

De Ecologische Risico's van Bestrijdingsmiddelen in Beeld

Een Toxische Druk Indicator in de
Bestrijdingsmiddelenatlas Oppervlaktewater

Marco D. Visser, Leo Posthuma, Maarten van 't Zelfde,
Jaap Slotweg & Joost Lahr



Universiteit
Leiden



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

De Ecologische Risico's van Bestrijdingsmiddelen in Beeld

Een Toxische Druk Indicator in de Bestrijdingsmiddelenatlas Oppervlaktewater

Naam	Organisatie
Marco D. Visser	ULEI-CML
Leo Posthuma	RIVM
Maarten van 't Zelfde	ULEI-CML
Jaap Slootweg	RIVM
Joost Lahr	RIVM

Datum: 2025-06-04

Projectinformatie: **Opdrachtgever** Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat
Contactpersoon Marcel van der Weijden

Instellingen:

CML Centrum voor Milieuwetenschappen, Universiteit Leiden, Postbus 9518, 2300 RA Leiden

RIVM Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven

Peerreview:

Deze publicatie is beoordeeld door Dr. Caspar Hallmann van Demostat, Radboud Universiteit, in professionele hoedanigheid als onafhankelijke externe reviewer.

Omslagontwerp:

Afbeelding Luchtfoto door João Jesus

Disclaimer:

Deze publicatie is opgesteld met inachtneming van de actuele stand van kennis in het betreffende vakgebied. Ondanks zorgvuldigheid bij de totstandkoming, kan geen garantie worden gegeven dat de informatie volledig of vrij van onjuistheden is. De auteurs en de betrokken instellingen aanvaarden geen enkele aansprakelijkheid voor schade, van welke aard ook, die het gevolg is van het gebruik van de inhoud van dit rapport.



Universiteit
Leiden



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

Summary

Pesticides are a main source of chemical pollution in Dutch surface waters, where they occur as unintended mixtures. This often causes mixture effects, which may be more harmful than expected from exposure to individual substances. The degree of harm is not simply evaluated on the basis of exceedances of protective water quality standards. To address this issue more effectively, the Institute of Environmental Sciences Leiden (CML) and the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) have developed a new mixture toxic pressure indicator, now incorporated into the Atlas pesticides in surface water (Pesticides Atlas, BMA, www.pesticidesatlas.nl). This report explains the background and development of the new Atlas products developed with this indicator, which focus on mixture toxicity as a measure for the net impact of unintended chemical mixtures on aquatic life.

The new indicator is based on decades of RIVM- and global research into mixture toxic pressure methods and combines toxicity data using Species Sensitivity Distributions (SSDs). According to this method, exposure to mixtures is characterized by quantifying the mixture toxic pressure, expressed in the dimensionless multi-substance Potentially Affected Fraction (msPAF) metric. The mixture toxic pressure predicts which proportion of aquatic species is potentially affected by the mixture. Calibration studies confirm that higher mixture toxicity correlates with greater ecological impacts on water organisms.

Six new products have been created, including interactive maps, monthly and annual trend graphs, and risk attribution tables. They build on the concepts of Quantitative Risk Analysis and risk attribution, quantifying both the severity (chance \times impact) of ecological harm and the relative contributions of individual substances. Products 1 through 4 show the spatial and temporal trends in toxic pressure, while the remaining products identify which specific substances cause disproportionate harm within a mixture. Together, the products allow evaluation of where impacts are likely highest, which compound(s) likely cause this, and whether novel uses or programs of measures induce a change in mixture toxic pressure. For the indicator, if important compounds are not measured or represented with accurate concentration measurements in the monitoring data (i.e. below LoQ), the mixture toxic pressure metric underestimates the true local toxic pressure.

Key findings indicate that overall mixture toxicity shows a substantial spatial variability, which has—on average—decreased over time, but also that exposure peaks and potential effects from newer, insufficiently tested substances remain an issue. A lack of SSD data for these new substances likely underestimates the actual toxic pressure. Synthetic pyrethroids (such as cypermethrin and deltamethrin) currently appear to be the largest contributors to mixture toxicity, and the data reveal that mixture effects can be high even if individual substance concentrations do not exceed regulatory norms. Looking ahead, collection of representative environmental monitoring data combined with supplementing toxicity data for data-poor compounds will be crucial.

The new indicators in the BMA help users such as water managers, governments, authorisation boards, manufacturers, and farmers(-organisations) to better determine where in the Netherlands the highest ecological risks in surface waters occur and which substances are primarily responsible. Additionally, a regional or local application of the mixture toxic pressure indicator will enable water authorities and farmers to take targeted measures, for instance by focusing on the main contributors in their area.

In conclusion, the toxic pressure indicator in the Atlas provides valuable summary information to both prioritize protective measures and evaluate the effectiveness of previous policies. Moreover, the use of this

kind of method—offering one overarching and nuanced view on chemical pollution instead of numerous separate maps or trends evaluated via the One Out, All Out principle of the EU-Water Framework—has been recommended in a recent amendment to the Water Framework Directive. As such, the new Atlas products offer additional insights, which stakeholders (regulators, industry, academia) have deemed a valuable foundation for both practical and policy-related decisions on pesticide use in the Netherlands.

Samenvatting

Bestrijdingsmiddelen zijn in eerder onderzoek genoemd als dominante bron van chemische verontreiniging in Nederlandse oppervlaktewateren. Blootstelling aan mengsels van deze middelen veroorzaakt mengsel-effecten in het milieu. Die kunnen niet eenvoudig afgeleid worden via de beoordeling met beschermende waterkwaliteitsnormen, en effecten kunnen schadelijker zijn dan verwacht op basis van de afzonderlijke stoffen. Om dit beter in kaart te brengen, hebben het Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden (CML) en het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) een nieuwe mengsel-toxische drukindicator ontwikkeld en opgenomen in de Atlas bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater (Bestrijdingsmiddelenatlas, BMA, www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl). Dit rapport beschrijft de achtergrond en totstandkoming van deze indicator, en een set van bijhorende nieuwe atlasproducten. Die zijn gericht op de mengsel-toxische druk als maat voor de netto-effecten van onbedoelde mengsels op aquatisch leven.

De indicator is gebaseerd op decennia aan RIVM- en mondiaal onderzoek naar methoden voor mengsel-toxische druk en combineert toxiciteitsgegevens uit soortengevoeligheidsverdelingen (Species Sensitivity Distributions, SSD's). Zo wordt voor ieder mengsel de mengsel-toxische druk uitgedrukt als meer-stoffen Potentieel Aangetaste Fractie van soorten (msPAF). Deze maat laat zien welk deel van de soorten potentieel wordt aangetast. Calibratieonderzoeken bevestigen dat een hogere mengseltoxiciteit gepaard gaat met grotere effecten op waterorganismen.

In totaal zijn zes producten ontwikkeld, zoals interactieve kaarten, maand- en jaartrendgrafieken, en risico-attributietabellen. Ze bouwen voort op de filosofie van Kwantitatieve Risicoanalyse (KRA) en risico-attributie, waarbij zowel de omvang van het risico (kans \times impact) wordt gekwantificeerd alsook de relatieve bijdrage van individuele stoffen. Producten 1 tot en met 4 tonen de ruimtelijke en temporele trends in toxische druk, terwijl de overige producten laten zien welke stoffen binnen een mengsel relatief veel schade veroorzaken. De toxische druk maatstaf kan een onderschatting van de lokale toxische druk geven als er stoffen aanwezig zijn die niet gemeten worden, of niet accuraat meetbaar zijn, of als de impact-gegevens voor het afleiden van de SSD-modellen missen.

De belangrijkste bevindingen zijn dat er een grote ruimtelijke variatie is in de mengsel-toxische druk, en dat de totale mengseltoxiciteit in de loop van de tijd—gemiddeld over Nederland—weliswaar afneemt, maar dat blootstellingspieken en effecten van nieuwere, nog onvoldoende geteste stoffen een zorg blijven. Het ontbreken van SSD-gegevens voor deze nieuwe stoffen zorgt waarschijnlijk voor een onderschatting van de werkelijke toxische druk. Synthetische pyrethroïden (zoals cypermethrin en deltamethrin) lijken momenteel de grootste bijdrage te leveren, en uit de data blijkt dat mengseltoxiciteit ook hoog kan zijn zonder dat er sprake is van normoverschrijdingen per afzonderlijke stof. Voor de toekomst is het cruciaal om bij de monitoring de aanwezige stoffen representatief te volgen, en om de toxiciteitsgegevens verder aan te vullen.

Tot slot, de toxische drukindicator op de Atlas biedt bruikbare, samenvattende informatie waarmee zowel beschermingsmaatregelen kunnen worden geprioriteerd als de effectiviteit van eerder beleid kan worden geëvalueerd.

Inhoudsopgave

Summary	i
Samenvatting	iii
Lijst van begrippen en afkortingen	vi
1 Inleiding	1
1.1 Achtergrond en Aanleiding	1
1.2 De <i>toxische druk</i> van mengsels van <i>bestrijdingsmiddelen</i> en biociden	3
1.3 Doelstelling	4
1.4 Leeswijzer	5
2 Theorie, achtergrond en toepassing van het begrip <i>toxische druk</i>	6
2.1 Theoretische en praktische basis	6
2.2 Eerder onderzoek naar <i>toxische druk</i> in Nederland	8
2.3 Vernieuwingen ten opzichte van eerder onderzoek	9
2.4 Kwantitatieve risicoanalyses (KRA)	9
2.5 Risico-attributie	11
2.6 Meerwaarde <i>toxische druk</i>	11
3 Methoden en validatie van de <i>toxische druk</i> indicator	13
3.1 Uitgangspunten dataverwerking	13
3.2 Monitoringsgegevens	13
3.3 Toxiciteitsgegevens	14
3.4 Groepstoffen	15
3.5 Berekenen van de Toxische Druk	16
3.6 Aggregatie van toxische druk per meetpunt	18
3.7 Een eenduidige maat van toxische druk	18
3.8 Indeling van Chemische Verontreiniging Klassen (CVK)	20
3.8.1 Overwegingen en beperkingen in interpretatie	21
3.9 Dekking van de toxiciteitsdata	22

3.10	Validatie tijdreeks producten: gestandaardiseerde tijdreeksen voor de bepaling van nationale trends	23
3.11	Resultaten validatie	24
3.11.1	Karakterisering van de invoerdata	24
3.11.2	Karakterisering van de monitoring-dataset	24
3.11.3	Karakterisering van de SSD's van de gemeten stoffen	24
3.12	Nut en noodzaak van de mengsel-toxische-druk-indicator	25
3.13	Validatie tijdreeksproducten: gestandaardiseerde tijdsreeks	26
3.14	Toetsing en sturing door belanghebbenden	28
4	Van indicator naar BMA-producten	31
4.1	Product 1 & 2: Een ruimtelijk beeld van de toxische druk	33
4.2	Producten 3 t/m 4: een tijdreeks van de toxische druk	36
4.3	Producten 5 & 6: De bijdrage van individuele bestrijdingsmiddelen in mengsels	37
4.3.1	Alternatieve weergave: een tijdsperspectief van de impact van individuele bestrijdingsmiddelen	38
4.3.2	Risico attributie van individuele <i>stoffen</i>	39
5	Discussie	43
5.1	Uitdagingen in interpretatie van de toxische druk	44
5.2	Praktische en beleidsmatige uitdagingen	45
5.3	Verbeteringen in toxiciteitsberekeningen	45
5.4	Aandachtspunten in toxiciteitsberekeningen	46
6	Conclusies en Aanbevelingen	47
6.1	Aanbevelingen	47
	References	49
A	Gedetailleerde Methode Toxische Druk	53
B	SNO en msPAF	55
C	Onzekerheid voor percentielen	58
D	Hurdle GAM-LSS Modellen	59
E	Berekening TR en TRF	62
F	msPAF verdelingen	65
G	Gebruikersfeedbackbijeenkomst toxische druk	68

Lijst van begrippen en afkortingen

Begrippen uit de begrippenlijst zijn in de tekst te herkennen aan de cursief geschreven woorden.

Begrippen

Begrip	Definitie
<i>Acute toxiciteit</i>	Verwijst naar de schadelijke effecten die optreden bij organismen na een korte, intensieve blootstelling aan een chemische stof. Deze effecten manifesteren zich meestal binnen een relatief korte tijdspanne (uren tot dagen) en worden vaak gemeten in termen van sterfte of andere direct waarneembare schade. Deze vorm van effecten wordt doorgaans gekwantificeerd met indicatoren zoals de LC ₅₀ (letale concentratie voor 50% van de populatie).
<i>Bestrijdingsmiddelen</i>	In het rapport gebruikt als verzamelterm voor biociden en gewasbeschermingsmiddelen, inclusief hun werkzame stoffen en (gemeten) metabolieten.
<i>Chronische toxiciteit</i>	Verwijst naar schadelijke effecten die ontstaan na langdurige of herhaalde blootstelling aan lage concentraties van een chemische stof. Deze effecten worden vaak vastgesteld aan de hand van parameters zoals verminderde voortplanting, groeivertraging of verstoring van fysiologische functies, en manifesteren zich over langere tijdschalen (weken, maanden of jaren). Chronische effecten worden doorgaans gekwantificeerd met behulp van drempelwaarden zoals NOEC (<i>No Observed Effect Concentration</i>) of LOEC (<i>Lowest Observed Effect Concentration</i>).
<i>Kruisvalidatie</i>	Een statistische techniek waarbij een deel van de data wordt gebruikt om een statistisch model te trainen, terwijl een onafhankelijk deel wordt gebruikt om de modelprestaties te testen. Dit helpt vooral bij complexere modellen om de betrouwbaarheid van de voorspellingen te beoordelen.
<i>One Out, All Out</i>	Werkwijze die in de EU-Kader Richtlijn Water gehanteerd wordt om een eendoordeel te geven over de waterkwaliteit, waarbij ‘voldoet’ erop duidt dat alle fysisch-chemische, ecologische en verontreinigingsindicatoren voldoen aan de geldende normen, terwijl ‘voldoet niet’ signaleert dat er tenminste één van de indicatoren niet voldoet aan de geldende normen.

Begrip	Definitie
<i>Stoffen</i>	Het rapport gebruikt de term ‘stoffen’ om te verwijzen naar werkzame stoffen en hun metabolieten, bijvoorbeeld uit bestrijdingsmiddelen. Hiermee wordt verwarring vermeden tussen producten (marktproducten die meerdere werkzame stoffen en hulpstoffen kunnen bevatten) en de gemeenten stoffen, waarvan deze producten een mogelijke, maar niet exclusieve bron zijn.
<i>Toxische druk</i>	Een ecotoxicologische risicomaatstaf die het afzonderlijke- en ook het gecombineerde effect van chemische stoffen, zoals bestrijdingsmiddelen, op aquatische of terrestrische ecosystemen kwantificeert. De maatstaf geeft aan in hoeverre de aanwezigheid van deze stoffen het handhaven of het bereiken van de goede ecologische toestand potentieel belemmert, door te meten welk percentage van de aanwezige organismen wordt blootgesteld aan concentraties die hun voortplanting, groei of overleving negatief beïnvloeden. De toxische druk classificatie van watermonsters levert een maatstaf die zowel de acute als chronische toxiciteit van individuele stoffen en mengsels integreert.
<i>Waterkwaliteit</i>	Onder de EU-Kaderrichtlijn Water (KRW) wordt waterkwaliteit gekarakteriseerd aan de hand van een samenhangende set fysisch-chemische, hydromorfologische, biologische en (eco)toxicologische parameters. Deze parameters beschrijven de toestand van het oppervlaktewater en de mate waarin deze afwijkt van watertype-specifieke, niet-verstoorde referentiecondities voor natuurlijke watertypen.

Afkortingen

Afkorting	Definitie
<i>BMA</i>	<i>Bestrijdingsmiddelenatlas</i> : Een Nederlandse, online tool die inzicht biedt in de impact van bestrijdingsmiddelen op de waterkwaliteit, door het ontwikkelen van indicatoren en het valideren en aggregeren van datasets van waterschappen, drinkwaterbedrijven en Rijkswaterstaat. De <i>BMA</i> fungeert als communicatiemiddel om een gedeeld perspectief te beiden tussen overheden, wetenschappers en de samenleving over normoverschrijdende concentraties en effecten van bestrijdingsmiddelen op de waterkwaliteit.
<i>HC₅</i>	<i>Hazardous Concentration voor 5% van de soorten</i> , afgeleid uit een <i>SSD</i> van chronische <i>NOEC</i> -waarden.
<i>KRW</i>	<i>Kaderrichtlijn Water</i> , de EU-richtlijn voor de bescherming en verbetering van waterkwaliteit.
<i>LC₅₀</i>	<i>Letale concentratie voor 50% van de populatie</i> .
<i>LOEC</i>	<i>Lowest Observed Effect Concentration</i> , de laagste concentratie waarbij nog een significant schadelijk effect waarneembaar is.
<i>msPAF</i>	<i>Multi-substance Potentially Affected Fraction</i> , maat voor mengsel-toxische druk.

Afkorting	Definitie
<i>NOEC</i>	<i>No Observed Effect Concentration</i> , de hoogste concentratie waarbij nog geen schadelijke effecten waarneembaar zijn.
<i>SSD</i>	<i>Species Sensitivity Distribution</i> , een statistische verdeling die de gevoeligheid van verschillende soorten voor een chemische stof of mengsel beschrijft. Deze wordt gebruikt om te bepalen welk percentage van soorten potentieel wordt beïnvloed bij verschillende concentraties van een stof, uitgedrukt op een logaritmische schaal.

1

Inleiding

1.1. Achtergrond en Aanleiding

Nederland kampt met toenemende watertekorten door klimaatverandering, langere droogteperiodes, en een stijgende watervraag door bevolkingsgroei en economische ontwikkelingen, wat de druk verder verhoogt. Het Planbureau voor de Leefomgeving (Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), 2020), de Inspectie Leefomgeving en Transport (Inspectie Leefomgeving en Transport (ILT), 2023) en het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), 2023) waarschuwen dat zonder structurele maatregelen tekorten in drinkwater, landbouwproductie en natuurbehoud onvermijdelijk dreigen. Oppervlaktewater, essentieel als bron voor drinkwater, landbouw en industrie, staat onder druk door de toenemende vraag. Niet alleen de kwantitatieve beschikbaarheid, maar ook de chemische kwaliteit bepaalt de geschiktheid van oppervlaktewater voor hergebruik. Verbetering van de *waterkwaliteit* vergroot de inzetbaarheid van deze bronnen voor uiteenlopende toepassingen, waaronder drinkwaterbereiding (Inspectie Leefomgeving en Transport (ILT), 2023; Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), 2023).

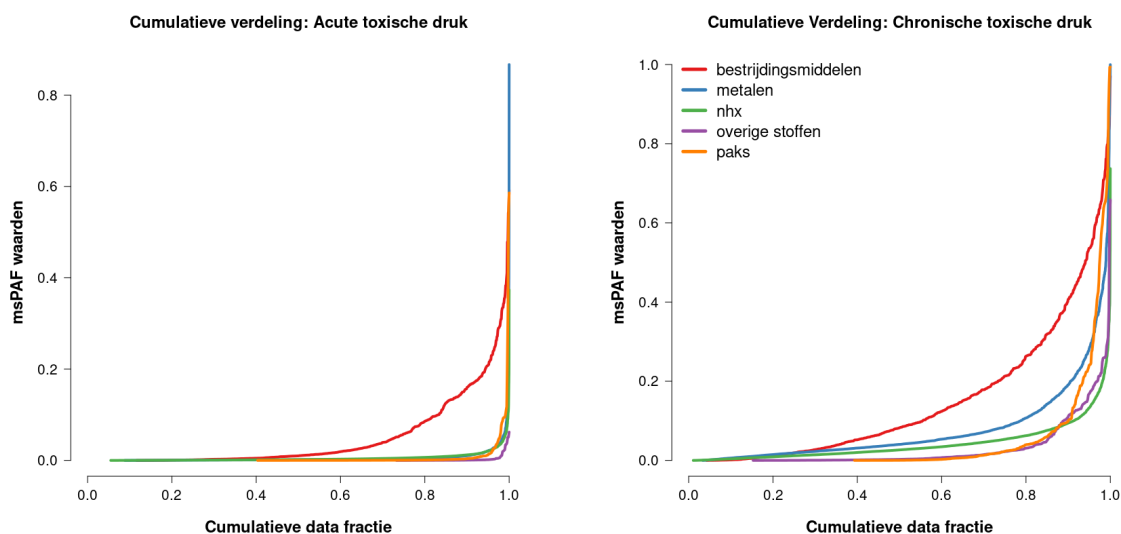
De Europese *Kaderrichtlijn Water (KRW)*¹ stelt kwaliteitsnormen om water maximaal beschikbaar en ecologisch duurzaam te houden (Inspectie Leefomgeving en Transport (ILT), 2023; Raad voor de Leefomgeving en Infrastructuur (Rli), 2023; Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), 2023; van Wieringen, Nieuwkamer e.a., 2022; Vewin, 2024), zoals nodig voor de vele maatschappelijke toepassingen van schoon water. Nederland zal deze doelen naar verwachting niet halen in 2027, mede door aanhoudende problemen met *waterkwaliteit* en onzekerheden over waterbeschikbaarheid (Inspectie Leefomgeving en Transport (ILT), 2023; Raad voor de Leefomgeving en Infrastructuur (Rli), 2023; Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), 2023; van Wieringen, Nieuwkamer e.a., 2022). Onderzoek voorspelt dat dit zal leiden tot hogere zuiveringskosten, vertragingen in bouwprojecten en een afname van biodiversiteit (Berk e.a., 2020; Groothuijse & Van Rijswick, 2023; Lemm e.a., 2021; Posthuma, van Gils, Zijp e.a., 2020; Vewin, 2024). Hiermee voorspellen de onderzoeksresultaten dat de impact van het niet halen van de *KRW*-doelen waarschijnlijk vergelijkbaar zal zijn met de stikstofproblematiek en aanzienlijke economische, juridische en maatschappelijke consequenties met zich mee zal brengen (van Wieringen, Slagter e.a., 2022).

Verschillende verontreinigingen, zoals *bestrijdingsmiddelen*, meststoffen, PAK's, PFAS, medicijnresten en microplastics, bemoeilijken het behalen van de *KRW*-doelen. Deze stoffen uit industrie, huishoudens en landbouw belasten drinkwaterzuiveringen, verminderen de *waterkwaliteit* en verstoren de ecologische

¹Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad (Europese Gemeenschap, 2000).

balans, met hogere kosten en grotere zuiveringsinspanning en milieuschade als gevolg (Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), 2020; Vewin, 2024). Grootchalig onderzoek naar chemische verontreiniging van het Nederlandse oppervlaktewater toont aan dat *bestrijdingsmiddelen* een betekenisvolle bron van toxiciteit in de aangetroffen mengsels van *stoffen* in Nederlandse oppervlaktewateren zijn (Figuur 1.1; Postma e.a., 2021). Systematische analyses van meetgegevens uit 2013–2018 laten zien dat *bestrijdingsmiddelen* op brede schaal en beduidend vaker leiden tot hoge *toxische druk* dan andere *stoffen*, zoals metalen, PAK's en ammonium (zie figuur 1.1). De auteurs benadrukken dat door moeilijk meetbare piekconcentraties de geschatte *toxische druk* waarschijnlijk een onderschatting is, wat het belang van *bestrijdingsmiddelen* nog verder onderstreept (Postma e.a., 2021).

De seizoensgebonden toxische pieken van *bestrijdingsmiddelen* leggen een aanzienlijke druk op Nederlandse aquatische ecosystemen (Hallmann & Jongejans, 2021; Vijver e.a., 2012) en bemoeilijken het behalen van de *waterkwaliteitsdoelen* van de KRW (Groothuijse & Van Rijswick, 2023; van Wieringen, Slagter e.a., 2022). Tegelijkertijd biedt de betekenisvolle bijdrage van *bestrijdingsmiddelen* een kans om met gerichte maatregelen effectievere verbeteringen in *waterkwaliteit* te realiseren. Nader onderzoek naar de specifieke *toxische druk* van *bestrijdingsmiddelen* wordt daarom sterk aanbevolen (Postma e.a., 2021). Het kwantificeren van hun impact, bijvoorbeeld door te identificeren welke *stoffen* de grootste effecten veroorzaken, kan gerichte beleidsmaatregelen ondersteunen. Omdat de *toxische druk* van mengsels vaak per locatie verschilt (Hallmann & Jongejans, 2021; Postma e.a., 2021), en de belangrijkste *stoffen* tussen locaties ook verschillen, is het nuttig om gegevens over aanwezige *stoffen* toegankelijk en eenvoudig raadpleegbaar te maken via een online atlas. Door het opnemen van trends in de atlas wordt bovendien zichtbaar of de in het verleden genomen maatregelen effectief zijn geweest in het verlagen van de mengsel *toxische druk*².

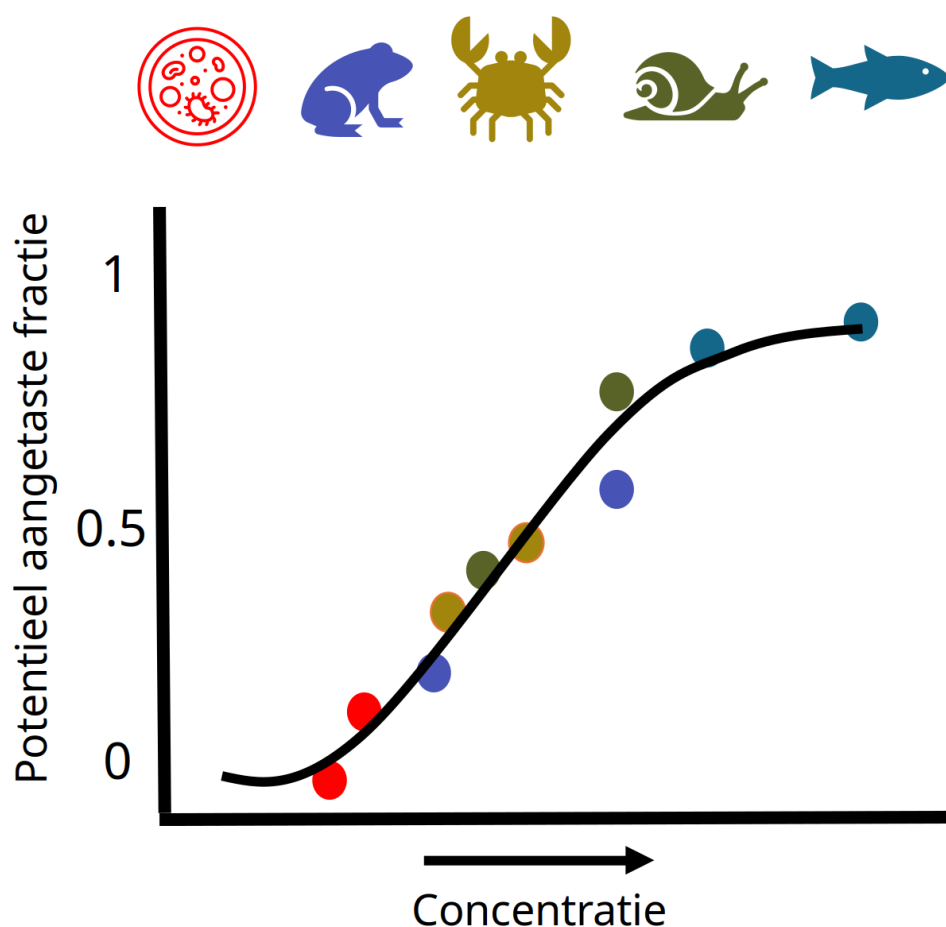


Figuur 1.1: Toxische druk voor verschillende stofgroepen in Nederland. Cumulatieve verdelingen van toxische druk voor acute en chronische toxiciteit uit het grootchalige onderzoek van Postma e.a. (2021) tussen 2013 en 2018, voor ammonium (NH_4), metalen, PAK's (polycyclische aromatische koolwaterstoffen), bestrijdingsmiddelen en andere organische microverontreinigingen. De cumulatieve verdelingscurves geven aan welk percentage van de gegevens (x-as) een bepaalde waarde van toxische druk overschrijdt (y-as). Hoger liggende lijnen duiden op datasets waarin hogere waarden van toxische druk frequenter voorkomen. Uit de figuren valt vooral de verdeling van bestrijdingsmiddelen op, met een grotere frequentie van hoge toxische drukwaarden in vergelijking met andere stofgroepen in de dataset. De verdeling van bestrijdingsmiddelen verschilt significant van die van alle andere stoffen, zoals aangetoond via een Kolmogorov–Smirnov-toets ($p < 0,0001$). Voor details verwijzen we naar Postma e.a. (2021). Data afkomstig van <https://www.nationaalgeoregister.nl>.

²Tegelijkertijd kan de *One Out, All Out*-systematiek van de KRW blijven aangeven dat de gewenste *waterkwaliteit* niet is bereikt, omdat één onvoldoende indicator al leidt tot een negatieve totaalscore – ook als andere indicatoren verbeterd zijn.

1.2. De toxische druk van mengsels van bestrijdingsmiddelen en biociden

De KRW streeft naar chemisch schoon en ecologisch gezond water. Ondanks verbeteringen blijven normoverschrijdende concentraties *bestrijdingsmiddelen* in Nederland zorgwekkend (Meiracker e.a., 2024). Verhoogde concentraties veroorzaken *toxische druk* (Figuur 1.2) die per *stof*, en dus in principe ook voor mengsels, het beoogde beschermingsniveau van de KRW kunnen overschrijden en leiden tot een afname in soortenrijkdom, wat het behalen van ecologische doelen belemmert (Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), 2020; Visser e.a., 2023). Als dat laatste het geval is, is dat een ‘ecologisch signaal’ dat de aanwezige *stoffen* effecten hebben, dat de *waterkwaliteit* niet aan het gestelde doel (‘schoon’) voldoet, en is er een reden om maatregelen te treffen die het doel van schoon water naderbij brengen.



Figuur 1.2: Toxische druk als risicomaatstaf, afgeleid van een stofspecifieke *Species Sensitivity Distribution* (SSD). De toxische druk wordt afgeleid van een SSD, en kan worden gezien als risicomaatstaf. De Y-as toont de cumulatieve fractie aangetaste soorten, terwijl de X-as de concentratie van een stof, bijvoorbeeld van een bestrijdingsmiddel, weergeeft. Geleerde bolletjes representeren EC50- of NOEC-waarden voor individuele soorten, en de curve toont het percentage soorten dat in laboratoriumomstandigheden ecotoxicologische effecten ondervindt. Om van een enkele SSD van een stof naar de mengseltoxische druk voor mengsels van stoffen (uitgedrukt als meer-stoffen Potentieel Aangetaste Fractie, msPAF) te gaan, worden de bijdragen van meerdere stoffen geaggregeerd, waarbij rekening wordt gehouden met hun relatieve concentraties en toxiciteit (zie methodesectie). Noot: de SSD die afgeleid wordt van acute toxiciteitgegevens wordt apart gehouden van de SSD die afgeleid wordt van chronische toxiciteitgegevens. Zodoende kunnen gewoonlijk per stof twee SSD's afgeleid worden, waarbij de SSD-chronisch links getekend wordt ten opzichte van de SSD-acute. Beide SSD's worden gebruikt bij de BMA-indicatoren.

Echter, *toxische druk* beperkt zich niet tot afzonderlijke *stoffen*. Onderzoek wijst uit dat de bescherming van de *waterkwaliteit* tekortschiet als er geen rekening gehouden wordt met het feit dat *stoffen* altijd in mengsels voorkomen. Zelfs bij concentraties onder de norm kan de blootstelling aan *stoffen* in mengsels leiden tot een verhoogde *toxische druk* (mengseltoxiciteit), met effecten op de biodiversiteit en ecosysteemfuncties tot gevolg (B. Escher e.a., 2024). Gebaseerd op Europees onderzoek, benadrukt het European Environment Agency (EEA) dat combinatie-effecten (ook wel “cocktaileffecten” genoemd) van pesticiden en andere chemische *stoffen*, zelfs bij lage concentraties, risico’s kunnen vormen voor biodiversiteit en dus *waterkwaliteit* (European Environment Agency (EEA), 2024). Deze bevindingen bevestigen het verband tussen blootstelling aan chemische mengsels en afnemende ecologische kwaliteit, een patroon dat ook in Nederland wordt waargenomen (Vijver e.a., 2012, 2017).

De toenemende aandacht voor mengseltoxiciteit benadrukt de noodzaak van een integrale aanpak om ecologisch gezonde wateren en een goede *waterkwaliteit* (voor de vele maatschappelijke functies van water) te waarborgen. Een systematische kartering van de mengseleffecten, specifiek gericht op *bestrijdingsmiddelen* als relatief belangrijke factor, bestaat momenteel alleen als ruimtelijke, eenmalige kaart (Postma e.a., 2021). Actuele inzicht in eventuele trends in *toxische druk* van *bestrijdingsmiddelen* mengsels over de tijd ontbreekt momenteel. In het bijzonder is onduidelijk hoe de *mengseltoxische druk* zich ontwikkelt – een vermindering van de totale hoeveelheid gebruikte middelen betekent immers niet per definitie dat ook de *toxische druk* afneemt. Deze kan zelfs gelijk blijven of toenemen wanneer middelen met een hogere toxiciteit anderen vervangen. Alleen wanneer dergelijke vervangingseffecten uitblijven, kan daadwerkelijk sprake zijn van een dalende *toxische druk*. Voor het beleid en in het maatschappelijk debat over de rol van *bestrijdingsmiddelen* is er behoefte aan een feitelijke beschrijving van actuele informatie over ruimtelijke en temporele trends in *toxische druk*, die discussies over *waterkwaliteit* en effectiviteit van gevoerd (of te voeren) beleid mogelijk maakt op basis van gedeelde, actuele gegevens.

1.3. Doelstelling

In 2024 hebben het CML en het RIVM gezamenlijk een *toxische druk* indicator voor de *Bestrijdingsmiddelen-atlas (BMA)* ontwikkeld. Deze samenwerking bracht de expertise van het CML, gericht op de ontwikkeling van de *BMA*, samen met die van het RIVM, gespecialiseerd in de ontwikkeling en validatie van de *toxische druk* maatstaf. Gezamenlijk hebben CML en RIVM enkele methodologische verbeteringen doorgevoerd ten opzichte van eerdere onderzoeken (zie Sectie 2.2). De resulterende maatstaf en producten, die de effecten van chemische *stoffen* op het waterleven nauwkeuriger en genuanceerder weergeven, zijn op 14 oktober 2024 openbaar gemaakt bij de jaarlijkse update van de *BMA* op de website.

Dit rapport beschrijft de methodologie voor het ontwerpen, valideren en toepassen van de *mengseltoxische druk* indicator en presenteert de hiervoor ontwikkelde producten die op betekenisvolle wijze inzicht bieden in de impact van *mengseltoxische druk* op de *waterkwaliteit* van het oppervlaktewater. Het heeft de volgende specifieke doelen:

1. **Ontwikkeling van de mengsel toxische druk indicator.** De indicator is uitgewerkt in diverse producten binnen de *BMA*, en biedt beleidsmakers en waterbeheerders een genuanceerd instrument om ecologische risico’s van *bestrijdingsmiddelen* in het Nederlandse oppervlaktewater te beoordelen en gerichte actie mogelijk te maken door concrete handvatten te bieden voor effectieve waterbeheerstrategieën.
2. **Wetenschappelijke verdieping.** Het rapport biedt een wetenschappelijke onderbouwing van de *mengseltoxische druk* indicator en de diverse bijhorende producten, en vertaalt complexe meetgegevens in de *BMA* naar praktische inzichten.

1.4. Leeswijzer

Dit rapport is als volgt opgebouwd:

- **Inleiding:** Een introductie van de context, achtergrond en relevantie van het rapport. Hierin wordt uitgelegd waarom de *toxische druk*indicator is ontwikkeld en hoe deze aansluit bij de doelen van de *Kaderrichtlijn Water (KRW)*.
- **Theorie & achtergrond:** Bespreekt het theoretische fundament van *toxische druk*, inclusief de geschiedenis van het begrip, de ontwikkeling van *Species Sensitivity Distributions (SSD's)* en de methodologische basis voor het kwantificeren van ecologische risico's. Er wordt ingegaan op de validatie van *toxische druk* door calibratiestudies, en de relatie met biodiversiteit wordt toegelicht aan de hand van eerdere onderzoeken. Ook worden de praktische toepassingen en de relevantie van risico-attributie binnen de context van waterbeheer besproken.
- **Methoden en validatie:** Technische toelichting op de opbouw en onderbouwing van de indicator, inclusief data-analyse, validatie van trends, toegevoegde waarde ten opzichte van bestaande maatstaven, en toetsing door belanghebbenden.
- **Van indicator naar BMA-producten:** Presenteert de verschillende *toxische druk*producten in de *Bestrijdingsmiddelenatlas*, zoals kaartbeelden, trends en risico-attributie. Er wordt aandacht besteed aan de interpretatie van resultaten, en mogelijke inzichten die het biedt in de ecologische impact van *bestrijdingsmiddelen* op aquatische ecosystemen.
- **Discussie:** Biedt een geïntegreerd overzicht van de bevindingen uit alle analyses. Hier worden de resultaten besproken, inclusief de aannames en beperkingen van de gebruikte methodologie. Er wordt aandacht besteed aan belangrijke datahiaten, onzekerheden in de toxiciteitsberekeningen en de rol van piekconcentraties. Daarnaast worden de relevantie voor beleidsvorming en voor toekomstig waterbeheer besproken.
- **Conclusies en aanbevelingen:** Vat de belangrijkste inzichten samen en biedt concrete aanbevelingen voor toekomstig onderzoek en productonderhoud.
- **Bijlagen:** Bevat ondersteunende informatie, zoals aanvullende tabellen, figuren en methodologische details die in het rapport zijn gebruikt.

2

Theorie, achtergrond en toepassing van het begrip toxische druk

Toxische druk is een risicomaatstaf die voorspelt welk deel van de soorten wordt bedreigd door ecotoxicologische effecten van *stoffen* bij de gemeten concentraties onder laboratoriumomstandigheden. Wanneer de invloed van meerdere *stoffen* wordt gecombineerd tot een *mengsel-toxische druk*, kan het totale risico van *mengsels* op aquatische organismen worden gekwantificeerd. Deze maatstaf laat zien hoe sterk de aanwezigheid van meerdere chemische *stoffen* de ecologische toestand, zoals biodiversiteit en soortenstructuur, verstoort. Dit laatste kan worden gesteld op basis van calibratiestudies over het verband tussen *toxische druk* en biodiversiteit (zie Sectie 2.1).

2.1. Theoretische en praktische basis

Het begrip *toxische druk* heeft een lange geschiedenis met belangrijke Nederlandse bijdragen. Het ontstond uit observaties dat soorten verschillen in gevoeligheid voor chemische *stoffen*, wat beschreven kan worden met een statistische verdeling. Vaak wordt hierbij een klokvormige verdeling gebruikt, waarbij concentraties op een logaritmische schaal worden weergegeven. In de vroege jaren '80 werd deze verdeling aangeduid als *Species Sensitivity Distribution (SSD)*; Figuur 1.2). Onderzoekers uit Nederland en de Verenigde Staten ontdekten vervolgens dat de *SSD* bruikbaar is voor twee doelen:

1. Het vaststellen van normen om bodem, sediment of water te beschermen. Deze normen vormen een 'bovengrens' voor de concentratie van een *stof* in het milieu waarvan gemotiveerd aangenomen wordt dat die nog geen schadelijke effecten heeft op de biodiversiteit. Hierbij wordt vaak gebruikt gemaakt van het '95%-beschermingsniveau', afgeleid als het vijfde percentiel van de chronische *SSD* van een *stof*: bij die concentratie is 95% van de soorten beschermd tegen enig effect. De *SSD* wordt gebruikt om van effecten naar een beschermende concentratie te extrapoleren.
2. Het berekenen van de *toxische druk*, gebaseerd op de daadwerkelijke milieuconcentratie van een *stof*. De *SSD* wordt gebruikt om van concentraties (monitoringgegevens) naar een potentieel effect te extrapoleren (uitgedrukt als fractie aangetaste soorten).

Omdat een *SSD* de relatie tussen concentraties en biodiversiteit vastlegt, is deze tweeledige vorm van gebruik mogelijk en ook handig. De toepassing van *SSD*'s voor zowel de afleiding van beschermende normen als de berekening van *toxische druk*, en de mogelijkheid om dit voor veel *stoffen* toe te passen, maakt het *SSD*-model wereldwijd tot het meest gebruikte model in risicobeoordeling, *stoffen*beleid en milieukwaliteitsbeleid (Fox e.a., 2021). Normen bepalen de toelating van *stoffen* en het nemen van mitigerende maatregelen bij verhoogde *toxische druk*, wat het valideren van de *SSD*-aanpak cruciaal maakt. De historische en theoretische basis en toepassingen van *SSD*'s binnen *stoffen*- en milieubeleid zijn beschreven in twee hoofdstukken van een boek (Posthuma e.a., 2002) en in wetenschappelijke publicaties (Fox e.a., 2021).

De toepassing van *SSD*'s voor beide doelen wordt ondersteund door omvangrijke dataverzamelingen over de gevoeligheid van soorten voor *stoffen*, zoals die van de U.S. EPA en de Europese ECHA. Hierdoor zijn inmiddels *SSD*'s afgeleid voor meer dan 12.000 *stoffen* in oppervlaktewateren (Posthuma e.a., 2019). Het hoge aantal *SSD*'s vraagt echter om kritische beoordeling van hun robuustheid. Een robuuste *SSD* behoudt een consistente klokvormige verdeling, zowel qua positie op de concentratie-as als qua spreiding van gevoeligheden, bij kleine wijzigingen in de dataset. Voor de ontwikkeling van de *mengsel-toxische druk*-indicator in de *Bestrijdingsmiddelenatlas (BMA)* wordt uitsluitend gebruikgemaakt van *stoffen* met robuuste *SSD*'s. Deze robuuste *SSD*'s zijn gedefinieerd in Posthuma, van Gils, Zijp e.a. (2020). De niet-robuste *SSD*'s kunnen gebruikt worden om — bijvoorbeeld bij incidenten — een grof eerste inzicht te geven in *toxiciteit*, maar die grove indicatieve waarde werd onvoldoende geacht voor toepassing in de Atlas.

Een belangrijke stap in het beoordelen van de *toxische druk* van mengsels van *stoffen* is het besef dat in het milieu altijd *mengsels* aanwezig zijn. Soorten in een ecosysteem reageren op het totale mengsel, naast andere drukfactoren. Het kwantificeren van deze *toxische druk* gebeurt in drie stappen: (1) per *stof*, (2) per stofgroep, en (3) voor het volledige mengsel. Hiermee kunnen trends en kaarten worden opgesteld die inzicht geven in de bijdrage van afzonderlijke *stoffen*, stofgroepen of het mengsel als geheel. Dit maakt het mogelijk te bepalen welke *stoffen* of stofgroepen de *toxische druk* domineren op specifieke locaties. Deze inzichten ondersteunen het prioriteren van locaties en *stoffen* voor bescherming of mitigatie. Uiteraard wordt in de praktijk vaak begonnen bij de interpretatie van de totale *toxische druk*, omdat — immers — afwezigheid van druk door het totale *mengsel* automatisch betekent dat de afzonderlijke stofgroepen en *stoffen* ook geen druk veroorzaken: de totale *toxische druk*-kaart werkt dan als het ware als een executive summary van complexe, *stof*-specifieke informatie. Details over het combineren van effecten binnen en tussen *stofgroepen* zijn te vinden in de methodes (Sectie 4.3).

Validatie gebeurt door de op *SSD*'s gebaseerde maatstaf van *toxische druk* te kalibreren op daadwerkelijke biodiversiteitseffecten. Eerdere data-analyses en onderzoek naar grote monitoringdatasets tonen aan dat een hogere *toxische druk* samenhangt met verminderde biodiversiteit en lagere ecologische kwaliteit in Nederlandse, Europese en Amerikaanse wateren (Oginah e.a., 2025; Posthuma, van Gils, Zijp e.a., 2020; Posthuma e.a., 2016a). Voor deze calibratie worden twee soorten toxiciteitgegevens gebruikt: chronische *SSD-NOEC*-waarden (voor normstelling) en acute *SSD-EC50*-waarden (voor ecologische toestand en soortenverlies).

In de praktijk wordt de toepassing van *SSD*'s voor het beoordelen van *toxische druk* ondersteund door de ontwikkeling van softwaretools. Een bekende tool in Nederland is de sleutelfactor toxiciteit-tool, ontwikkeld voor STOWA, met versies 1.0 (2016) en 2.0 (2020). De tool is momenteel online beschikbaar. De code voor het berekenen van de *toxische druk* is oorspronkelijk gebaseerd op de Sleutelfactor Toxiciteit-tool¹ en is vervolgens verder ontwikkeld.

¹Zie: <https://www.sleutelfactortoxiciteit.nl/verdieping/werken-met-het-chemiespoor/aan-de-slag-met-de-chemie-rekentool>

2.2. Eerder onderzoek naar toxische druk in Nederland

De allereerste kwantificering van de *toxische druk* van mengsels van *stoffen* is gepubliceerd door Posthuma (1992), voor *stoffen* in bodem en effecten op bodemecosystemen. Na de publicatie van de werkwijze om mengsel-*toxische druk* te bepalen (De Zwart & Posthuma, 2005; Posthuma e.a., 2002), is het kwantificeren van de *toxische druk* van mengsels wereldwijd steeds breder toegepast. De publicaties over mengseltoxiciteit strekken zich dan ook uit over alle continenten, compartimenten en stofgroepen. Hieronder staan de specifieke toepassingen die betrekking hebben op Nederland en op *bestrijdingsmiddelen*.

Vijver e.a. (2012) voerden een landelijke analyse uit naar de *toxische druk* van gewasbeschermingsmiddelen, waarin werd aangetoond dat ecologische schade door *bestrijdingsmiddelen* gemiddeld afneemt, hoewel sommige regio's substantieel risico blijven lopen op soortenverlies. Deze studie richtte zich echter op de gemiddelde jaarlijkse concentraties, en beoordeelde daardoor geen effecten van *acute toxiciteitspieken*. Dergelijke pieken in de concentratie van gewasbeschermingsmiddelen kunnen incidenteel voorkomen, bijvoorbeeld één keer per jaar, en veroorzaken dan schadelijke ecologische effecten bij kwetsbare soorten, met name in kleine, gevoelige waterlichamen. Dit — en andere motieven — inspireerde latere onderzoeken, zoals die van Postma e.a. (2021), om de gemiddelde concentraties als niet-representatief voor de effecten aan te duiden, en zich te richten op een alternatief zoals de maximale concentraties.

Het Planbureau voor de Leefomgeving (Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), 2020) voerde de eerste brede analyse uit naar de *toxische druk* in Nederlandse waterlichamen en identificeerde *bestrijdingsmiddelen* als een blijvend aandachtspunt. Dit rapport legde een verband tussen hogere *toxische druk* en een verslechterende ecologische toestand van macrofauna (EKR-waarde). De resultaten werden gezien als indicatief vanwege de afwezigheid van een uniforme monitoringsmethodiek van de waterschappen en de focus op grotere waterlichamen (*KRW*-waterlichamen), waar verdunning de *toxische druk* kan verlagen in vergelijking met kleinere regionale wateren en perceelsloten.

Een studie gericht op acht Nederlandse waterschappen onderzocht veranderingen in de soortenrijkdom en aantallen van aquatische macrofauna, deels toegeschreven aan een afname in de *toxische druk* van *bestrijdingsmiddelen* (Hallmann & Jongejans, 2021). Ook deze studie vond een relatie tussen toenemende *toxische druk* en een verslechterde ecologische toestand. Hierbij werd de jaarlijkse maxima gebruikt om inzicht te geven in de effecten van piekconcentraties op aquatische gemeenschappen. Hoewel de studie beperkt was in dekking, bevestigden de significante correlaties tussen de *toxische druk* en waargenomen soortenaantallen het belang van analyses op piekconcentraties voor inzicht in ecologische effecten.

In een landelijke studie voor de jaren 2013–2018 analyseerden onderzoekers voor STOWA (Postma e.a., 2021) de *toxische druk* van vijf groepen verontreinigingen: ammonium, metalen, *PAK's*, *bestrijdingsmiddelen* en overige organische microverontreinigingen. Zij vonden dat *bestrijdingsmiddelen* relatief de hoogste *toxische druk* veroorzaakten, vooral in kleine watersystemen, wat resulteert in een verminderde ecologische waterkwaliteit op veel locaties. Door maximale concentraties te analyseren, identificeerde de studie potentiële ecologische risico's door piekconcentraties — welke het meest relevant zijn voor levende organismen. Hoewel de focus op maxima helpt bij het inzicht in piekblootstellingen, kan deze ook gevoelig zijn voor meetfouten en uitschieters, die in een klein aantal gevallen voorkomen maar een relatief grote impact hebben op de statistische maxima.

In een landelijke studie richtten Visser e.a. (2023) zich specifiek op natuur- en recreatieplassen en onderzochten de *toxische druk* van tientallen werkzame *stoffen* in *bestrijdingsmiddelen*, gekozen vanwege hun vermoedelijk grotere schadelijkheid dan gemiddeld. Ze vonden niet alleen een aanzienlijke ruimtelijke variatie in *toxische druk*, maar ook grote verschillen in de bijdrage van individuele *stoffen*. Verrassend was het sterk variërende effect tussen *stofgroepen*, waarbij sommige groepen substantieel hogere *toxische druk* veroorzaakten, wat

de noodzaak benadrukt om de impact van specifieke *stoffen* in detail te analyseren. In deze studie kunnen de werkelijke effecten echter onderschat zijn door de focus op gemiddelde jaarlijkse concentraties, waarbij schadelijke pieken onbelicht blijven en belangrijke hotspots mogelijk gemist werden.

2.3. Vernieuwingen ten opzichte van eerder onderzoek

De in dit onderzoek ontwikkelde *BMA* mengsel-*toxische druk*-indicator bouwt voort op het hierboven beschreven eerder werk, en biedt vernieuwingen op meerdere fronten: het richt zich op *bestrijdingsmiddelen* (gewasbeschermingsmiddelen en biociden), onderzoekt ook kleinere wateren en maakt, naast analyses op ruwe data, gebruik van onder andere gestandaardiseerde trendgrafieken en vergelijkingen met gestandaardiseerde meetnetten. Door aggregatie van de monitoringdata van een locatie binnen een jaar naar het 90%-percentiel wordt gekeken naar een maat voor piekblootstellingen door *bestrijdingsmiddelen*, die minder gevoelig is voor meetfouten en uitschieters dan de maximale concentratie van die locatie voor dat meetjaar. Dit vormt een compromis tussen het beperken van de invloed van meetfouten en het risico op het missen van daadwerkelijke pieken. Ook worden situaties met ontbrekende of beperkte data als "data deficient" gemarkeerd, in plaats van deze uit te sluiten. Tot slot worden statistische maatstaven ontwikkeld die het potentiële aandeel van ecologische schade kwantificeren dat aan individuele *stoffen* in een mengsel kan worden toegeschreven. Dit laatste maakt een diepgaande analyse van ecologische risico's mogelijk, specifiek voor afzonderlijke *stoffen*, waardoor ook de effectiviteit van eerdere beleidsmaatregelen op dit vlak met de ontwikkelde indicator en producten kan worden geëvalueerd.

De specifieke aanscherpingen en vernieuwingen voor de mengsel-*toxische druk*-evaluatie van de *BMA* is gebaseerd op een specifieke filosofie achter deze indicator en de publiek beschikbare producten op de *BMA*. Hierbij zijn twee benaderingen sturend geweest:

1. kwantitatieve risicoanalyses (aanvullend op normoverschrijding), en
2. risico-attributie (waarbij risico's worden toegeschreven aan verschillende factoren, hier *stoffen*).

2.4. Kwantitatieve risicoanalyses (KRA)

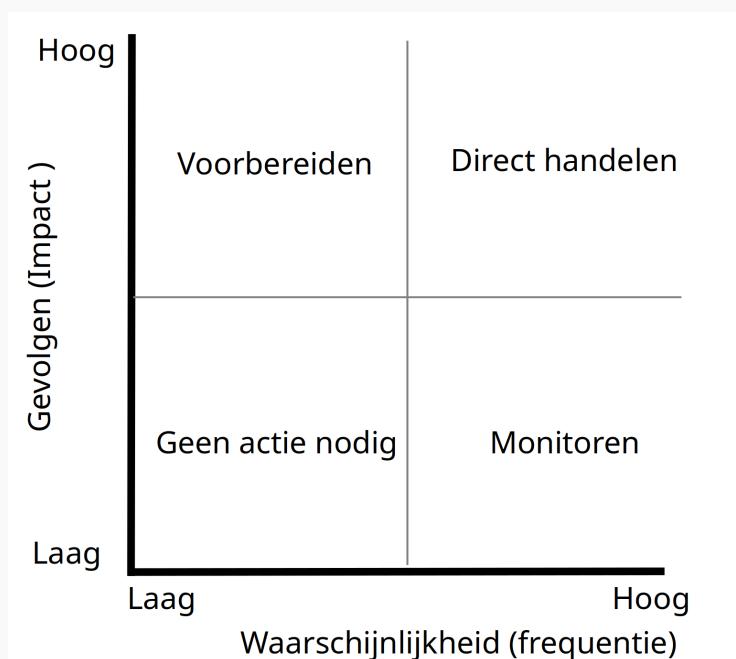
In dit rapport en op de website van de *Bestrijdingsmiddelenatlas* zijn de kenmerken van de kwantitatieve risicoanalyse als uitgangspunt genomen bij het ontwerp van data-analyses, producten en visualisaties (zie Kader 1). Risicoanalyses kijken vrijwel altijd naar maatstaven voor zowel waarschijnlijkheid als *impact*. De frequentie van ruimtelijke metingen wordt gebruikt als benadering voor de waarschijnlijkheid, terwijl de impact van de (gecombineerde) effecten van *bestrijdingsmiddelen* op aquatische ecosystemen wordt ingeschat door te kijken naar de *acute*, *chronische* of gecombineerde *toxische druk*.

De gebruikelijke methode om monitoringdata van chemische *stoffen* in het milieu te analyseren, bestaat uit het vergelijken van gemeten concentraties met beschermende normen. Deze vergelijking speelt een cruciale rol in het toelatingsbeleid van *stoffen* en het *waterkwaliteitsbeleid*. Hierbij wordt de ratio tussen de concentratie van een *stof* en de normwaarde berekend, aangeduid als het risicoquotiënt (RQ). Een $RQ < 1$ betekent dat de *stof* kan worden toegelaten en dat aangenomen wordt dat de milieukwaliteit ten aanzien van die *stof* voldoende beschermd is. Een beperking van deze aanpak is dat een $RQ \geq 1$ weliswaar aangeeft dat de blootstelling hoger is dan afgesproken in de norm, maar weinig zegt over de omvang van de te verwachten *impact* of het ecologische risico. Dit vormt een uitdaging voor *KRA*, die juist gericht is op het combineren van waarschijnlijkheid en impact om risico's effectief te prioriteren.

Dit geldt eens te meer als er sprake is van mengsels. Dan zijn de impact en de waarschijnlijkheid eigenlijk niet betekenisvol af te leiden uit RQ-waarden. Door het gebruik van *toxische druk* als aanvullende maatstaf kan echter wél worden ingeschat in hoeverre *stoffen* en mengsels risico's opleveren voor biodiversiteit en ecosysteemfuncties. Dit maakt her-analyse van bestaande monitoringdata mogelijk, waarbij inzicht wordt verkregen in zowel de ernst als de waarschijnlijkheid van ecologische effecten.²

Kader 1: Kwantitatieve risicoanalyse (KRA)

Kwantitatieve risicoanalyses (KRA) worden breed toegepast in sectoren zoals gezondheidszorg, milieubeheer en technische industrieën. Een KRA kwantificeert de te verwachten impact van een risico-maat (de waarschijnlijke gevolgen) en specificeert ook de waarschijnlijkheid dat deze te verwachten impact zich voordoet (frequentie). Impact wordt uitgedrukt in termen van verwachte schade, terwijl waarschijnlijkheid vaak verwijst naar een terugkeerperiode in dagen of jaren. Bij een KRA wordt de frequentie uitgezet tegen de mate van de te verwachten impact (als respectievelijk X- en Y-waarden). Doordat de frequentie tegen de gevolgen wordt uitgezet, helpt een KRA bij het prioriteren van risico's, zodat beleidsmakers zich kunnen richten op de meest urgente risico's, terwijl er vervolgens beheerstrategieën kunnen worden ontwikkeld die effectief schade beperken (McNeil e.a., 2005).



Figuur Kader 1: Hoe kwantitatieve risicoanalyse handelingen kan prioriteren.

Een KRA-risicohandelingsmatrix en conceptueel raamwerk voor het prioriteren van risico's door de *impact* te vergelijken met de *waarschijnlijkheid* (in de BMA-context respectievelijk: de mate van *toxische druk*, Y-as, en de frequentie van metingen, X-as). De matrix onderscheidt vier actiegerelateerde regio's in het XY-diagram: risico's met minimale *impact* en lage *waarschijnlijkheid* vallen in de categorie "geen actie nodig". Matige risico's of frequente, niet-ernstige risico's vallen onder "monitoren". Risico's met aanzienlijke *impact* maar een lage *waarschijnlijkheid* vereisen proactieve maatregelen en worden aangeduid als "vorbereiden". Risico's met hoge *waarschijnlijkheid* en ernstige gevolgen vragen om onmiddellijke interventie en worden geclassificeerd als "direct handelen". Deze matrix vormt een kernonderdeel van het ontwerp van de producten op

²Belangrijke noot: de Europese Commissie heeft via een momenteel (2024) voorliggend Amendement op de Kaderrichtlijn Water onderkend dat een aanvullende maatstaf gebruikt moet worden om de bedoelde inzichten te verkrijgen.

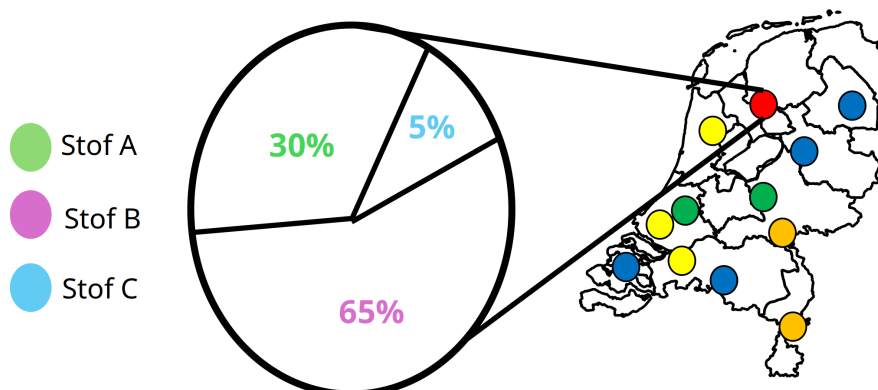
de *Bestrijdingsmiddelenatlas* en ondersteunt gerichte beleidsvorming in *waterbeheer*. Vrijwel alle producten visualiseren zowel *impact* als *waarschijnlijkheid*.

2.5. Risico-attributie

Binnen een *KRA* is het mogelijk om ook een risico-attributie uit te voeren. Via zo'n attributie probeert men te begrijpen welk deel van het totale risico kan worden toegeschreven aan een specifieke factor. In brede zin analyseert risico-attributie hoeveel van een probleem — zoals milieuschade of gezondheidsrisico's — te wijten is aan specifieke invloeden, zoals verontreinigingen in water of andere omgevingsfactoren.

Bijvoorbeeld, risico-attributiemethoden in de epidemiologie analyseren de bijdrage van factoren aan gezondheidsrisico's, wat inzicht biedt voor prioritering van interventies en datagedreven beleidsbeslissingen (Armitage e.a., 2002; Paciorek e.a., 2018; Porta, 2014).

In de huidige context van waterbeheer draagt risico-attributie bij aan een beter inzicht in de oorzaken van ecologische schade. Binnen de context van de *Bestrijdingsmiddelenatlas* helpt risico-attributie bijvoorbeeld om te bepalen welke werkzame *stoffen* het meest belastend zijn voor ecosystemen als ze worden aangetroffen, zodat de *stoffen* met de grootste impact doelgericht kunnen worden aangepakt. Dit maakt het mogelijk om beschermingsmaatregelen specifiek af te stemmen op de werkelijke risico's — eerst naar plaats, dan naar *stoffen* binnen plaatsen — en ondersteunt een effectief en duurzaam *waterbeheer*.



Figuur 2.1: Risico-attributie van bestrijdingsmiddelen. Risico-attributie verdeelt het totale ecologische risico (hier uitgedrukt als mengsel-toxische druk, *msPAF*) op basis van de relatieve bijdragen van verschillende *stoffen* in een mengsel. Dit biedt inzicht in welke *stoffen* het meeste bijdragen aan het risico, en kan zowel regionaal, nationaal als per meetpunt worden uitgevoerd. Hierdoor kunnen belangrijke *stoffen* op regionale en nationale schaal, evenals de bijdragen van individuele lozingen, effectief worden geïdentificeerd. Deze aanpak maakt het in principe mogelijk om doelgericht in te grijpen op de locaties met de grootste impact, en daarbinnen op de *stoffen* die daar de grootste impact hebben.

2.6. Meerwaarde toxische druk

De huidige *Bestrijdingsmiddelenatlas* gaf tot nu toe alleen inzicht in het optreden van normoverschrijdingen per *stof*, en voor *stoffen* samen. In het laatste geval wordt dit uitgedrukt met de *SNO*-maatstaf, wat staat voor *Som Norm Overschrijdingen*, en feitelijk een risicoquotiënt is. Die wordt berekend als de som van de ratio's van het verschil tussen waargenomen concentraties en hun normwaarde ten opzichte van de norm, waarbij een *SNO*-waarde < 1 duidt op voldoende bescherming tegen de nadelige effecten van de gemeten

bestrijdingsmiddelen, en een *SNO*-waarde > 1 op mogelijk onvoldoende bescherming.

Hier staat ‘mogelijk’ bij, vanwege het feit dat de beschermende normen vaak afgeleid zijn met data over toxische effecten op drie eindpunten (humane gezondheid, ecologische schade door directe blootstelling en ecologische schade via voedselketenblootstelling), en dat hierbij veiligheidsfactoren worden toegepast (die hoger zijn naarmate de data beperkter zijn in aantal of kwaliteit). Dit betekent dat een *SNO*-waarde een ‘optelling van appels en peren’ kan zijn, waardoor de berekende waarde niet precies aangeeft wat de schade van de gecombineerde blootstelling zal zijn, en voor welk eindpunt.

Dat is juist hetgeen met de *mengsel-toxische druk* wordt gekwantificeerd, met expliciete focus op de biodiversiteit van het *waterleven*. Zie voor een meer uitgebreide theoretische vergelijking van de *SNO* en *msPAF* bijlage B.

3

Methoden en validatie van de toxische druk indicator

In dit hoofdstuk wordt technisch uitgelegd hoe de *toxische druk*-indicator tot stand komt. Het behandelt hoe monitoringdata worden verwerkt, hoe *SSD*'s (ook voor *stof*groepen) worden opgesteld, en hoe de *toxische druk* (*msPAF*) wordt berekend en geaggregeerd tot meetpuntniveaus. Ook wordt beschreven hoe deze waarden worden ingedeeld in "CVK-klassen", en welke onzekerheden en beperkingen meespelen bij de interpretatie. Tot slot bespreekt het hoofdstuk hoe nationale tijdtrends worden gestandaardiseerd en gevalideerd met modellen, de meerwaarde van *toxische druk* ten opzichte van normoverschrijdingen, en hoe de uiteindelijke producten zijn afgestemd met belanghebbenden. Voor een beknopte beschrijving van de indicatorproducten zonder technische details verwijzen we de lezer naar het hoofdstuk *Van indicator naar BMA-producten*.

3.1. Uitgangspunten dataverwerking

Grootschalige analyses van monitoringsdata brengen vaak uitdagingen met zich mee, zoals variatie in het aantal gemonitorde *stoffen*, de gevoeligheid van metingen en de toegepaste analysetechnieken over de tijd. Deze verschillen kunnen deels worden overbrugt met statistische technieken en modellen, die vergelijkingen over de tijd, tussen *stoffen* en locaties mogelijk maken ondanks variatie in meetmethodiek. Echter, omdat zulke datacorrecties een zekere mate van complexiteit toevoegen en ook onzekerheden met zich meebrengen in de vorm van modelaanname, hebben we ervoor gekozen om in dit onderzoek veelal zo dicht mogelijk bij de oorspronkelijke meetresultaten te blijven. Alleen voor nationale trends in *toxische druk* is een gestandaardiseerd model gebruikt, dat rekening houdt met verschillen in *stoffen*, locaties, steekproefgrootte en beschikbare *toxiciteitsgegevens*, om zo een evenwichtige presentatie van de data voor nationaal niveau te bieden. We vergelijken deze modelgebaseerde trends met het onafhankelijke en grotendeels gestandaardiseerde Landelijk Meetnet Gewasbeschermingsmiddelen (LM-GBM).

3.2. Monitoringsgegevens

In Nederland meten verschillende instanties, zoals waterschappen, drinkwaterbedrijven en Rijkswaterstaat, *bestrijdingsmiddelen* in (zoet) oppervlaktewater. Deze meetgegevens worden jaarlijks verzameld op di-

verse locaties en door het Informatiehuis Water (IHW) via de Landelijke Enquête Waterkwaliteit (LEW) doorgezonden naar het Centrum voor Milieuwetenschappen Leiden (CML) voor controle volgens een vastgesteld foutenprotocol. De resultaten worden gepubliceerd in de *Bestrijdingsmiddelenatlas*. Gedetailleerde beschrijvingen van de gegevens en controles zijn te vinden in het onderzoek van Vijver e.a. (2008) en op de website van de *Bestrijdingsmiddelenatlas*. Voor specifieke gegevens over *bestrijdingsmiddelen* op bepaalde locaties kunnen belangstellenden contact opnemen met toeleverende organisaties.

Van alle monitoringsgegevens bestaat er ook een grotendeels gestandaardiseerd meetnet: het Landelijk Meetnet Gewasbeschermingsmiddelen (LM-GBM) biedt een meetnet voor monitoringsgegevens met een focus op de landbouw via zeven *teeltgroepen* (de Weert e.a., 2014). Binnen het LM-GBM worden dezelfde *stoffen* (toegelaten in de teeltgroep) gemeten op 106 vaste meetlocaties, waarbij elke locatie jaarlijks minimaal zes keer wordt bemonsterd. Dit gebeurt in overeenstemming met het groeiseizoen en de toegestane gewasbeschermingsmiddelen per sector. De locaties zijn representatief voor vergelijkbare gebieden zonder meetpunten. Het meetnet richt zich op de teeltgroepen mais/grasland, bloembollen, fruitteelt, glastuinbouw, akkerbouw, wintertarwe en boomkwekerijen. We gebruiken dit meetnet om gestandaardiseerde modellen, die we in dit rapport ontwikkelen, te valideren. Hierbij worden de modellen toegepast op alle data, met uitzondering van het LM-GBM, waarna voorspelde trends worden vergeleken met de trends binnen het LM-GBM.

Om uniformiteit te waarborgen, worden monitoringsgegevens voor de *Bestrijdingsmiddelenatlas* altijd gecontroleerd op consistentie in eenheden, rapportagegrenzen, uitschieters en meer. De protocollen voor datakwaliteit en plausibiliteit van de monitoringgegevens zijn beschikbaar via de *Bestrijdingsmiddelenatlas*¹.

3.3. Toxiciteitsgegevens

Om *Species Sensitivity Distributions* (SSD's) af te leiden zijn toxiciteitsgegevens nodig, voor iedere werkzame stof voor meerdere aquatische testsoorten. De toxiciteitsdata voor dit onderzoek zijn gelijk aan die van de rekentool voor *toxische druk*², aangevuld met specifiek voor de huidige data-analyses afgeleide ecotoxiciteitsdata voor de categorie van de groepstoffen (zie ook Sectie 3.4).

De ecotoxiciteitsdata voor *chronische toxiciteit* (NOEC; *No Observed Effect Concentration*) en *acute toxiciteit* (EC₅₀; *Effective Concentration for 50% of the population*) voor niet-groepstoffen zijn toegankelijk via de website van de sleutelfactortoxiciteit². Deze gegevens worden per stof aangeboden in samengevatte vorm, beschreven als *acute of chronische SSD*, door middel van twee parameters die in beide gevallen de log-normale verdeling van de gevoeligheid van verschillende soorten weergeven: het gemiddelde (μ) en de standaarddeviatie (σ) van de verzameling NOEC- of EC₅₀-waarden. Wanneer uitgedrukt op een logaritmische schaal vertonen de ruwe data eerst een klokvorm, terwijl de cumulatieve weergave de gebruikelijke S-curve oplevert (zie Figuur 1.2), met μ en σ als beschrijvende parameters.

Voor de Groepstoffen zijn specifieke extrapolatiemethoden ontwikkeld en toegepast, zodat ook voor deze stoffen μ - en σ -waarden van de SSD-NOEC en SSD-EC₅₀ kunnen worden afgeleid. Deze methodes en resultaten zijn opgenomen in een annex³. Samengenomen zijn er SSD-NOEC en SSD-EC₅₀-curves beschikbaar voor 799 stoffen, inclusief de meeste stoffen uit de *Groepstoffen*-categorie. Niet alle 799⁴ stoffen worden gemeten of aangetroffen in het Nederlandse oppervlaktewater.

Afhankelijk van het aantal beschikbare gegevens is een SSD stabiel en robuust (veel gegevens), of juist

¹https://bmastatic.blob.core.windows.net/rapportage/Fouten_controle_BMA_versie_26052021.pdf

²<https://www.sleutelfactortoxiciteit.nl>

³https://bmastatic.blob.core.windows.net/rapportage/annex_groepstoffen_toxishedruk_pesticidesatlas_jun2025.pdf

⁴Niet alle 799 stoffen worden aangetroffen of gemeten in het oppervlaktewater, en niet alle gemeten stoffen zijn in deze selectie opgenomen.

gevoelig voor toevallige spreiding in een kleiner aantal testsoorten. SSD's die gebaseerd zijn op veel verschillende soorten zijn bovendien representatiever voor diverse typen aquatische organismen. Voor een SSD van hoge kwaliteit zijn daarom bij voorkeur gegevens van tien of meer soorten beschikbaar. Wanneer dit niet het geval is, kunnen extrapolatietechnieken worden ingezet om de SSD robuuster en representatiever te maken. Extrapolatie kan bijvoorbeeld *chronische toxiciteit* afleiden uit *acute* testgegevens, of meer algemeen tussen verschillende typen toxiciteitsparameters zoals LC_{50}/EC_{50} , LC_{10}/EC_{10} en *NOEC* (zie Posthuma e.a., 2019). Of een testduur als *acuut* of *chronisch* wordt aangemerkt hangt af van de duur van de test in verhouding tot de levensduur van het testorganisme (Posthuma e.a., 2019).

Niet-geëxtrapoleerde gegevens voor zes tot tien soorten zijn overigens nog steeds voldoende voor een betrouwbare SSD. Indien minder gegevens beschikbaar zijn en/of extrapolatie noodzakelijk is, krijgt de afgeleide SSD een lagere kwaliteits classificatie. In de loop der jaren zijn hiervoor verschillende classificatiemethoden gebruikt, zie onder andere STOWA (2016), Posthuma e.a. (2019) en STOWA (2021). De indeling van hoge naar lage kwaliteit in klassen A t/m E uit STOWA (2021) wordt ook in dit rapport gehanteerd, door het selecteren van alleen stoffen met SSD's van kwaliteitsklassen A en B voor gebruik in de *Bestrijdingsmiddelenatlas*.

De eerste grote set gevalideerde ecotoxiciteitsgegevens die is ontwikkeld voor toepassing van het SSD-concept is gecompileerd door De Zwart (2005). Hierna zijn door het *Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu* (RIVM) gedurende diverse projecten aanvullende gegevens verzameld uit verschillende databases en bronnen, zoals meer gedetailleerd beschreven door Posthuma e.a. (2019). In dat onderzoek werden uiteindelijk *acute* en/of *chronische* SSD's afgeleid voor ruim 12.000 individuele stoffen, ingedeeld in kwaliteitsklassen A tot en met E.

Belangrijke databronnen die tot dusver werden gebruikt, en die relevant zijn voor de werkzame stoffen in *bestrijdingsmiddelen*, zijn:

- De *U.S. Environmental Protection Agency's ECOTOX database*⁵,
- De *Pesticides Properties Database* (PPDB) van de University of Hertfordshire⁶,
- Samenvattingen en *Draft Assessment Reports* (DARs) van de *European Food Safety Authority* (EFSA) ten behoeve van de toelating van werkzame stoffen van *gewasbeschermingsmiddelen* in de Europese Unie⁷,
- Diverse kleinere datasets geleverd door instituten en bedrijven,
- Wetenschappelijke artikelen en rapporten,
- Diverse vormen van gevalideerde data-extrapolatie (bijvoorbeeld van soort naar soort, of van acuut naar chronisch).

3.4. Groepstoffen

Onder de *bestrijdingsmiddelen* zijn diverse chemisch verwante stoffen, zoals isomeren van dezelfde stof, zoutvarianten, of stoffen die onder een gezamenlijke somnorm vallen. Deze groep verwante stoffen wordt aangeduid als een groepstof, waarbij de afzonderlijke stoffen binnen de groep *deelstoffen* worden genoemd. *Monitoringdata* van de deelstoffen worden niet altijd afzonderlijk gerapporteerd met een bijbehorende concentratie of rapportagegrens. In de *Bestrijdingsmiddelenatlas* (BMA) worden daarom deze gegevens samengevoegd volgens vastgelegde rekenregels⁸. Hierdoor wordt de *toxische druk* van een groepstof berekend op basis van één samengestelde concentratie. Deze concentratie wordt gebruikt om met de twee benodigde

⁵<https://cfpub.epa.gov/ecotox/>

⁶<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>

⁷<https://www.efsa.europa.eu/en/applications/pesticides>

⁸<https://www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl/toelichtingen/groepstoffen>

SSD's de chronische en acute toxische druk te bepalen. Vanwege de samengevoegde monitoringgegevens is het daarom noodzakelijk geweest om ook de acute en chronische SSD's voor groepstoffen hierop aan te passen.

Omdat stoffen en geteste soorten op elkaar kunnen lijken, ontstaan er patronen in de gevoeligheid van soorten voor *bestrijdingsmiddelen*. Binnen de stoffen die in een groepstof-categorie vallen, kan dit 'lijkt-op'-fenomeen worden gebruikt om een soortengevoeligheidsverdeling (SSD) af te leiden voor de leden van die stofgroep. De afleiding van de SSD's voor de leden van de groepstof-categorieën is beschreven in een separate Annex (Engelstalig⁹). In het kort is de afleiding gebaseerd op een aantal veelgebruikte (extrapolatie)principes en bijhorende rekenstappen.

Het wetenschappelijke principe om gezamenlijke SSD's voor groepen van stoffen af te leiden is de zogenoemde 'slot-sleutel'-analogie. Die wordt beschreven in literatuur over de werking van enzymen, de effecten van geneesmiddelen en de effecten van toxische stoffen op receptor-moleculen in levende cellen. Bij een goed passende sleutel (de stof) op een slot (in de cel) is een enzym, een geneesmiddel of een toxische stof 'effectief' (er is interactie met de receptor-site) en ontstaat er een effect. Breder bekeken, suggereert dit principe dat sleutels (de stoffen) en receptoren (in de cellen) die meer op elkaar lijken ook meer gelijkende effecten zullen hebben. Dit leidt tot de werkhypothese, dat de SSD's van stoffen meer op elkaar lijken naarmate de stoffen en de receptoren meer op elkaar lijken. Via modelleer-technieken kunnen hierdoor de beschikbare data over de toxiciteit van stoffen voor soorten gebruikt worden om, zo nodig, missende data aan te vullen. Die missende data zijn behulpzaam voor de afleiding van de nieuwe Atlas-producten, omdat voor de meeste stoffen in de *Groepstof*-categorie er sprake is van ontbrekende test-gegevens.

Voor de berekening van de *mengsel-toxische druk* wordt vooral gebruik gemaakt van *Acute EC50* en *Chronische NOEC* data, terwijl er ook andere data beschikbaar zijn. Dit is weergegeven in Tabel 3.1, waarbij de data in een kwadrant (1, 2, 3 of 4) gebruikt kunnen worden om de beperkte data in de andere kwadranten aan te vullen. Dergelijke extrapolaties zijn verantwoord, vanwege sterke patronen in de data, zoals getoond in Figuur 3.1. Die figuur toont (bij $X=Acute\ EC50$ data, en $Y=chronische\ NOEC$ data voor stoffen die bij allerlei soorten getoetst zijn; elk punt is een stof-soort combinatie) dat de extrapolatie tussen kwadranten (hier dus: $1 \rightarrow 4$, of $4 \rightarrow 1$) via de orthogonale regressie-formules (hierbij wordt de regressie van X als functie van Y en Y als functie van X integraal uitgevoerd, in plaats van de gebruikelijke aanpak van alleen Y als functie van X) verantwoord kan plaatsvinden. Na extrapolatie zijn alle op deze wijze afgeleide SSD's voor de groepstoffen-categorie gecontroleerd door experts, met criteria die zijn opgenomen in de eerder genoemde annex.

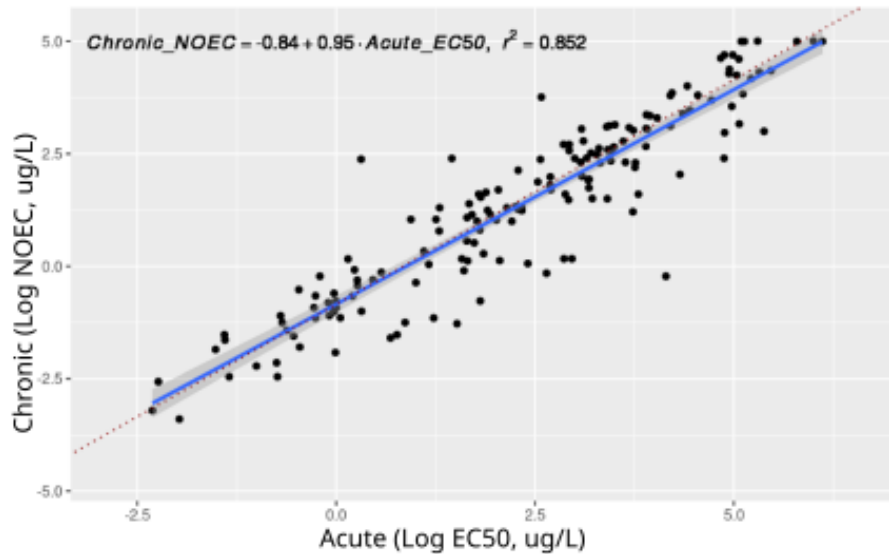
1. Acute EC50	2. Acute NOEC
3. Chronic EC50	4. Chronic NOEC

Tabel 3.1: Schematisatie van de beschikbare data (in de vier kwadranten), waarbij tussen alle kwadranten valide extrapolaties mogelijk zijn om beperkte data aan te vullen. Zie Figuur 3.1.

3.5. Berekenen van de Toxische Druk

Mengseltoxiciteit kwantificeert de gecombineerde effecten van meerdere stoffen. Een veelgebruikte maatstaf voor mengseltoxiciteit is de *msPAF* (meer-stoffen Potentieel Aangetaste Fractie van soorten), die de fractie van soorten voorspelt die mogelijk door een mengsel van stoffen worden aangetast. De waarde van de *msPAF* ligt tussen 0 en 1, waarbij 0 betekent dat geen soorten worden aangetast en 1 betekent dat alle soorten worden aangetast. De *msPAF* wordt berekend op basis van soortgevoeligheidsdistributies (SSD) en de concentraties van de stoffen in het mengsel (De Zwart & Posthuma, 2005). In onderzoek naar mengseltoxiciteit wordt

⁹https://bmastatic.blob.core.windows.net/rapportage/annex_groepstoffen_toxischedruk_pesticidesatlas_jun2024.pdf



Figuur 3.1: Extrapolatie tussen chronische en acute toxische druk. Correlatie tussen acute en chronische toxiciteitsgegevens voor BMA Groepstoffen, waarbij de X-as de acute EC50-waarde en de Y-as de chronische NOEC-waarde toont. Elk punt vertegenwoordigt een specifieke stof, en extrapolatie is mogelijk door middel van de getoonde orthogonale regressie. Dit stelt ons in staat om ontbrekende data aan te vullen. De extrapolatie is gerechtvaardigd door de duidelijke patronen in de gegevens, die de methodologie voor het invullen van ontbrekende toxiciteitsdata ondersteunen.

meestal onderscheid gemaakt tussen twee benaderingen voor het combineren van de effecten van verschillende stoffen: concentratie-additie (CA) en respons-additie (RA).

- **Concentratie-additie (CA):** Deze methode wordt gebruikt voor stoffen die hetzelfde werkingsmechanisme hebben. In dit geval worden de gestandaardiseerde concentraties van de stoffen opgeteld om hun gecombineerde effect te berekenen.
- **Respons-additie (RA):** Deze methode wordt toegepast wanneer stoffen verschillende werkingsmechanismen hebben. Hier worden de effecten van elke stof afzonderlijk berekend en daarna gecombineerd op een probabilistische manier. In het kort betekent dit dat eerst de kans wordt berekend dat een soort niet wordt aangetast door elke stof afzonderlijk. Daarna wordt de kans berekend dat soorten niet wordt aangetast door het mengsel, en uiteindelijk wordt de potentiële aangetast fractie afgeleid door deze waarde van 1 af te trekken.

In het verleden is ook wel een gemengd model gebruikt, waarbij eerst CA wordt toegepast voor stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme, gevolgd door RA voor stoffen met verschillende werkingsmechanismen (van Zelm e.a., 2007). Echter, Postma e.a. (2021) en van Zelm e.a. (2007) tonen aan dat er weinig kwantitatieve verschillen zijn tussen de voorspellingen van deze methoden. Bovendien, het is moeilijk om in de ecotoxicologie werkingsmechanismen eenduidig aan stoffen toe te wijzen (een insecticide heeft als werkingsmechanisme een specifiek effect op receptoren die in insecten aanwezig zijn, maar kan ook een ander type toxisch effect hebben op andere soorten: een stof heeft in de ecotoxicologie in dat geval meer dan één werkingsmechanisme), wat additionele onzekerheden met zich meebrengt. Hierdoor is CA en het gemengde model minder aantrekkelijk. Vanwege deze diversiteit aan motieven wordt in dit rapport de eenvoudiger RA-aanpak gebruikt, zoals ook voorgesteld door Postma e.a. (2022). Door een RA-model toe te passen, wordt het totaal verlies aan soorten toch nauwkeurig weergegeven, zonder dat een indeling per werkingsmechanisme noodzakelijk is.

De toxische druk van een stof wordt meestal berekend door de concentratie van de stof in te vullen in de SSD (Species Sensitivity Distribution) van die stof, waarna de PAF (Potentieel Aangetaste Fractie) op de Y-as kan

worden afgelezen (zie figuur 1.2). Bij stoffen die langdurig in het watersysteem aanwezig blijven, kunnen processen zoals sorptie aan kleideeltjes of organisch materiaal de concentraties in de waterfase verlagen. In de STOWA-rekentool voor toxische druk kan de optie voor biobeschikbaarheid naar wens worden in- of uitgeschakeld. Net als in dit rapport is in het STOWA-rapport (2013–2018, Postma e.a., 2021) bij de berekening van de toxische druk van bestrijdingsmiddelen geen correctie toegepast voor biobeschikbaarheid. Dit komt omdat bestrijdingsmiddelen meestal in kortdurende pieken in het water terechtkomen tijdens het groeiseizoen. Zie bijlage A voor meer gedetailleerde beschrijvingen van de methodologie.

3.6. Aggregatie van toxische druk per meetpunt

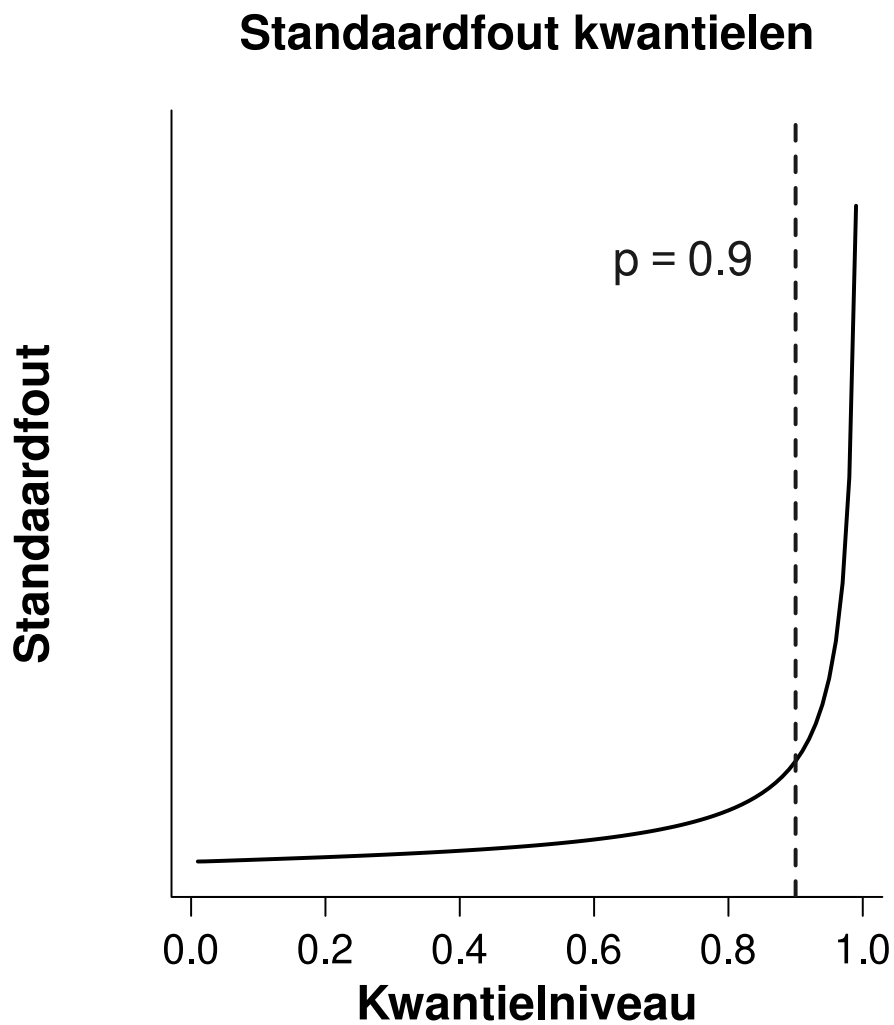
In de analyse van de *toxische druk* in de Bestrijdingsmiddelenatlas is gekozen voor het 90e percentiel van de meetwaarden per meetpunt-jaar combinatie. Deze keuze is ingegeven door het feit dat *bestrijdingsmiddelen* na gebruik vaak piekconcentraties veroorzaken, waarbij de impacts in ecologische zin blijvender zijn dan de piekblootstelling zelf: soorten die door de blootstelling verdwijnen of in aantal afnemen zullen dat effect geruime tijd blijven vertonen, ook al is de blootstelling inmiddels weer gedaald. Piekwaarden zijn daarbij een betere maat voor risico's zoals soortenverlies dan het gemiddelde of de mediaan van (bijvoorbeeld) 12 maandelijkse metingen van een stof gedurende het jaar, omdat deze twee statistische waarden het optreden van daadwerkelijke effecten zeker onderschatten (als er twee piek-metingen zijn in het teeltseizoen, en 10 metingen zonder meetbare concentraties, dan is er een ecologisch effect terwijl de mediane concentratie berekend wordt als “nul”). De meeste meetresultaten over het jaar heen blijven immers relatief laag, waardoor de pieken makkelijk over het hoofd kunnen worden gezien.

Een enkele schadelijke piekconcentratie kan ernstige effecten hebben op soorten en daarmee het ecosysteem geruime tijd tot blijvend beïnvloeden. Studies in het verleden hebben daarom gekeken naar het maximum geobserveerde *toxische druk* (Hallmann & Jongejans, 2021; Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), 2020). Echter, de geschatte maximale waarde in een steekproef zoals een serie concentratiebepalingen is onzeker omdat deze sterk afhankelijk is van zeldzame extreme waarden (David & Nagaraja, 2003). Daarnaast wordt deze schatting sterk beïnvloed door uitschieters en mogelijke meetfouten (Bhattacharya e.a., 2023). Dit alles leidt tot een grote variabiliteit in die schatting. Daarom is het 90e percentiel gekozen als een robuustere en minder variabele benadering. Hiermee schatten we het meest relevante risico zonder dat uitzonderlijke meetwaarden onnodig zwaar wegen, wat resulteert in een nauwkeurige en verantwoorde risicobeoordeling op jaarbasis bij kleinere steekproefgroottes. Figuur 3.2 laat de theoretische verantwoording zien voor een steekproefgrootte van 12 meetmomenten per jaar.

3.7. Een eenduidige maat van toxische druk

De mengsel toxische druk (met als eenheid: msPAF, 0 – 1) schat de mate waarin een gemeenschap van soorten wordt aangetast door de concentraties van alle gedetecteerde stoffen op een specifieke locatie. De berekening kan zowel worden uitgevoerd voor de acute (kortdurende) als chronische (langdurige) toxiciteit van stoffen door gebruik te maken van aparte acute en chronische SSD's.

- De chronische toxische druk (*msPAF-chronisch*) is een maat voor de potentiële langetermijneffecten van blootstelling aan lagere concentraties *bestrijdingsmiddelen*, zoals verminderde voortplanting en groei.
- De acute toxische druk (*msPAF-acuut*) is een maat voor de potentiële directe, ernstige toxische effecten zoals sterfte van waterorganismen, bijvoorbeeld na intensief *bestrijdingsmiddelengebruik* met drift of plotselinge afspoeling na een regenbui.



Figuur 3.2: Relatie percentiel en verwachte standaardfout. De theoretische standaardfout voor percentielen voor een standaard lognormale verdeling met een steekproefgrootte van 12 (1 meting per maand). Een percentiel is een waarde waaronder een bepaald percentage van observaties in een groep valt. De onzekerheid neemt toe bij hogere percentiel niveaus, vooral in de staart van de verdeling (>90ste percentiel). Een verticale lijn markeert het percentiel niveau $p=0.9$, wat een punt aangeeft waarna de verwachte onzekerheid explodeert. Dit visualiseert dat de 90ste percentiel een robuuste maatstaf is, een schatting dichtbij de piekconcentratie die nog een relatief hoge zekerheid geniet. Zie bijlage C voor details.

De chronische en acute msPAF-waarden zijn twee aparte toxiciteitsindicatoren die twee verschillende risicoperspectieven vertegenwoordigen, met verschillende ecologische betekenissen en die opereren op uiteenlopende tijdsschalen. Twee aparte maten bemoeilijken een eenduidige interpretatie en compliceren zowel de besluitvorming als de communicatie. Om deze redenen zijn in eerdere kalibratiestudies deze twee indicatoren samengevoegd in één enkele klassenindeling, zoals bij de STOWA-tool voor toxische druk (zie Dekker e.a., 2021). Ook in de Bestrijdingsmiddelenatlas passen we zo'n indeling toe, die we voor dit doel de Chemische Verontreiniging Klassen (CVK) noemen. De CVK-klassen, variërend van 'zeer goed' tot 'slecht', komen grotendeels overeen met klassen in eerder STOWA-onderzoek door Postma e.a. (2021) en Dekker e.a. (2021).

3.8. Indeling van Chemische Verontreiniging Klassen (CVK)

De CVK-indeling behoudt de gekalibreerde STOWA-tool indeling, aangevuld met twee extra klassen die verschillende mate van data-onzekerheid weerspiegelen (klasse 1 en klasse 7). De klassen geven een graduele indeling op basis van de mate van toxische druk van stoffen voor het aquatische milieu, uitgedrukt als het percentage soorten dat potentieel wordt aangetast, beginnend van steeds grotere chronische aantasting (samenhangend met de beschermende normstelling) overgaand op acute (samenhangend met de mate van *soortenverlies*):

1. **Verondersteld schoon (lichtblauw):** Er zijn geen *bestrijdingsmiddelen* boven de rapportagelimiet gedetecteerd. De aanname is dat er geen toxische druk is, hoewel de aanwezigheid van werkzame stoffen onder de detectielimiet niet kan worden uitgesloten.¹⁰
2. **Geen toxische druk (blauw):** Stoffen zijn gedetecteerd boven de rapportagelimiet, en minder dan 1 op de 200 soorten wordt chronisch blootgesteld boven het geen-effect niveau met een chronische msPAF-waarde $\leq 0,005$ (≤ 1 op de 200 soorten). Dit betekent dat de toxische druk verwaarloosbaar is, wat vervolgens betekent dat deze het handhaven of bereiken van een zeer goede ecologische toestand niet belemmert; er zijn geen verwachte effecten op het aquatische leven.
3. **Geringe toxische druk (groen):** Stoffen zijn gedetecteerd boven de rapportagelimiet, en tussen 1 op 200 en 1 op 20 soorten wordt chronisch blootgesteld boven hun geen-effect niveau met een chronische msPAF-waarde, die ligt tussen 0,005 en 0,05. Dit markeert een geringe toxische druk, die weliswaar verhoogd is ten opzichte van de voorgaande klasse 'blauw', maar nog geen significante ecologische effecten heeft. De 'bovengrens groen' komt overeen met de in de beschermende normstelling gehanteerde maximale waarde voor de PAF (in dit geval de msPAF) van 0,05. In de geschiedenis van de normstelling werd dit niveau aangeduid als het 95%-beschermingsniveau (95% van de soorten is blootgesteld onder het geen-effect niveau), waarbij de aanname was dat dit bescherming van de structuur en functie van ecosystemen voldoende waarborgt.
4. **Matige toxische druk (geel):** Meer dan 1 op 20 soorten wordt blootgesteld boven het chronische geen-effect niveau, maar minder dan 1 op 200 soorten ondervindt acute effecten op het 50%-effect niveau. Dit correspondeert met een chronische msPAF $>0,05$ en een acute msPAF $\leq 0,005$, wat duidt op een matige toxische druk met een beperkt soortenverlies.
5. **Hoge toxische druk (oranje):** Tussen 1 op 200 en 1 op 10 soorten ondervindt acute effecten op het 50%-effect niveau. Dit correspondeert met een acute msPAF-waarde tussen 0,005 en 0,1. Het geeft aan dat er sprake is van een hoge toxische druk met een middelgroot verlies aan *biodiversiteit*.

¹⁰Voor alle klassen geldt dat de aanwezigheid van werkzame stoffen buiten het analysepakket niet kan worden uitgesloten.

6. **Zeer hoge toxische druk (rood):** Meer dan 1 op 10 soorten blootgesteld boven de acute 50%-effect waarde. Dit correspondeert met een acute msPAF >0,1, waarbij in potentie meer dan 10% van de aquatische soorten schadelijke effecten ervaren, wat wijst op de hoogste mate van soortenverlies.
7. **Data niet toereikend (grijs):** Twee datatypen vallen hieronder:
 - (a) Er zijn enkel *stoffen* aangetroffen waarvoor toxiciteitsgegevens ontbreken (noodzakelijk om SSD's op te stellen en een classificatie voor deze stoffen te maken),
 - (b) Er zijn geen *bestrijdingsmiddelen* boven de rapportagelimit gedetecteerd en er zijn tegelijkertijd te weinig geanalyseerde stoffen (minder dan 10 per meetpunt).

Deze klassen van toxische druk weerspiegelen, vanwege de kalibratie op soortenverlies, de ecologische toestand van wateren, in lijn met de ecologische doelstellingen van de *Kaderrichtlijn Water* (KRW). In de KRW wordt de ecologische toestand gehanteerd als doel om goede waterkwaliteit en de mate van afwijking daarvan te definiëren. Bij de eerste drie klassen (beide blauwe en de groene, CVK 1-3) moet de waterbeheerder deze ecologische toestand door beschermende maatregelen handhaven, en bij soortenverlies (CVK >3, toenemend van geel, via oranje naar rood) moet in toenemende mate gewerkt worden aan mitigerende maatregelen, die de drukfactor(en) wegnemen die het soortenverlies veroorzaakt.

Zoals afgebeeld in figuur 3.3, richt de KRW zich op het behalen van een goede waterkwaliteit, wat gemarkeerd wordt door zowel een goede ecologische alsook chemische toestand van oppervlaktewateren, waarbij de ecologische doelstellingen het signaal kunnen geven dat er sprake is van effecten van chemische verontreiniging door stoffen zoals *bestrijdingsmiddelen*, ook als er niet voor alle stoffen al beschermende normen zijn afgeleid. De gekalibreerde klassen van mengseltoxiciteit geven inzicht in de relatie tussen toxische druk en de ecologische toestand van waterlichamen. Deze klassen helpen te bepalen of waterlichamen voldoen aan de KRW-doelen, met een maat die de impact van gecombineerde *bestrijdingsmiddelen* direct correleert met de ecologische gezondheid (zie samenvatting eerder onderzoek). Toxische druk maakt het ook mogelijk om de risico's van stoffen op een geleidelijke schaal te kwantificeren, wat bijdraagt aan gericht en genuanceerder waterbeheer in naleving van de EU-richtlijnen (Raad van de Europese Unie, 2024)¹¹.

3.8.1. Overwegingen en beperkingen in interpretatie

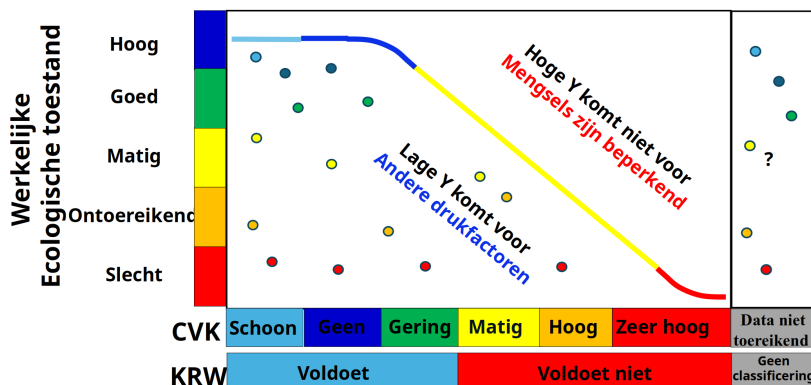
De klassen 'verondersteld schoon' en 'data niet toereikend' geven situaties weer waarin geen *toxische druk* kan worden bepaald door ontbrekende meet- of toxiciteitswaarden. Voor *stoffen* waarvoor onvoldoende *toxiciteitsdata* beschikbaar waren, werden deze *stoffen* in eerdere publicaties weggelaten (Postma e.a., 2021). Echter, om de transparantie en de betrouwbaarheid te verhogen, zijn deze meetpunten in de atlas toch opgenomen als een aparte categorie.

Voor de overige klassen geldt dat de *toxische druk* wordt berekend wanneer de concentratie van ten minste één *stof* boven de rapportagegrens is. Deze inschattingen vormen echter slechts een ondergrens van de werkelijke *toxische druk* van *bestrijdingsmiddelen* door de volgende oorzaken:

- **Monitoring:** Niet alle *stoffen* die in het milieu aanwezig zijn, worden altijd opgenomen in monitoring-programma's, wat betekent dat sommige aanwezige *stoffen* mogelijk niet worden gemeten.
- **Detectielimieten:** Detectie van *stoffen* kan uitblijven als hun concentraties onder de rapportagelimit liggen, waardoor potentiële effecten van deze *stoffen* niet worden geïdentificeerd.
- **Toxiciteitsdata:** *Stoffen* waarvoor geen *toxiciteitsgegevens* beschikbaar zijn, worden niet meegenomen in de berekeningen, wat de inschatting van de *toxische druk* kan beïnvloeden.

¹¹Nieuwe EU-brede indicatoren zullen worden geïntroduceerd om de voortgang op een meer uniforme manier te meten. Dit pakt de beperkingen aan van het huidige 'one-out-all-out'-principe, dat het lastig maakt om de algehele voortgang te laten zien wanneer niet aan enkele normen wordt voldaan. De toxische druk sluit hier goed bij aan.

Mensel-toxische druk en biodiversiteit: "ondergrens"



Figuur 3.3: Relatie tussen toxische druk (TD) en ecologische toestand (KRW). Op de Y-as wordt de werkelijke ecologische toestand weergegeven, terwijl de X-as de CVK-klassen toont, samen met de gebruikelijke KRW-formuleringen van de uiteindelijke indeling van de waterkwaliteit in 'voldoet' en 'voldoet niet'. De klasse "data niet toereikend" heeft geen KRW-classificering. De figuur toont aan dat toxische druk (TD)-waarden voor bestrijdingsmiddelen niet een hogere TD uitsluiten door de invloed van andere factoren, zoals metalen of PAK's. Tegelijkertijd laat de figuur zien dat een lagere TD-waarde niet mogelijk is, omdat de ecologische toestand niet onder een de drempel kan dalen die door bestrijdingsmiddelen is gezet. De berekende toxische druk van bestrijdingsmiddelen vormt daarom een minimale schatting van de daadwerkelijke ecologische toestand. Figuur is afgeleid van www.sleuteltoxiteit.nl.

Om deze redenen vormt de berekende toxische druk waarschijnlijk een onderschatting van de daadwerkelijke ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen, die groter wordt naarmate de aanwezige stoffen minder vertegenwoordigd zijn in de meetwaarden.

3.9. Dekking van de toxiciteitsdata

Bij het berekenen van de *msPAF* is een representatieve en volledige dekking van toxiciteitsdata voor de op een meetpunt gedetecteerde werkzame stoffen belangrijk. Wanneer de dekking met toxiciteitsdata gebrekkig is, bijvoorbeeld doordat voor sommige stoffen geen *SSD* beschikbaar is, kan dit leiden tot een onderschatting van de toxische druk. Om deze reden onderzochten we de dekking van toxiciteitsdata voor gedetecteerde stoffen en berekenden we het gemiddelde aantal gedetecteerde stoffen zonder *SSD* per locatie en per jaar (zie resultaten sectie 3.11).

Wanneer *SSDs* ontbreken of wanneer er een duidelijke trend door de tijd zichtbaar is in ontbrekende *SSDs*, kan dit wijzen op een ernstig hiaat in de data. Zonder volledige dekking kan er geen volledige inschatting worden gemaakt van de ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen. Bovendien kan een stijgende trend in het aantal stoffen zonder dekking de interpretatie van andere trends, zoals een mogelijke verbetering of verslechtering van de waterkwaliteit, vertroebelen. Een groot aantal stoffen zonder *SSD* geeft aan dat het noodzakelijk is de dekking te verbeteren om de nauwkeurigheid van *msPAF*-berekeningen te versterken. We geven hiervoor aanbevelingen in de discussie.

3.10. Validatie tijdreeks producten: gestandaardiseerde tijdreeksen voor de bepaling van nationale trends

Bestrijdingsmiddelen worden in Nederland gemeten in specifieke meetnetten van de waterbeheerders, maar deze meetnetten kunnen verschillen in het aantal gemeten stoffen, analysemethoden en gevoeligheid van de metingen. De data zijn daarom niet uniform. Om een uniform vergelijkbaar beeld te krijgen van de waterkwaliteit in heel Nederland gebruiken we daarom additioneel in dit rapport een statistisch model. Door statistische modellen toe te passen, kunnen we trends op nationale schaal meer inzichtelijk maken en een meer gebalanceerd beeld geven dat rekening houdt met verschillen tussen locaties in meetintensiteit, zo minimaliseren wij de onzekerheid van de berekeningen door niet gestandaardiseerde meetnetten. Hier beschrijven we kort de gebruikte statistische methodologie; voor details verwijzen we naar bijlage D¹².

Bij het gebruik van lineaire modellen voor bestrijdingsmiddelen en de potentieel aangetaste fractie stoffen wordt vaak verondersteld dat alle relaties tussen de afhankelijke variabele en voorspellers lineair zijn. Aangezien *msPAF*-berekeningen echter waarschijnlijk niet-lineair zijn en er onbekende relaties bestaan tussen ruimtelijke en temporele voorspellers van de *msPAF*-waarden die niet eenvoudig kunnen worden afgeleid uit een scatterplot, passen wij in plaats daarvan Generaliseerde Additieve Mixed Modellen (GAMMs) toe. Met GAMMs kunnen we het jaarlijkse verloop en de ruimtelijke verspreiding van de *msPAF*-waarden in Nederland modelleren zonder aannames over de vorm van relaties tussen de onbekende voorspellers en de *msPAF*. Hierbij wordt rekening gehouden met het totaal aantal gemeten stoffen en het aantal meetmomenten per jaar. Deze factoren corrigeren voor variaties in meetopzet, wat resulteert in een gestandaardiseerd beeld van ecologische risico's.

We gebruiken een Hurdle-GAM-model, dat zowel het gemiddelde als de variabiliteit van gemeten waarden modelleert, en rekening houdt met nul-waarden die ontstaan door bijvoorbeeld detectielimieten. Dit is belangrijk, aangezien de grenzen van analytische chemie vaak leiden tot een hoge proportie nul-waarden. Op deze manier kunnen we een robuustere inschatting maken van de toxiciteitsdruk, alsof alle gegevens voor geheel Nederland met dezelfde methodiek zijn verzameld.

Dit Hurdle GAMM-LSS¹³ kan daarom zowel nul-waarden als positieve waarden, als de variabiliteit in de toxische druk inschatten. Wanneer we een Hurdle-GAMM-model fitten voor zowel acute als chronische toxische druk en deze combineren, kan het model tegelijkertijd de effecten van verschillende stoffen, zowel acuut als chronisch, op ecologische systemen beoordelen. Het gebruik van dit model minimaliseert onzekerheden door variaties in meetmethoden en beschikbare data. Het complete Hurdle-GAMM-model is geschikt omdat het de resultaten kan vertalen naar CVK-klassen van 'Verondersteld schoon' tot 'Zeer hoog'. De 'data niet toereikend'-klasse wordt echter buiten beschouwing gelaten, wat betekent dat het model geen rekening houdt met gevallen van dataonzekerheid, zoals ontbrekende toxiciteitsgegevens.

Om de betrouwbaarheid van het model te testen, wordt cross-validatie toegepast door een deel van de data apart te houden voor validatie. Het model wordt vergeleken met een gestandaardiseerd meetnet (LM-GBM), en als de trends overeenkomen, bevestigt dit de nauwkeurigheid en robuustheid van de voorspellingen. Na validatie biedt het model een betrouwbare inschatting van ecologische risico's, ondanks variaties in waterkwaliteitsmonitoring, en vormt het een solide basis voor het vaststellen van nationale trends in toxische druk.

¹²De methodiek kan in principe ook toegepast worden op aparte beheergebieden, zoals waterschappen of deel-stroomgebieden of polders. Toepassing op deelgebieden (anders dan geheel Nederland) kan andere patronen opleveren. Dit is in dit rapport echter niet verder uitgewerkt.

¹³Voor een introductie naar Generalized additive mixed model for location scale and shape zie https://en.wikipedia.org/wiki/Generalized_additive_model_for_location,_scale_and_shape

3.11. Resultaten validatie

In deze sectie presenteren we resultaten, waaronder beschrijvingen van de datasets, en de resultaten gerelateerd aan de validatie van berekeningen voor deze producten. We bieden een beknopte interpretatie van deze bevindingen, gericht op de praktische toepasbaarheid en relevantie voor beleidsvorming waar nodig.

3.11.1. Karakterisering van de invoerdata

Twee kern-sets van gegevens zijn gebruikt voor het berekenen van de toxische druk. De eerste dataset bevat de concentraties van *bestrijdingsmiddelen* die zijn gemeten in het oppervlaktewater en vormt de basis voor het berekenen van de toxische druk. De tweede dataset bevat de SSD-waarden voor de gemeten stoffen, die zijn afgeleid uit chronische *NOEC*'s en acute *EC50*'s, en worden gebruikt om de ecologische risico's in te schatten op basis van de gemeten concentraties. De omvang en kwaliteit van beide datasets zijn van belang voor het beoordelen van de reikwijdte en nauwkeurigheid van de toxische druk inschattingen en worden daarom samengevat.

3.11.2. Karakterisering van de monitoring-dataset

De oppervlaktewater monitoringsdataset omvat meer dan 10 miljoen analyses van 3273 unieke locaties, met waterkwaliteitsmonitoringsgegevens die zich uitstrekken van 1997 tot en met 2023 (27 jaar). Gedurende deze periode zijn tussen per bemonstering de 1 en 635 *bestrijdingsmiddelen* gemeten, met een gemiddelde van 87,9 stoffen per bemonstering in het analysepakket. De metingen op de gemiddelde locatie werden herhaald over een periode van 4,6 jaar, met een variatie van 1 tot 27 jaar. De variatie in het aantal stoffen dat jaarlijks wordt gemeten, de meetfrequentie en de spreiding over verschillende regio's dienen in overweging te worden genomen bij de interpretatie van de toxische drukproducten. Deze factoren kunnen de resultaten beïnvloeden, zie sectie 3.10 voor een beschrijving van de gestandaardiseerde modellen die zijn hebben toegepast om de effecten van deze variaties zoveel mogelijk te corrigeren en om de robuustheid van de analyses op de ruwe data te bevestigen.

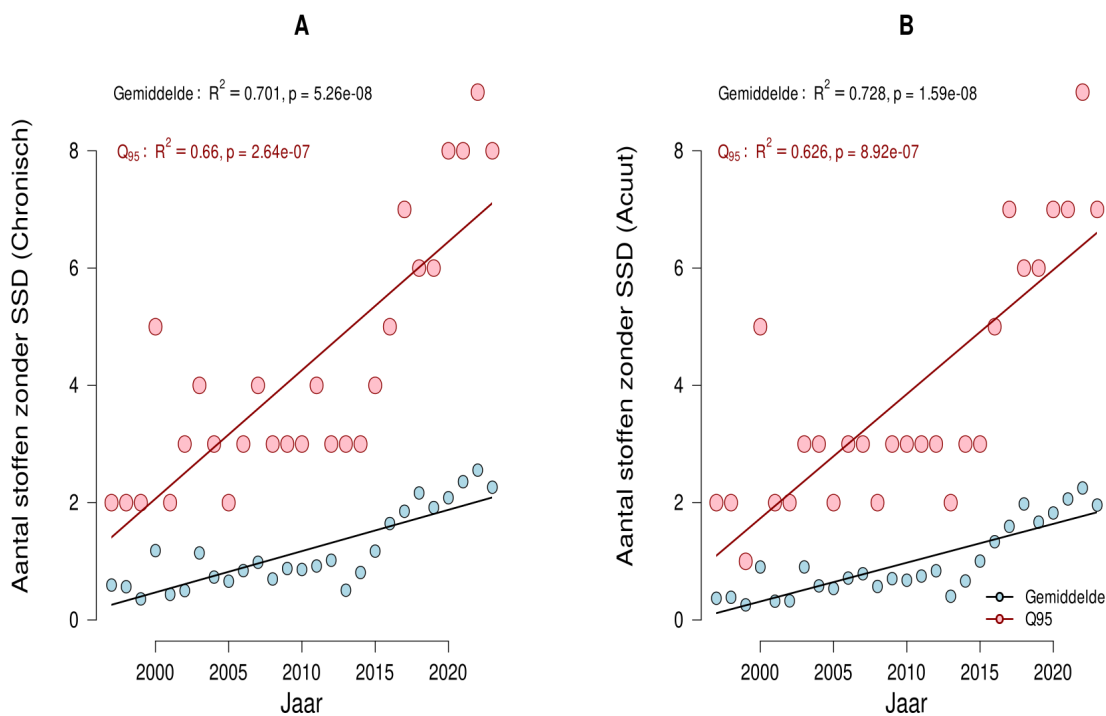
3.11.3. Karakterisering van de SSD's van de gemeten stoffen

Na het afleiden van de SSD's voor de afzonderlijke stoffen en de categorieën "*groepstoffen*", bleek dat niet alle gemeten stoffen de bijbehorende SSD's hadden. Van de 536 stoffen die tussen 1997 en 2023 boven de rapportagelimiet zijn gedetecteerd in het Nederlandse oppervlaktewater, had 63,4% een acute SSD en 60,2% een chronische SSD. Van de stoffen die minimaal 1000 keer zijn aangetroffen in deze periode, had 78% een acute SSD en 74,7% een chronische SSD.

Tussen 1997 en 2023 werd het gemiddelde aantal stoffen zonder een acute SSD per meetmoment vastgesteld op 1,3, en voor stoffen zonder een chronische SSD was dit gemiddelde 1,56 (zie ook Figuur 3.4). Voor context: in dezelfde periode werd per meetpunt per jaar voor gemiddeld 87,9 stoffen metingen verricht waarvan gemiddeld 5,74 stoffen per meting boven de rapportagelimiets zijn aangetroffen, met een standaardfout van 7,2 stoffen. Dit betekent dat ruwweg voor meer dan één op de vijf stoffen geen berekening van de toxische druk kan worden uitgevoerd, vanwege het ontbreken van toxiciteitsdata ($\frac{1,3}{5,74} \approx 0.23$). Deze verhoudingen maken duidelijk dat er in veel gevallen sprake kan zijn van een onderschatting van de werkelijke toxische druk van *bestrijdingsmiddelen* door gebrek aan toxiciteitsgegevens.

Opvallend is dat het aantal stoffen zonder SSD per meting lineair toenam in de tijd, wat duidt op een toename van ontbrekende data, waarschijnlijk als gevolg van de opkomst van nieuwe werkzame stoffen. Het gemiddelde van het aantal stoffen zonder SSD-informatie steeg van ongeveer 1,3 naar 2 voor chronische

toxische druk (met een 95e kwantiel tussen 1,5 en 8), en voor acute toxische druk zien we eenzelfde mate van toename in aantal onbekenden (Figuur 3.4). Dit impliceert dat de toxische druk van mengsels steeds sterker wordt onderschat, vooral doordat nieuwe stoffen die (nog) niet worden gemeten of geen SSD-modellen hebben, in de loop der tijd toenemen. Zoals eerder aangegeven, is deze onderschatting deels te wijten aan het ontbreken van routinematige monitoring van sommige stoffen en deels aan de "veroudering" van de SSD-dataset. Nieuwe werkzame stoffen komen doorgaans sneller op de markt dan dat nieuwe SSD-modellen beschikbaar zijn, terwijl routinematige monitoring vaak vertraagd wordt opgezet.



Figuur 3.4: Aantal stoffen zonder SSD voor acute en chronische toxische druk. Het gemiddelde (A) en de 95e percentiel (B) van het aantal stoffen zonder SSD informatie voor zowel acute als chronische blootstelling. In paneel A en B: de zwarte lijn geeft de trend van het gemiddelde aantal stoffen zonder SSD per jaar weer, terwijl de donkerrode lijn de trend van het 95e percentiel (Q95) toont (gemiddeld per meting). De blauwe en roze punten vertegenwoordigen respectievelijk de waarden van het gemiddelde en het Q95. We zien een significante stijging in zowel de gemiddelde als een sterk stijgende trend voor de Q95 waarden. Dit wijst op een steeds sterker groeiende trend van een mogelijke onderschatting van de mengsel toxische druk voor nieuwere jaren.

3.12. Nut en noodzaak van de mengsel-toxische-druk-indicator

De bestaande hoofdproducten van de *Bestrijdingsmiddelenatlas* richten zich voornamelijk op het analyseren en visualiseren van normoverschrijdingen. De nieuwe (mengsel)toxische drukproducten bieden aanvullende informatie die verschilt van de traditionele perspectief van de Atlas: normoverschrijdingen. Een belangrijke vraag is of deze nieuwe producten daadwerkelijk meer of andere nuttige inzichten bieden dan de bestaande producten.

In dit kader analyseren we ook basisstatistieken om de relatie tussen toxische druk en normoverschrijdingen beter te begrijpen. Met behulp van de ruwe data onderzoeken we de gemiddelde waarden en variaties van acute en chronische toxische druk op zowel normoverschrijdende als niet-normoverschrijdende locaties. Deze analyse onderzoekt hoe toxische druk samenhangt met locaties met en zonder normoverschrijdingen en

in hoeverre de toxische druk aanvullende informatie biedt ten opzichte van het binaire onderscheid tussen wel of geen normoverschrijding.

Gedurende alle jaren was de gemiddelde acute toxische druk op locaties waar normen werden overschreden 0,013 (met een standaardfout van 0,027) en de gemiddelde chronische toxische druk was 0,062 (\pm 0,094). Op locaties zonder normoverschrijdingen waren deze waarden respectievelijk 0,002 (\pm 0,004) voor acute toxische druk en 0,011 (\pm 0,019) voor chronische toxische druk. Over de tijd heen bleek dat gemiddeld 8,1% (\pm 5,4%) van de locaties zonder normoverschrijdingen een hogere acute toxische druk vertoonde dan het gemiddelde op locaties met normoverschrijdingen, waarbij dit percentage schommelde tussen 1 en 19,5% gedurende de gehele periode (1997-2023). Voor chronische toxische druk lag dit percentage op 7,0% (\pm 3,5%), variërend tussen 2 en 16,3%. Bij analyse op het niveau van individuele metingen binnen een jaar, steeg deze frequentie tot meer dan 30% voor zowel acute als chronische toxische druk. Dit betekent dat binnen een jaar op locaties zonder normoverschrijdingen vaak een mengsel toxische druk wordt aangetroffen dat hoger is dan het gemiddelde bij locaties waar wel normen worden overschreden.

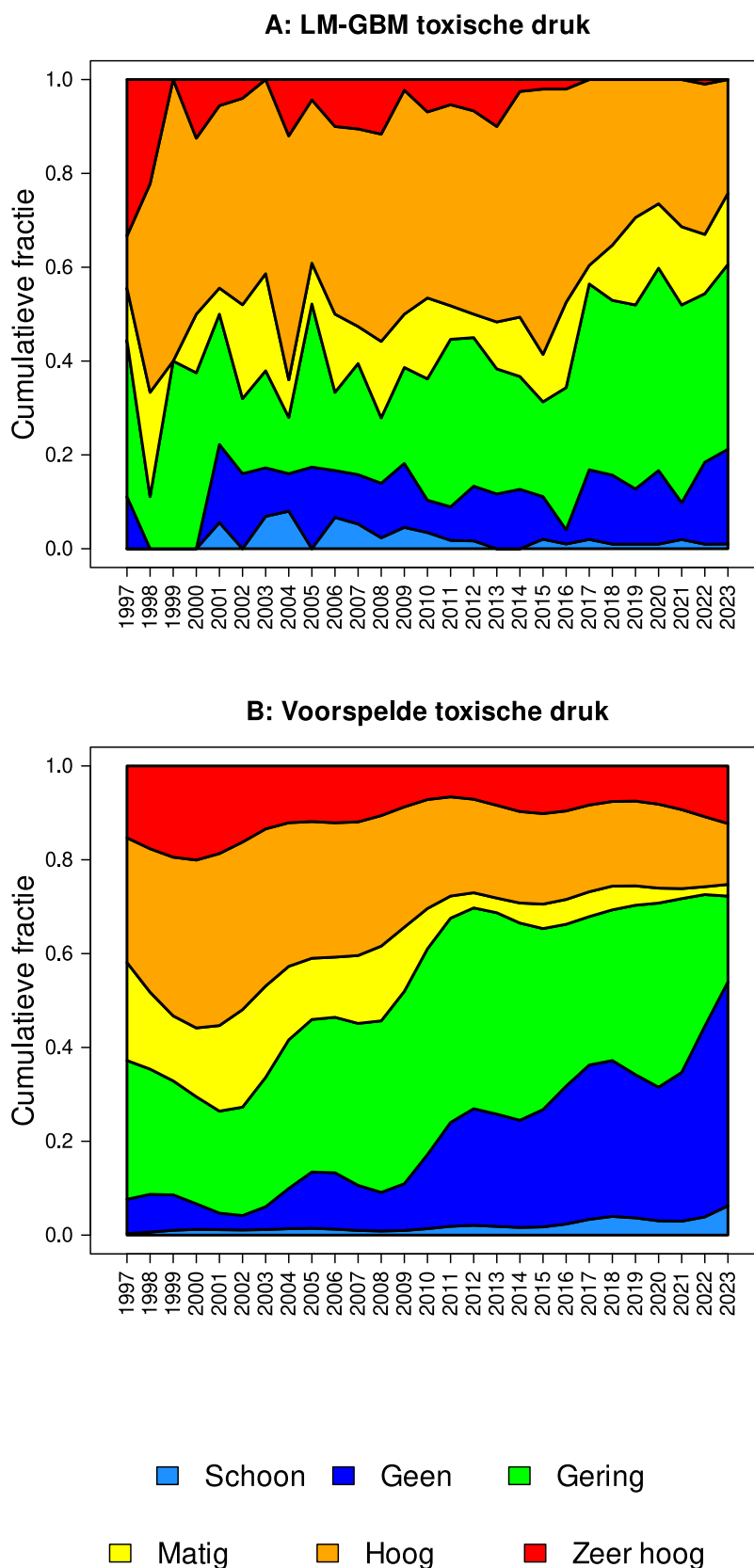
Deze analyse benadrukt de meerwaarde van toxische druk als aanvullende maatstaf op bestaande producten als *SNO* en normoverschrijdingen. Normen zijn vastgesteld om een bepaald beschermingsniveau voor het waterleven te waarborgen, en onze gegevens tonen aan dat locaties zonder normoverschrijdingen over het algemeen schoner zijn. Echter, door rekening te houden met mengsels van stoffen, blijkt dat er zelfs op locaties zonder normoverschrijdingen sprake kan zijn van verhoogde mengseltoxiciteit, soms zelfs op een niveau dat de gemiddelde toxische druk voor het waterleven op locaties met normoverschrijdingen overstijgt. Toxische druk biedt daarom een genuanceerd beeld dat duidelijk toegevoegde waarde heeft boven alleen het berekenen van normoverschrijdingen. De meerwaarde van de toxische druk wordt in sectie 2.6 en toegelicht in bijlage B verder toegelicht.

3.13. Validatie tijdreeksproducten: gestandaardiseerde tijdsreeks

De gestandaardiseerde tijdsreeksen, gegenereerd met Hurdle GAMM-modellen, bieden inzicht in trends van toxische druk op basis van een gemiddelde stof en een standaard meetfrequentie. Hierbij is de standaard gebaseerd op de mediaan van het aantal gemeten stoffen en de meetfrequentie binnen het LM-GBM. In Figuur 3.5 worden de voorspellingen samengevat als de fractie van meetpunten binnen elke CVK-klasse. Ter validatie vergelijken we de modeluitkomsten met de trends uit het LM-GBM, die niet zijn gebruikt bij het fitten van het model. In paneel A van Figuur 3.5 zien we een algehele afname van de toxische druk in de metingen van het LM-GBM, terwijl paneel B laat zien dat het gestandaardiseerde model grotendeels dezelfde patronen voorspelt. Dit betekent dat er een consistente afname van de toxische druk wordt waargenomen in zowel de volledige monitoringsdata (Figuur 4.2), de LM-GBM-trends (Figuur 3.5A) als de gemodelleerde trends (Figuur 3.5B).

Figuur 3.6, op zijn beurt, bevestigt de validiteit van het Hurdle Model, en hier worden de gedetailleerde inzichten van Figuur 3.5 vereenvoudigd in vier panelen. De eerste twee panelen (A & B) illustreren de validatie van het model, panelen C & D valideren vervolgens de gemiddelde trendvoorspellingen. We bespreken de inzichten per paneel.

- Paneel A: We zien een scatterplot van de waarnemingen van de fractie in elke CVK-klasse versus de voorspellingen van de fractie in elke CVK-klasse. De modelvoorspellingen en geobserveerde trends komen redelijk overeen en volgen over het algemeen de rode lijn die de ideale 1:1-verhouding illustreert. Dit duidt op een goede overeenkomst tussen de voorspelde en daadwerkelijke gegevens, waarbij het model 41% van de geobserveerde variatie in CVK-classificaties in het LM-GBM voorspelt.



Figuur 3.5: Cumulatieve fractie van de toxische druk volgens waarnemingen uit het LM-GBM (A) en modelvoorspellingen voor de overige metingen (B). In paneel A en B tonen de gekleurde polygoenen de cumulatieve bijdrage van elke klasse aan de totale toxische druk. Het model is ontworpen om accuraat de aanwezigheid van nulmetingen (geen detectie van stoffen) als ook de verdeling van positieve toxische drukwaarden voor zowel acute als chronische toxische druk te voorspellen. Hieruit kunnen met het model ook CVK-classes en hun relatieve frequentie worden voorspeld.

- Paneel B: Toont een vergelijkbare trend voor de voorspelde en geobserveerde gemiddelde CVK-klasse.
- Panelen C en D: Tonen respectievelijk de tijdreeksen van de voorspelde en waargenomen gemiddelde CVK-waarden, elk verrijkt met regressielijnen die de trends over tijd weergeven. Regressiemodellen bevestigen een significante afname in de gemiddelde CVK-klasse die zowel in het model als in het LM-GBM van hoog naar matig toxische druk afneemt. De overeenkomende trends tussen de voorspelde en waargenomen data versterken het vertrouwen dat het model gebruikt kan worden om gestandaardiseerde trends te voorspellen.

Uit al het bovenste kunnen we concluderen dat er een geringe maar consistente afname van de toxische druk is die wordt waargenomen in zowel de volledige monitoringsdata (Figuur 4.2), de LM-GBM-trends (Figuur 3.5A) als de gemodelleerde trends (Figuur 3.5B), ondanks de grote variatie in bijvoorbeeld meetpakketten tussen locaties en over de tijd. Deze resultaten ondersteunen de conclusies uit de waargenomen patronen in zowel product 1 als product 3 (Figuur 4.1 en 4.2). Ze laten zien dat ondanks verschillen in meetmethodiek, nationale trends zichtbaar zijn.

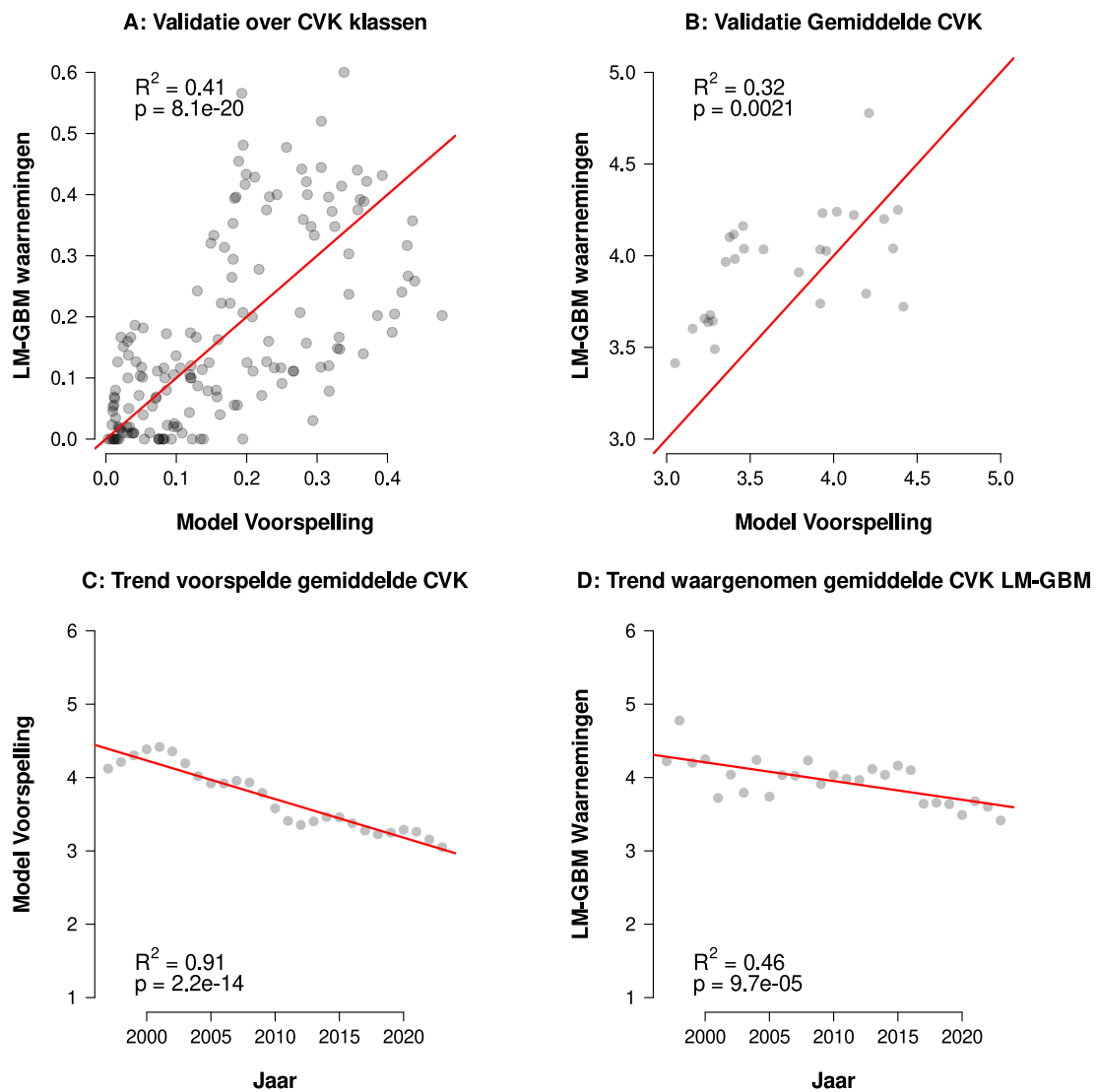
Hoewel deze resultaten vanwege de richting van de trend (volgens de doelen van het beleid) en vanwege de eenduidigheid van verschillende analyse-methodieken bemoedigend zijn, is het belangrijk om rekening te houden met bepaalde beperkingen en onzekerheden in de gegevens en het model. Deze onzekerheden kunnen voortkomen uit de monitoringdata en uit de kwaliteit en de dekking van de SSD-gegevens en de matige R^2 -waarden, die aangeven dat het model een groot deel (41%) van de variatie verklaart, maar een groter deel onverklaard laat (59%). Dit betekent dat interpretatie van de modelgegevens zorgvuldigheid vereist, en dat conclusies gebaseerd moeten worden op trends die zowel uit de ruwe als modeldata naar voren komen.

Ook moeten we rekening houden met het feit dat deze modellen de complexe biofysische en ecologische realiteit vereenvoudigen, wat ook tot foute interpretaties kan leiden. Aan de andere kant weerspiegelen de ruwe data, ondanks complicaties door variaties in meetmethodiek, wel de complexiteit van biofysische en ecologische systemen. Beide benaderingen zijn dus essentieel; de modellen voor hun heldere trends en de ruwe data voor hun rijke detail, samen zorgen zij voor een vollediger en accurater beeld van de milieu-impact. We adviseren daarom een gebalanceerde benadering bij het interpreteren en presenteren van deze gegevens. Een selectieve focus op òf de ruwe data trends òf de modeltrends kan leiden tot een incompleet beeld en doet geen recht aan de complexiteit en nuance van de resultaten.

Samenvattend bevestigen de grotendeels gestandaardiseerde tijdsreeksen van het LM-GBM de modelvoorspellingen en geven zij vertrouwen in de betrouwbaarheid van de gehanteerde aanpak voor het kwantificeren van toxische druk en het corrigeren van variatie in landelijke meetnetten. Deze bevindingen geven aan dat duidelijke en betrouwbare trends zichtbaar zijn in de meetwaarden van de waterschappen, Rijkswaterstaat en de drinkwaterbedrijven en dat de data ondanks complexiteiten van grote waarde zijn voor het evalueren van de effectiviteit van waterbeheerbeleid. We benadrukken nogmaals dat onze modellen de complexe biofysische en ecologische realiteit niet zo goed kunnen bevatten als de ruwe data, maar dat ze complementair zijn in het beoordelen van gerichte maatregelen die bedoeld zijn om toekomstige ecologische risico's in aquatische ecosystemen te verminderen.

3.14. Toetsing en sturing door belanghebbenden

Als laatste stap in de ontwikkeling van de toxische drukindicator voor de Bestrijdingsmiddelenatlas (BMA) is een stakeholderbijeenkomst georganiseerd. Aangezien de BMA wordt gebruikt in een beleidsmatige context voor de evaluatie van doelstellingen en bekend is bij een breed publiek, waaronder journalisten, is het belangrijk dat eindgebruikers invloed hebben op de definitie en uitleg van de producten voordat deze beschikbaar komen.



Figuur 3.6: Validatiegrafieken voor Hurdle Model. Paneel A toont de validatie van modelvoorspellingen voor verschillende CVK-klassen door middel van een scatterplot van waarnemingen versus voorspellingen. De zwarte punten vertegenwoordigen de data, en de rode lijn geeft de 1:1-verhouding weer. De legenda toont de R^2 -waarde en de p -waarde van een lineaire regressie (sterke van het verband tussen LM-GBM waarnemingen en model voorspellingen). Paneel B toont het gemiddelde van de voorspelde versus waargenomen CVK-waarden, ook hier geeft de rode lijn de 1:1-verhouding weer. Paneel C geeft de tijdreeks van de voorspelde gemiddelde CVK-waarden, met de zwarte punten als jaargemiddelden. Paneel D toont een soortgelijke tijdreeks voor de waargenomen gemiddelde CVK-waarden (LM-GBM). Deze figuren suggereren een consistentie tussen voorspellingen en waarnemingen en trends in de gemiddelde CVK over de tijd. In C en D geeft de rode lijn de de lineaire regressie lijn (trendlijn), en de legenda toont de R^2 - en p -waarden.

Tijdens de bijeenkomst zijn alle conceptproducten gepresenteerd, inclusief bijbehorende productbeschrijvingen. De deelnemers kregen toegang tot een testomgeving waarin zij (buiten de bijeenkomst) de nieuwe producten konden bestuderen en evalueren.

De bijeenkomst werd bijgewoond door vertegenwoordigers van negen organisaties, waaronder overheidsinstanties, kennisinstituten, natuur- en milieuorganisaties en brancheorganisaties van de agrochemische sector. Deze brede vertegenwoordiging zorgde voor een multidisciplinaire beoordeling binnen de kaders van regelgeving en duurzaamheid¹⁴.

De feedback van stakeholders speelt een belangrijke rol bij het beoordelen van de toxische drukindicator, niet alleen vanuit wetenschappelijk oogpunt, maar ook om deze uitlegbaar en praktisch toepasbaar en maatschappelijk relevant te maken. Waar mogelijk is de ontvangen feedback verwerkt in de producten en productbeschrijvingen. Daarnaast kregen belanghebbenden de mogelijkheid om achteraf aanvullende feedback te geven via een digitale enquête. Feedback van stakeholders draagt op de volgende manieren bij:

1. **Validatie door belanghebbenden:** Stakeholders identificeren verbeterpunten tijdens de gesprekken, waardoor mogelijke knelpunten vooraf kunnen worden aangepakt. Een voorbeeld hiervan is het aanpassen van productnamen, verwijderen van producten of het aanpakken van interpretatieproblemen bij specifieke producten¹⁵. Bovendien helpt dit proces om productnamen en interpretaties en uitleg beter af te stemmen op de doelgroep, vergelijkbaar met "branding" in het bedrijfsleven. Zo is gebleken dat de Engelse benamingen AR en AFR beter aansluiten bij de verwachtingen dan de Nederlandse termen TR en TFR. Deze werden daarom in de uitleg van de producten meegenomen.
2. **Afstemming op verwachtingen:** Door vroegtijdig in te spelen op de verwachtingen van verschillende groepen en mogelijke problemen te adresseren, wordt het risico op latere complicaties bij toepassing van de atlas beperkt. Deze aanpak helpt om producten beter af te stemmen op de behoeften van gebruikers.
3. **Formele goedkeuring en consensus:** De bijeenkomst heeft als doel consensus te bereiken en een breder draagvlak te creëren. De hoop is dat dit gedeeld eigenaarschap van de toxische drukindicator bevordert en de acceptatie binnen verschillende belangengroepen vergroot.

Gezien de toegepaste aard van de BMA-producten en het maatschappelijk belang van de discussie rondom bestrijdingsmiddelen, is het van belang dat deze tool breed gedragen wordt. Hoewel gebaseerd op wetenschap, is de BMA nadrukkelijk geen wetenschappelijke tool, maar een maatschappelijk instrument om inzicht te geven in de effecten van bestrijdingsmiddelen op het milieu.

¹⁴Zie bijlage G voor notulen van de bijeenkomst

¹⁵Een eerder ontwikkeld product (12-3) is bijvoorbeeld hierdoor komen te vervallen.

4

Van indicator naar BMA-producten

In dit hoofdstuk presenteren we de nieuwe toxische drukproducten van de Bestrijdingsmiddelenatlas (BMA). Voor interactieve weergaven verwijzen we naar de corresponderende pagina's op de BMA-website. In dit rapport worden alleen alternatieve visualisaties opgenomen die geschikt zijn voor statische weergave. Tabel 4.1 biedt een overzicht van alle producten met hun doel en visualisatietype.

Elk product is ontworpen om een specifiek aspect van de ecologische risico's van bestrijdingsmiddelen inzichtelijk te maken, en de productsamenvattingen zijn geordend in drie hoofdgroepen:

- *Ruimtelijke producten*: tonen variatie in toxische druk per meetpunt en regio;
- *Temporele producten*: tonen trends in toxische druk over de tijd;
- *Risico-attributie producten*: tonen welke stoffen de grootste bijdrage leveren aan ecologische risico's.

Voor elk product beschrijven we:

1. Wat het product laat zien en waarvoor het gebruikt kan worden (doel en interpretatie);
2. Beknopt hoe het product tot stand komt;
3. Hoe het product is vormgegeven op de BMA-website, en waar nodig hoe het in dit rapport wordt gepresenteerd;
4. Relevante beperkingen bij interpretatie van het product (zoals data-onzekerheid of methodologische keuzes).

De volledige methodiek voor de berekening van toxische druk, aggregatie van meetgegevens, classificatie in CVK-klassen, en validatie van modellen is toegelicht in het hoofdstuk *Methoden en Validatie van de Toxische Druk Indicator*.

Id	Doel	Omschrijving
1	Ruimtelijke risicoanalyse	Een interactieve kaart geeft een ruimtelijke variatie in toxische druk weer, ingedeeld in CVK-klassen per meetpunt per jaar. In het rapport wordt dit alternatief samengevoegd in drie periodes. Bekijk het interactieve overzicht hier: https://www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl/atlas/12/1#product
2	Inzicht jaarlijkse verdeling van toxische druk	Een interactief overzicht toont de verdeling van CVK-klassen per jaar. In het rapport is deze informatie samengevat onder de weergave van product 3. Bekijk het interactieve overzicht hier https://www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl/atlas/12/2#product
3	Trendanalyse van toxische druk	Gestapelde vlakdiagrammen tonen het percentage meetpunten in elke CVK-klasse per jaar. Bekijk het interactieve overzicht hier: https://www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl/atlas/12/4#product . Validatie: dit product wordt gevalideerd door een modelmatige trendanalyse, die de gestandaardiseerde verdeling van CVK-klassen probeert te voorspellen. Deze analyse richt zich op het verminderen van onzekerheid veroorzaakt door verschillen in meetfrequentie en methodiek en biedt een voorspelling die representatief is voor een gemiddelde meetmethodiek. Zie “Methoden en Validatie van de Toxische Druk Indicator” voor details.
4	Inzicht maandelijks trend van toxische druk	Gestapelde vlakdiagrammen van aantal meetpunten (als percentage) in elke CVK-klasse per maand binnen een jaar. Bekijk het interactieve overzicht hier: https://www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl/atlas/12/5#product . Product niet opgenomen in dit rapport, maandelijks trends te zien in bijlage F.
5	Nationale risico-attributie tabel	Deze tabel toont de gemiddelde bijdrage van individuele stoffen in mengsels aan het totale ecologische risico, zowel voor acute als chronische toxische druk. De gegevens worden gepresenteerd per jaar voor heel Nederland en bieden inzicht in zowel de directe verhoging van het risico door individuele stoffen als hun relatieve bijdrage aan het totale risico. https://www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl/atlas/12/6#product (kies hier door te klikken voor chronische of acute PAF-waarden)
6	Regionale risico-attributie tabel	Deze tabel toont de gemiddelde bijdrage van individuele stoffen in mengsels aan het totale ecologische risico, zowel voor acute als chronische toxische druk. De gegevens worden gepresenteerd per jaar en per waterbeheerder, en bieden inzicht in zowel de directe verhoging van het risico door individuele stoffen als hun relatieve bijdrage aan het totale risico. https://www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl/atlas/12/7#product (kies hier door te klikken voor chronische of acute PAF-waarden)

Tabel 4.1: Overzicht van interactieve visualisaties en tabellen uit de Bestrijdingsmiddelenatlas, met focus op ruimtelijke en temporele analyses, trends in toxische druk, en risico-attributie. Validatie en methodieken zijn verder toegelicht in het rapport en bijlagen.

4.1. Product 1 & 2: Een ruimtelijk beeld van de toxische druk

Een belangrijke toepassing van de Bestrijdingsmiddelenatlas (BMA) is het inzichtelijk maken van ruimtelijke en temporele patronen in toxische druk, zodat waterbeheerders kunnen afleiden waar in het door hen beheerde watersysteem sprake is van een verhoogde druk, en of deze druk toeneemt (bijvoorbeeld door nieuwe activiteiten) of afneemt (door maatregelen). De ruimtelijke analyses blijven nauw verbonden met de oorspronkelijke data.

De BMA toont al geruime tijd kaarten die normoverschrijdingen visualiseren. Product 1 sluit hierbij aan door een interactieve kaart aan te bieden waarin meetpunten zijn ingedeeld in Chemische Verontreinigingsklassen (CVK-klassen), gebaseerd op het 90e percentiel van de toxische druk per meetpunt per jaar. De kaart bevat verschillende kaartlagen, zoals landsgebruikskaarten, en biedt gebruikers de mogelijkheid om door op meetpunten te klikken aanvullende informatie te bekijken, waaronder msPAF-waarden (acuut en chronisch) die de basis vormen voor de CVK-classificatie. Onder de kaart kan de gebruiker de verschillende jaren in de tijd balk aanklikken om temporele trends te evalueren.

In dit rapport is de interactieve kaart samengevat in Figuur 4.1, waarin de CVK-klassen per meetpunt zijn weergegeven voor drie perioden: 1997–2005, 2006–2014, en 2015–2023. Per meetpunt is het 90e percentiel van de toxische druk per periode berekend. Locaties zonder voldoende gegevens worden uitgesloten van deze berekening en aangeduid als “data niet toereikend.” Deze driedeling biedt een beknopte visuele samenvatting van veranderingen in toxische druk over tijd en plaats.

In Figuur 4.1 zien we dat de toxische druk een duidelijke ruimtelijke variatie vertoont, met een gradiënt van relatief lage druk in het noordoosten naar hogere druk in het zuidwesten van Nederland. Daarnaast neemt de toxische druk geleidelijk af door de tijd, met name zichtbaar in de afname van meetpunten met een zeer hoge CVK-klasse. Deze afname wordt bevestigd in de tijdstrends van product 3 en in de gestandaardiseerde modelanalyses.

Door verschillende regio's of tijdsperioden met elkaar te vergelijken, kunnen belangrijke vragen worden beantwoord, zoals:

- Welke locaties zijn het meest belast door toxische stoffen? Dit helpt bij het bepalen van prioritaire gebieden voor maatregelen.
- Hoe heeft de toxische druk zich ontwikkeld in ruimte en tijd? Dit geeft inzicht in de effectiviteit van genomen maatregelen.

Beperkingen en interpretatie: Kaartbeelden kunnen een onderschatting geven van de werkelijke toxische druk. De schatting wordt beïnvloed door:

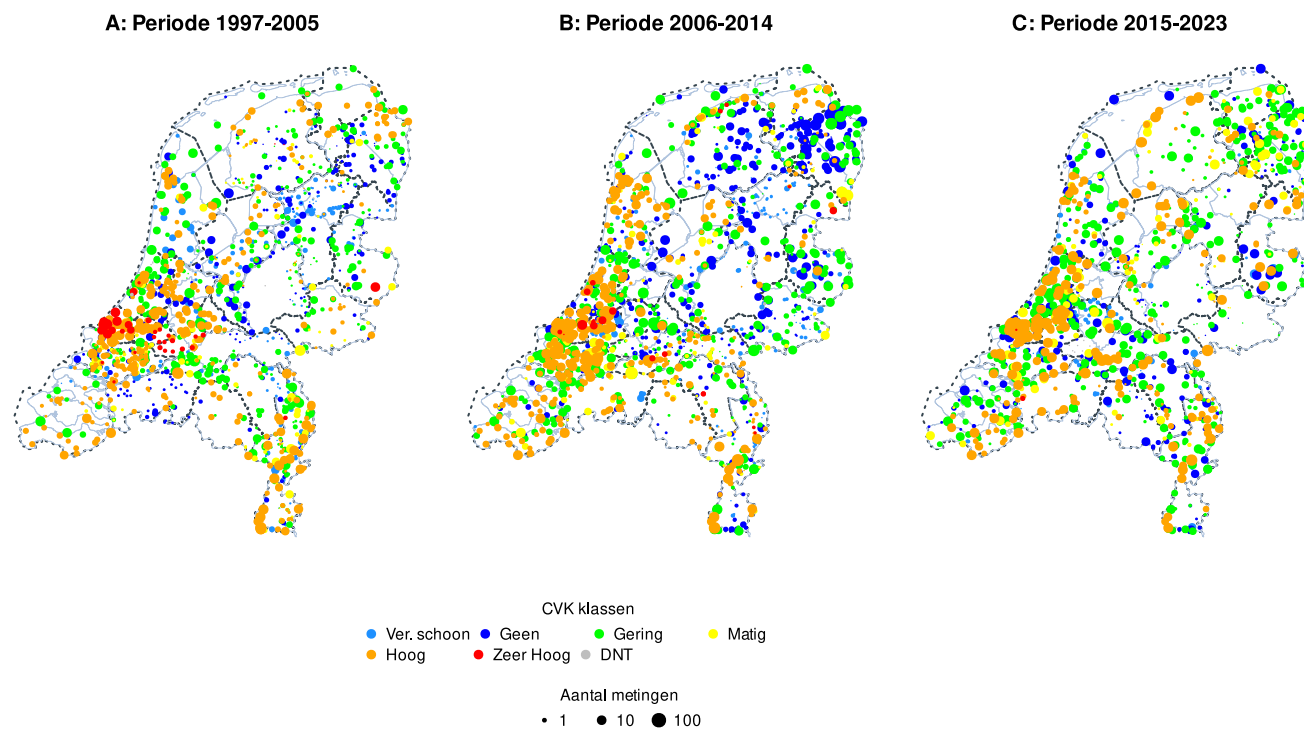
- de grootte van het meetpakket (aantal stoffen),
- de detectielimieten (stoffen onder de rapportagegrens blijven onzichtbaar),
- en het ontbreken van SSD's voor sommige stoffen.

Desondanks bieden verhoogde CVK-klassen nog steeds een robuuste indicatie van verslechtering - of verbetering - van de ecologische situatie, omdat ze altijd gebaseerd zijn op stoffen die zijn aangetroffen en waarvoor SSD's beschikbaar zijn (zie Figuur 3.3). Ze vormen daarmee een solide basis voor het prioriteren van maatregelen in gebieden waar de toxische druk het hoogst is.

Product 2 toont de verdeling van meetpunten over de CVK-klassen in een histogram voor een geselecteerd jaar. Gebruikers kunnen in de interactieve versie op de website zelf een jaar kiezen en via mouse-over details

bekijken¹. Omdat Product 3 (tijdreeksanalyse) de informatie van Product 2 samenvat over alle jaren heen, is Product 2 niet apart opgenomen in dit rapport.

¹<https://www.bestrijdingsmiddelenatlas.nl/atlas/12/2>



Figuur 4.1: Toxische druk op meetpunten (1997-2023). De toxische druk op meetpunten in Nederland over drie tijdsperiodes: 1997-2005, 2006-2014 en 2015-2023. Elke stip vertegenwoordigt een meetlocatie. De kleur van de stip geeft de mate van toxische druk aan: blauw voor zeer laag, donkerblauw voor laag, groen voor matig, geel voor hoog, oranje voor zeer hoog, rood voor extreem, en grijs voor locaties zonder genoeg data. De grootte van de stippen weerspiegelt het datavolume per meetlocatie, waarbij grotere stippen een groter aantal gegevenspunten aanduiden. Dezelfde informatie is per jaar op de atlas interactief te raadplegen.

4.2. Producten 3 t/m 4: een tijdreeks van de toxische druk

De producten 3 en 4 tonen hoe de toxische druk van *bestrijdingsmiddelen* zich ontwikkelt over de tijd, en geven daarmee inzicht in de impact van maatregelen of juist nieuwe belastingbronnen. De gegevens worden gepresenteerd in de vorm van gestapelde vlakdiagrammen, die de verdeling van meetpunten over CVK-klassen tonen. Dit sluit aan bij de filosofie van een kwantitatieve risicoanalyse, waarin de ernst van schade wordt gerelateerd aan de frequentie van voorkomen. De basis voor producten 3 en 4 bestaat uit ruwe verdelingen van acute en chronische *msPAF*-waarden per meetpunt, samengevat per jaar of per maand. Deze verdelingen zijn als violinplots opgenomen in bijlage F.

Product 3 toont de jaarlijkse verdeling van CVK-klassen, in de periode 1997–2023, in een gestapelde vlakdiagram (zie Figuur 4.2). Hier is de jaarlijkse verhouding tussen CVK-klassen weergegeven, waarbij veranderingen in tijd goed zichtbaar worden. Dit product breidt daarmee product 2 uit door trends over meerdere jaren weer te geven (Figuur 4.2 sluit daarom ook aan op de kaartbeelden in Figuur 4.1). In Figuur 4.1 (product 3) zagen we dat toxische druk ruimtelijk afneemt door de tijd, met minder meetpunten in hoge CVK-klassen. Figuur 4.2 (product 3) bevestigt dit beeld: het percentage meetpunten in hoge klassen neemt door de tijd af en verschuift naar lagere CVK-klassen. Ook het aantal meetpunten met extreme pieken binnen de klasse 'zeer hoog' daalt. Dit wijst op een afname van toxische druk op nationaal niveau. Online kunnen gebruikers specifieke klassen uitschakelen om bijvoorbeeld trends in zeldzame, maar ernstige klassen beter zichtbaar te maken (bijv. "zeer hoge" toxische druk).

De trends van product 3 en Figuur 4.2 zijn relevant voor vragen zoals:

- Neemt de toxische druk af als gevolg van genomen maatregelen, of toe door nieuwe economische activiteiten?
- Hoever staan we af van beleidsambities, zoals het streven naar een 'toxic-free environment' in de Europese *Green Deal* of de doelstelling van 'nagenoeg geen emissies in 2030' in de nationale *Toekomstvisie gewasbescherming*?

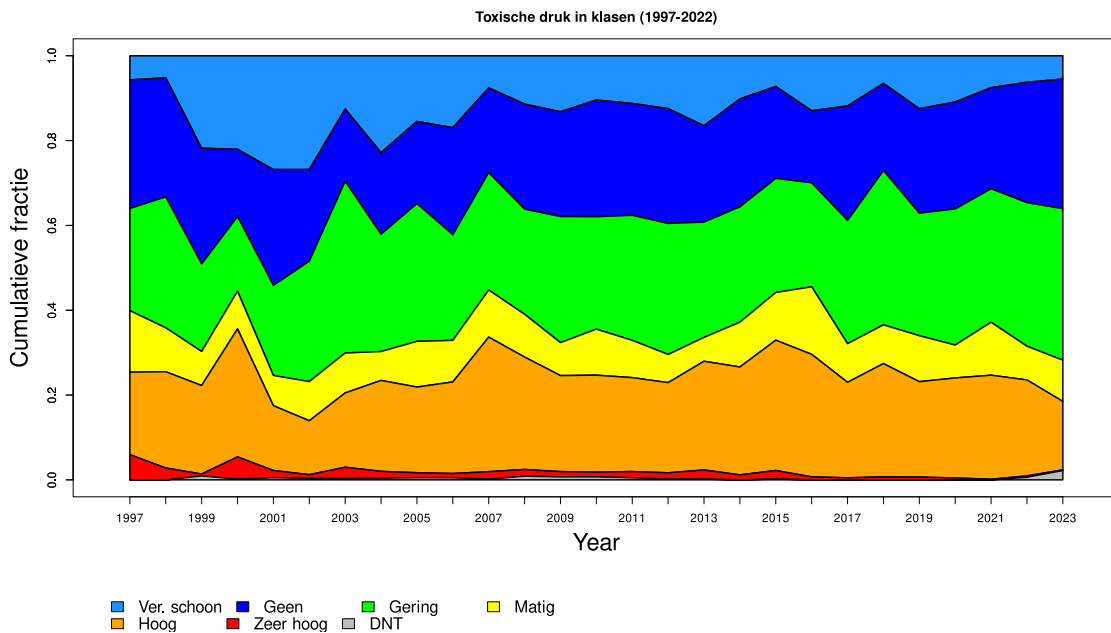
Momenteel geeft product 3 alleen inzicht op nationaal niveau. Een regionale versie zou in de toekomst ontwikkeld kunnen worden, aangezien regionale trends kunnen afwijken van het landelijke gemiddelde.

Bij de interpretatie van tijdreeksen, zoals weergegeven in Figuur 4.2, is voorzichtigheid geboden. Ook hier kan sprake zijn van een onderschatting van de werkelijke toxische druk, maar ook schijntrends (false trends). Belangrijke potentiële oorzaken zijn:

- Een toename van stoffen zonder SSD in de tijd (Figuur 3.4), vooral door introductie van nieuwe stoffen waarvoor nog geen toxiciteitsdata beschikbaar zijn.
- Veranderingen in monitoring, zoals het aantal gemeten stoffen, meetfrequentie en analysemethoden (inclusief detectielimieten) (Visser et al., 2023).

Deze factoren kunnen ertoe leiden dat de waargenomen afname van toxische druk deels wordt veroorzaakt door het uitsluiten van stoffen waarvoor (nog) geen risicobeoordeling kan worden uitgevoerd. Daarom is zorgvuldige interpretatie noodzakelijk, waarbij de beperkingen van de data expliciet in overweging moeten worden genomen. De onzekerheid door variatie in meetmethodiek en detectielimieten benadrukt het belang van zorgvuldige interpretatie om over interpretatie te voorkomen ².

²Dit laatste is ook de reden waarom wij in de vorige sectie gestandaardiseerde modellen introduceren die een deel van deze onzekerheid wegnemen door voor meetverschillen te corrigeren. Deze modellen bevestigen over het algemeen de afname in toxische druk die de ruwe data suggereren, wat zowel de meerwaarde van deze gestandaardiseerde aanpak onderstreept, maar ook de validiteit



Figuur 4.2: Nationale trend van het Percentage Vlakdiagram (jaren) voor percentage meetpunten per chemische verontreinigingsklasse (CVK). Dit gestapelde percentagevlakdiagram toont de landelijke trends in het aantal meetpunten verdeeld over de verschillende *Chemische Verontreinigingsklassen* (CVK) door de jaren heen. In het diagram is zowel het absolute aantal als het percentage meetpunten per CVK-klasse zichtbaar, waarbij de klassen variëren van 'verondersteld schoon' (lichtblauw) tot 'zeer hoog' (rood). Dit geeft een overzicht van de verdeling van de toxische druk op het aquatisch leven. Een verandering van kleuren in het palet van rood naar blauw door de tijd wijst op een afname in toxische druk, wat wijst op de effectiviteit van maatregelen om deze druk te verlagen. Deze informatie is op de atlas interactief te raadplegen.

4.3. Producten 5 & 6: De bijdrage van individuele bestrijdingsmiddelen in mengsels

Wanneer meerdere bestrijdingsmiddelen samen in oppervlaktewater aanwezig zijn, was het voorheen zonder de toxische-druk maatstaf erg complex om de gezamenlijke impact op aquatische ecosystemen in te schatten. De msPAF-methode helpt (zie vorige producten) om de potentiële effecten op soorten van een mengsel van stoffen te kwantificeren, in ruimte en tijd. Dat is belangrijk om in een watersysteem-analyse eerst duidelijk te krijgen waar de toxische druk verhoogd is, en waar aandacht nodig is. Het geeft een idee van het algemene risico, maar biedt geen inzicht in de specifieke bijdrage van elke stof binnen dat mengsel.

Dat is de volgende praktijkvraag van beheerders: als de toxische druk verhoogd is op een plek, waardoor komt dat dan? Om dit probleem op te lossen, hebben we het Toerekenbare Risico (TR) en de Toerekenbare Risico Fractie (TRF) ontwikkeld. De berekening van TR en TRF bouwt voort op de msPAF door het totale ecologische risico van schade op te splitsen voor de individuele *stoffen* binnen een mengsel. Dat is mogelijk, omdat elke msPAF uiteraard afgeleid is van de PAF-waarden per stof (en eventueel de msPAF-waarden van afzonderlijke stofgroepen, zoals de msPAF van de insecticiden in een totaal mengsel).

De TR kwantificeert het aandeel van de toxische druk van een specifieke stof binnen een mengsel. De TR op nationaal of regionaal niveau wordt berekend door het verwachte (gemiddelde) verschil tussen de msPAF-waarde van een mengsel met alle *stoffen* en de msPAF-waarde voor hetzelfde mengsel zonder de

² van de ruwe data gebaseerde producten en hun resultaten bevestigt. We benadrukken dat de ruwe data en de gestandaardiseerde trends complementair zijn en samen bijdragen aan een nauwkeuriger beeld van de toxische druk. Het is daarom belangrijk om niet uitsluitend op een van deze te vertrouwen zoals hieronder besproken in hoofdstuk 3 en 5

effecten van de stof van interesse (zie bijlage E voor details). TR wordt uitgedrukt tussen 0 en 1, waarbij 0 betekent dat de stof geen bijdrage levert en 1 betekent dat de stof volledig verantwoordelijk is voor het risico (de msPAF). Het biedt daarmee inzicht in hoe groot de invloed van een stof is op de algehele toxische druk.

De TRF toont het relatieve aandeel van een stof aan de totale toxische druk; het percentage van de totale toxische druk dat te wijten is aan de aanwezigheid van een specifieke stof in het mengsel. De TRF op nationaal of regionaal niveau wordt berekend als de gewogen gemiddelde relatieve bijdrage van een stof aan het totale risico over alle steekproeven (zie bijlage E voor details). Dit geeft beleidsmakers inzicht in de dominantie van specifieke *stoffen* binnen een mengsel en ondersteunt de prioritering van *stoffen* voor interventie.

De TR en TRF-methoden zijn vergelijkbaar met de concepten van Attributable Risk (AR), Attributable Fraction (AFp), en Fraction of Attributable Risk (FAR) (Armitage e.a., 2002; Paciorek e.a., 2018; Porta, 2014). Deze worden in epidemiologische studies gebruikt om risicofactoren aan ziekten toe te wijzen. Zo wordt bij AR bijvoorbeeld de verhoogde kans op ziekte door een factor als roken gemeten, en bij TR wordt de schade van een stof in een mengsel gemeten. Hetzelfde geldt voor de TRF, die het aandeel van een stof in het totale risico in een mengsel toont, zoals FAR het aandeel van een risicofactor in de incidentie van een ziekte toont. Net als in de epidemiologie, maakt de TR- en TRF-benadering het mogelijk om op basis van beschikbare data te berekenen welke *stoffen* het meeste risico veroorzaken in een mengsel.

Rekenvoorbeeld.

Stel dat een mengsel een toxische druk van 0,75 heeft, wat betekent dat 75% van de soorten potentieel wordt aangetast. Dit mengsel bestaat uit twee *stoffen*, A en B, die elk een PAF van 0,5 hebben. Bij blootstelling aan de eerste stof wordt 50% van de soorten aangetast; de toevoeging van de tweede stof verhoogt dit tot 75% (50% effect op de overgebleven 50% van de soorten). In dit geval zou voor beide *stoffen* een Toerekenbaar Risico van 0,25 gelden.

De TRF toont de relatieve bijdrage van een stof aan de totale toxische druk. In het voorbeeld neemt de toxische druk door de tweede stof toe van 0,50 naar 0,75, wat neerkomt op een relatieve bijdrage (TRF) van 0,33 ($0,25/0,75$). TRF toont aan of een bepaalde stof de toxische druk binnen een mengsel domineert en geeft de relatieve dominantie van *stoffen* in het totale risico aan. Gebruik TR als je de absolute bijdrage van een stof aan de totale toxische druk wilt weten, en TRF als je de relatieve bijdrage van een stof binnen het mengsel wilt bepalen.

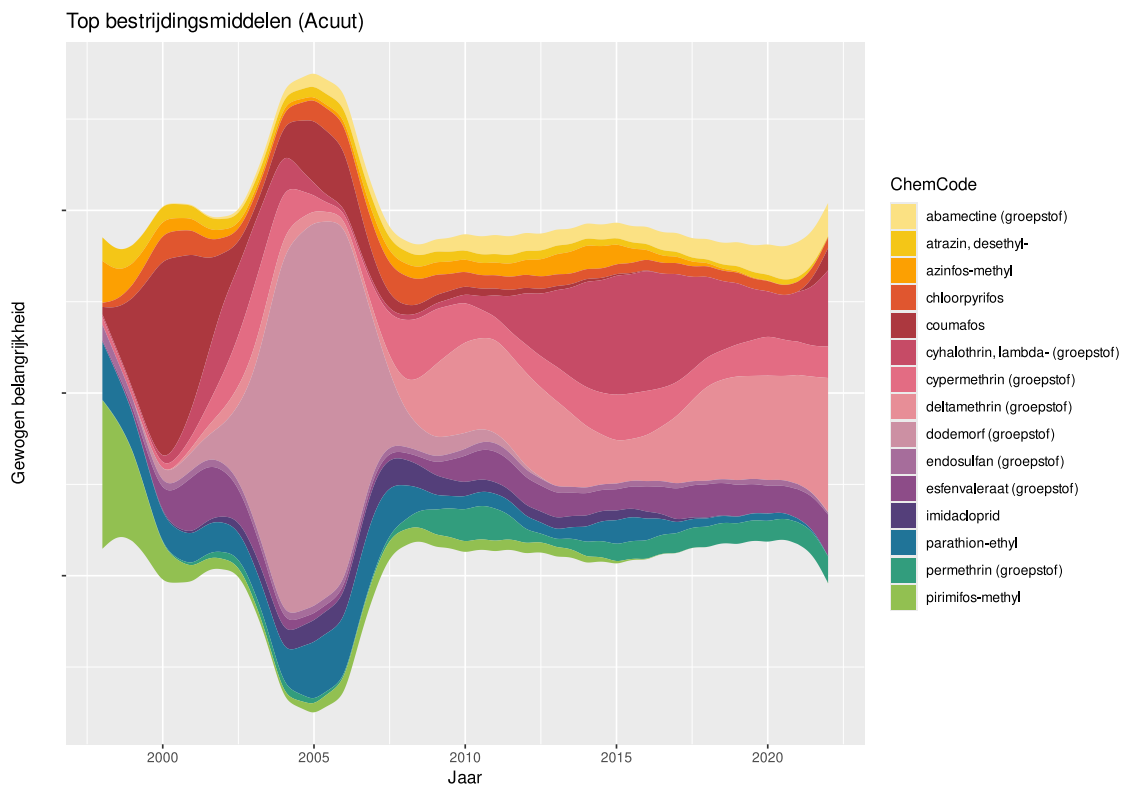
4.3.1. Alternatieve weergave: een tijdsperspectief van de impact van individuele bestrijdingsmiddelen

Het Toerekenbare Risico (TR) kan ook per jaar worden berekend om de toxische druk van specifieke chemische *stoffen* binnen een mengsel te rangschikken. Om een visuele weergave van de meest impactvolle *stoffen* over de tijd te bieden en om zo de belangrijkste *stoffen* in de periode 1997–2023 te identificeren, worden de *stoffen* per jaar gerangschikt op basis van hun gemiddelde TR-waarde. Elke stof krijgt een gewicht toegekend, berekend als de inverse van de rang ($1/\text{rang}$), waardoor *stoffen* met hogere relatieve TR-waarden een hogere weging krijgen. De gewichten van elke stof worden opgeteld over alle jaren, wat resulteert in een totale gewogen score per stof. De top 15 *stoffen* op basis van deze gewogen score worden vervolgens gevisualiseerd in een streamplot. Deze methode helpt bij het vaststellen van *stoffen* die consistent een relatief hoge ecotoxicologische impact hebben gehad op het waterleven op nationaal niveau.

4.3.2. Risico attributie van individuele stoffen

Risico-attributie helpt bij het kwantificeren van de bijdrage van individuele *stoffen* binnen een mengsel van bestrijdingsmiddelen aan de totale toxische druk. Het hoofddoel van product 5 & 6 is daarom inzicht bieden in welke *stoffen* de grootste impact hebben op de ecologische gezondheid van waterlichamen. In tegenstelling tot de andere producten, ondersteunen we hier zowel regionale als nationale prioritering van de meest schadelijke *stoffen* en gebieden.

Product 5 en 6 op de atlas bestaan uit een reeks tabellen die de Toerekenbare Risico's (TR) en Toerekenbare Risicofracties (TRF) van individuele *stoffen* in mengsels presenteren. De tabellen bieden een overzicht van de gemiddelde TR- en TRF-waarden per stof, inclusief aanvullende relevante statistieken nodig voor duiding zoals het aantal metingen, het percentage niet toetsbare metingen, en betrouwbaarheidsintervallen. Deze gegevens zijn georganiseerd per periode van drie jaar en per waterbeheerder, en per toxische druk type, waardoor zowel regionale als nationale verschillen in toxische druk zichtbaar worden. In het rapport worden de inzichten van product 5 getoond in figuur 4.3 en 4.4. Hierdoor kunnen de tientallen tabellen van producten 5 en 6 worden weergegeven in twee streamplots, die de relatieve bijdrage van de meest impactvolle *stoffen* door de tijd weergeven.



Figuur 4.3: De top bestrijdingsmiddelen over de periode 1997 tot en met 2023. De top bestrijdingsmiddelen over de periode 1997 tot en met 2023, gebaseerd op de gewogen rangorde van hun gemiddelde bijdrage aan de acute toxische druk zoals berekend via het toekenbare risico. De x-as geeft de jaren weer, en de y-as toont de gewogen belangrijkheid van de top chemicaliën per jaar. Deze gewogen belangrijkheid wordt berekend door de rangorde van *stoffen* binnen een jaar te bepalen en deze te wegen met 1/rangorde. De *stoffen* met de hoogste gesommeerde rangorde over alle jaren worden weergegeven. Deze methode identificeert gedetailleerd de belangrijkste *stoffen* in de periode. Elke kleur vertegenwoordigt een specifieke chemische stof, waarbij de breedte van de kleurstrook de relatieve bijdrage aan de acute toxische druk binnen een jaar weergeeft. Bijvoorbeeld: dodemorf (fungicide) had in 2005 de grootste bijdrage, deltamethrin (insecticide) in 2023. De figuur visualiseert de *stoffen* die gemiddeld het meest bijdragen aan de toxische druk wanneer ze in een mengsel worden aangetroffen. Deze informatie is op de atlas interactief te raadplegen in tabel vorm

4.3. Producten 5 & 6: De bijdrage van individuele bestrijdingsmiddelen in mengsels 40

Figuur 4.3 toont de top 15 *stoffen* die in de periode 1997-2023 de grootste bijdrage hebben geleverd aan de acute toxische druk, gebaseerd op hun gewogen Toerekenbare Risico (TR). De breedte van elke stroom representeert de relatieve bijdrage van een stof in een specifiek jaar, terwijl de continuïteit van de stromen inzicht geeft in de consistentie van de impact van een stof over de tijd. Figuur 4.4 geeft de top 15 *stoffen* per jaar voor de chronische toxische druk, ook gebaseerd op de gemiddelde TR-waarden – wat de absolute bijdrage van elke stof aan de totale toxische druk in mengsels geeft. Deze visualisaties maken duidelijk welke *stoffen* over langere tijd een disproportioneel grote ecologische impact hebben gehad en benadrukken variaties in de impact van specifieke *stoffen* per jaar.

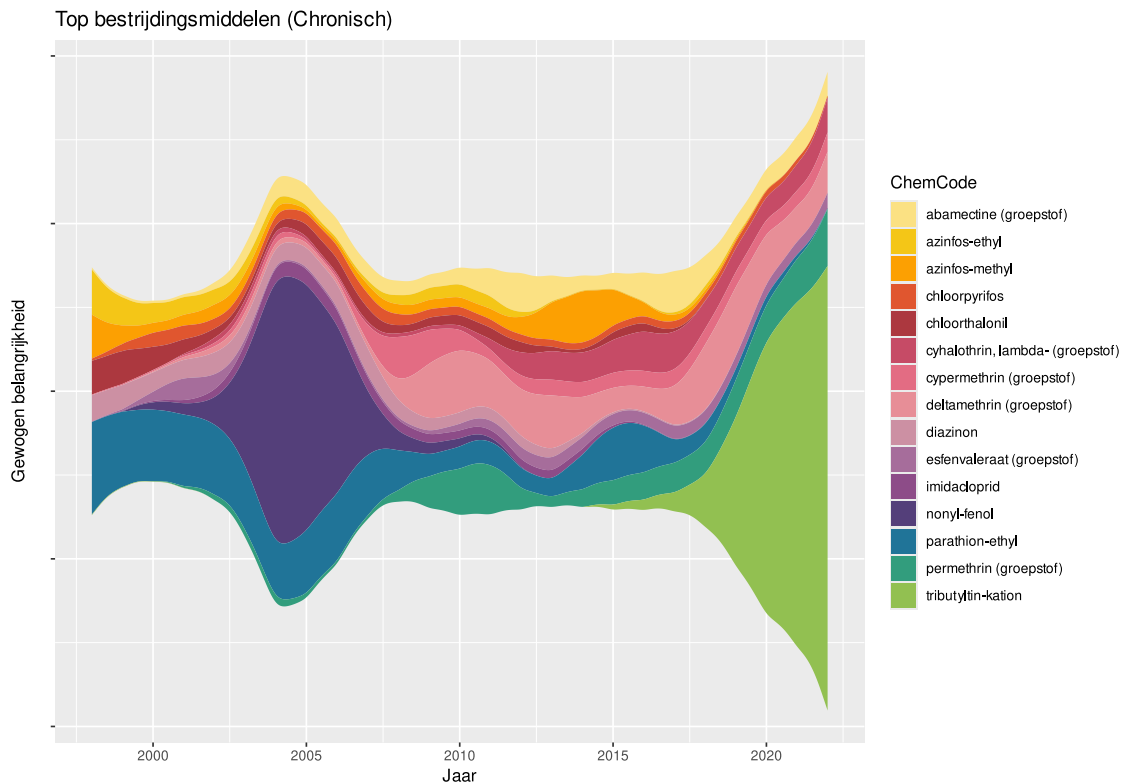
In figuren 4.3 en 4.4 zien we duidelijk de dynamiek van individuele *stoffen* in de tijd, van hun opkomst na toelating tot hun neergang na intrekking. Zo is de opkomst van de insecticiden pirimiphos-methyl en coumafos als belangrijke bijdragers in 1997 zichtbaar, gevolgd door hun geleidelijke verdwijning. Evenzo wordt de fungicide dodemorf rond 2005 een dominante bijdrager, maar verdwijnt deze later ook uit de ranglijst. Daarentegen zien we een gestage opkomst van de synthetische pyrethroïden cypermethrin, deltamethrin, esfenvaleraat, en lambda-cyhalothrin, die in het huidige landschap een dominante rol spelen en de grootste bijdrage leveren aan de ecologische risico's binnen mengsels. Vergelijkbare patronen zijn zichtbaar in figuur 4.4, waarin de chronische toxische druk wordt weergegeven. Hier zien we bijvoorbeeld de opkomst en neergang van niet meer toegelaten bestrijdingsmiddelen en metaboliëten, zoals nonylfenol en tributyltin-kation, evenals een vergelijkbaar patroon voor de synthetische pyrethroïden zoals in figuur 4.3. Opvallend zijn *stoffen* zoals het insecticide abamectine, die over meerdere jaren een constante hoge bijdrage leveren aan de toxische druk. Daarnaast tonen beide figuren de opkomst van *imidacloprid* in de lijst van topbijdragers rond het jaar 2000, gevolgd door een duidelijke afname na 2014, wat de impact van beleidsmaatregelen zoals intrekking van toelating illustreert.

In beide figuren valt de dominante rol van synthetische pyrethroïden (SP) op, die vaak de mengseltoxiciteit domineren (Figuur 4.3 en 4.4). De SP's, een groep insecticiden afgeleid van chrysenten, worden veel gebruikt vanwege hun stabiliteit en effectiviteit tegen insectenplagen in zowel de landbouw als huishoudens. Ze werken door het zenuwstelsel van insecten te verstoren, maar hun persistentie en hun vermogen om in het water terecht te komen vormen een risico voor aquatische organismen (Lahr e.a., 2024). De belangrijkste SP's (cypermethrine, deltamethrin, esfenvaleraat en lambda-cyhalothrin) behoren tot de niet-toetsbare *stoffen*, omdat hun rapportagelimiëten hoger liggen dan de vastgestelde milieunormen (van der Zaan e.a., 2021). Het gebruik van deze *stoffen* is de afgelopen jaren toegenomen (CBS, 2021), wat de trends in Figuur 4.3 en 4.4 verklaart. De moeilijkheid om deze *stoffen* nauwkeurig te meten zorgt echter voor onzekerheden in de data. Desondanks lijkt een overschatting van hun impact onwaarschijnlijk, aangezien modelstudies deze *stoffen* ook consistent identificeren als belangrijke veroorzakers van ecologische schade (Verschoor e.a., 2019). Er zou door hun geringere toetsbaarheid eerder sprake van een onderschatting kunnen zijn.

Met de informatie die producten 5 en 6 bieden, wordt het mogelijk om gericht maatregelen te ontwikkelen, zoals het reguleren van *stoffen* die disproportioneel bijdragen aan de toxische druk. Als voorbeeld kunnen vragen worden beantwoord, zoals:

- Hoe beïnvloeden beleidsmaatregelen, zoals toelating, intrekking en teeltmaatregelen, de samenstelling van de belangrijkste bijdragende *stoffen* aan ecologische risico's in de loop der tijd?
- Welke *stoffen* dragen het meest bij aan de risico's, en dienen daarom prioriteit te krijgen in monitoring en bij het ontwikkelen van beleidsmaatregelen? Waar zouden dergelijke maatregelen het meest effectief zijn?

Dankzij product 6 kunnen deze inzichten nu ook op regionaal niveau worden verkregen. Dit ondersteunt niet alleen de identificatie van *stoffen* die de toxische druk domineren in specifieke regio's, maar ook de evaluatie van de effectiviteit van beschermende of mitigerende maatregelen op regionaal niveau.



Figuur 4.4: Top bestrijdingsmiddelen over de periode 1997-2023. De top bestrijdingsmiddelen over de periode 1997 tot en met 2023, gebaseerd op de gewogen rangorde van hun gemiddelde bijdrage aan de chronische toxische druk zoals berekend via het toekenbare risico. De x-as geeft de jaren weer, en de y-as toont de gewogen belangrijkheid van de top chemicaliën per jaar. Deze gewogen belangrijkheid wordt berekend door de rangorde van *stoffen* binnen een jaar te bepalen en deze te wegen met $1/\text{rangorde}$. De *stoffen* met de hoogste gesommeerde rangorde over alle jaren worden weergegeven. Deze methode identificeert gedetailleerd de belangrijkste *stoffen* in de periode. Elke kleur vertegenwoordigt een specifieke chemische stof, waarbij de breedte van de kleurstrook de relatieve bijdrage aan de chronische toxische druk binnen een jaar weergeeft. Bijvoorbeeld: het alkylfenol nonylfenol leverde in 2005 de grootste bijdrage, terwijl in 2023 het tributyltin-kation, historisch gebruikt in antifoulingverf, dominant was. De figuur visualiseert de *stoffen* die gemiddeld het meest bijdragen aan de toxische druk wanneer ze in een mengsel worden aangetroffen. Dezelfde informatie is op de atlas interactief te raadplegen in tabel vorm.

4.3. Producten 5 & 6: De bijdrage van individuele bestrijdingsmiddelen in mengsels 42

Net als bij de interpretatie van andere risico-attributieproducten, moeten bij de interpretatie van deze resultaten een aantal beperkingen en onzekerheden worden meegenomen. De toxische druk van een mengsel is niet altijd gelijk aan de som van de individuele bijdragen van *stoffen*, aangezien synergistische³ of antagonistische interacties de effecten kunnen versterken of verzwakken. Deze interacties worden in de huidige analyse niet meegenomen, waardoor risico-attributie afhankelijk is van aannames over toxiciteit en blootstelling, zoals vastgelegd in de msPAF-methodologie. Daarnaast spelen detectielimieten en bemonsteringsfrequentie een belangrijke rol. De getallen bieden een betrouwbare indicatie van het belang van een stof wanneer er voldoende metingen beschikbaar zijn en het percentage niet toetsbare gegevens laag is. Onvoldoende data of hoge detectielimieten kunnen echter leiden tot een onderschatting van de werkelijke bijdrage van sommige *stoffen*.

Door zowel de kracht als de beperkingen van risico-attributie te erkennen, kan het product effectief bijdragen aan het ontwikkelen van strategieën om de ecologische impact van bestrijdingsmiddelen te minimaliseren.

Hoewel dit product momenteel nationale en regionale risico-attributie biedt, zijn er uitbreidingen mogelijk om de resultaten verder te verfijnen. Zo kunnen de TR- en TRF-statistieken worden geïntegreerd met andere producten, bijvoorbeeld door ze in product 1 oproepbaar te maken per meetlocatie. Dit zou gedetailleerdere inzichten bieden in welke combinaties van *stoffen* op specifieke locaties het meest bijdragen aan de toxische druk. Bovendien kan dit aanvullende informatie verschaffen over de invloed van landgebruik op de samenstelling en impact van mengsels.

³bijvoorbeeld piperonylbutoxide, dat de werking van synthetische pyrethroiden versterkt.

5

Discussie

Het ontwikkelen en implementeren van de mengsel-toxische drukindicator is succesvol gebleken, met visualisaties in de vorm van kaarten en trendgrafieken, verdeeld over verschillende deelproducten. Deze indicator biedt relevante inzichten vanwege hun directe relatie met biodiversiteit (Oginah e.a., 2025; Posthuma, van Gils, Zijp e.a., 2020; Posthuma e.a., 2016b) en door hun waarde als hulpmiddel voor het op betekenisvolle wijze samenvatten en weergeven van complexe datasets. De indicator biedt een tijdige invulling van het KRW-amendement (artikel 22a), waarin wordt gepleit voor een meer genuanceerde beoordeling van waterkwaliteit en chemische verontreinigingen (Raad van de Europese Unie, 2024). Naast de gebruikelijke One Out, All Out-methodiek wordt voorgesteld om voortgang te rapporteren via gedetailleerde (tussen)indicatoren, zodat verbeteringen beter zichtbaar worden, ook wanneer nog niet aan alle normen is voldaan (Raad van de Europese Unie, 2024)¹.

De mengsel-toxische drukindicator in de bestrijdingsmiddelenatlas biedt unieke voordelen voor het begrijpen en aanpakken van mengseltoxiciteit. Een belangrijk voordeel is het inzicht dat deze indicator geeft in de ruimtelijke en temporele verdeling van de totale *toxische druk*. In plaats van afzonderlijke kaarten voor honderden *bestrijdingsmiddelen*, wordt met de Chemische Verontreinigingsklassen (CVK) een overzicht geboden dat complexe datasets vertaalt naar praktische en overzichtelijke informatie. Dit maakt het mogelijk om trends te identificeren en te analyseren waar en wanneer de toxische druk het grootst is, wat beleidsvorming en maatregelen ondersteunt.

De indicator biedt aanvullende inzichten ten opzichte van traditionele normoverschrijdingsanalyses, zoals de Som van Norm Overschrijdingen (SNO). Opvallend is bijvoorbeeld dat een substantieel percentage (soms tot meer dan 1 op de 5) van de locaties zonder normoverschrijdingen toch een hoge *toxische druk* kan vertonen. Dit betekent dat, hoewel afzonderlijke *stoffen* binnen de normen blijven, combinaties van *bestrijdingsmiddelen* een risico kunnen vormen. Door deze mengseltoxiciteit in kaart te brengen, maakt de indicator risico's zichtbaar die anders onopgemerkt zouden blijven.

In plaats van afzonderlijke kaarten voor honderden bestrijdingsmiddelen, biedt de CVK-classificatie van mengsel-toxische druk een samenvattend overzicht dat inzicht geeft in zowel de ruimtelijke als temporele variatie in toxische druk. Dit maakt het mogelijk om de vraag “waar en/of wanneer treedt de hoogste toxische druk op?” te beantwoorden, en via risico-attributie inzicht te krijgen in “waardoor wordt deze druk veroorzaakt?” Dit laatste maakt het mogelijk te kunnen vaststellen welke *stoffen* en bronnen verantwoordelijk

¹“This principle makes it difficult to show overall progress. Therefore, member states agreed that the Commission will set indicators at EU level to measure progress in a uniform way, also in situations where not all quality standards are at good status.”

zijn voor het grootste aandeel in de *toxische druk* (zie figuren 4.3 en 4.4). De producten samen helpen bij prioritering en gerichte maatregelen: het helpt regio's, locaties en stoffen te identificeren met de grootste mate van toxische druk, wat gerichte en effectieve acties ondersteunt met een focus op de stoffen die de meeste impact hebben.

Een ander voordeel van de indicator, naast de toepasbaarheid in prioritering, is bij de evaluatie van maatregelen. Het doorrekenen van de indicator heeft het mogelijk gemaakt om nulmetingen vast te stellen voor vergelijking met toekomstige meetgegevens, waarmee de effectiviteit van interventies objectief kan worden beoordeeld. Dit biedt een meer genuanceerd handvat dan individuele normoverschrijdingen voor het monitoren van de voortgang van *waterkwaliteit*.

5.1. Uitdagingen in interpretatie van de toxische druk

De berekende *toxische druk* laat de risico's van chemische verontreinigingen zien voor de overleving, groei en voortplanting van aquatische soorten. Dit is een belangrijke eerste stap in het beoordelen van de effecten van bestrijdingsmiddelen op het waterleven. Echter, er zijn enkele belangrijke beperkingen verbonden aan het gebruik van SSD's als basis voor deze analyses. SSD's zijn minder onzeker dan methoden die slechts enkele standaardsoorten gebruiken, maar ze berusten op aannames die in realistische omstandigheden niet altijd standhouden (Forbes & Calow, 2002).

Een van de uitdagingen is dat SSD's vaak uitgaan van de gelijke ecologische waarde en gevoeligheid van soorten. Soorten die worden aangetast zijn willekeurig in een SSD; met andere woorden, SSD's houden geen rekening met de identiteit en specifieke gevoeligheid van individuele soorten, terwijl in werkelijkheid soorten verschillend reageren op toxische stoffen, afhankelijk van hun rol in het ecosysteem en hun interacties met andere soorten (Foit e.a., 2012; Knillmann e.a., 2012). Bovendien worden SSD's vaak gebaseerd op acute toxiciteitsgegevens (EC50), omdat chronische data (NOEC) schaars en minder betrouwbaar zijn (Crane & Newman, 2000; Jager, 2012). Dit betekent dat chronische en vertraagde effecten van toxische stoffen, waaronder bioaccumulatie, niet volledig worden meegenomen.

Een bijkomende beperking is dat SSD's geen rekening houden met mogelijke soortenafhankelijkheid of andere indirecte effecten zoals voedselweb-relaties of mutualisme (netwerkeffecten). Soorten die verdwijnen kunnen cruciaal zijn voor het behoud van een gemeenschap, terwijl redundantie in soorten een zekere mate van veerkracht kan bieden (Beketov e.a., 2013; de la Vega e.a., 2023). Hierdoor kan de werkelijke impact van toxiciteit op ecosystemen groter, of soms kleiner, zijn dan voorspeld.

Daarnaast onderschat routinematige monitoring vaak de werkelijke toxiciteit door het missen van seizoensgebonden piekwaarden en beperkingen in meetnauwkeurigheid (Verschoor e.a., 2019). Het uitsluiten van andere stressfactoren leidt verder tot onderschatting van lokale effecten van drukfactoren op ecosystemen (zie bijvoorbeeld druk factoren in figuur 1.1). Hoewel deze beperkingen de schattingen beïnvloeden, geven SSD-gebaseerde analyses in ieder geval een robuuste ondergrens van de rol van bestrijdingsmiddelen hierin aan, omdat de werkelijke toxische druk zelden lager zal zijn dan berekend.

Ondanks deze beperkingen blijft de toxische druk een belangrijk hulpmiddel voor het inschatten van risico's en het formuleren van waterkwaliteitsdoelen. Het is ten slotte meermaals gevalideerd in experimentele en veldstudies, waarbij de msPAF-maat indicatief is voor werkelijke geobserveerde soortenverlies (Posthuma, van Gils, Zijp e.a., 2020; Posthuma e.a., 2016b). Verbeteringen, zoals het gebruik van meer uitgebreide datasets en verfijnde modellen, kunnen helpen om de onzekerheden te verkleinen en de ecologische relevantie verder te vergroten.

5.2. Praktische en beleidsmatige uitdagingen

Hoewel de indicator en de diverse producten waardevolle inzichten bieden, blijft de vertaling naar concrete beleidsmaatregelen een aandachtspunt. De samenvatting van complexe datasets in visualisaties en trends, vooral op nationaal niveau, maakt het uitdagend om praktische maatregelen te formuleren voor individuele waterbeheerders. De toxische druk varieert sterk per regio, evenals de stoffen die daaraan bijdragen, wat het prioriteren van lokale maatregelen met nationale trendproducten bemoeilijkt. Dit vraagt dan ook om specifieke uitwerkingen, inzet van expertise en het verkrijgen van inzicht in de lokale context. Investerings in trainingen, lesmateriaal en vooral specifieke, meer regionaal gerichte producten kunnen hierbij helpen.

Een stapsgewijze aanpak met regionale producten kan dit proces ondersteunen: eerst grootschalige analyses via overzichtskaarten om trends en probleemgebieden te identificeren, gevolgd door gedetailleerde analyses van locaties met verhoogde druk. Specifieke producten die risico-attributie op locatie mogelijk maken, kunnen dominante stoffen identificeren en zo gerichte lokale maatregelen faciliteren. Deze aanpak biedt niet alleen oplossingen voor lokale knlpunten, maar kan uiteindelijk ook bijdragen aan het verbeteren van nationale trends.

Hoewel de *bestrijdingsmiddelenatlas* al zowel nationale als regionale producten biedt, schieten deze – vanwege vaak een nadruk op de nationale schaal – nu nog deels tekort in het identificeren van probleemgebieden binnen regio's. Dit beperkt de toepasbaarheid van een systeemgerichte aanpak, waarbij efficiënt kan worden ingezoomd op de grootste problemen van een waterbeheerder en verder kan worden verfijnd naar specifieke knelpunten. Het meest fijnmazige operationele niveau, individuele meetpunten binnen hun watersysteem-context (bovenstroomse bronnen, benedenstrooms transport), is cruciaal voor waterbeheerders. Hier moeten problemen worden opgespoord en opgelost. Verfijning tot op dit niveau biedt niet alleen het meest nauwkeurige inzicht, maar is essentieel om bronnen van verontreiniging effectief aan te pakken. Samen met de landelijke atlas-analyses zou de invulling van de regionale en lokale analyses precies de strategie van de KRW volgen: een getrapte watersysteem-analyse, die uitgaat van Europa, stroomgebieden van rivieren zoals de Rijn en de Donau, en daarbinnen stapsgewijs steeds verder inzoomen.

Een bijkomende uitdaging is dat gebruikers van *bestrijdingsmiddelen*, zoals agrariërs, vaak beter bekend zijn met de namen van marktproducten dan met de actieve ingrediënten. Zonder koppeling tussen toxische druk en specifieke marktproducten is het lastig voor gebruikers om te herkennen dat een middel dat zij gebruiken het probleem veroorzaakt. Het expliciet benoemen van middelen naast de actieve ingrediënten kan bewustwording en gericht handelen bevorderen. Deze functionaliteit is al deels geïntegreerd in de regionale producten van de atlas, en een uitbreiding naar toxische druk zou een waardevolle praktische toevoeging zijn.

Tot slot blijft het van belang dat beleidsmakers en waterbeheerders inzicht krijgen in de mogelijkheden en beperkingen van de bestrijdingsmiddelenatlas, zodat zij de beschikbare data optimaal kunnen laten benutten².

5.3. Verbeteringen in toxiciteitsberekeningen

De msPAF-methodiek voor de *BMA* bouwt op eerdere onderzoeken maar is ook vernieuwd op een aantal punten wat leidt tot een transparanter en robuuster inzicht in toxische druk. Door gebruik te maken van het 90e percentiel in plaats van maximale concentraties, worden piekblootstellingen beter vastgelegd zonder overmatige invloed van uitschieters. De nieuwe CVK-indeling combineert acute en chronische toxiciteit in één schaal en introduceert ten opzichte van eerdere methodieken nieuwe klassen voor data-deficiëntie en metingen zonder detecties, wat een vollediger en eerlijker beeld geeft bij beperkte gegevens. Verbeterde SSD's voor groepstoffen, soms uitgebreid met extrapolaties, hebben de representativiteit en betrouwbaarheid van de analyses op monitoringsdata vergroot.

²Bijvoorbeeld via de huidige jaarlijkse webinars of incidentele workshops

Bestrijdingsmiddelen worden gemeten via specifieke meetnetten, vaak gesitueerd in kleinere watersystemen met directe belasting. Deze locaties, verspreid over Nederland, richten zich deels op bekende probleemgebieden en stoffen waarvan gebruik wordt verwacht. Door het gebruik van verschillende meetmethodieken door waterschappen kunnen er variaties ontstaan in de berekening van toxische drukpatronen. Hoewel dit uitdagingen met zich meebrengt voor nationale vergelijkingen, is deze flexibiliteit essentieel om in te spelen op lokale omstandigheden en probleemstoffen op te sporen die in een volledig gestandaardiseerd meetnet mogelijk onzichtbaar zouden blijven.

Om deze verschillen te overbruggen en de data toch op nationale schaal te harmoniseren, zijn gestandaardiseerde modellen toegepast. Het onafhankelijk gevalideerde Hurdle GAMM-model voorspelt trends in meetwaarden alsof een uniforme methodiek was gebruikt, waardoor nationale trends op betrouwbare wijze kunnen worden geanalyseerd. Bovendien bevestigen deze modellen de waargenomen trends in de ruwe data, wat aantoont dat deze data, ondanks methodologische verschillen, bruikbaar zijn voor het signaleren van nationale patronen. Dit versterkt het vertrouwen in de robuustheid van de conclusies die uit deze analyses zijn getrokken.

Ondanks de significante verbeteringen en vernieuwingen blijven er uitdagingen die verdere aandacht vragen. In het volgende deel worden de belangrijkste punten kort samengevat, met een focus op zowel de gerealiseerde verbeteringen als de aandachtspunten voor toekomstig onderzoek en beleidsontwikkeling.

5.4. Aandachtspunten in toxiciteitsberekeningen

Het ontbreken van *SSD's* belemmert het kwantificeren van *toxische druk*. Van de 536 stoffen die tussen 1997 en 2023 in Nederlands oppervlaktewater zijn gemeten, kan gemiddeld voor één op de vijf stoffen geen toxische druk worden berekend, wat tot onderschatting leidt. Het aantal stoffen zonder *SSD* is bovendien toegenomen naar het gemiddelde van ongeveer 2 stoffen per meetmoment in recente jaren. Dit benadrukt de noodzaak om ontbrekende gegevens aan te vullen.

Er worden continu nieuwe werkzame stoffen en middelen toegelaten op de markt (Krewski, 2020), ook voor deze stoffen zullen in de toekomst toxiciteitsgegevens moeten worden verzameld om *SSD's* te formuleren en daarmee de toxische drukindicator regelmatig te updaten. Het updaten van deze informatie is – volgens de klassiek hiervoor gehanteerde methodieken – arbeidsintensief; het verzamelen en beoordelen van gegevens, extrapolaties en de berekening van *SSD's* kost, naar schatting, één tot twee dagen per stof.

Computational methoden, zoals QSAR (Quantitative Structure-Activity Relationship)-modellen, kunnen echter ook steeds meer worden ingezet naast de klassieke laboratoriumtests om data-gaps op te vullen. Deze methoden gebruiken chemische structuur en biologische eigenschappen als proxies voor toxiciteitsvoorspellingen en zijn gevalideerd in verschillende studies (S. E. Escher, 2020; Neves, 2018). Bio-QSAR-modellen, die chemische- en soortskenners integreren, bieden een vooruitstrevende aanpak voor het beoordelen van de toxiciteit van nieuwe chemicaliën. Deze modellen maken het mogelijk om combinaties van soorten en stoffen sneller te analyseren en experimentele validatie te prioriteren (Schmeisser, 2023; Viljanen, 2023).

Een veelbelovende ontwikkeling is het gebruik van fylogenetische en taxonomische relaties om soortspecifieke toxiciteit beter te voorspellen. Fylogenetische methoden berekenen evolutionaire afstanden via genetische overeenkomsten, als proxy voor fysiologische overeenkomsten (parencitealtenhoff2009phylogenetic). Door deze benaderingen te combineren in modellen kunnen voorspellingen worden gedaan voor niet-geteste soorten en stoffen, wat de representativiteit van *SSD's* aanzienlijk vergroot. Zowel bij het Centrum voor Milieukunde Leiden (CML) als het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) worden dergelijke modellen ontwikkeld, wat in de toekomst mogelijk een belangrijke bijdrage zal leveren aan het opvullen van datagaps en het verbeteren van risicoanalyses.

6

Conclusies en Aanbevelingen

De mengsel-toxische drukindicator is met succes ontwikkeld en geïmplementeerd, en biedt waardevolle inzichten in de *toxische druk* op aquatische ecosystemen, zowel ruimtelijk als temporeel. De resultaten van deze studie onderstrepen de meerwaarde van de nieuwe mengsel-toxische drukindicator voor nieuwere en genuanceerdere inzichten in de *waterkwaliteit*. Hoewel uitdagingen, zoals datagaps en meetonzekerheden, blijven bestaan, zorgen de robuuste analyses en methodologische verbeteringen ervoor dat de atlas niet alleen een wetenschappelijk gefundeerd overzicht biedt, maar ook praktisch toepasbare oplossingen ondersteunt. Daarmee draagt deze aanpak bij aan het behalen van de waterkwaliteitsdoelen van de Kaderrichtlijn Water.

Een belangrijk inzicht is dat waterkwaliteitsnormen niet altijd het beoogde beschermingsniveau voor het waterleven realiseren. We laten zien dat mengseltoxiciteit frequent verhoogde toxiciteit in oppervlaktewater voorspelt, zelfs wanneer er geen normoverschrijdingen zijn. De blootstelling aan mengsels van middelen kan resulteren in een afname van dichtheid en diversiteit, vooral bij gevoelige soorten. Hoewel normen per stof een basis voor bescherming per stof bieden, is bij frequent voorkomen van mengsels de berekening van toxische druk cruciaal naast rapportage over normoverschrijdingen.

We tonen ook aan hoe nieuwe technieken, zoals risico-attributie, duidelijke trends in de impact van synthetische pyrethroiden (zoals cypermethrin, deltamethrin, esfenvaleraat, en lambda-cyhalothrin) identificeren, die de mengseltoxiciteit domineren. Deze stoffen, hoewel ze slechts een klein percentage van het totale gebruik uitmaken, blijken vaak de grootste ecologische impact te hebben. Het gebruik van dergelijke innovaties bij de data-analyses versterkt het inzicht in welke stoffen en mengsels de grootste bedreiging vormen voor aquatische ecosystemen, en biedt praktische handvatten voor beleidsvorming en risicomanagement.

6.1. Aanbevelingen

De mengsel-toxische drukindicator is een duidelijke vooruitgang en versterking van de Bestrijdingsmiddelen-atlas (BMA). Echter, er blijven uitdagingen en tekortkomingen die niet opgevangen konden worden in deze studie. Deze aanbevelingen richten zich op het verbeteren van alle aspecten die de toxische drukproducten op de atlas beïnvloeden: van de analyses, het vullen van datahiaten en het verfijnen van monitoringmethoden, zodat de BMA nog effectiever kan bijdragen aan het behalen van waterkwaliteitsdoelen.

1. **Onderhoud van stofspecifieke toxiciteitsgegevens (SSDs):** De dekkingsgraad voor het berekenen van toxiciteitsdata is redelijk hoog, maar de dekking neemt significant af met de tijd. Het is essentieel

om periodiek onderhoud uit te voeren en geactualiseerde of nieuwe toxiciteitsgegevens op te zoeken, om blinde vlekken te vermijden. Prioriteit moet gegeven worden aan het aanvullen van SSD's waarbij innovatieve technieken zoals QSAR-modellen, fylogenetische analyses en AI-gedreven oplossingen kunnen helpen om deze gegevens sneller en efficiënter te genereren. Echter, op lange termijn blijft toxiciteitstoetsing, en het verzamelen van deze 'klassieke' gegevens, noodzakelijk voor de benodigde zekerheid.

2. **Verdieping van ruimtelijke en temporele analyses:** De rekenmethodiek biedt ruime mogelijkheden voor verdergaande analyses om de waterkwaliteit systematisch en alomvattend in beeld. Het is aanbevolen om per regio, stofgroep (bijv. Fungicide, Herbicide, Insecticide) en individuele stof gerichte analyses uit te voeren om prioriteiten voor maatregelen beter te onderbouwen. Overweeg hierbij om naast gewasbeschermingsmiddelen ook andere relevante chemische stoffen — zoals stikstofverbindingen (NH_x), polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's), medicijnenresten en metalen — in de indicator te betrekken. Daarnaast wordt aanbevolen om expliciet landgebruik, urbane bronnen en andere dominante drukfactoren te relateren aan brongerichte maatregelen, om bronaanpak effectiever te kunnen sturen.
3. **Biofysische modellering voor ontbrekende monitoringsgegevens:** Aangezien niet alle stoffen op alle locaties gemonitord worden, is er een systematische onderschatting van de toxische druk. Modelmatige methoden kunnen helpen om de impact van niet-gemonitorde stoffen beter in kaart te brengen (bijv. Tiktak e.a., 2003). Ook zal dit helpen meer zicht te krijgen op niet-toetsbare stoffen, die moeilijk meetbaar zijn maar een significant effect hebben op de waterkwaliteit wanneer ze wel worden gedetecteerd. Hierbij moet vooral gekeken worden naar wetenschappelijke koppeling van meetgegevens met modelvoorspellingen omdat dit het inzicht in de blootstelling van soorten aanzienlijk verbeteren.
4. **Piekconcentraties:** Bestrijdingsmiddelen vertonen vaak piekconcentraties die moeilijk volledig te meten zijn met routinemetingen. Het wordt aanbevolen om specifieke statistische technieken, zoals extreme waarde-theorie, toe te passen om deze pieken beter in kaart te brengen en realistischere schattingen van toxische pieken te maken. Door piekconcentraties prominenter op te nemen in de berekeningen, kunnen deze beter de impact op aquatische ecosystemen weergeven, aangezien pieken primair de ecologische schade bepalen. Dit zou ook bijdragen aan een beter begrip van de langetermijneffecten en trends van bestrijdingsmiddelen, door deze explicieter mee te nemen in de toxische drukberekeningen. Een alternatief is het verfijnen van monitoringmethoden om seizoensgebonden piekwaarden nauwkeuriger vast te leggen.
5. **Risico-attributie en regionale focus:** Het integreren van de toxische druk in het regionale thema van de atlas kan zorgen voor een meer gerichte aanpak van probleemgebieden, waarbij systematisch waterlichamen en stoffen met de hoogste ecologische impact worden geïdentificeerd. Risico-attributieproducten op een meetpuntniveau kunnen helpen om stoffen en locaties met de grootste ecologische impact gericht aan te pakken. Hierbij is dan het koppelen van toxische drukgegevens aan middelen ook mogelijk. Wat de bewustwording bij gebruikers vergroot en bijdraagt aan milieuvriendelijker gebruik van bestrijdingsmiddelen.
6. **Ondersteuning voor beleidsvorming:** Het ontwikkelen van trainingsmaterialen en regionale tools helpt waterbeheerders bij de interpretatie van toxische druk. Voor beleidsmakers is het vooral van belang dat de informatie uit de Bestrijdingsmiddelenatlas beter aansluit op hun informatiebehoefte, bijvoorbeeld door die behoefte in kaart te brengen via interviews, enquêtes of gebruikerssessies.
7. **Langetermijnvalidatie:** Het wordt aanbevolen om een continue evaluatiecyclus op te zetten om trends in toxische druk vast te stellen en de effectiviteit van beleidsmaatregelen te beoordelen. De huidige status van mengsel-toxiciteitsindicatoren kan daarbij worden gebruikt als nulmeting, om het effect van beleidsmaatregelen systematisch te evalueren en waar nodig bij te sturen.

References

- Armitage, P., Berry, G., & Matthews, J. N. S. (2002). *Statistical Methods in Medical Research* (4de ed.). Blackwell Scientific Publications.
- Beketov, M. A., Kefford, B. J., Schäfer, R. B., & Liess, M. (2013). Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.*, *110*, 11039–11043.
- Berk, S., Chapman, D., Carvalho, L., e.a. (2020). Impacts of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, *4*, 1060–1068. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1216-4>
- Bhattacharya, S., Kamper, F., & Beirlant, J. (2023). Outlier detection based on extreme value theory and applications. *Scandinavian Journal of Statistics*, *50*(3), 1466–1502.
- CBS, R. W., PBL. (2021). *Gewasbeschermingsmiddelen in oppervlaktewater 2013–2019 (indicator 0547, versie 08, 7 mei 2021)* (tech. rap.). Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS), Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Wageningen University & Research (WUR). <https://www.clo.nl>
- Crane, M., & Newman, M. C. (2000). What level of effect is a no observed effect? *Environmental Toxicology and Chemistry*, *19*, 516–519.
- David, H. A., & Nagaraja, H. N. (2003). *Order Statistics* (3de ed.). Wiley-Interscience.
- de la Vega, C., Paar, M., Köhler, L., von Dorrien, C., Kriegel, M., Oesterwind, D., & Schubert, H. (2023). Trophic redundancy in benthic fish food webs increases with scarcity of prey items, in the Southern Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science*, *10*, Article 1143792. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1143792>
- De Zwart, D. (2005). *Impact of toxicants on species composition of aquatic communities: Concordance of predictions and field* [PhD thesis]. Universiteit van Amsterdam [Externally prepared].
- De Zwart, D., & Posthuma, L. (2005). Complex mixture toxicity for single and multiple species: Proposed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *24*(10), 2665–2676.
- Dekker, E., Slootweg, J., Koopman, R., Osté, L., & Posthuma, L. (2021). *Protocol gebruik rekentool Chemie-spoor SFT2* (tech. rap.). KIWK-Toxiciteit Notitie.
- de Weert, J., Roex, E., Klein, J., & Janssen, G. (2014). *Opzet Landelijk Meetnet Gewasbeschermingsmiddelen Land- en Tuinbouw* (tech. rap. Nr. 1207762-008-SGS-0006). Deltares.
- Escher, B., Ahlheim, J., Böhme, A., e.a. (2024). Mixtures of organic micropollutants exacerbated in vitro neurotoxicity of prymnesins and contributed to aquatic toxicity during a toxic algal bloom. *Nature Water*, *2*, 889–898. <https://doi.org/10.1038/s44221-024-00297-4>
- Escher, S. E. (2020). Read-Across Methodology in Toxicological Risk Assessment. In *Regulatory Toxicology* (pp. 1–14). Springer Berlin Heidelberg.
- European Environment Agency (EEA). (2024). More action needed to tackle mixtures of chemicals in Europe's waters [Geraadpleegd op 30-10-2024]. <https://www.eea.europa.eu/highlights/more-action-needed-to-tackle>
- Feng, C. X. (2021). A comparison of zero-inflated and hurdle models for modeling zero-inflated count data [Epub 2021 Jun 24]. *Journal of Statistical Distributions and Applications*, *8*(1), 8. <https://doi.org/10.1186/s40488-021-00121-4>
- Foit, K., Kaske, O., & Liess, M. (2012). Competition increases toxicant sensitivity and delays the recovery of two interacting populations. *Aquatic Toxicology*, *106–107*, 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.09.012>

- Forbes, V. E., & Calow, P. (2002). Species sensitivity distributions revisited: a critical appraisal. *Human Ecological Risk Assessment*, 8(3), 473–492.
- Fox, D., van Dam, R., Fisher, R., Batley, G., Tillmanns, A., Thorley, J., Schwarz, C., Spry, D., & McTavish, K. (2021). Recent Developments in Species Sensitivity Distribution Modeling. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(2), 293–308. <https://doi.org/10.1002/etc.4925>
- Groothuijse, F., & Van Rijswijk, M. (2023). *Scherper aan de wind: Koersen op KRW-doelbereik in 2027! Omgaan met risico's en dilemma's bij de Brabantse waterschappen om tijdig te voldoen aan de Kaderrichtlijn water* (tech. rap.) (Geraadpleegd op 30-10-2024). <https://www.uu.nl/sites/default/files/rebo-ESSAY%20KRW%20NBWB%2022%20september%202023%20FINAL.pdf>
- Hallmann, C., & Jongejans, E. (2021). *Long-term trends and drivers of aquatic insects in The Netherlands* (tech. rap.). STOWA.
- Inspectie Leefomgeving en Transport (ILT). (2023). *Betere bescherming waterkwaliteit is noodzakelijk* [Geraadpleegd op 30-10-2024]. <https://www.ilent.nl/onderwerpen/drinkwater/documenten/leefomgeving-en-wonen/drinkwater/drinkwater/signaalrapportages/betere-bescherming-waterkwaliteit-is-noodzakelijk>
- Jager, T. (2012). Bad habits die hard: the NOEC's persistence reflects poorly on ecotoxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31, 228–229.
- Knillmann, S., Stampfli, N. C., Beketov, M. A., & Liess, M. (2012). Intraspecific competition increases toxicant effects in outdoor pond microcosms. *Ecotoxicology*, 21, 1857–1866.
- Krewski, D. (2020). Toxicity testing in the 21st century: progress in the past decade and future perspectives. *Archives of Toxicology*.
- Lahr, J., Smit, E., Komen, C., Buijs, S., & Wesdorp, K. (2024). *Synthetic Pyrethroids and Water Quality* (RIVM Rapport Nr. 2023-0419). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM).
- 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., & Birk, S. (2021). Multiple stressors determine river ecological status at the European scale: Towards an integrated understanding of river status deterioration. *Global Change Biology*, 27, 1962–1975. <https://doi.org/10.1111/gcb.15504>
- McNeil, A., Frey, R., & Embrechts, P. (2005). *Quantitative Risk Management: Concepts Techniques and Tools*. Princeton University Press.
- Meiracker, R., Wesdorp, K., Tamis, W., Zelfde, M., & Visser, M. (2024). *Landelijk Meetnet Gewasbeschermingsmiddelen Land-en Tuinbouw: Jaarlijkse evaluatie resultaten van 2014 t/m 2022* (tech. rap.). RIVM.
- Neves, B. (2018). QSAR-Based Virtual Screening: Advances and Applications in Drug Discovery. *Frontiers in Pharmacology*.
- Oginah, S., Posthuma, L., Slootweg, J., Hauschild, M., & Fantke, P. (2025). *Calibrating predicted mixture toxic pressure to observed biodiversity loss in aquatic ecosystems* [Manuscript submitted for publication].
- Paciorek, C. J., Stone, D. A., & Wehner, M. F. (2018). Quantifying statistical uncertainty in the attribution of human influence on severe weather. *Weather and Climate Extremes*, 20, 69–80. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2018.01.002>
- Planbureau voor de Leefomgeving (PBL). (2020). *Nationale analyse waterkwaliteit. Onderdeel van de Delta-aanpak Waterkwaliteit* (tech. rap. Nr. 4002).
- Porta, M. (Red.). (2014). *A Dictionary of Epidemiology*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acref/9780199976720.001.0001>
- Posthuma, L. (1992). *Genetic ecology of metal tolerance in springtails* [proefschrift, Vrije Universiteit, Amsterdam].
- Posthuma, L., De Zwart, D., Keijzers, R., & Postma, J. (2016a). *Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 2: Kalibratie: toxische druk en ecologische effecten op macrofauna* (tech. rap. Nr. 2016-15). STOWA.

- Posthuma, L., De Zwart, D., Keijzers, R., & Postma, J. (2016b). *Ecologische Sleutelfactor Toxiciteit. Deel 2: Kalibratie: toxische druk en ecologische effecten op macrofauna* (STOWA rapport Nr. 2016-15). STOWA.
- Posthuma, L., Suter, G. I., & Traas, T. (2002). *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Lewis Publishers.
- Posthuma, L., van Gils, J., Zijp, M. C., van De Meent, D., & de Zwart, D. (2020). Chemical pollution imposes limitations to the ecological status of European surface waters. *Scientific Reports*, *10*, 14825.
- Posthuma, L., van Gils, J., Zijp, M., van de Meent, D., & de Zwart, D. (2019). Species sensitivity distributions for use in environmental protection, assessment, and management of aquatic ecosystems for 12,386 chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *38*(4), 905–917.
- Posthuma, L., van Gils, J., Zijp, M., van de Meent, D., & de Zwart, D. (2020). Chemical pollution imposes limitations to the ecological status of European surface waters. *Scientific Reports*, *10*, 14825.
- Postma, J., Keijzers, R., Slootweg, J., & Posthuma, R. (2021). *Toxiciteit van Nederlands oppervlaktewater in de jaren 2013-2018* (tech. rap. Nr. 2021-43). STOWA.
- Postma, J., Slootweg, J., & Posthuma, L. (2022). *Classificatie en communicatie van de graad van chemische verontreiniging* (tech. rap.). Deltafact, Kennisimpuls Waterkwaliteit.
- Raad van de Europese Unie. (2024). Negotiating Mandate on Amending Water Directive, Groundwater Directive, and Directive on Environmental Quality Standards [19 juni, 12:15, Brussel]. <https://www.consilium.europa.eu/press>
- Raad voor de Leefomgeving en Infrastructuur (Rli). (2023). Goed water, goed geregeld: Briefadvies aan Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat over de Kaderrichtlijn Water [Geraadpleegd op 30-10-2024]. https://www.rli.nl/sites/default/files/briefadvies_krw_aan_minienw_-_goed_water_goed_geregeld.pdf
- Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). (2023). *Waterbeschikbaarheid voor de bereiding van drinkwater tot 2030 – knelpunten en oplossingsrichtingen* (tech. rap.) (Geraadpleegd op 30-10-2024). RIVM. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2023-0005.pdf>
- Schmeisser, S. (2023). New approach methodologies in human regulatory toxicology – Not if, but how and when! *Environment International*.
- STOWA. (2016). *Ecologische sleutelfactor toxiciteit. Deel 3. Technische handleiding en tips ESF-toxiciteit Chemie tool* (tech. rap. Nr. 2016-15C). Stichting Toegepast Waterbeheer.
- STOWA. (2021). *Toxiciteit van Nederlands oppervlaktewater in de jaren 2013-2018* (tech. rap. Nr. 2021-43). Stichting Toegepast Waterbeheer.
- Tiktak, A., van der Linden, A., & Boesten, J. (2003). *The GeoPEARL model. Description, applications and manual* (tech. rap. Nr. 716601007). RIVM. <https://www.rivm>
- van der Zaan, B., Meiracker, R., Beeltje, H., Smit, E., & Lahr, J. (2021). *Niet-toetsbare gewasbeschermingsmiddelen* (tech. rap.). Deltares. Delft.
- van Wieringen, D., Nieuwkamer, R., Handgraaf, S., Loesink, A., Slagter, L., van der Wijngaart, T., & Ruijgrok, E. (2022). *Gaat Nederland de KRW-doelen halen? Een analyse op KRW-doelbereik en inzicht in mogelijke consequenties* (tech. rap. Nr. 129588/22-007.733). Witteveen+Bos. Deventer.
- van Wieringen, D., Slagter, L., Handgraaf, S., Guillon, C., Zomer-Marres, C., Augustinus, L., & Ruijgrok, E. (2022). *KBNL: effect niet halen KRW-doelen op vergunningverlening. Een KRW-risicoanalyse voor de vergunningverlening voor de bouw- en infrasector* (tech. rap.). Witteveen+Bos. Deventer. https://www.cumela.nl/sites/default/files/2023-06/18042022_onderzoek-bouwend-nederland-een-krw-risicoanalyse-voor-de-vergunningverlening-voor-de-bouw-en-infrasector.pdf
- van Zelm, R., Huijbregts, M. A., Harbers, J. V., Wintersen, A., Struijs, J., Posthuma, L., & van de Meent, D. (2007). Uncertainty in msPAF-based ecotoxicological effect factors for freshwater ecosystems in life cycle impact assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, *3*(2), 203–210. https://doi.org/10.1897/ieam_2006-013.1

- Verschoor, A., Zwartkruis, J., Hoogsteen, M., Scheepmaker, J., De Jong, F., & Leendertse, P. (2019). *Tussenevaluatie van de nota 'Gezonde Groei, Duurzame Oogst': Deelproject Milieu* (tech. rap.). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM).
- Vewin. (2024). *Factsheet Bestrijdingsmiddelen 2024*. Verkregen april 4, 2025, van <https://www.vewin.nl/wp-content/uploads/2024/08/factsheet-bestrijdingsmiddelen-2024.pdf>
- Vijver, M. G., Hunting, E. R., Nederstigt, T. A., Tamis, W. L., van den Brink, P. J., & van Bodegom, P. M. (2017). Post-registration monitoring of pesticides is urgently required to protect ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(4), 860–865.
- Vijver, M. G., Van 't Zelfde, M., De Zwart, D., Roex, E., & De Snoo, G. R. (2012). Ecologische schade aan aquatische ecosystemen. In *Bestrijdingsmiddelen en waterkwaliteit* (pp. 73–84). Universiteit Leiden, Centrum voor Milieuwetenschappen (CML).
- Vijver, M. G., Van't Zelfde, M., Tamis, W. L., Musters, K. J., & De Snoo, G. R. (2008). Spatial and temporal analysis of pesticides concentrations in surface water: Pesticides atlas. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 43(8), 665–674.
- Viljanen, M. (2023). What is the ecotoxicity of a given chemical for a given aquatic species? Predicting interactions between species and chemicals using recommender system techniques. *SAR and QSAR in Environmental Research*, 765–788.
- Visser, M. D., Van 't Zelfde, M., Hallman, C., & Barmantlo, S. H. (2023, juli 31). *Analyse aanwezigheid, normoverschrijdingen en toxische druk van bestrijdingsmiddelen in geselecteerde meetpunten binnen het Nederlands oppervlaktewater* (Internal report). Institute of Environmental Sciences, Faculty of Science, Leiden University. Leiden.

A

Gedetailleerde Methode Toxische Druk

Mengseltoxiciteit beschrijft in principe de gecombineerde effecten van meerdere stoffen, die op verschillende manieren met elkaar kunnen interageren: synergistisch, additief of antagonistisch. Een veelgebruikte maatstaf voor het kwantificeren van mengseltoxiciteit is de msPAF (multi-substance Potentially Affected Fraction), die de fractie van soorten voorspelt die mogelijk worden aangetast door een mengsel van stoffen. De msPAF is een modelbenadering van mengseltoxiciteit waarin geen rekening wordt gehouden met mogelijke synergistische of antagonistische effecten. Zie tevens de hoofdtekst voor aanvullende context.

Berekening van de msPAF

De msPAF wordt berekend door op een specifieke locatie per stof de kans te schatten dat een soort wordt aangetast door de concentratie van die stof. Vervolgens worden deze kansen gecombineerd over alle aanwezige stoffen. De formule voor msPAF volgens de RA-methode op locatie i is als volgt:

$$\text{msPAF}_{ij} = 1 - \prod_{j=1}^n P(C_{ij}, \mu_j, \sigma_j) \quad (\text{A.1})$$

Waarbij:

- $P(C_{ij}, \mu_j, \sigma_j)$ de cumulatieve kansverdeling is van de Potentially Affected Fraction (PAF) van stof j op locatie i ,
- C_{ij} de gemeten concentratie van stof j op locatie i is,
- μ_j de log-gemiddelde chronische NOEC's of acute EC50's voor stof j over de soorten heen,
- σ_j de log-variatie in EC50-waarden voor stof j is.

De kansfunctie $P(C_{ij}, \mu_j, \sigma_j)$ wordt vaak benaderd door een lognormale verdeling, die de volgende vorm heeft:

$$P(C_{ij}, \mu_j, \sigma_j) = 1 - \Phi\left(\frac{\log(C_j) - \mu_j}{\sigma_j}\right) \quad (\text{A.2})$$

waarbij Φ de cumulatieve distributiefunctie van de standaard normale verdeling is.

B

SNO en msPAF

De SNO-maatlat meet de mate van normoverschrijding en dient als een indicator van de afstand tot het voldoen aan wettelijke eisen. In tegenstelling hiermee, geeft msPAF de daadwerkelijke ecologische risico's weer, beoordeeld via de toxische druk die bestrijdingsmiddelen uitoefenen op de biodiversiteit, onafhankelijk van juridische normen. Dit onderscheid verduidelijkt dat, hoewel er correlaties zijn tussen hogere waarden van SNO en msPAF, deze maatstaven fundamenteel verschillende aspecten van milieubescherming belichten. De SNO focust op juridische "compliance" en msPAF op ecologische gezondheid. Toch zal er een relatie zijn tussen SNO en msPAF, waarbij hogere waarden van de één samen gemiddeld zullen gaan met hogere waarden van de ander (zie Figuur B.1). Hoewel er vaak een correlatie bestaat tussen hogere SNO-waarden en hogere msPAF-waarden, blijkt dit verband complexer bij zowel lage als hogere SNO-waarden. Dit komt doordat SNO-waarden theoretisch 'oneindig' kunnen zijn wanneer stofconcentraties de normen aanzienlijk overschrijden, terwijl de mengsel-toxische druk nooit meer dan 100% van de soorten kan betreffen – en toxische druk ook kan ontstaan bij concentraties lager dan de norm. Verder in deze bijlage wordt de relatie tussen de Som Norm Overschrijdingen (SNO) en de mengsel-toxische druk (msPAF) kort beschreven.

Berekening van de Som Normoverschrijdingen (SNO)

De Som Normoverschrijdingen (SNO) vertegenwoordigt een milieukwaliteitsindicator die de relatieve normoverschrijdingen in oppervlaktewater kwantificeert. Deze indicator wordt berekend door zowel het aantal verschillende bestrijdingsmiddelen dat de vastgestelde normen overschrijdt als de omvang van deze overschrijdingen op een specifiek meetmoment en meetpunt in aanmerking te nemen. De SNO wordt specifiek geïmplementeerd in de Bestrijdingsmiddelenatlas (BMA) voor het analyseren van watermonsters verzameld door waterschappen. Het primaire doel van deze aanpak is het samenstellen van een gedetailleerd overzicht van de gecombineerde overschrijdingen van milieunormen. Deze methodiek heeft een fundamentele rol vervuld in het analyseren en evalueren van beleidsdoelstellingen gedurende de periode van 1998 tot 2010. Tot op de dag van vandaag blijft deze aanpak een veelgebruikte milieukwaliteitsindicator voor het beoordelen van beleidsdoelstellingen. Gezien deze overwegingen is er gekozen voor een evaluatie en vergelijking met de voorgestelde msPAF-indicator. De berekeningswijze van de SNO wordt gegeven door:

$$SNO = \sum_{i=1}^N \max\left(\frac{C_{ij} - E_{nj}}{E_{nj}}, 0\right) \quad (\text{B.1})$$

Hierin is:

- C_{ij} de gemeten concentratie van stof i bij meetpunt j ,
- E_{nj} de ecotoxicologische norm (econorm, E_n) voor stof j , vastgesteld door de JG-MKN/MTR,
- N het aantal gemeten stoffen waarvoor een ecotoxicologische norm is vastgesteld, met een minimum van tien stoffen voor de berekening in de Bestrijdingsmiddelenatlas (BMA).

De formule houdt rekening met de volgende condities:

- Wanneer de gemeten concentratie C_{ij} lager is dan de ecotoxicologische norm E_{nj} , of wanneer de meetwaarde lager is dan de rapportagegrens, wordt de bijdrage van deze stof aan de SNO-waarde als nul (0) beschouwd. Dit voorkomt dat stoffen met een concentratie onder de norm of onder de rapportagegrens de SNO-waarde onterecht verlagen.
- Dit betekent dat alleen overschrijdingen van de ecotoxicologische norm bijdragen aan de SNO-waarde.
- De aggregatie van deze waarden voor de SNO-berekening maakt gebruik van het 90e percentiel om de meest representatieve overschrijdingen weer te geven.

Bijdrage Individuele Stoffen

De SNO en de msPAF zijn in zekere mate vergelijkbaar. Beide indices gebruiken parameters afgeleid van toxiciteitsgegevens; de SNO leunt op ecologische normen, veelal NOEC-concentraties of EC5-waarden, terwijl de msPAF zich baseert op de gemiddelde waarden en standaardafwijkingen van NOEC- of EC50-waarden. Beide berekenen eveneens een cumulatieve index, samengesteld uit de bijdragen van individuele stoffen.

De analyse begint met het vergelijken van de individuele bijdragen voor beide maatstaven. De bijdrage van individuele stoffen aan de SNO is lineair, wat duidelijk wordt door een vereenvoudigde herformulering van de kern van de formule:

$$\text{SNO}_j = \frac{C_{ij} - E_{nj}}{E_{nj}} = \frac{C_{ij}}{E_{nj}} - 1 = -1 + \frac{1}{E_{nj}} C_{ij} \quad (\text{B.2})$$

Dit betekent dat de individuele bijdrage van stoffen wordt gekarakteriseerd door een snijpunt van -1 en een helling (richtingscoëfficiënt) van $\frac{1}{E_{nj}}$. Dit betekent dat de bijdrage van een individuele stof aan de SNO toeneemt met $\frac{1}{E_{nj}}$ naarmate C groeit, en dat stoffen met lagere ecologische normen sneller - maar lineair - een grotere bijdrage zullen leveren (zie Figuur B.1). Nog specifiek: de SNO is disproportioneel gevoelig voor stoffen met een lage econorm.

De bijdrage van individuele stoffen aan de msPAF is niet lineair:

$$\text{msPAF}_j = \frac{1}{2} \left[1 + \text{erf} \left(\frac{\log(C_{ij}) - \mu_j}{\sigma_j \sqrt{2}} \right) \right] \quad (\text{B.3})$$

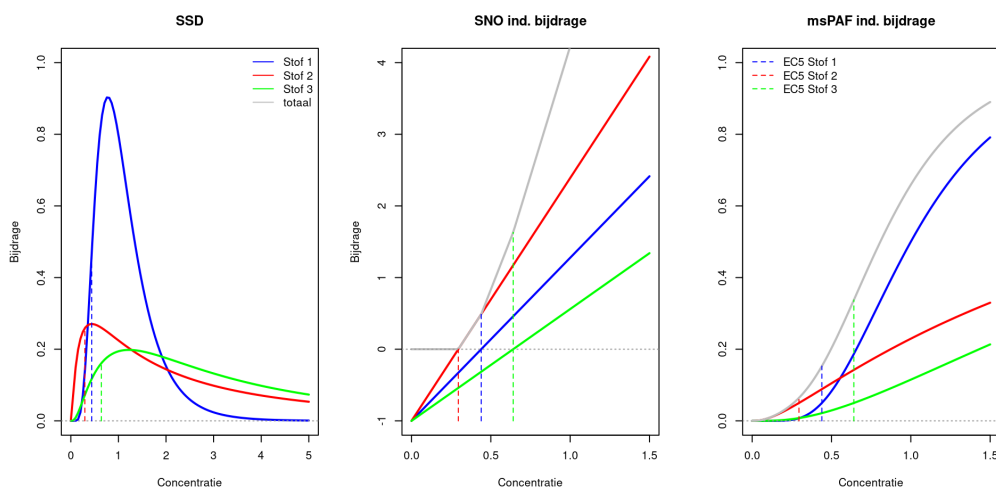
De individuele bijdrage van een stof groeit niet lineair met C , en dat zien we aan de afgeleide van de individuele msPAF bijdrage, die hieronder gegeven is:

$$f(C_{ij}; \mu_j, \sigma_j) = \frac{1}{C_{ij} \sigma_j \sqrt{2\pi}} \exp \left(-\frac{(\log(C_{ij}) - \mu_j)^2}{2\sigma_j^2} \right) \quad (\text{B.4})$$

waarbij:

- C_{ij} de concentratie is met $C_{ij} > 0$,
- μ_j het gemiddelde is van de natuurlijke logaritmen van de toxische eindpunten,
- σ_j de standaardafwijking van toxische eindpunten tussen soorten.

De afgeleide voorspelt dat - over concentratie - eerst stoffen een stijgende bijdrage hebben, en daarna afvlakken afhankelijk van het gemiddelde en de standaardafwijking van de desbetreffende SSD (zie Figuur B.1).



Figuur B.1: Gedrag SNO en msPAF bij verschillende concentraties van individuele stoffen. De bijdrage van drie stoffen (blauw, rood, groen) aan de toxische druk wordt weergegeven bij verschillende concentraties (X-as). Paneel A toont de Species Sensitivity Distributions (SSD's) van elke stof, terwijl paneel B en C de bijdrage aan de toxische druk weergeven, respectievelijk via de SNO en msPAF. De gestippelde EC5-lijnen markeren de concentraties waarbij 5% van de soorten wordt beïnvloed, wat overeenkomt met de MTR-normgrens (het 95%-beschermingsniveau). In paneel A is te zien dat stof 1 een lagere gemiddelde waarde heeft en een kleinere standaardafwijking, terwijl stof 2 een grotere standaardafwijking vertoont, wat resulteert in een grotere bijdrage aan de toxische druk bij lagere concentraties. Stof 3 heeft een gemiddelde en standaardafwijking die tussen de andere twee liggen. De gecombineerde bijdrage van SNO en toxische druk wordt aangegeven door de grijze lijnen, die de effecten van de stoffen samenvatten. De SNO neemt sneller toe (hogere hellingshoek) naarmate elke stof zijn norm overschrijdt, zonder een maximumwaarde, terwijl de msPAF daarentegen proportioneel toeneemt met de gecombineerde risico's van alle stoffen, met een maximum van 1.

C

Onzekerheid voor percentielen

Hier nemen wij aan dat de concentraties van bestrijdingsmiddelen in het milieu een lognormale verdeling volgen. Dit is een redelijke aanname omdat concentraties doorgaans positief zijn en sterk variëren, met een relatief groot aantal lage waarden en enkele uitschieters naar hogere concentraties. Een lognormale verdeling is dan een passende keuze omdat deze verdeling rekening houdt met ‘zwarte staarten’ en asymmetrie in de data.

Als we het vervolgens hebben over het p -steekproefkwantiel in voldoende grote steekproeven, dan zal de asymptotische steekproefverdeling ongeveer een normale verdeling hebben met als gemiddelde het p -populatiekwantiel en als variantie $\frac{p(1-p)}{nf(Q_p)^2}$. De onzekerheid in kwantielen neemt over het algemeen af naarmate de steekproefgrootte toeneemt. Voor een lognormale verdeling kan deze onzekerheid (standaardfout) bij een gegeven kwantielniveau p benaderd worden met de formule:

$$SE(Q_p) = \frac{\sqrt{p(1-p)}}{nf(Q_p)^2} \quad (\text{C.1})$$

waarbij:

- n de steekproefgrootte is,
- $f(Q_p)$ de dichtheid van de verdeling bij Q_p (de waarde van kwantiel p) is.

De formule toont aan dat de standaardfout kleiner wordt wanneer de dichtheid $f(Q_p)$ hoger is en de steekproef groter. Bij een lognormale verdeling neemt de onzekerheid echter toe bij kwantielen aan de randen (de staarten) van de verdeling, aangezien de kansdichtheden daar laag zijn. Dit verklaart waarom de standaardfout bij hogere kwantielniveaus, zoals > 0.9 , aanzienlijk toeneemt.

D

Hurdle GAM-LSS Modellen

Het Hurdle GAM-LSS (Generalized Additive Model for Location, Scale, and Shape) framework wordt gebruikt om gegevens met een overmaat aan nulwaarden te modelleren, waarbij de variabiliteit van de verdeling ook wordt geschat. Hurdle-modellen (HM) en zero-inflated (ZI) modellen zijn beide ontworpen om met nulwaarden om te gaan, maar HMs scheiden expliciet het proces dat nulwaarden genereert van het proces dat niet-nulwaarden genereert. ZI-modellen gaan ervan uit dat nulwaarden zowel voortkomen uit een afzonderlijk nul-genererend proces als uit de verdeling van de niet-nulwaarden. Recente onderzoeken (Feng, 2021) tonen aan dat HMs ZI-modellen kunnen overtreffen, vooral wanneer gegevens "zero-deflated" zijn - waarin een substantieel aantal nulwaarden voorkomt zonder dat deze de data domineren. Deze benadering lijkt daarom bijzonder geschikt voor geaggregeerde toxische druk berekend van monitoringsdata van bestrijdingsmiddelen.

In het Hurdle GAM-LSS model wordt in dit rapport de nationale waterkwaliteit beoordeeld door twee sets van model te combineren voor trends van de chronische en acute msPAF. Elk afzonderlijk model bestaat uit twee componenten: één voor de nulwaarden (zero-component) en één voor de positieve waarden (positive component). Deze structuur maakt het mogelijk om de vele nulwaarden in de waterkwaliteitsgegevens effectief te modelleren.

Algemene Structuur

Laat Y_i de respons aangeven voor de i -de locatie van de n totale locaties zijn. De algemene structuur van het Hurdle GAM-LSS model wordt gegeven door:

$$P(Y_i = y_i) = \begin{cases} P(Y_i = 0 | X_i) & \text{als } y_i = 0 \\ (1 - P(Y_i = 0 | X_i))f(Y_i | X_i, Y_i > 0) & \text{als } y_i > 0 \end{cases}$$

waarbij:

- $P(Y_i = 0 | X_i)$ de waarschijnlijkheid is dat de observatie tot de nulcomponent behoort met voorspellers (X_i) zoals aantal gemeten stoffen en aantal metingen binnen een jaar.
- $f(Y_i | X_i, Y_i > 0)$ de kansdichtheid beschrijft voor de positieve, niet-nulwaarden, bepaald door een continue verdeling en dezelfde voorspellers (X_i).

Nulcomponent

De nulcomponent schat de kans op $Y_i = 0$ met behulp van een GAM met een binomiale linkfunctie. Deze component wordt beschreven door:

$$P(Y_i = 0 | X_i) = \text{logit}^{-1} \left(\alpha_0 + \sum_j f_j(X_{ij}) \right)$$

waarbij:

- $f_j(X_{ij})$ "smoothed"functies zijn van de covariaten X_{ij} .
- α_0 een intercept is.

Deze component vangt de waarschijnlijkheid van een nuluitkomst op basis van locatie en tijd in de watermonitordata.

Positieve Waarden

Voor de positieve waarden ($Y_i > 0$) modelleert de tweede component de continue waarden met behulp van een GAM voor niet-nul uitkomsten, waarbij zowel de locatie als de spreiding van de verdeling kunnen worden gemodelleerd (LSS-aanpak). Dit wordt beschreven door:

$$\hat{Y}_i = \beta_0 + \sum_j f_j(X_{ij}) + \epsilon_i$$

waarbij:

- β_0 het intercept is,
- $f_j(X_{ij})$ "smoothed"functies zijn van covariaten,
- ϵ_i de foutterm vertegenwoordigt.

De msPAF-waarden zijn in logit getransformeerd. Dit model schat vervolgens ook de verwachte waarden van ϵ_i als positieve responsen, en modelleert daarom ook de variabiliteit.

$$\hat{\epsilon}_i = \epsilon_0 + \sum_j f_j(X_{ij})$$

waarbij ϵ_0 het intercept is, en $f_j(X_{ij})$ "smoothed"functies zijn van dezelfde covariaten als eerder. Wij nemen hierbij aan dat de ϵ_i -waarden log-normaal verdeeld zijn.

Tensor-Product Benadering

We passen een tensor-productbenadering toe, die voordelen biedt bij het modelleren van complexe interacties tussen variabelen in X_{ij} . Deze methode maakt het mogelijk om niet-lineaire relaties te beschrijven waarbij elke variabele een eigen mate van gladheid of detail krijgt, wat nuttig is wanneer variabelen op verschillende schalen werken of variëren in complexiteit. Het zorgt voor nauwkeurige modellering en kan in sommige gevallen de interpretatie helpen bij interacties tussen variabelen.

Kwantielvoorspellingen

Om de fractie van meetpunten overeenkomend met de CVK-klassen in het Hurdle GAM-LSS model te voorspellen, wordt eerst rekening gehouden met de proportie nulwaarden $P(Y_i = 0 | X_i)$, voorspeld door de nulcomponent van het model. Vervolgens wordt het kwantiel van de niet-nulwaarden aangepast door lagere kwantielen te vullen met nulwaarden waar nodig. De formule voor het voorspellen van de cumulatieve fractie bij elke CVK-grenswaarde V is:

$$\text{CDF}(V) = \begin{cases} 0 & \text{als } Q(V) - P < 0 \\ \frac{Q(V) - P}{1 - P} & \text{als } Q(V) - P \geq 0 \end{cases}$$

waarbij:

- $P = P(Y_i = 0 | X_i)$ de kans op nulwaarden van de nulcomponent is,
- $Q(V) = Q(V | \mu_{ac}, \Sigma_{ac})$ de cumulatieve verdeling van de positieve waarden is, gebruikmakend van de voorspelde gemiddelde acute en chronische waarden en de covariantiematrix die de variabiliteit binnen en de covariantie tussen acute en chronische waarden beschrijft (μ_{ac}, Σ_{ac}) .

Robuuste Modelvalidatie voor Complexe Modellen

Wij passen een robuustere vorm van modelvalidatie toe, zogenaamde kruisvalidatie, die vaker gebruikt wordt voor complexe modellen. Hier houden we een deel van de data buiten beschouwing voor validatie. Dit deel, afkomstig uit het uniform gemeten LM-GBM-meetnet, biedt een onafhankelijke toetsing van het model. Hiermee verkrijgen we een realistischer beeld van de modelprestaties en betrouwbaarheid onder praktijkomstandigheden dan met benaderingen die uitsluitend theoretisch van aard zijn, zoals het toetsen van aannames — wat weinig zegt over het gedrag van het model op nieuwe data.

E

Berekening TR en TRF

Wanneer bestrijdingsmiddelen samen in oppervlaktewater aanwezig zijn, biedt de msPAF-methode een manier om de potentiële blootstelling van soorten aan een volledige mix van stoffen te kwantificeren. Hoewel msPAF nuttig is voor het inschatten van het algemene risico bij een enkele meting, blijft het moeilijk om de individuele bijdrage van elke stof vast te stellen in situaties waarin een bepaalde stof consistent deel uitmaakt van een mengsel. Om dit mogelijk te maken en aan te sluiten bij gangbare wetenschappelijke methoden, hebben we de *Toerekenbaar Risico* (TR) en de *Toerekenbare Risicofractie* (TRF) ontwikkeld. Deze maatstaven kwantificeren het ecologische risico op schade dat kan worden toegeschreven aan individuele stoffen binnen een mengsel.

Relatie met Attributiewetenschap en Epidemiologie

De TRF is conceptueel vergelijkbaar met bestaande metriek uit de attributiewetenschap en epidemiologie, zoals de Fraction of Attributable Risk (FAR), Relatief Risico (RR), en de Attributable Fraction for the Population (AFp) (Armitage e.a., 2002; Paciorek e.a., 2018; Porta, 2014). Deze metrieken worden ingezet om risico's te kwantificeren op basis van specifieke factoren binnen een populatie, zoals het aandeel van bepaalde risicofactoren in de prevalentie van ziekten. FAR en AFp worden bijvoorbeeld gebruikt om het risico of de incidentie toe te schrijven aan specifieke factoren, en deze methoden hebben hun bruikbaarheid bewezen bij het vormgeven van regelgeving en beleid.

Binnen de milieukundige context van toxische druk wordt de TR en TRF-metriek volgens dezelfde logica toegepast om de impact van afzonderlijke stoffen in complexe mengsels op aquatisch leven te beoordelen. De TRF biedt daarmee een basis om het risico dat individuele stoffen veroorzaken te kwantificeren, wat kan ondersteunen bij beleidsbeslissingen en bij de bescherming van ecosystemen tegen schadelijke verontreinigingen.

Het Toerekenbare Risico (TR)

Het Toerekenbare Risico (TR) geeft de bijdrage van individuele stoffen aan de totale toxische druk in een mengsel weer. TR-waarden variëren van geen bijdrage (0) tot volledige verantwoordelijkheid (1) en bieden inzicht in de ecologische impact van afzonderlijke stoffen binnen een mengsel.

Interpretatie

Qua interpretatie deze concepten (TR & TRF) zijn ook vergelijkbaar met epidemiologische methoden zoals Attributable Risk (AR) en Attributable Fraction (AFp). Net als AR, dat het verhoogde risico door een factor zoals roken inschat, helpt TR om de directe schade van een stof binnen een mengsel te kwantificeren. De Toerekenbare Risico Fractie (TRF) is vergelijkbaar met FAR en toont het relatieve aandeel van een oorzaak in het totale risico.

Voorbeeld

Stel dat een mengsel een toxische druk van msPAF = 0,75 heeft, wat betekent dat 75% van de soorten wordt beïnvloed. Dit mengsel bestaat uit twee stoffen, A en B, die elk een PAF van 0,5 hebben. Bij blootstelling aan de eerste stof wordt 50% van de soorten beïnvloed; de toevoeging van de tweede stof verhoogt dit tot 75%. Beide stoffen dragen dus elk een Toerekenbaar Risico van 0,25 bij. TR drukt de bijdrage van elke stof uit in absolute PAF-waarden.

De Toerekenbare Risico Fractie (TRF) toont de relatieve bijdrage van een stof aan de totale toxische druk in het mengsel. In het voorbeeld neemt de toxische druk door de tweede stof toe van 0,50 naar 0,75, wat neerkomt op een relatieve bijdrage (TRF) van 0,33 (0,25/0,75). TRF geeft aan of een bepaalde stof de toxische druk binnen een mengsel domineert en toont zo de relatieve dominantie van stoffen in het totale risico.

Wiskundig kader voor de toerekenbare risicofractie

De TR-methode bouwt voort op msPAF door de specifieke bijdrage van elke stof aan de totale ecologische schade te kwantificeren, rekening houdend met zowel de prevalentie van de stof als de ernst van het ecologische risico. De formule voor TR kan worden uitgedrukt als de msPAF waarde keer de proportie dat toewijsbaar is aan de stof van interesse:

$$TR_s = \iint_0^\infty \theta \left(1 - \frac{\theta_{-s}}{\theta}\right) p(\theta, \theta_{-s}) d\theta d\theta_{-s} = \iint_0^\infty (\theta - \theta_{-s}) p(\theta, \theta_{-s}) d\theta d\theta_{-s} \quad (\text{E.1})$$

- θ de Multi-Substance Potentially Affected Fraction (msPAF) vertegenwoordigt, die de fractie van soorten aangeeft die mogelijk worden beïnvloed door het gehele mengsel van stoffen. - θ_{-s} de msPAF zonder de effecten van de stof van interesse is (s). - $p(\theta, \theta_{-s})$ de gezamenlijke waarschijnlijkheidsverdeling tussen θ en θ_{-s} is, die de frequentie van voorkomen van specifieke combinaties van θ - en θ_{-s} -waarden weergeeft. De functie p weerspiegelt de verdeling van potentiële risico's over verschillende schadelevels en het effect van het verwijderen van stof S .

Uit de vergelijking zien we dat TR het verwachte risico op schade weergeeft dat kan worden toegeschreven aan een individuele stof. Conceptueel is dit hetzelfde als het verwachte (gemiddelde) verschil tussen de berekende msPAF-waarde θ voor een mengsel met alle stoffen en de msPAF-waarde voor hetzelfde mengsel zonder de effecten van stof s :

$$TR_s = \mathbb{E}[\theta] - \mathbb{E}[\theta_{-s}] \quad (\text{E.2})$$

De vergelijking hierboven kan weer worden geschat uit data als de gemiddelde verschil tussen $\mathbb{E}[\theta]$ en $\mathbb{E}[\theta_{-s}]$.

$$\overline{TR}_S = \frac{1}{N} \sum_{k=0}^n (\theta_i - \theta_{i-}) \quad (\text{E.3})$$

Waarbij N het totale aantal data punten is, en θ_i de msPAF voor het i -de datapunt. De aanname hierbij is dat de data representatieve steekproeven zijn uit de populatie.

Berekening van de TRF

De Toerekenbare Risicofractie (TRF) wordt berekend door de msPAF-statistiek (ϕ) te integreren met betrekking tot zowel de waarschijnlijkheid als de ernst van de schade. De formule voor TRF wordt als volgt uitgedrukt:

$$TRF_S = \int_0^\infty \int_0^\infty \left(1 - \frac{\theta_{-S}}{\theta}\right) \cdot \theta \cdot p(\theta, \theta_{-S}) d\theta d\theta_{-S} \quad (\text{E.4})$$

Waarbij:

- θ de Multi-Substance Potentially Affected Fraction (msPAF) vertegenwoordigt, die de fractie van soorten aangeeft die mogelijk worden beïnvloed door het gehele mengsel van stoffen. - θ_{-S} de msPAF vertegenwoordigt met de effecten van stof S verwijderd. - $p(\theta, \theta_{-S})$ de gezamenlijke waarschijnlijkheidsdichtheidsfunctie van θ en θ_{-S} is, die de frequentie van voorkomen van specifieke combinaties van θ - en θ_{-S} -waarden weergeeft. De functie p weerspiegelt de verdeling van potentiële risico's over verschillende schadelevels en het effect van het verwijderen van stof S .

TRF_S geeft daarom het verwachte potentiële aandeel ecologische schade weer dat kan worden toegeschreven aan een individuele stof. De formule laat zien dat de Toerekenbare Risicofractie (TRF) de TR is als fractie van het totale risico, terwijl de TR de TRF is gewogen naar het totale risico.

De Toerekenbare Risicofractie (TRF) kan worden geschat op basis van beschikbare data door gebruik te maken van de volgende formule:

$$\widehat{TRF}_S = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (\theta_i - \theta_{-S,i}) \quad (\text{E.5})$$

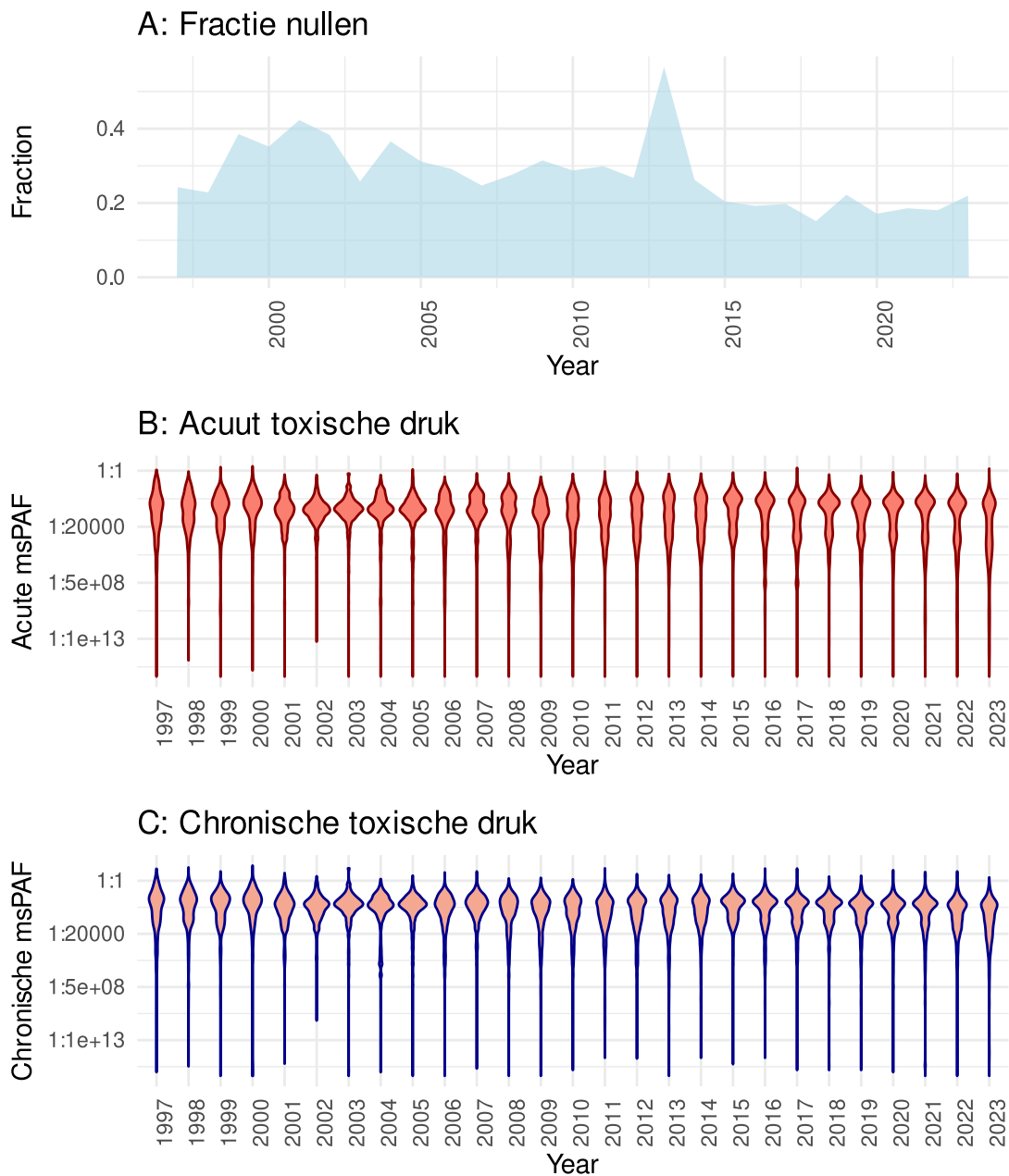
Waarbij:

- θ_i de waargenomen msPAF-waarde vertegenwoordigt voor de i -de datapunt met alle stoffen aanwezig. - $\theta_{-S,i}$ de waargenomen msPAF-waarde vertegenwoordigt voor de i -de datapunt waarbij de effecten van stof S zijn verwijderd. - N het totale aantal waarnemingen in de dataset is.

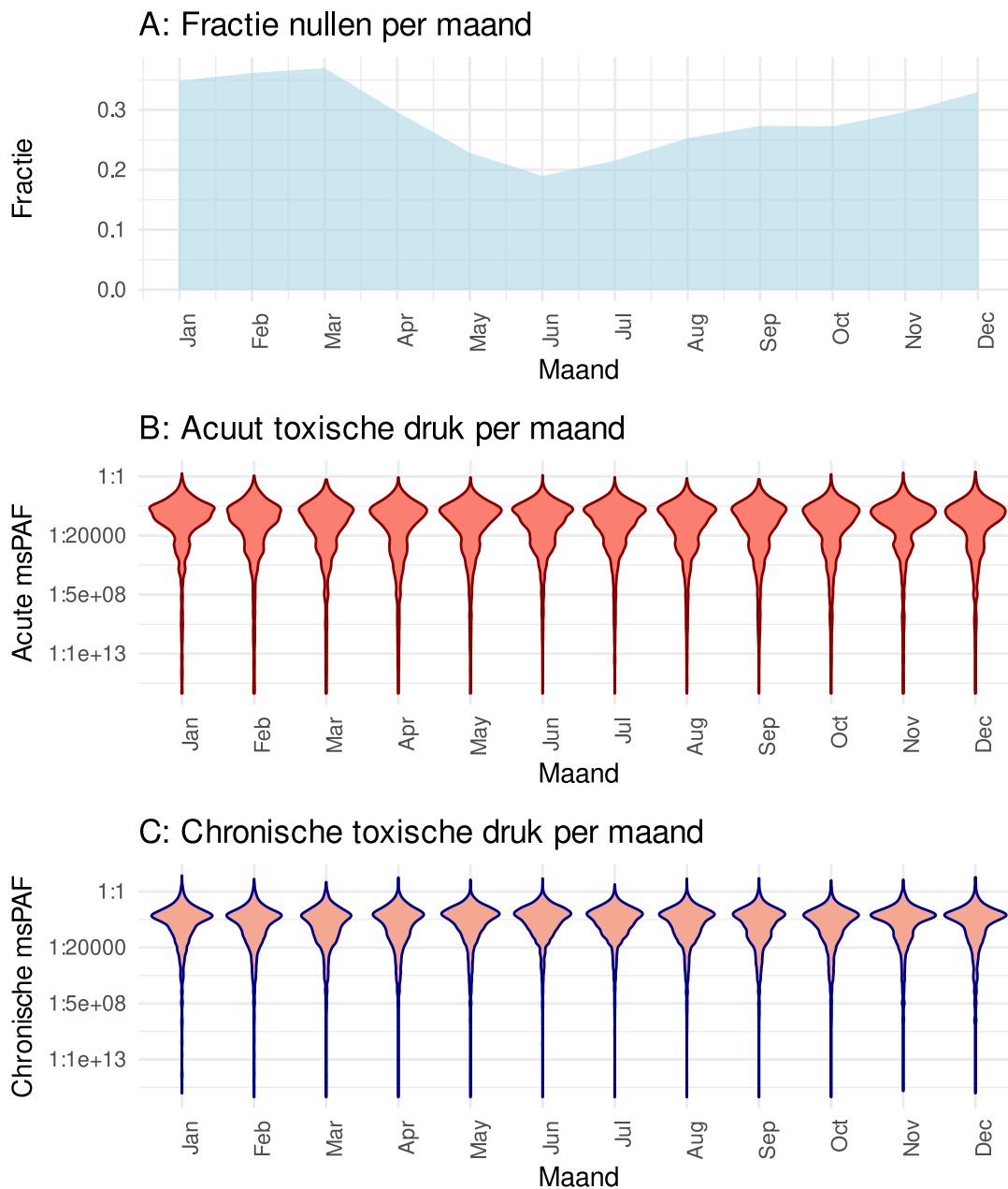
Deze benadering veronderstelt dat elk datapunt gelijk wordt gewogen in de formule, maar aangezien niet elk datapunt gelijk verdeeld is, houdt dit in dat de empirische verdeling van datapunten een schatting biedt voor $p(\theta, \theta_{-S})$. Hierbij toont de TRF het gemiddelde relatieve aandeel van een oorzaak in het totale risico over alle steekproeven.

F

msPAF verdelingen



Figuur F.1: De verandering in toxische druk over de jaren voor zowel acute als chronische blootstelling, met een aanvullende weergave van de fractie van nulwaarden en ontbrekende waarden. Paneel A geeft de fractie nulwaarden en ontbrekende gegevens weer voor acute toxiciteitsmetingen per jaar. Een hogere waarde betekent een groter percentage meetpunten met nulwaarden of ontbrekende gegevens. Paneel B toont de verdeling van de acute toxische druk ("Acute msPAF") over de tijd. Alleen meetpunten met niet-nulwaarden zijn opgenomen. De y-as geeft de odds van toxische druk weer, weergegeven als odds ratio (bijv. 1:10 of 10:1), waarbij hogere odds wijzen op een verhoogde toxiciteit. Paneel C geeft de verdeling van de chronische toxische druk ("Chronische msPAF") over de tijd, eveneens voor niet-nulwaarden. De y-as volgt dezelfde odds ratio-schaal als in paneel B, waarbij een hogere odds wijst op een grotere chronische toxische belasting. Deze opzet biedt inzicht in de trends en variabiliteit van de toxische druk over de jaren, evenals de kwaliteit van de gegevens in termen van ontbrekende of nulwaarden.



Figuur F.2: De verandering in toxische druk over maanden voor zowel acute als chronische blootstelling, met een aanvullende weergave van de fractie van nulwaarden en ontbrekende waarden - voor all jaren. Paneel A geeft de fractie nulwaarden en ontbrekende gegevens weer voor acute toxiciteitsmetingen per maand. Een hogere waarde betekent een groter percentage meetpunten met nulwaarden of ontbrekende gegevens. Paneel B toont de verdeling van de acute toxische druk ("Acute msPAF") over maanden binnen een jaar. Alleen meetpunten met niet-nulwaarden zijn opgenomen. De y-as geeft de odds van toxische druk weer, weergegeven als odds ratio (bijv. 1:10 of 10:1), waarbij hogere odds wijzen op een verhoogde toxiciteit. Paneel C geeft de verdeling van de chronische toxische druk ("Chronische msPAF") over de tijd, eveneens voor niet-nulwaarden. De y-as volgt dezelfde odds ratio-schaal als in paneel B, waarbij een hogere odds wijst op een grotere chronische toxische belasting. Deze opzet biedt inzicht in de trends en variabiliteit van de toxische druk over seizoenen, evenals de frequentie van ontbrekende of nulwaarden.

G

Gebuikersfeedbackbije- komst toxische druk

Aanleiding en doel

Op woensdag 18 september 2024 vond een gebruikersbijeenkomst plaats over de integratie en interpretatie van toxische druk in de Bestrijdingsmiddelenatlas. De bijeenkomst werd georganiseerd door RIVM en CML (Universiteit Leiden). Het doel was om de conceptuele onderbouwing en vormgeving van de nieuwe indicatoren en presentatiemethoden voor toxische druk te toetsen bij een brede groep gebruikers en belanghebbenden. Deelnemers werden gevraagd feedback te geven op de toepasbaarheid, begrijpelijkheid en beleidsrelevantie van de gepresenteerde producten en voorstellen. Deelnemers kregen daarnaast de gelegenheid om de conceptproducten te verkennen in een testomgeving van de Bestrijdingsmiddelenatlas, en om op een later moment aanvullende feedback te geven via een online enquête.

Over de verwerking van opmerkingen

De opmerkingen zijn geanonimiseerd weergegeven. Hierbij is ervoor gekozen om alleen de namen van deelnemers en organisaties die direct betrokken zijn bij de ontwikkeling van de indicatoren te vermelden. Voor overige deelnemers is de herkomst van opmerkingen aangeduid per organisatiecategorie (bijvoorbeeld 'Waterschap A', 'natuurstichting', 'agrochemische brancheorganisatie', enzovoort), ongeacht of de deelnemende organisatie publiek, privaat of semi-publiek is. Deze keuze is gemaakt om de privacy te respecteren en de inhoud van de opmerkingen centraal te stellen.

Deelnemers

De bijeenkomst werd bijgewoond door vertegenwoordigers van de volgende organisaties:

- RIVM
- Rijkswaterstaat (RWS)
- CML / Universiteit Leiden
- Kennisinstituut A
- Waterschap A

- Waterschap B (online)
- Koepelorganisatie waterbeheerders
- Natuurstichting
- Agrochemische brancheorganisatie
- Universiteit A
- Toezichthoudende autoriteit

Onder de aanwezigen waren ook de volgende ontwikkelaars van de toxische druk-producten: Marco Visser (CML), Leo Posthuma (RIVM), Maarten van 't Zelfde (CML), Joost Lahr (RIVM) en Marcel van der Weijden (RWS).

Besproken onderwerpen en feedback

Opening en toelichting. De bijeenkomst werd geopend door Marcel van der Weijden (RWS). De aanleiding, doel en voorgeschiedenis van het traject rond de toxische-drukindicator werden toegelicht, inclusief de eerdere rapportage (STOWA, 2021) en het voorstel voor opname in de Bestrijdingsmiddelenatlas.

Presentaties. Er werden twee korte presentaties gegeven door Leo Posthuma (RIVM) en Marco Visser (CML). Deze betroffen de methodologische opbouw van de toxische-drukindicatoren, onderliggende principes (waaronder mengseltoxiciteit), grafische weergaven en beoogde toepassingen binnen de atlasomgeving. In de presentatie werd onder andere gerefereerd aan ecologische risico's van mengsels, voorbeelden van historische incidenten, en de mogelijkheden om trends en normoverschrijdingen visueel inzichtelijk te maken.

Vragen en discussie na presentaties. De deelnemers gaven feedback op de methoden en grafieken, waaronder:

- De wens om toelichting te geven bij grafieken waarin trendanalyses (tijdreeksen) gecombineerd worden met histogrammen, vanwege interpretatieproblemen.
- Suggestie om een aparte toelichtende pagina op te nemen over handelingsperspectieven bij signalen van toxische druk.
- Verzoek om duidelijkheid over welke stoffen bijdragen aan de msPAF-berekening, en hoe drempels bij beperkte meetgegevens worden gehanteerd.
- Opmerking dat de combinatie van fractie- en procentnotaties op assen verwarrend kan zijn, met voorstel om dit visueel te verbeteren.
- Behoefte aan alternatieve vormen van toelichting zoals een korte video of verhalende toelichting op externe platforms.

Opmerkingen per organisatiecategorie

Agrochemische brancheorganisatie. Waarschuwing om op te passen hoe mensen zich kunnen presenteren op basis van de resultaten. Het is complexe materie.

Waterschap A. Vroeg of analyses ook per waterschap of per teelt mogelijk zijn. Suggestie om een interpretatiesessie te organiseren voor waterschappen.

RIVM. Praktische suggesties over de presentatie bij grafieken zoals de 'rode sip'. Aandacht voor afsluiting met handelingsperspectief in het narratief.

Natuurstichting Ervaring uit eerder project toont aan dat interpretatie zonder hulp lastig is. Behoeftte aan interpretatieondersteuning.

Kennisinstituut A. Opmerkingen over de gevaren bij trendanalyse: Y-as definitie (fracties vs. procenten) kan verwarrend zijn. Suggestie om uitsplitsing in kleuren duidelijker te maken.

Toezichthoudende autoriteit. Noodzaak voor heldere uitleg om risico op verkeerde interpretatie te verkleinen.

Waterschap B. Vragen gerezen over mengseltoxiciteit. Behoeftte aan technische ondersteuning bij toepassing.

Eindoordeel over de gepresenteerde materialen en nut van de indicator

- Vertegenwoordiger agrochemische brancheorganisatie: Positieve beoordeling van de bruikbaarheid en informatiewaarde van de tool. Verwachting dat het product binnen de sectorcommissie positief ontvangen zal worden.
- Vertegenwoordiger waterschap A: Zeer positief over de ontwikkeling. Er wordt overwogen om zelf met de indicator te gaan werken.
- Vertegenwoordiger natuur- en milieu-NGO: Positief over nut en de toegankelijkheid voor een breder publiek, mits in de behoefte aan interpretatieondersteuning wordt voorzien.
- Vertegenwoordiger kennisinstituut A: Waardeert de uitbreiding naar trendanalyses, maar ziet risico's bij verkeerde interpretatie zonder verduidelijking.
- Vertegenwoordiger toezichthoudende autoriteit: Positieve inschatting van het overzicht van effecten, mits voorzien van heldere uitleg.
- Vertegenwoordiger koepelorganisatie waterbeheerders: Ziet het denken in termen van effecten als belangrijke stap vooruit en neemt het product mee naar interne overleggen.
- Vertegenwoordiger waterschap B (online): Ziet het product als sterke aanvulling op regionale toepassingen, mits voorzien van voldoende technische ondersteuning.

Conclusie en vervolgstappen

De bijeenkomst leverde waardevolle feedback op over de vormgeving, toepasbaarheid en interpretatie van de toxische-drukindicator. Belangrijke terugkerende thema's waren de behoefte aan duidelijke toelichting, het versterken van het handelingsperspectief, en het belang van interpretatieondersteuning voor niet-technische gebruikers. Deelnemers werd gevraagd aanvullende feedback te geven via een online enquête. Ook werd verwezen naar aanvullende toelichting via externe kanalen (bijv. NatureToday) en werd toegezegd dat de presentaties en links gedeeld worden. Inhoudelijke punten zoals de presentatie van trends, gebruik van termen als 'fractie van risico', en visualisatie van stoffenbijdragen zijn meegenomen in de verdere doorontwikkeling. Daarnaast, zal alle input uit deze sessie dat niet direct wordt verwerkt meegenomen worden in de verdere ontwikkeling van de indicatoren in de Bestrijdingsmiddelenatlas.