijdingsmiddelen steeds verder afgevlakt worden als rivierarmen samenkomen (bv. een schone en een vervuilde rivierarm) door verdunnings- en mengeffecten.

Vanwege de grote mogelijke variatie van het voorkomen van stoffen in ruimte en tijd is het in een watersysteemanalyse goed om (net als in de simulaties van Bijlage 2) concrete verwachtingen af te leiden van de stoffen die aangetroffen zouden kunnen worden, en van hun concentraties. Daarvoor biedt de KRW aan de waterbeheerder een systematisch analyse-instrument, de zogenoemde DPSIR-causale analyse.

In een DPSIR-analyse verkent de waterbeheerder op systematische wijze welke gegevens er bestaan over de *Drivers* (bevolkingsdichtheid en typen economische activiteiten), de *Pressures* (de typerende stoffen passend bij de *Drivers*), de *Status* (de waterkwaliteit afgemeten aan abiotische drukfactoren) en de *Impacts* (de waterkwaliteit afgemeten aan de effectmaat, zoals de ecologische toestand en de zuiveringsinspanning), en wat die – in samenhang – betekenen voor de afleiding van maatregelen (de *Respons*, R). Als de waterbeheerder kijkt naar de vormen van landgebruik en hun (te verwachte) dynamiek van lozingen van stoffen naar het watersysteem, dan kan *a priori* een verwachting afgeleid worden van de aard en dynamiek van de blootstelling aan stoffen. De ‘inspectie’ van een landschap aan de hand van scenario’s van landgebruik kan leiden tot de verwachting dat er bijvoorbeeld in een landbouwgebied in de winter een relatief constante relatief lage blootstelling aan chemische stoffen zal bestaan die ontstaat door lozingen van huishoudens, met in het groeiseizoen hogere tijdelijke pieken van blootstelling aan bestrijdingsmiddelen. Door toepassing van dit principe is door een Nederlands waterschap onder meer vastgesteld dat vreemde variatiepatronen in de tijd voor sommige stoffen toegeschreven konden worden aan weers-afhankelijke uitloging van oude mijnafvalhopen in bovenstroomse delen van beken.

Al deze analyses – zowel van simulaties als van waarnemingen uit het veld (inclusief bovenstroomse landgebruik) – suggereren dat verschillende vormen van landgebruik verschillende “handtekeningen van stoffenmengsels” in benedenstroomse watersysteem veroorzaken. De sleutfactor toxiciteit levert vanwege deze waarneming onder meer inzicht in de stoffenlijsten die behoren bij verschillende vormen van landgebruik.



4 Beoordeling van chemische verontreiniging en prioritering

4.1 De stofgerichte beoordeling

De waterkwaliteit voor chemische verontreiniging wordt momenteel beoordeeld vanuit de beoordeling van de enkelvoudige stof. In dat geval is de identiteit en het intrinsieke gevaar van de stof belangrijk en wordt het risico van die stof voor het aquatische ecosysteem afgeleid van de concentratie en de stofeigenschappen. Voor de beoordeling van de chemische en ecologische kwaliteit zijn hiervoor stoffenlijsten beschikbaar, van in totaal ca. 145 stoffen (45 prioritair stoffen en ca. 100 voor Nederland specifieke stoffen). Voor de zuiveringsinspanning zijn de concentratie, de doelconcentratie, en de eigenschappen die zorgen voor de verwijderbaarheid van de stof van belang. Er bestaat geen specifieke lijst van stoffen die de waterkwaliteit helpen te duiden op basis van deze criteria.

Chemische verontreiniging wordt in de KRW nu beoordeeld door het toetsen van waargenomen concentraties van stoffen aan de beschermende milieukwaliteitsnormen (MKN) voor die stoffen, voor elke stof afzonderlijk. De MKN wordt vastgesteld als laagste concentratie uit drie beoordelingen, namelijk van risico's van blootstelling aan een stof voor (i) de mens en voor het aquatische ecosysteem via zowel (ii) directe- als (iii) voedselketenblootstelling. Op de website "risico's van stoffen" (www.rivm.nl/rvs) worden de blootstellingsniveaus (concentraties) samengevat die per stof aangeven tot welke concentratie er sprake is van afdoende bescherming van de drie eindpunten. Door toetsing van concentraties aan normen volgens de KRW kan door waterbeheerders eenvoudig vastgesteld worden óf er sprake is van chemische verontreiniging (de concentratie overschrijdt de norm voor tenminste één stof).

In de praktijk blijkt, dat de in deze paragraaf genoemde variatie in ruimte en tijd niet kan worden gespecificeerd door de toepassing van de KRW-beoordeling. Een waterlichaam kan chemisch 'niet voldoen' door een minimale overschrijding van de MKN voor één stof, of een maximale overschrijding voor veel stoffen. In beide gevallen blijft de beoordeling hetzelfde: "voldoet niet". Als alle situatie op hetzelfde oordeel uitkomen belemmert dat de prioritering van maatregelen.

Door toepassing van de sleutfactor toxiciteit kan de beoordeling van de waterkwaliteit t.a.v. chemische verontreinigingen sterk genuanceerd worden, en kan gekwantificeerd worden hoe groot de toxische druk van stoffen en mengsels, via het Chemie-spoor en/of het Toxicologie-spoor. Er is daarmee ook beter te zien of er na maatregelen een (graduele) verbetering is opgetreden in termen van ecologische risico's, ook al voldoet de waterkwaliteit nog niet honderd procent. Dit laatste is onlangs aangetoond door analyses van veranderingen in de waterkwaliteit enerzijds en herstel van soorten anderzijds (Hallmann and Jongejans, 2021).

4.2 De ecologische grondslag voor de beoordeling van chemische verontreiniging

Als de ecologische toestand als toetsingsgrootheid voor de waterkwaliteit wordt gehanteerd zijn in principe alle stoffen en mengsels van belang, namelijk: voor zo ver ze de ecologische toestand beperken. Bij een goede of hoge ecologische toestand levert 'de ecologie' het signaal, dat alle drukfactoren tezamen (kennelijk) geen dusdanig effect opleveren dat het lokale ecosysteem afwijkt van de watertype-specifieke referentiecondities. Er kunnen dus wel effecten zijn, omdat stoffen ook genuanceerde effecten kunnen hebben (zoals via hormoonverstoring, of effecten op gedrag), maar die hebben dan nog geen significante afwijking van de goede ecologische toestand tot gevolg.



De waterbeheerder wordt wél geattendeerd op een mogelijk probleem met één of meer drukfactoren indien de ecologische toestand afwijkt van de watertype-specifieke referentieconditie. Dat kan dus leiden tot de identificatie van een lokaal mengsel, en lokale specifieke stoffen, als belemmerende factor. Maar ook door andere drukfactoren. De methodiek voor de diagnose hiervan wordt beschreven in een andere notitie: via een goede diagnose kan worden afgeleid welke drukfactoren waarschijnlijk (alleen, of samen) een rol spelen. Met die inzichten worden dan gerichte maatregelen afgeleid en opgenomen in het beheerplan.

4.3 Twee technieken voor beoordeling van de kans op ecologische effecten

Het is ondoenlijk om >170.000 stoffen te monitoren en in de diagnose te betrekken. Daarom zijn er technische oplossingen voorgesteld en in gebruik, om de diagnose rond de drukfactor van chemische verontreinigingen hanteerbaar te maken.

Een eerste strategie die heel gebruikelijk is, gaat – net als bij de normtoetsing – uit van de identiteit van stoffen in een mengsel, en de (voorspelde of gemeten) concentraties van die stoffen. Via *component-based methods (CBM)* wordt afgeleid wat de toxische druk van dat mengsel is op basis van kennis over milieu-effecten van de losse stoffen (zie website ESF-Toxiciteit versie 2.0). Dat kan per stof, voor groepen van stoffen, of voor het gehele mengsel. Groepen van stoffen kunnen daarbij ingedeeld worden naar werking (zoals: “alle insecticiden”) of naar de bron (“alle stoffen uit huishoudens”). Dit laatste is zinvol als de beheerder denkt dat maatregelen het beste werken via gericht beleid voor specifieke bronnen (zoals gesuggereerd wordt in Posthuma et al. (2018)).

Een tweede strategie, die snel in opkomst is gebaseerd op het meten van effecten van de mengsels aanwezig in watermonsters. Via *Effect-based methods (EBM)* wordt er in bioassays vastgesteld of er toxische effecten te verwachten zijn op basis van bioassays. Als er een (beperkte) batterij van bioassays (dus: met verschillende soorten en eindpunten) wordt toegepast die in principe samen gevoelig zijn voor alle stoffen die op de markt zijn, dan kan via deze methode in één of meer bioassays afgeleid worden of een het nog onbekende mengsel van stoffen in een watermonster mogelijk toxische effecten induceert. Hierdoor kan inzicht verkregen worden in de aard van de toxiciteit (bijvoorbeeld: er is alleen een respons in een algentoets, zodat de drukfactor mogelijk een fotosynthese-remmend bestrijdingsmiddel kan zijn), en de ernst ervan (bijvoorbeeld: de effect-sigitaalwaarde voor ecologische effecten wordt overschreden). De website van de ESF-Toxiciteit (versie 2) geeft een overzicht van de toepassing van bioassays.

De CBMs en de EBMs hebben allebei een belangrijke rol gespeeld bij het aantonen van effecten in aquatische ecosystemen (zie onder).

4.4 Effecten op aquatische ecosystemen en effectmaten

Het effect van een drukfactor in aquatische ecosystemen kan zich in allerlei vormen manifesteren. Het effect van een fotosyntheseremmer zal zich vooral uiten via effecten op algen en waterplanten. Het effect van insecticiden vooral op insecten en andere geleedpotigen. Weer andere stoffen hebben een breed spectrum aan effecten in alle soortengroepen. In Figuur 1 kunnen – anders gezegd – heel veel effectmaatlaten op de Y-as worden gekozen. Het is daarom belangrijk om kansen op effecten (risico's) op allerlei manieren in te schatten. Soms via de beoordeling van de aantallen per soort, soms via de beoordeling van effecten op soortgroepen en soms via een maatlat die samenvat hoe het aquatische ecosysteem als geheel onderhevig is aan stress.

Er zijn (dus) legio mogelijkheden om de relatie tussen toxische druk en ecologische effecten te beoordelen. In de praktijk van de beoordelingen is het, onder de KRW, zinvol om tenminste de relatie tussen ecologische toestand en chemische verontreiniging vast te stellen. Hierbij moet vermeld worden



dat dit echter *de minst gevoelige* diagnose oplevert. Immers, de *ecologische toestand* kan als ‘integrale maat voor effecten’ alleen verlaagd zijn als er effect is op tenminste één soortgroep die gebruikt wordt als ‘indicator’ voor het vaststellen van de ecologische toestand. Daarbinnen kan de soortgroep alleen als ‘indicator’ aangetast worden als er onderliggende effecten zijn op tenminste één soort binnen die groep. Het is door dit effect van de aggregatie (van monitoring-gegevens over soorten tot de geaggregeerde ecologische toestand klasse) belangrijk om goed te letten op de parameter waarmee effecten worden gekwantificeerd. Hierbij geldt dat de gevoeligheid om effecten die er zijn ook zichtbaar te maken afneemt van *aantallen per taxon* tot aan *ecologische toestandsklasse*.



5 Bewijzen voor ecologische effecten: internationaal

5.1 Beperking van de ecologische toestand

De internationale studies waarin effecten van chemische verontreinigingen in oppervlaktewateren zijn geanalyseerd zijn samengevat in een recent wetenschappelijk artikel (Posthuma et al., 2019a), en de samenvatting daarvan staat in Tabel 1. Bij dit type studies is het altijd zo, dat de uitkomsten een relatie aangeven tussen de drukfactoren enerzijds en de effectmaatlat anderzijds, waarbij die relatie van statistische aard is. Veldstudies geven geen keiharde oorzaak-gevolgrelaties weer. Bij het omschrijven van de resultaten van deze studies wordt echter veel vaak beschreven dat de achteruitgang van de ecologische maatlat een gevolg is van een drukfactor, maar dat wordt alleen gedaan om de tekst leesbaar te houden. Omdat er voor veel verschillende regio's, stofgroepen en soortgroepen steeds hetzelfde patroon wordt gevonden, en omdat dat patroon ook overeenkomt met een logische redenering (er zijn stoffen aanwezig met concentratieniveaus die in testen effecten hebben, dus het is logisch te veronderstellen dat er ook in het veld bij die concentraties effecten zullen zijn) is er sprake van internationale bewijzen voor het optreden van ecologische effecten van chemische verontreiniging in oppervlaktewateren.

Tabel 1. Studies waarin de relatie tussen chemische verontreinigingen en ecologische effecten in aquatische ecosystemen zijn onderzocht op basis van de analyse van monitoringdata, en waarbij onderzocht is of de ecologische maatlaten een statistische relatie hebben met de drukfactor 'chemische verontreiniging. Een statistische relatie is aangeduid met "diagnose: ja", en afwezigheid van zo'n relatie met "diagnose: nee" (waarbij dat kan duiden op hetzij niet bestudeerd, hetzij niet gevonden).

#	Gebied	Soortgroep	Mengsel diagnose	Ref.	Studie
1	Ohio	Evertebraten	Nee	1	Dyer and Belanger (1999).
2	Ohio	Vissen	Nee	2	Dyer, White-Hull et al. (2000).
3	Ohio	Vissen	Nee	3	Dyer, White-Hull et al. (2000).
4	Ohio	Evertebraten en vissen	Nee	4	Dyer and Wang (2002)
5	Nederland	Marofauna, Macrofyten	Ja	5	De Zwart (2005)
6	Nederland	Marofauna, Macrofyten	Ja	5	De Zwart (2005)
7	Ohio	Vissen	Ja	6	De Zwart, Dyer et al. (2006)
8	Ohio	Vissen	Ja	7	Kapo and Burton Jr (2006),
9	Ohio	Evertebraten	Ja	7	Kapo and Burton Jr (2006),
10	Ohio	Vissen	Ja	8	Posthuma and De Zwart (2006)
11	Ohio	Vissen	Ja	8	Posthuma and De Zwart (2006)
12	Ohio	Vissen	Ja	9	Kapo, Burton et al. (2008)
13	UK	Macrofauna	Ja	10	De Zwart, Posthuma et al. (2008)
14	UK	Macrofauna	Ja	11	Kapo, Burton Jr. et al. (2008),
15	Schelde bassin	Evertebraten	Ja	12	De Zwart, Posthuma et al. (2009)
16	Schelde bassin	Evertebraten	Ja	13	Gevrey, Comte et al. (2010),
17	Nederland	Benthische evertebraten	Ja	14	Posthuma and De Zwart (2012)
18	Ohio	Evertebraten en vissen	Ja	15	Kapo, Holmes et al. (2014)
19	Duitsland	Benthische evertebraten	Ja	16	Berger, Haase et al. (2016)
20	Duitsland	Algen, watervlooien en vis	Ja	17	Schäfer, Kühn et al. (2016)
21	Nederland	Evertebraten	Ja	18	Posthuma, De Zwart et al. (2016)
22	Ohio	Vissen	Ja	19	Zijp, Huijbregts et al. (2017)

De resultaten die in de Tabel getoond worden zijn niet verrassend, maar wel speciaal. Ze zijn niet verrassend, want er bestaan tienduizenden studies over de ecotoxiciteit van stoffen onder



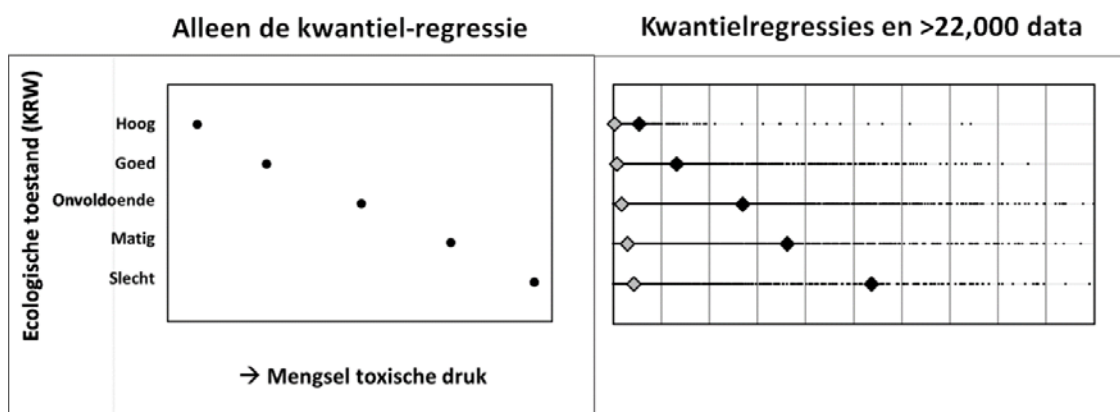
laboratorium-condities, en er zijn ook veel studies over effecten van stoffen op aquatische levensgemeenschappen die onder gecontroleerde condities zijn blootgesteld (mesocosms). In Canada zijn er zelfs enkele studies uitgevoerd waarin effecten van stoffen werden bestudeerd en aangetoond in natuurlijke meren door het toevoegen van stoffen in die meren (de “Canadese merenstudie”, zie o.a. Malley (1996) en Blanchfield et al. (2009)). Ze zijn in zekere zin wel verrassend, omdat de in de tabel getoonde studies allemaal gebaseerd zijn op monitoring-gegevens (en niet op experimenten, of lokale sterk verontreinigde gradiënten). De gegevens in de tabel geven het antwoord op de “Waarom?”-vraag: in het veld komen mengsel-effecten vaak voor; eigenlijk werden er altijd effecten in het veld aangetoond sinds er in 2006 goede methodieken voor de diagnose van veld-effecten werden ontwikkeld.

Samenvattend kan gesteld worden dat de verwachtingen over blootstelling en effecten (Hoofdstuk 3) overeen komen met de resultaten van Tabel 1. Het zou met de bestaande testgegevens en risico-inzichten over stoffen volkomen onverwacht zijn als de monitoring-studies *geen* effecten van mengsels in natuurlijke watersystemen zouden hebben kunnen diagnosticeren. Als belangrijke nuancering kan opgemerkt worden, dat de uitgevoerde diagnose-studies van veldgegevens nog een beperkte set van effectmaatlaten heeft gebruikt (zie Tabel 1). Er zijn, ten opzichte van de gebruikte maatlaten, nog veel meer genuanceerde en waarschijnlijk gevoeliger maatlaten denkbaar, zoals studies naar het optreden van ziektes, gedrags- en/of geslachtsveranderingen. In deze notitie wordt echter met name gekeken naar maatlaten zoals de ecologische toestand, en voorkomen en dichtheden per soort, en (nog) niet naar andere maatlaten.

De meest recente studie van een grote monitoring-data set leverde het resultaat dat in Figuur 4 getoond wordt. De visuele beoordeling van de ruwe data punten (deelfiguur rechts) toonde hierbij aan dat er *geen waterlichamen zijn met een hoge of goede ecologische toestand en een hoge toxische druk van mengsels*; bij toenemende toxische druk is er een afname van de ecologische toestandklasse. Deze studie leidt, samen met de studies uit Tabel 1 tot de constatering, dat:

Verhoogde chemische verontreiniging betekent een sterkere beperking voor het handhaven of bereiken van de goed ecologische toestand

De enorme dataset waarmee deze constatering is afgeleid is zeer vereenvoudigd samengevat in de linker deelfiguur.



Figuur 4. De relatie tussen de mengsel-toxische druk van 24 prioritaire stoffen en de ecologische status, afgeleid van Europa-brede voorspellingen van lokale concentraties van de stoffen de ecologische klassen. De figuur toont links de samengevatte kwantiel-regressie, en rechts de >22.000 datapunten (verdeeld over



Europa, de kleinste puntjes), en de kwantiel-waarden voor het 50^{ste} en het 95^{ste} percentiel (de analyse met de 50^{ste} percentiel is vergelijkbaar met de “gewone” regressie analyse.

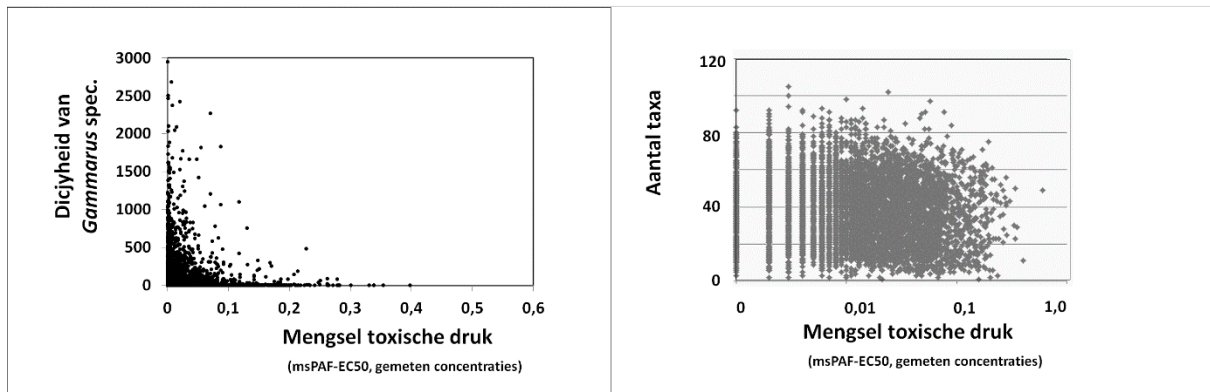
5.2 Effecten op de zuiveringsinspanning

Voor de ‘diagnose’ van de zuiveringsinspanning zijn analyses voor RIWA-Rijn een goed startpunt (Pronk et al., 2020b). Hierin zijn vijf locaties langs de Rijn beoordeeld met betrekking tot de chemische druk, die leidt tot een overzicht van de variatie in de zuiveringsinspanning over de afgelopen 20 jaar. Uit het rapport blijkt dat de zuiveringsinspanning in de afgelopen 20 jaar niet is afgenomen op de vijf locaties. Wel blijkt dat sommige locaties de aanwezige mengsels een gunstiger zuiveringsinspanning behoeven dan andere locaties.



6 Bewijzen voor effecten: nationaal

Nederlandse waterbeheerders hebben voor het beoordelen van de eventuele noodzaak van maatregelen het meest aan bewijzen voor effecten van chemische verontreiniging in Nederland. Door het bijeenbrengen van monitoring-gegevens van de Nederlandse waterschappen werd het mogelijk om de relatie tussen de mengsel-toxische druk en de ecologische status zoals in Figuur 4 ook af te leiden voor Nederlandse oppervlaktewateren. Twee voorbeelden van de relatie tussen mengsel-toxische druk en de abundantie van een soort resp. de soortenrijkdom wordt getoond in Figuur 5.



Figuur 5. De relatie tussen de mengsel-toxische druk van chemische verontreiniging in Nederlandse oppervlaktewateren, afgeleid van Nederlandse monitoring gegevens over evertrebraten. Links: een voorbeeld van de relatie tussen toxische druk en aantallen individuen van een soort (X-as lineair). Rechts: een voorbeeld van de relatie tussen toxische druk en aantal soorten per monster (X-as logaritmisch). De relaties zijn in beide gevallen significant. De toxische druk (msPAF-EC50 van Nederlandse oppervlaktewateren loopt lokaal op tot boven 10% (0.1 op de X-as).

De analyse van effecten voor Nederland leverde ook een ander inzicht. Door rekening te houden met *alle* drukfactoren die in de monitoringdata verzameld waren kon ook een *multiple-stress* analyse worden gedaan. Het resultaat daarvan wordt samengevat in Tabel 2. Deze analyses tonen aan *dat het merendeel van de afzonderlijke taxa veranderingen in hun aantallen tonen in relatie tot veranderingen in toxische druk*. Bij gedetailleerde analyses kan verder afgeleid worden dat er allerlei vormen van relaties tussen toxische druk en effectmaatlaten gevonden zijn: een aantal soorten hebben sterk dalende aantallen per soort, andere soorten laten geen systematische aantalsveranderingen zien, en er zijn soorten die – voor een deel van de toxische-druk gradiënt – eerst in aantallen toenemen (en daarna afnemen), zoals in Figuur 1, rechts. Samenvattend toont de studie voor de Nederlandse situatie duidelijke effecten van chemische verontreinigingen aan, met een per soort verschillende respons en gevoeligheid.



Tabel 2. Multiple-stress relaties afgeleid van de Nederlandse monitoringdataset. Resultaten van de multi-stress analyses voor 308 afzonderlijke genera. Voor alle drukfactoren werden significante correlaties gevonden (significanties: *: $P < 0,001$; **: $0,001 < P < 0,01$; * $P, 0.05$. # Taxa: het aantal taxa met een significante bijdrage van een drukfactor aan verandering in abundantie). % Taxa: het percentage taxa waarmee de drukfactor een significante correlatie heeft (zoals in Figuur 5, links).**

Drukfactor	***	**	*	# Taxa	% Taxa (van 308)
Mengsel toxische druk (msPAF _{EC50})	163	13	6	182	59%
Chloride	168	11	7	186	60%
Kjeldahl-N	157	6	0	163	53%
Doorzicht	164	8	3	175	57%
pH	190	8	4	202	66%
Biologisch Zuurstof Verbruik	110	6	2	118	38%
Totaal-P	160	11	9	180	58%

Ook via de verzameling van data die afkomstig zijn uit *Effect-based methods* (verzamelde bioassays) kan afgeleid worden dat verhoogde waargenomen mengsel-toxiciteit (X, uit de EBMs) relateert aan effecten in het veld (Y). Dit onderzoek leverde recente inzichten conform Figuur 4 en Figuur 5. De data-analyses zijn momenteel nog gaande (november 2020). Het proefschrift van De Baat (2020) geeft een samenvatting van de resultaten van Nederlandse monitoring met bioassays, en toont ook aan dat er waarschijnlijk ecologische effecten zijn van mengsels in Nederlandse oppervlaktewateren .



7 Bewijzen voor effecten: regionaal

Momenteel worden door diverse waterbeheerders regionale studies uitgevoerd naar blootstelling en effecten van chemische verontreiniging. Die studies zijn van aanvullend belang op de internationale (paragraaf 9) en Nederlandse studies (paragraaf 10). Het is van belang dat de data van de regionale analyses zo goed mogelijk worden samengevoegd. Er kan immers sprake zijn van een zogenoemd 'plakjes-probleem'. Dat probleem wordt gekenmerkt door het verschijnsel dat een waterbeheerder voor een beheergebied vaak slechts een kleine variatie in X-waarden heeft (een 'plakje' data, met kleine variatie in de waarden van de toxische druk, de X in Figuur 5), waardoor de correlatie tussen toxische druk en de abundantie van een soort of de soortenrijkdom wel kan bestaan, maar niet wordt aangetoond. In dat geval is onbekend wat de Y-waarden zijn bij de (onbekende) schonere en vuilere monsters (dan het 'plakje' van X van de waterbeheerder). De statistische analyse van de data levert dan 'onbepaalde' uitkomsten.



8 Effecten op afzonderlijke taxa

De studie van de effecten van multiple stress op afzonderlijke taxa, zoals getoond voor Nederland in Tabel 2, zijn ook bekend uit de internationale literatuur (zoals verzameld in Tabel 1). De eerder gevonden correlaties zijn samengevat in Tabel 3. De verzamelingen van monitoringdata leiden allemaal tot de conclusie, dat er voor een hoog percentage soorten een correlatie bestaat tussen de mengsel toxische druk en de abundantie van de bestudeerde taxa. Naar verwachting zal het – bij verdere studie – kunnen worden aangetoond dat insecticiden vooral correlaties hebben met de abundantie en soortenrijkdom van insecten, en herbiciden op macrofyten en algen. Momenteel wordt aan dergelijke specifieke eindpunten nog onderzoek verricht.

Tabel 3. Overzicht van de statistische significantie van de gevonden relaties tussen mengsel toxische druk en ecologische eindpunten (hier: het percentage taxa waarvoor een significante relatie werd gevonden), verzameld uit de internationale literatuur. ¹ Nummer van de studie zoals in Tabel 1. ² Significant als $P < 0.05$. ³ Huishoud-chemicaliën, ⁴ NH₃ en metalen, ⁵ Industrie chemicaliën, ⁶ pesticiden, ⁶ 45 stoffen (8 metalen, 16 gechlorineerde organische stoffen, minerale olie, 16 PAKs en 4 PCBs.

# ¹	Soortgroep	Gebied	msPAF-niveau	Significant voor % van de taxa ²
7	Vissen	Ohio	NOEC ³	59
7	Vissen	Ohio	NOEC ⁴	54
13	Evertebraten	UK	EC50 ⁵	71
13	Evertebraten	UK	EC50 ⁶	56
17	Evertebraten	NL	EC50 ⁷	74



9 Betekenis voor beheer: prioritering van locaties en stoffen(groepen)

9.1 Kartering en prioritering van locaties als eerste stap

Alle analyses die in de voorgaande paragrafen getoond worden wijzen op het optreden van ruimtelijk en tijdelijk variabele effecten van chemische verontreiniging in oppervlaktewateren van geïndustrialiseerde, westerse samenlevingen, en ook op dergelijke effecten die specifiek aangetoond zijn in Nederlandse oppervlaktewateren.

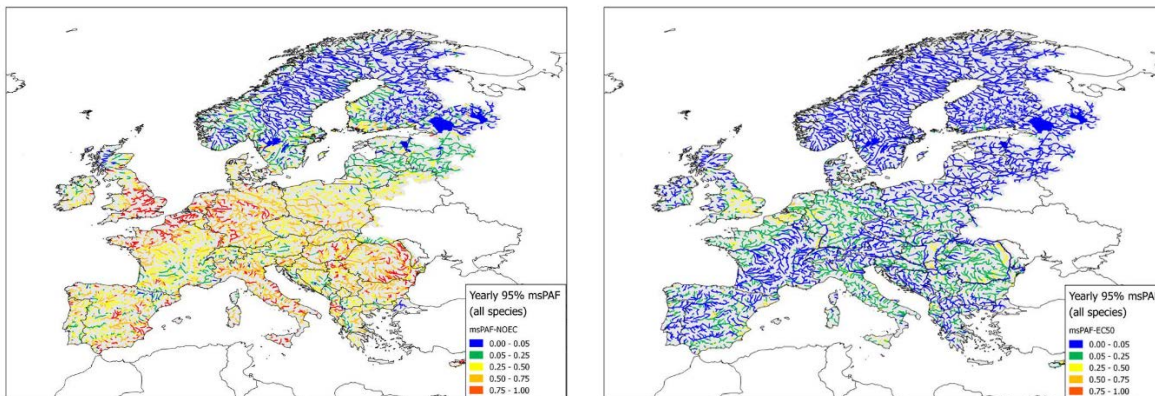
Dit resultaat – en de variatie erin in ruimte en tijd – heeft een belangrijke implicatie voor het waterbeheer. Immers, als er effecten zijn – en de ecologische toestand is minder dan ‘goed’ – dan moeten de waterbeheerders maatregelen nemen om die effecten te reduceren, totdat de goede toestand bereikt is. En ook: bij voorgenomen veranderingen in landgebruik (en de te verwachten emissies van stoffen) moeten waterbeheerders beschermende maatregelen nemen, om achteruitgang van de ecologische toestand te voorkómen.

In de systeemgerichte aanpak van de KRW wordt de waterbeheerder daarbij de mogelijkheid nadrukkelijk geboden om de maatregelen te prioriteren: de waterlichamen met de hoogste chemische verontreiniging (en ecologische effecten) en de belangrijkste stoffen die het sterkst aan de risico's bijdragen het eerst. Dit met het motief dat deze strategie de sterkste vooruitgang van de ecologische toestand en de sterkste daling van de zuiveringsinspanning zal bewerkstelligen, voor de (relatief) laagste kosten.

Doordat uit Figuur 4 en Figuur 5 duidelijk wordt dat er een correlatie is tussen mengsel-toxische druk en ecologische indicatoren – waarbij een toenemende toxische druk de kans beperkt dat de goede ecologische toestand bereikt wordt of gehandhaafd kan blijven – kan de druk *gekarteerd* worden om aan te duiden welke waterlichamen het meest onder druk staan. Per waterlichaam (of groep met elkaar verbonden waterlichamen) kan vervolgens afgeleid worden welke stoffen de hoogste relatieve bijdrage leveren aan de toxische druk. Uiteraard zijn daarbij de stoffen die in een landbouwgebied effecten veroorzaken andere stoffen dan bij een RWZI.

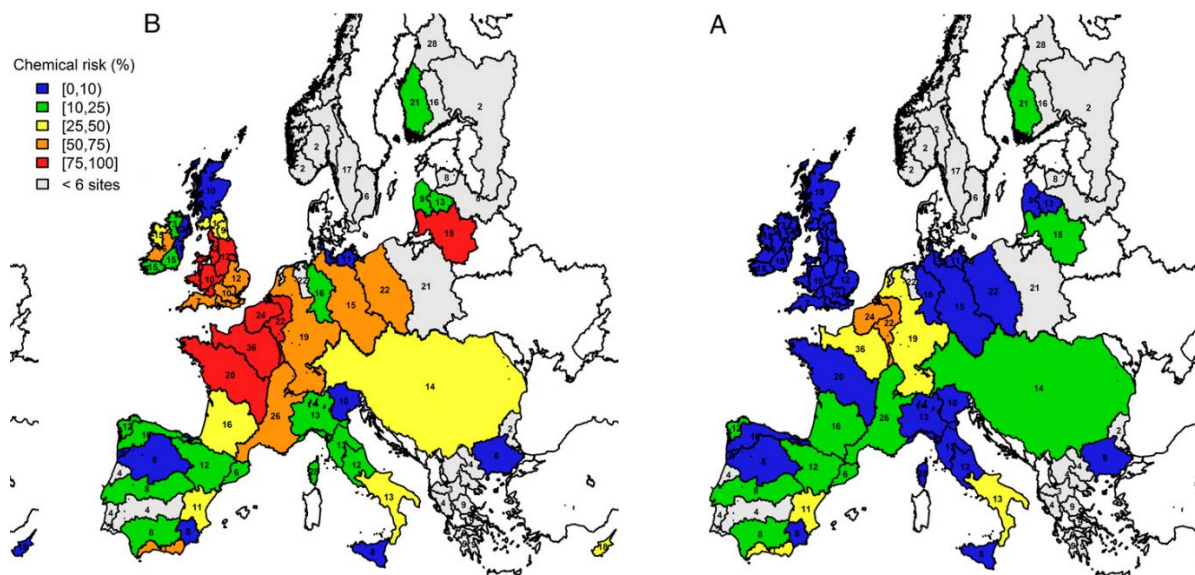
Een tweetal voorbeelden van de kartering van de mengsel-toxische druk – op Europees niveau – wordt getoond in Figuur 6. Dergelijke kaarten tonen dus de kans dat lokale mengsels beperkend zijn voor het handhaven of bereiken van een goede ecologische toestand.





Figuur 6. Europese kaarten van de toxische druk van mengsels van bijna 2000 stoffen en hun mengsels, Links: de msPAF-NOEC, die gerelateerd is aan de beoordeling van (on)voldoende bescherming, en gerelateerd is aan de KRW-normstelling. Omdat het beleidsmatig bij de normstelling gehanteerde ‘95%-beschermingsniveau’ vergelijkbaar is met een (ms)PAF-NOEC van 0,05 toont de kaart via de blauw kleuring de waterlichamen waar het beschermingsniveau niet overschreden wordt door de aanwezigheid van de lokale mengsels. Andere kleuren tonen waterlichamen waarbij er sprake is van onvoldoende bescherming. Rechts: idem, maar bepaald via de msPAF-EC50; hierbij is de toxische druk empirisch gerelateerd aan het verlies van soorten, zoals bij de KRW-ecologische toestand. Kaarten uit Posthuma et al. (2019b).

De kaarten van Figuur 6 vertonen sterke gelijkens met de resultaten van Malaj et al. (2014). Die auteurs vergeleken waargenomen concentraties van stoffen met de effect-niveaus (bv. EC50) en de geen-effect niveaus (NOECs) van een aantal specifieke soorten (alg, watervlo, vis), en beoordeelden daarmee de fractie van waterlichamen in een gebied waar overschrijdingen van de (geen-) effectniveaus optraden. De resultaten worden getoond in Figuur 7.



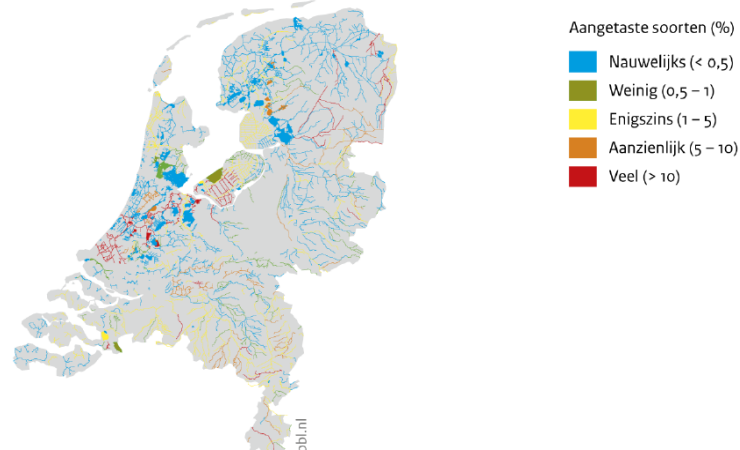
Figuur 7. Europese kaarten over de risico's van organische stoffen, afgeleid door Malaj et al. (2014). Links: graduele verschillen in overschrijding van geen-effect niveaus (NOEC). Rechts: graduele verschillen in overschrijding van 50%-effect niveaus.



Voor Nederland is de mengsel toxische druk ook gekarteerd in de Nationale Analyse Waterkwaliteit (Figuur 8). De kaart toont in kleuren dat de toxische druk van alle gemeten stoffen samen varieert tussen locaties.

Figuur 10.1
Berekende toxische druk per waterlichaam, 2018

Op basis van percentage aangetaste soorten



Bron: PBL

Figuur 8. Kaart van de toxische druk van mengsels in Nederland (2018). Bron: de Nationale Analyse Waterkwaliteit (PBL, 2020). De toxische druk is berekend met de door de waterschappen gemeten concentraties van stoffen, en uitgedrukt als msPAF-EC50.

Recente kaarten van de toxische druk van stofgroepen en totale mengsels in Nederland zijn opgenomen in de Atlas Natuurlijk Kapitaal, op basis van de monitoring-gegevens van alle waterschappen voor de periode 2013-2018. De gegevens zijn gerapporteerd in Postma et al. (2021). Een voorbeeldkaart (zoombaar in de Atlas) wordt getoond in Figuur 9. Via de rapportage en de Atlas kan inzicht verkregen worden in het relatieve belang van afzonderlijke stofgroepen voor de toxische druk in een regio.



Figuur 9. Ruimtelijke variatie in de toxische druk van alle gemeten stoffen samen, op basis van monitoring-gegevens voor de periode 2013-2018 (kaartbeeld uit de Atlas Natuurlijk Kapitaal, <https://bit.ly/3BCblNj>).



9.2 Prioritering van stofgroepen en stoffen per locatie als tweede stap

Analyses van de data over chemische verontreinigingen en biologische parameters data tonen aan, dat (a) waterlichamen sterk verschillen qua mengseltoxiciteit, en (b) de relatieve bijdrage van stoffen aan die toxiciteit sterk verschilt. Dat levert voor het waterbeheer een hele complexe situatie op: duizenden waterlichamen, met duizenden belangrijke stoffen, die steeds anders zijn.

Ondanks de hoge variabiliteit in ruimte en tijd, van toxische druk en van belangrijke stoffen, is echter gebleken dat het ecologische effect van een mengsel in een waterlichaam op een bepaald moment meestal verklaard kan worden door *een relatief beperkt aantal stoffen*. Een zeer uitgebreide analyse van dit laatste verschijnsel wordt beschreven in Vallotton and Price (2016), die beschreven welke aantallen bestrijdingsmiddelen er dominant waren in veldmonsters die in de VS werden verzameld; bijna altijd waren er 1, 2 of 3 dominant, en droegen de andere meer dan 80 bestudeerde middelen op een plaats/tijd relatief weinig bij aan de door deze auteurs gehanteerde risicomatlat. Ook in de genoemde monitoringdata van Europa en Nederland is dit laatste zichtbaar.



10 Conclusies over het “Waarom” van de sleutelfactor toxiciteit

Deze notitie vat de wetenschappelijke gegevens samen over het optreden van effecten van mengsels van stoffen in oppervlaktewateren. Hoewel de resultaten van veldstudies altijd alleen kunnen leiden tot correlatieve, empirische verbanden, zijn er veel resultaten die aantonen dat er een verband is tussen mengsel toxische druk en effecten op aquatische ecosystemen. Anders gezegd: mengsels van stoffen zijn vaak een drukfactor die belemmerend werkt op het behouden of herstellen van de goede ecologische toestand.

Vooraf het recente artikel van Lemm et al. (2020) geeft een belangrijke vuistregel bij de “Waarom?”-vraag over de toepassing van de sleutelfactor toxiciteit:

- Gemiddeld bijna een derde van de variatie in ecologische toestand in Europa kan toegeschreven worden aan de belemmeringen die ontstaan door blootstelling aan chemische verontreinigingen

Het woord “gemiddeld” duidt er op, dat er schone gebieden zijn met een (veel) lagere toxische druk, en ‘end of pipe-situaties’ die een veel hogere toxische druk hebben, waarbij de vuistregel ook toelaat dat de invloed van de toxiciteit (veel) lager is dan een derde (bijvoorbeeld in Noord-Zweden, waar weinig menselijke activiteiten zijn en veel water), of juist (veel) hoger (bijvoorbeeld in dichtbevolkte gebieden met hoge economische activiteit).

De door Lemm et al. (2020) gevonden relatie heeft betekenis voor de ecologische toestand en de maatregelen, want in allerlei onderzoek is aangetoond (deze Notitie), dat:

1. een graduele toename van de toxische druk van mengsels tussen locaties of in de tijd impliceert een toenemende belemmering in het behouden of herstellen van de goede ecologische toestand (en andere maatlaten) → prioritering van maatregelen naar plaats
2. de belemmering op verontreinigde locaties wordt niet evenredig door alle aanwezige stoffen veroorzaakt, maar is vaak toe te schrijven aan een relatief beperkte set van stoffen in het lokale mengsel. Het is daarbij zo, dat de dominante stoffen echter tussen plaatsen en momenten verschillen → prioritering van maatregelen tegen belangrijke stofgroepen

De variabiliteit van mengsel toxische druk in ruimte en tijd maakt het mogelijk om kaarten te maken, die voor het beheer betekenis hebben als informatie om te kunnen prioriteren:

- Eerst naar plaatsen, waar de aquatische ecologie het meest onder druk staat
- Dan naar de stoffen die er op de verschillende locaties er het meest toe doen

Deze uitkomsten leveren belangrijke informatie op omtrent de vraag naar het “Waarom” van de sleutelfactor toxiciteit:

1. De waterbeheerder kan de aandacht voor maatregelen richten op de meest aangetaste locaties en de sterkst bijdragende stoffen
2. De aandacht hoeft *niet* evenredig gericht te zijn op alle >170.000 stoffen die in Europa in de handel zijn, en die (per stof of als mengsel) de ecologische toestand kunnen belemmeren, en waarvoor zonder deze wetenschappelijke inzichten in principe *alle* gegevens verzameld zouden moeten worden, om *alle* stoffen te kunnen beoordelen.



De waterbeheerder kan, met de in deze notitie genoemde technieken, inschatten in welke waterlichamen de effecten van mengsels waarschijnlijk het grootst zijn, en ook nog eens bepalen welke stoffen waarschijnlijk belangrijk zijn, en daar de aandacht vooral op richten. Voor de technieken van de sleutelfactor toxiciteit wordt verwezen naar andere notitie van het project Toxiciteit van het KIWK-programma. De sleutelfactor Toxiciteit is momenteel in ontwikkeling, van versie 1.0 naar versie 2.0.



Colofon

Deze notitie is geschreven in het kader van het project Toxiciteit van de Kennisimpuls Waterkwaliteit. In de Kennisimpuls werken Rijk, provincies, waterschappen, drinkwaterbedrijven en kennisinstituten aan meer inzicht in de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater en de factoren die deze kwaliteit beïnvloeden. Daarmee kunnen waterbeheerders en andere partijen de juiste maatregelen nemen om de waterkwaliteit te verbeteren en de biodiversiteit te vergroten.

In het programma brengen partijen bestaande en nieuwe kennis bijeen, en maken ze deze kennis (beter) toepasbaar voor de praktijk. Hiermee verstevigen ze de basis onder het waterkwaliteitsbeleid. Het programma is gestart in 2018 en duurt vier jaar. Het wordt gefinancierd door het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, STOWA, waterschappen, provincies en drinkwaterbedrijven.

Deze notitie is opgesteld in het kader van het Kennis Impuls Water Kwaliteit project “Toxiciteit” door Leo Posthuma en Inge van Driezum van het RIVM en Tessa Pronk van KWR Water Research Institute. De inhoud is voorgelegd voor collegiale toetsing aan het kernteam en de gebruikersgroep van het project. Hun suggesties voor verbetering zijn in de eindversie verwerkt. De in deze notitie gepresenteerde kennis is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteur(s) en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit deze publicatie.



Referenties

- Berger, E., Haase, P., Oetken, M. and Sundermann, A. 2016. Field data reveal low critical chemical concentrations for river benthic invertebrates. *Science of The Total Environment* 544, 864-873.
- Blanchfield, P.J., Paterson, M.J., Shearer, J.A. and Schindler, D.W. 2009. Johnson and Vallentyne's legacy: 40 years of aquatic research at the Experimental Lakes Area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66(11), 1831-1836.
- Brack, W., Hollender, J., de Alda, M.L., Müller, C., Schulze, T., Schymanski, E., Slobodnik, J. and Krauss, M. 2019. High-resolution mass spectrometry to complement monitoring and track emerging chemicals and pollution trends in European water resources. *Environmental Sciences Europe* 31(1), 62.
- De Zwart, D. 2005. Ecological effects of pesticide use in The Netherlands: modeled and observed effects in the field ditch. *Integrated Environmental Assessment and Management* 1(2), 123-134.
- De Zwart, D., Dyer, S.D., Posthuma, L. and Hawkins, C.P. 2006. Predictive models attribute effects on fish assemblages to toxicity and habitat alteration. *Ecological Applications* 16(4), 1295-1310.
- De Zwart, D., Posthuma, L. and Pemberton, E. 2008 Understanding ecological impacts in rivers in England and Wales and identifying their possible causes. Part 1 - the Effect and Probable Cause (EPC) method, Environment Agency.
- Dyer, S.D. and Belanger, S.E. 1999. Determination of the sensitivity of macroinvertebrates in stream mesocosms through field-derived assessments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18(12), 2903-2907.
- Dyer, S.D. and Wang, X. 2002. A comparison of stream biological responses to discharge from wastewater treatment plants in high and low population density areas. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(5), 1065-1075.
- Dyer, S.D., White-Hull, C., Carr, G.J., Smith, E.P. and Wang, X. 2000. Bottom-up and top-down approaches to assess multiple stressors over large geographic areas. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 1066-1075.
- EC 2003 Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts., EC, CIS-Working Group 2.1 - IMPRESS, Brussels, Belgium.
- EU 2000 RICHTLIJN 2000/60/EG VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid, Europese Unie, Brussel, België.
- Gevrey, M., Comte, L., de Zwart, D., de Deckere, E. and Lek, S. 2010. Modeling the chemical and toxic water status of the Scheldt basin (Belgium), using aquatic invertebrate assemblages and an advanced modeling method. *Environmental Pollution* 158(10), 3209-3218.
- Grizzetti, B., Pistocchi, A., Liqueste, C., Udias, A., Bouraoui, F. and Van De Bund, W. 2017. Human pressures and ecological status of European rivers. *Scientific Reports* 7: 205(1).
- Hallmann, C.A. and Jongejans, E. 2021 Long-term trends in aquatic insects in the Netherlands, STOWA rapport 2021-42, Amsersfoort, nederland.
- Kapo, K.E. and Burton Jr, G.A. 2006. A geographic information systems-based, weights-of-evidence approach for diagnosing aquatic ecosystem impairment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(8), 2237-2249.
- Kapo, K.E., Burton Jr., G.A. and Pemberton, E. 2008 Understanding ecological impacts in rivers in England and Wales and identifying their possible causes: part 2, The GIS-based Weights of Evidence/Weighted Logistic Regression method, Environment Agency, Science Report – SC030189/SR6.



- Kapo, K.E., Holmes, C.M., Dyer, S.D., De Zwart, D. and Posthuma, L. 2014. Developing a foundation for eco-epidemiological assessment of aquatic ecological status over large geographic regions utilizing existing data resources and models. *Environmental Toxicology and Chemistry* 33(7), 1665-1677.
- Lemm, J.U., Venohr, M., Globevnik, L., Stefanidis, K., Panagopoulos, Y., van Gils, J., Posthuma, L., Kristensen, P., Feld, C.K., Mahnkopf, J., Hering, D. and Birk, S. 2020. Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. *Glob Chang Biol*.
- Malaj, E., von der Ohe, P.C., Grote, M., Kühne, R., Mondy, C.P., Usseglio-Polatera, P., Brack, W. and Schäfer, R.B. 2014. Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(26), 9549–9554.
- Malley, D.F. 1996. Cadmium whole-lake experiment at the experimental lakes area: An anachronism? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(8), 1862-1870.
- PBL 2020 Nationale Analyse Waterkwaliteit, Den Haag, the Netherlands.
- Posthuma, L., Brown, C., de Zwart, D., Diamond, J., Dyer, S.D., Hamer, M., Holmes, C.M., Marshall, S. and Burton, G.A. 2018. Simplifying environmental mixtures—An aquatic exposure-based approach via land use scenarios. *Environmental Toxicology and Chemistry* 37(3), 671-673.
- Posthuma, L. and De Zwart, D. 2006. Predicted effects of toxicant mixtures are confirmed by changes in fish species assemblages in Ohio, USA, rivers. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25(4), 1094-1105.
- Posthuma, L. and De Zwart, D. 2012. Predicted mixture toxic pressure relates to observed fraction of benthic macrofauna species impacted by contaminant mixtures. *Environmental Toxicology and Chemistry* 31(9), 2175–2188.
- Posthuma, L., de Zwart, D. and Dyer, S.D. 2019a. Chemical mixtures affect freshwater species assemblages: from problems to solutions. *Current Opinion in Environmental Science and Health* 11, 78-89.
- Posthuma, L., De Zwart, D., Keijzers, R. and Postma, J. 2016 *Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 2: Kalibratie: toxische druk en ecologische effecten op macrofauna* <https://www.stowa.nl/sites/default/files/assets/PUBLICATIES/Publicaties%202016/STOWA%202016-15/STOWA%202016-15B.pdf>, STOWA, Amersfoort, the Netherlands.
- Posthuma, L., van Gils, J., Zijp, M.C., van de Meent, D. and de Zwart, D. 2019b. Species sensitivity distributions for use in environmental protection, assessment, and management of aquatic



Surface Water Monitoring Database. Environmental Science and Technology 50(10), 5286-5293.

Zijp, M.C., Huijbregts, M.A.J., Schipper, A.M., Mulder, C. and Posthuma, L. 2017. Identification and ranking of environmental threats with ecosystem vulnerability distributions. Scientific Reports 7(1), 9298.



Bijlage 1: Verontreinigende stoffen, schaalniveaus, verantwoordelijkheden en de KRW

De KRW is gebaseerd op de eigenschappen van het watersysteem, en is ‘actiegericht’: als er verontreinigende stoffen aanwezig zijn of in het water terecht kunnen komen moet er via een beheerplan maatregelen genomen worden. Elk schaalniveau heeft daarbij een eigen verantwoordelijkheid. Er zijn daardoor allerlei schaalniveaus voor die beheerplannen, en daarbij horen lijsten met belangrijke stoffen:

- De stoffen die op Europees niveau de waterkwaliteit bedreigen worden prioritaire stoffen genoemd; dit zijn er ongeveer 45 (EC 2013).
- De stoffen die in de stroomgebieden van de grote Europese rivieren vóórkomen en de waterkwaliteit bedreigen worden stroomgebied-specifieke (verontreinigende) stoffen genoemd; voor de Nederlandse stroomgebieden betreft dit een lijst van ongeveer 100 stoffen (Ministerie VROM 2015).

Door stapsgewijs steeds verder in te zoomen op deel-stroomgebieden, waterschappen en zelfs waterlichamen, kan voor elk schaalniveau een lijst met de belangrijkste stoffen gemaakt worden. Op elk hydrologisch te onderscheiden niveau leidt dit tot:

De specifieke stoffen die in een lokale situatie vóórkomen omdat ze in die situatie geëmitteerd worden, of vanuit bovenstroomse emissies in die situatie terecht zijn gekomen; dit zijn dus in principe alle stoffen, zoals dat ook in de KRW wordt gedefinieerd, en zoals de in het KRW-*Common Implementaton Strategy* document #3 in 2003 nog worden benoemd (EC 2003).

Elke stof kan dus een specifieke stof zijn, namelijk: als de stof in een waterlichaam in zodanige mate aanwezig is dat de biologische toestand is of kan worden aangetast. De indeling van het watersysteem naar schaalgrootte en de bijbehorende naam voor de verontreinigende stoffen zijn samengevat in Tabel 1.

Tabel 4. De KRW is gebaseerd op de structuur van het watersysteem; op de twee hoogste schaalniveaus is uitgewerkt welke stoffen er als belangrijke verontreinigende stoffen beschouwd worden. Op de andere schalen is dit vaak (nog) niet uitgewerkt. Voor de Nederlandse situatie zijn de specifieke verontreinigende stoffen afgeleid tot een nationale lijst (de derde rij in de tabel). Bij een verbeterde uitvoering van de KRW zou behoren dat alle stoffen die in een beheergebied of een waterlichaam terecht (kunnen) komen als een specifieke verontreinigende stof kan worden geïdentificeerd.

1. Schaal	2. Stoffen	3. Waterbeheerder
Continentaal (Europa)	Prioritaire stoffen (PS; #-45)	Europese Commissie
Internationaal stroomgebied (bv. de Rijn)	Stroomgebied-specifiek verontreinigende stoffen (River Basin Specific Pollutants, RBSP)	(Internationale) Commissies, zoals ICPR (Int. Commission for the Protection of the Rhine)
(Engels: basin)	Specifieke verontreinigende stoffen (geen specifieke naam)	Rijkswaterstaat, waterschappen
Deel-stroomgebied (nationaal)	Specifieke verontreinigende stoffen (geen specifiek naam)	Waterschap
Waterschap	Specifieke verontreinigende stoffen (geen specifiek naam)	Waterschap
Waterlichaam (beek, meer, rivier,)	Specifieke verontreinigende stoffen (geen specifiek naam)	Waterschap

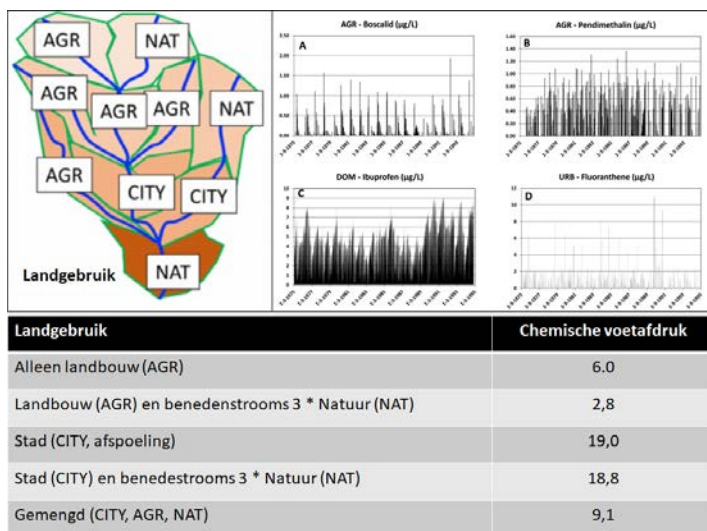


Bijlage 2: Chemische verontreiniging in een watersysteem varieert sterk in ruimte en tijd

Bij de vraag of en hoe chemische verontreinigingen samenhangen met effecten op aquatische ecosystemen en de zuiveringsinspanning is het goed om ook te beschrijven wat het begrip ‘chemische verontreiniging’ in de praktijk in kan houden. Natuurlijke systemen zijn dynamisch en complex, en ook de toxiciteit in een watersysteem kan dus variëren.

Inzicht in de variabiliteit van chemische verontreinigingen is onlangs op systematische verzameld door een digitaal model van een watersysteem te bouwen en door daarin een aantal vormen van landgebruik te simuleren. Wat betekenen die voor de blootstelling aan stoffen? Wat is de variatie in ruimte en tijd?

Figuur 9 toont een watersysteem met verschillende vormen van landgebruik. Bij elke vorm van landgebruik zijn de emissies van belangrijke stoffen in de analyse meegenomen, en is beoordeeld hoe alle emissies uiteindelijk leiden tot chemische verontreinigingen met mengsels die variëren in ruimte en tijd. De resultaten die getoond worden zijn slechts enkele voorbeelden uit de meer dan 40 stoffen (en hun mengsels) die bestudeerd zijn. De resultaten zijn gevalideerd aan de hand van veldwaarnemingen, en representeren dus een realistisch beeld van de ruimte- en tijd variatie in de verontreiniging van een watersysteem.



Figuur 10. Analyse van ruimte-tijd variatie van chemische verontreiniging in relatie tot verschillende vormen van landgebruik, afgeleid van gevalideerde simulaties van het daadwerkelijk gebruik van stoffen in landbouw (scenario: wintertarwe) en in de stad (gecombineerd: afspoeling door regenbuien, en huishoudelijk gebruikte stoffen). Linksboven: het gesimuleerde watersysteem, met onderverdeling van diverse vormen van landgebruik (CITY = stad, = afspoeling en huishoudens; AGR=landbouw (wintertarwe) en NAT=natuur (geen emissies, wel opvang van regenwater en daardoor bijdragen aan de verdunning). Rechtsboven: variatie in de concentratie van enkele typerende stoffen gedurende dagelijkse voorspelling van de waterconcentraties over 20 jaar (variabele, realistische weercondities). Onder: de ‘chemische voetafdruk’ bij de monding van het watersysteem, uitgedrukt als het aantal keren dat het beschermingsniveau wordt overschreden.



De simulaties zijn gebaseerd op een zo levensechte nabootsing van een landgebruik (zoals bijvoorbeeld: de bestrijdingsmiddelen die gebruikt worden gedurende een groeiseizoen bij de teelt van wintertarwe) en weerscondities (regenbuien: aantal en intensiteit op basis van meetgegevens over de variatie in weerscondities in een jaar). De concentraties van de bestrijdingsmiddelen (boscalid en pendimethalin) vertonen een sterke seizoensvariatie, samenhangend met hun inzet (bespuitingen). De concentraties van de PAK fluoranteen variëren sterk door de afspoeling van straten bij forse regenbuien. De concentraties van huishoudelijk gebruikte stoffen zijn constanter, maar variëren ook door vanwege verdunning door regenval.

