

BTO 2019.059 | Mei 2020

BTO rapport

**Modellering van de verspreiding van
lozingen van MDMA drugsproductieafval
via het riool met de KRW-Verkenner**

Modellering van de verspreiding van MDMA drugsafvallozingen via het riool met de KRW-Verkenner

BTO 2019.059 | Mei 2020

Opdrachtnummer

BTO402045/019

Projectmanager

Patrick Bauerlein

Opdrachtgever

BTO – Thematisch onderzoek

Auteur(s)

Tessa E. Pronk

Kwaliteitsborger(s)

Thomas L. ter Laak

Verzonden naar

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten.

Een jaar na publicatie is het openbaar.

Keywords

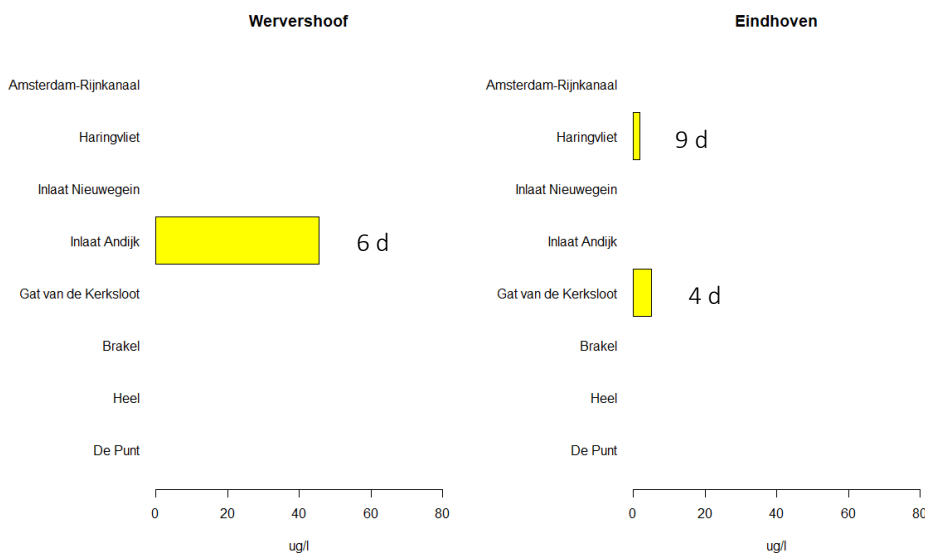
Illicit drugs, wastewater, sewer, surface water MDMA, water quality, model

BTO Managementsamenvatting

Lozingen van MDMA-drugsafval via het riool kunnen tijdelijke grote invloed hebben op de oppervlaktewaterkwaliteit bij drinkwaterinnamepunten

Auteur Tessa E. Pronk

Illegale lozingen van MDMA drugsproductie afval via het riool hebben mogelijk een kortdurende maar grote invloed op de waterkwaliteit bij drinkwaterinnamepunten, zo blijkt uit een modelleringsstudie met de KRW-Verkenner. In de gemodelleerde scenario's wordt de signaleringswaarde van 1 µg/l bij de drinkwaterinnamepunten ruim overschreden. De achtergrondconcentratie MDMA door recreatief gebruik is zoveel kleiner dan de piekconcentraties via drugsafvallozingen, dat deze een verwaarloosbare invloed heeft op de piekconcentraties. De tijdelijke en lokale verslechtering van de waterkwaliteit is met reguliere monitoring moeilijk te meten als meetfrequenties laag zijn en verspreiding van meetlocaties beperkt. Frequentere monitoring op strategische punten is nodig om hierin inzicht te krijgen. Ook is onderzoek nodig naar verbeterde technieken om emissies uit illegale drugsafvallozingen te herkennen.



Gemodelleerde concentraties van MDMA (x-as) uit een drugsafvallozing via RWZI Wervershoof en RWZI Eindhoven bij enkele drinkwaterinnamepunten (y-as) in een natte periode. De getallen met een 'd' geven aan hoeveel dagen de concentratie er vanuit de RWZI over doet om aan te komen bij het drinkwaterinnamepunt.

Jaar van publicatie
2019

Meer informatie
Dr. ir. T.E. Pronk
T 030 60 69 681
E tessa.pronk@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl

KWR

November 2019 ©

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden vervoelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevens bestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

Belang: lozing van drugsafval kan leiden tot innamestops van oppervlaktewater

Drugsafvallozingen hebben effecten op het milieu en kunnen verslechtering van de waterkwaliteit veroorzaken. Dit kan zelfs leiden tot innamestops van oppervlaktewater voor de drinkwaterproductie. Voor drinkwaterbedrijven is het belangrijk een goed beeld te hebben van dit risico voor de drinkwaterproductie.

Aanpak: KRW-Verkenner modelleert verspreiding

Met de modellering van de verspreiding van drugs uit drugsafvallozingen via rioolwater is de potentiële invloed van dit soort lozingen ingeschat. Met de KRW-Verkenner is de ruimtelijke verspreiding van afval van MDMA-productie via rioolwaterzuiveringsinstallaties over oppervlaktewater en innamepunten gemodelleerd. De KRW-Verkenner is ontwikkeld om waterbeheerders te ondersteunen bij het opstellen van stroomgebiedbeheerplannen en maakt gebruik van een schematische weergave van het (stroom)gebied uit het Landelijk Hydrologisch Model.

Resultaten: lozingen drugsproductieafval via riool hebben tijdelijk grote invloed op waterkwaliteit

Illegale lozingen van MDMA drugsproductie afval via het riool hebben mogelijk kortdurende maar grote invloed op de oppervlaktewaterkwaliteit bij drinkwaterinnamepunten. Het gemodelleerde scenario uit de KRW-Verkenner toont nabij drinkwaterinnamepunten ruime overschrijdingen van de signaleringswaarde van 1 µg/l voor MDMA. In droge perioden is de ruimtelijke verspreiding van

geloosde drugs uit drugsafval via het riool groter, en zijn de concentraties hoger. De geschatte achtergrondconcentratie MDMA die continu uit alle Nederlandse rioolwaterzuiveringsinstallaties komt als gevolg van recreatief gebruik, overschrijdt de signaleringswaarde voornamelijk niet. De tijdelijke en lokale verslechtering van de waterkwaliteit is met reguliere monitoring moeilijk te meten als meetfrequenties laag zijn en verspreiding van meetlocaties beperkt. Frequentere monitoring op strategische punten is nodig om beter inzicht te krijgen in de verslechtering van de waterkwaliteit. Daarnaast is onderzoek nodig naar verbeterde technieken om emissies uit illegale drugsafvallozingen te herkennen.

Toepassing: modellering uitbreiden en screeningstechnieken verkennen

Door de modellering toe te passen op alle rioolwaterzuiveringsinstallaties kan worden bepaald op welke locaties en strategische punten meer monitoring nodig is om goed inzicht te krijgen in de frequentie en de grootte van illegale lozingen. Het is relevant om te verkennen of zowel mosselmonitor- als HPLC-UV-screeningstechnieken reageren op de stoffen in drugsafval, om zo dergelijke emissies beter te kunnen signaleren.

Rapport

Dit onderzoek is beschreven in het rapport *Modellering van de verspreiding van MDMA drugsafvallozingen via het riool met de KRW-Verkenner* (BTO-2019.019).

Samenvatting

Lozingen van drugsproductieafval via het riool zijn een potentieel probleem voor de waterkwaliteit in Nederland. Recentelijk worden er opvallend minder drugsdumps op land gevonden. Mogelijk zijn de producenten naar aanleiding van het verscherpte toezicht ook deels overgestapt op een lozing via het riool. Dit kan een tijdelijke verslechtering van de waterkwaliteit veroorzaken. We gebruiken KRW-Verkenner 'matrices' om hier inzicht in te krijgen. De KRW-Verkenner wordt toegelicht in het eerste hoofdstuk van dit rapport. In het tweede hoofdstuk wordt een analyse beschreven van de theoretische invloed van enerzijds drugsproductieafvallozingen en anderzijds achtergrondconcentraties via alle individuele rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) op oppervlaktewaterinnamepunten. Dit geeft een beeld van de potentiële lokale piekconcentraties MDMA op deze punten, en waar de grootste risico's liggen.

We kunnen concluderen uit de modeluitkomsten in hoofdstuk twee dat illegale lozingen van MDMA drugsproductieafval via het riool mogelijk grote invloed kunnen hebben op de waterkwaliteit bij drinkwaterinnamepunten. Bij de twee gemodelleerde RWZI's in dit rapport zien we lokale ruime overschrijdingen van de signaleringswaarde van 1 µg/l met het gemodelleerde scenario van een drugsafvallozing. Bij droge perioden is de ruimtelijke verspreiding van geloosde drugs uit drugsafval via het riool groter, en zijn de concentraties hoger. De gecombineerde achtergrondconcentratie uit alle RWZI's overschrijdt de signaleringswaarde niet.

Inhoud

<i>BTO Managementsamenvatting</i>	1
Samenvatting	1
Inhoud2	
1 Een beschrijving van de KRW-Verkenner	3
1.1 Introductie	3
1.2 Onderdelen en rekenmodules van de KRW-Verkenner	3
1.3 Hoe werkt de KRW-Verkenner	4
1.4 Verschil KRW-Verkenner tool en KRW-Verkenner matrices	5
1.5 Toepassingsmogelijkheden voor het modelleren van drugsafvallozingen	6
2 Modellering van drugsafvallozing scenario's	8
2.1 Introductie	8
2.2 Casus	8
2.3 Resultaten	10
2.4 Discussie	15
2.5 Conclusie	17
2.6 Implicatie voor de drinkwatersector	18
3 Referenties	18

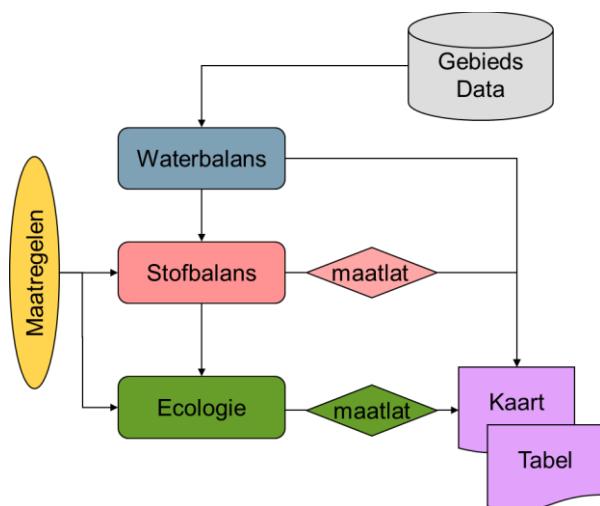
1 Een beschrijving van de KRW-Verkenner

1.1 Introductie

In 2006 is het project 'KRW-Verkenner' opgestart door Deltares in samenwerking met de waterbeheerders. Binnen het project is een tool ontwikkeld om waterbeheerders te ondersteunen bij het opstellen van stroomgebied beheerplannen. Deze stroomgebied beheerplannen stellen waterbeheerders op in het kader van de Kader Richtlijn Water (KRW). De KRW is in 2000 van kracht geworden en heeft als doel de kwaliteit van oppervlakte- en grondwater in Europa te waarborgen. Met de KRW-Verkenner kan inzicht worden verkregen in de effecten van maatregelen op de chemische en ecologische waterkwaliteit en de kosten van die maatregelen (KRW-Verkenner Gebruikershandleiding, KRW-Verkenner Wiki). Dit kan door de opties in de KRW-Verkenner om mitigerende beheersmaatregelen te testen op de verspreiding van emissies van stoffen van diverse bronnen in het Nederlandse oppervlaktewater.

1.2 Onderdelen en rekenmodules van de KRW-Verkenner

De KRW-Verkenner maakt gebruik van een aantal onderdelen. Ten eerste, een schematische weergave van het (stroom)gebied. Dit komt uit het Landelijk Hydrologisch Model (landelijke toepassing van het Nationaal Hydrologisch Instrumentarium) (NHI LHM). Dit is het geïntegreerd land dekkende grond- en oppervlaktewater model van Nederland. Dit is ontwikkeld door Rijkswaterstaat, STOWA, PBL, Deltares en Alterra (Nationaal Hydrologisch Instrumentarium). In het submodel MOZART (voor regionaal oppervlaktewater) worden circa 8500 afwateringseenheden onderscheiden die in connectie staan met circa 250 grotere regionale eenheden (districten) die gekoppeld zijn aan het Distributiemodel (DM) voor het landelijke waterverdelingsnetwerk (Lange et al, 2014). De KRW verkenner combineert dit met Wabacore, een rekenmodel dat een stelsel vergelijkingen maakt dat de waterbalans voor de segmenten weergeeft (KRW-Verkenner Gebruikershandleiding). De KRW-Verkenner maakt vervolgens gebruik van de "steady-state" oplossers (solvers) binnen de tool DELWAQ. Deze solvers zorgen ervoor dat er snel en efficiënt een resultaat doorgerekend kan worden (KRW-Verkenner Gebruikershandleiding). Dit resulteert in een waterbalans. De waterbalans wordt module 1 genoemd (zie Figuur 1). De waterbalans, gecombineerd met emissiegegevens en stoffeigenschappen zoals afbraaksnelheid, geeft een stofbalans. Dit wordt module 2 genoemd (zie Figuur 1). Met behulp van (kennis)regels en ecologische variabelen uit een database kunnen de effecten van maatregelen op de ecologie door gerekend worden. Bijvoorbeeld om de EKR score (de ecologische kwaliteitsratio voor de ecologische toestand) te bepalen. Hiervoor zijn sub-modules om effectberekeningen uit te voeren. Ook de kosten van genomen maatregelen kunnen doorgerekend worden. Dit samen is de derde module, de ecologie module (zie Figuur 1). Met de maatlat kan een oordeel gegeven worden over de staat van de stofbalans en de ecologie.

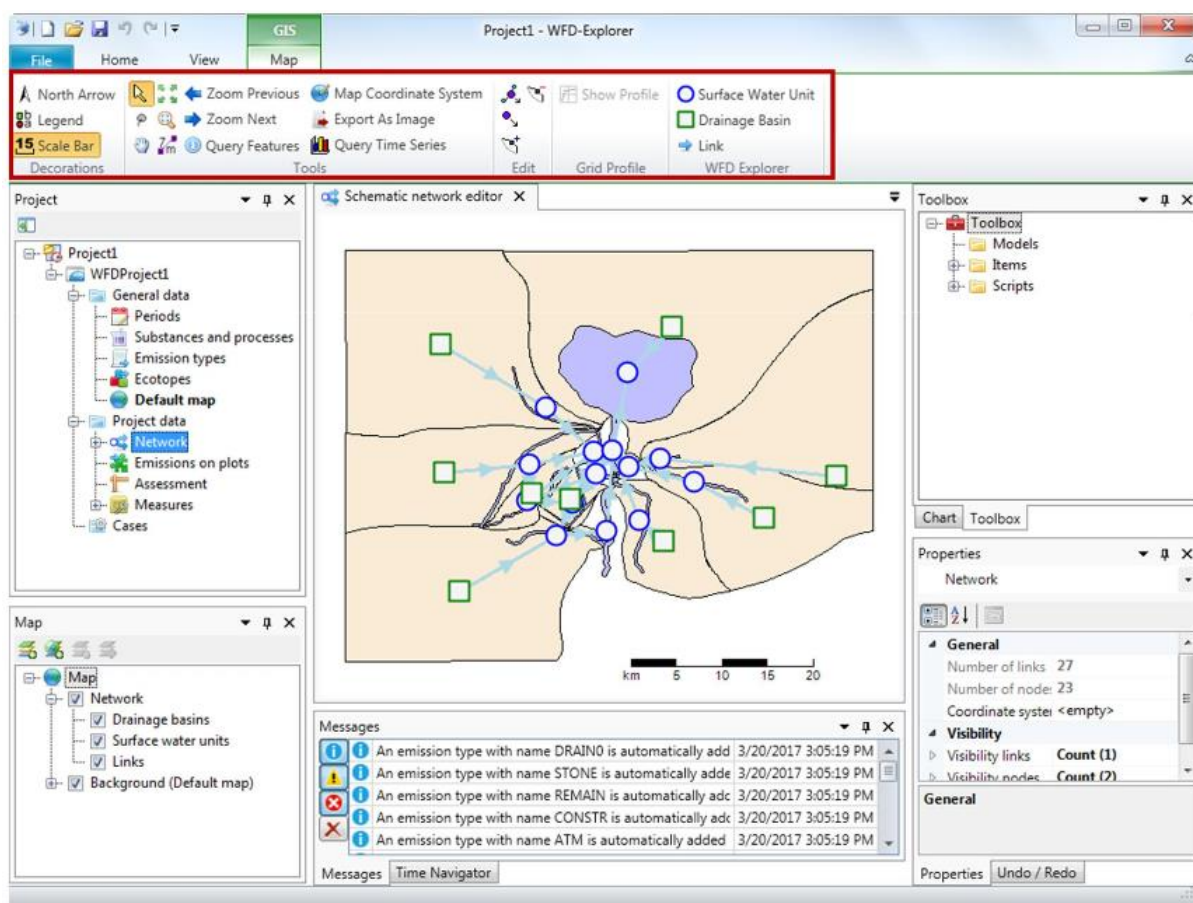


Figuur 1. Overzicht van de dataflow in de KRW-Verkenner met drie hoofdreeksen modules Waterbalans, Stofbalans, Ecologie <https://publicwiki.deltares.nl/display/KRWV/De+tool>

1.3 Hoe werkt de KRW-Verkenner

Op een schematische weergave van het stroomgebied (NHI LHM, met eventuele aanvullingen van de gebruiker) lozen diverse bronnen, zoals bassins (ofwel afwateringsgebieden), rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's), Industriële afvalwaterzuiveringsinstallaties (IAZI's), regen en rivieren uit het buitenland, op een oppervlaktewatereenheid (SWU) of een bassin. De SWU's zijn via de schematische weergave aan elkaar gekoppeld en er stroomt water door. Aan de waterstromen worden emissies van stoffen uit de diverse bronnen toegekend. In de stofbalans is een eerste orde afbraakproces meegenomen. Naast de concentraties van onder andere nutriënten in de waterlichamen worden kenmerken van de waterlichamen zelf meegenomen. Na de stofbalans kan de ecologische module een berekening uitvoeren.

De KRW-verkenner tool heeft een gebruikers interface waar diverse variabelen op ingevuld kunnen worden (zie Figuur 2). De gebruiker kan ook aanvullingen doen zoals het toevoegen van extra puntbronnen, bassins, SWU's, verbindingen, en stoffen. Ook kan de gebruiker het effect van maatregelen evalueren. Een gegeven voorbeeld maatregel is: De RWZI (Ecoloo) kan een efficiëntere P-zuivering krijgen waardoor er meer P uit het water gehaald kan worden. De verwijderingsefficiëntie van P verandert daardoor van 72% naar 93% (KRW-Verkenner Gebruikershandleiding). Het effect van deze maatregel kan voor het ontvangende oppervlaktewater benedenstrooms worden doorgerekend.



Figuur 2. Interface van de KRW-Verkenner

https://publicwiki.deltares.nl/display/KRW/De+tool%3A+Software?preview=/90428880/132451734/Gebruiker+shandleiding%202_3_0_36993.pdf

1.4 Verschil KRW-Verkenner tool en KRW-Verkenner matrices

De KRW-Verkenner tool heeft opties om gebruikersinformatie toe te voegen (zoals extra SWU's, verbindingen, emissies). Dit is handwerk, emissies toevoegen moet bijvoorbeeld per bron en per parameter. Het toevoegen van informatie kan ook met een script, waardoor er minder handmatig ingevuld hoeft te worden. Hier is wel een bepaalde mate van expertise voor nodig. In de KRW-Verkenner tool is het mogelijk om per kwartaal resultaten te verkrijgen. Deze resultaten per kwartaal veranderen met de temperatuur afhankelijke afbraak, en de mogelijkheid om volumes en oppervlakken van SWU's als tijdsafhankelijk te definiëren. Dit zal in de toekomst nog gedetailleerder kunnen: op dit moment wordt het model omgezet zodat het real-time de staat van de hydraulische structuren (zoals pompen, of inlaten) kan meenemen (Brochure Real-time control (RTC) Tools). In de KRW-Verkenner is nu de emissie van een viertal standaard parameters al geïntegreerd. Deze vier stoffen (TotaalN, TotaalP, Chloride en BZV) hebben een relatie met de ecologische module van de KRW-Verkenner en kunnen daarom niet worden gewijzigd.

KRW heeft van Deltares voor twee kwartalen (een zeer nat en een zeer droog kwartaal) matrices verkregen met daarin vier soorten bronnen (RWZI's, IAZI's, bassins, rivieren met aanvoer uit het buitenland) en hun invloed op alle SWU's. In de matrices staan de waarden vanuit een theoretische steady state stofstroom (standaard geëmitteerd met 1000 g/s) vanuit elk van deze bronnen (in kolommen) op de benedenstroomse wateren (in rijen). Er is voor beide situaties (nat en droog) een matrix met, en een matrix zonder afbraak. De standaard afbraak snelheid is gezet op 0,005 per eenheid stof per dag, en kan worden aangepast door een omrekening. Door de waarden van stoffen

vanuit elke bron per SWU op te tellen, wordt de complete concentratie voor de SWU mét of zónder afbraak verkregen. De emissies in de matrices (1000 g/s) kunnen gemakkelijk aangepast worden naar de daadwerkelijke emissie van parameters. Hiervoor moet per bron (via een lijst) de arbitraire 1000 g/s aangepast worden naar de daadwerkelijke emissie per parameter. Tevens moet de arbitraire afbraaksnelheid vervangen worden door een realistische afbraaksnelheid (zie ook box 1 en box 2 in hoofdstuk twee in dit rapport). Hiervoor wordt een simpele afbraak verondersteld, onafhankelijk van watersysteem of seizoen, en de snelheid waarmee de stof afbreekt is proportioneel tot de hoeveelheid die er van de stof over is. De reistijd T van stoffen van emissiebron tot oppervlaktewater kan uitgerekend worden via de twee matrices mét en zónder afbraak via Formule 1:

$$T = - \frac{\ln\left(\frac{c_{noday}}{c_{decay}}\right)}{0.005} \quad \text{Formule 1}$$

Waarin T de reistijd is (dagen), c zijn de gegevens in de KRW-Verkenner matrices, en 0,005 is de standaard afbraak snelheid (per dag).

Deze aanpak zorgt ervoor dat de KRW-Verkenner modellen niet doorgerekend hoeven worden bij elke nieuwe emissie. Het gebruik van deze KRW-Verkenner matrices is daardoor efficiënt en schaalbaar (Pronk et al., 2019) en leveren stofbalansen voor veel emissiepunten tegelijkertijd. De ecologie module, maatregelen, maatlatten (zie Figuur 1) zijn in de matrices niet geïntegreerd. De KRW-Verkenner matrices zijn recentelijk gebruikt in twee publicaties voor het bepalen van de invloed van punt bronnen, rioolwaterzuiveringsinstallaties (Coppens et al., 2015) en industrieel afvalwaterzuiveringsinstallaties (van Wezel et al., 2018), op belangrijke SWU's met bijvoorbeeld een drinkwater productie of Natura 2000 functie. Beide publicaties benadrukken de mogelijkheid van het gebruik van de resultaten om water zuivering technologie op relevante plekken bij de oorsprong te verbeteren om zo de waterkwaliteit te verbeteren (Coppens et al., 2015, van Wezel et al., 2018).

1.5 Toepassingsmogelijkheden voor het modelleren van drugsafvallozingen

Een van de mogelijke vervuilingen in oppervlaktewater zijn lozingen van drugsproductieafval. Dumps van dit soort afval op het land worden recentelijk minder vaak gevonden. Daardoor is het vermoeden dat de lozing van dit drugsproductieafval nu via het riool of direct in oppervlaktewater wordt gedaan.

Voor het modelleren van de verspreiding en concentratie van lozingen van drugsproductieafval kunnen zowel de KWR-Verkenner als de KRW-Verkenner model matrices gebruikt worden. Voor het modelleren van drugsafval die het oppervlaktewater bereikt via puntbronnen zoals RWZI's moet per RWZI de concentratie en afbraaksnelheid voor elke drugs van interesse ingevoerd worden.

Het is in theorie ook mogelijk om het effect van drug dumps op het land te modelleren. Hier moet het stuk vanaf de dump tot aan de emissie via een bassin naar het oppervlaktewater (SWU) wel apart gemodelleerd of benaderd worden. Hoeveel er in het SWU gaat terecht komen zal afhangen van stoffeïenschappen en van grondeïenschappen. Een deel van de stof zal direct afspoelen, een deel kan via de grond en grondwater naar het oppervlaktewater gaan. Hierop van invloed zijn o.a. de hoeveelheid drugs, accumulatie en omzetting door organismen in het milieu, de vochtigheid in de grond, hellingshoek van het land, vegetatie, regenval, adsorptie en afbraakeïenschappen van de stof en de matrix (drugsproductieafval) waarin de drugsresten en andere verontreinigingen in zitten.

De KRW-Verkenner model matrices hebben de voorkeur omdat hiermee flexibel, voor in potentie alle RWZI's een in potentie groot aantal stoffen, de verspreiding over de Nederlandse oppervlaktewateren geëvalueerd kan worden.

Als het gaat om (een) enkele stof(fen) uit (een) enkele RWZI, kan de KRW verkenner gebruikt worden. Deze heeft voordelen omdat berekeningen per kwartaal zijn, en dus iets gedetailleerder zijn qua jaarbeeld. Er is wel een bepaalde mate van ervaring nodig om met de KRW verkenner te werken. Die is er op het moment nog niet binnen KWR. Voor de KRW-Verkenner matrices zoals ze nu bij KWR gebruikt worden is kennis van de open source software 'R' nodig, maar de bewerkingen van de matrices kunnen in principe in elke andere programmeertaal gedaan worden.

De KRW-Verkenner is niet geschikt voor het temporeel modelleren van 'pluimen' van drugs die zich via SWU's verspreiden. Dit is omdat de KRW-Verkenner werkt met een steady state. Wel kan de maximum concentratie in verschillende SWU's worden geëvalueerd bij een bepaalde beginconcentratie bij een bron. Ook de tijd die verstrijkt, vanaf de bron tot een bepaalde SWU, kan berekend worden. De verspreiding van drugs kan met de beschikbare matrices worden geëvalueerd voor een natte periode (hoge waterstand), en een droge periode (lage waterstand). Voor beide gevallen zijn de stofbalansen, in aparte matrices, beschikbaar. Matrices van een droge periode kunnen bijvoorbeeld gebruikt worden om de invloed van klimaatverandering te evalueren, waarbij droge jaren meer frequent zullen voorkomen.

2 Modelling van drugsafvallozing scenario's

2.1 Introductie

Lozingen van drugsproductieafval via het riool zijn een potentieel probleem voor de waterkwaliteit in Nederland. In 2016 is er een plan van aanpak opgesteld om toezicht en handhaving op het dumpen van drugsafval in het buitengebied te verbeteren (Trimbos, 2018). Drugslozingen hebben zich sindsdien verplaatst naar locaties met minder toezicht (Trimbos, 2018). Recentelijk worden er opvallend minder drugs dumps op land gevonden (NOS, 2019). Mogelijk zijn producenten naar aanleiding van het verscherpte toezicht ook deels overgestapt op een lozing via het riool. Dit kan een tijdelijke verslechtering van de waterkwaliteit veroorzaken. Vooral in Eindhoven is het vermoeden dat MDMA in het riool een hoge concentratie wordt gemeten door lozingen (European Monitoring Centre for Drugs and Drug Addiction, 2018). De vraag is hoe erg deze tijdelijke verslechtering van de waterkwaliteit in potentie is, en tot waar deze verslechtering zich verspreidt. Namelijk, bij een lozing via het riool verspreiden de drugs in het drugsproductieafval (vanaf nu genoemd 'drugs') zich over bepaalde oppervlaktewateren. Welke, is afhankelijk van het punt waar de drugs het water in gaan en hoe oppervlaktewateren aan elkaar gekoppeld zijn. De concentratie op verschillende plekken is afhankelijk van de lokale verdunning van de drugs in het oppervlaktewater. Het maakt daardoor uit of de drugs geloosd worden in een droge periode (met lage afvoer) of een natte periode (met hoge afvoer). Verder zijn de concentratie en het bereik afhankelijk van de afbraaksnelheid van de drugs, en hoe snel het water stroomt. In droge periodes stroomt het water langzamer dan in natte periodes. Als de drugs snel afgebroken worden, of het water stroomt langzaam, dan is de verspreiding minder ver. In droge periodes worden sommige sluizen en stuwen ook opengezet of juist gesloten om de waterstand op peil te houden, waardoor de drugs uit de lozing zich kan verspreiden in andere oppervlaktewateren. We gebruiken de KRW-Verkenner matrices om hier inzicht in te krijgen.

2.2 Casus

We doen een case studie met betrekking tot de verspreiding en concentratie in oppervlaktewateren na een drugs lozing via een RWZI voor MDMA (cas-nummer 42542-10-9). Hoewel in drugs lozingen ook andere stoffen zitten die gebruikt zijn bij de productie van de drugs en dat deze stoffen mogelijk op zichzelf ook een probleem vormen omdat ze bijvoorbeeld toxischer zijn, nemen we MDMA als een voorbeeld omdat dit zonder uitzondering een bestanddeel zal zijn van het drugsafval. We modelleren de verspreiding vanuit twee verschillende RWZI's in een situatie met lage afvoer en in een situatie met hoge afvoer. De afbraaksnelheid (halfwaardetijd) van MDMA varieert in verschillende bronnen sterk. Op basis van een inschatting op basis van expertise, stellen we de halfwaardetijd van MDMA op 100 dagen in oppervlaktewater. Dit komt overeen met een afbraakconstante van 0,007 per dag. MDMA wordt slecht verwijderd door waterzuiveringsinstallaties. In van der Aa et al. (2010) werd gevonden dat concentratie MDMA tussen influent en effluent van RWZI's niet afnam. We nemen aan dat MDMA na lozing op het riool niet wordt verwijderd of omgezet in de RWZI waar het geloosde MDMA drugsproductieafval doorheen stroomt, voor het in het oppervlaktewater terecht komt. Hoe de verwijdering is van andere stoffen in drugsafval is hier niet onderzocht.

De gemodelleerde drugslozing is gebaseerd op vondsten van drugsproductieafval. In 2019 zijn 45 containers van 1000 liter met afval van MDMA productie in een loods aangetroffen. We gebruiken deze (zeer grote) vondst van drugsproductieafval als een scenario voor een grote lozing op het riool. Het gehalte MDMA in het aangetroffen afval van de gevonden drugslozing was 7 gram per liter. Voor de 45.000 liter komt dit neer op 315 kilogram. Een scenario waarin dit afval op het riool wordt geloosd, moet rekening houden met de snelheid waarmee dit gebeurt. De lozing gebeurt mogelijk met een pijp met diameter van ~5 cm in de container van 1000 liter. We gaan in het

scenario uit van een capaciteit van 1000 liter lozing per half uur. Dit is een ruwe schatting, omdat de uitgerekenende uitstroomsnelheid op zich sneller is maar er ook vaten moeten verplaatst, opengemaakt, etc. Met deze aanname (de lozing snelheid is de uitstroomsnelheid van het vat plus aanvullende handelingen) komt dit neer op 2000 liter per uur. In 22,5 uur is alle afval op deze manier geloosd. Het aantal gram MDMA dat daarmee per seconde de afvalwaterzuivering ingaat, is 3,9 gram.

$$RioolLozing \left(\frac{g}{s} \right) = \frac{Lozing (l) * DrugsConcentratie \left(\frac{g}{l} \right)}{Lozingstijd (s)}$$

We modelleren daarnaast ook een achtergrondconcentratie van MDMA, zoals deze uit het riool komt door het gebruik van deze drug door individuele personen. De drugs worden uitgescheiden via urine en komen in het riool. De gemiddelde achtergrondconcentratie van RWZI effluent voor MDMA is op basis van zeven jaar meetgegevens bij KWR, geschat als 0,4 µg/l (4^e-7 g/l). Hoeveel gram per seconde er vervolgens uit de RWZI komt, hangt af van hoeveel liter per seconde er uit de RWZI stroomt.

$$RioolStructureel \left(\frac{g}{s} \right) = Drugsconcentratie \left(\frac{g}{l} \right) * RioolDebiet \left(\frac{l}{s} \right)$$

Tabel 1 geeft een overzicht van de scenario's die we modelleren.

Tabel 1 Overzicht van model simulaties met scenario's voor productieafvallozing van MDMA

Scenario	RWZI	RWZI code	Type scenario	Lozing	Afvoer niveau
1	Wervershoof	12021	Lozing	3,9 g/s	Natte periode
2	Eindhoven	27003	Lozing	3,9 g/s	Natte periode
3	Wervershoof	12021	Lozing	3,9 g/s	Droge periode
4	Eindhoven	27003	Lozing	3,9 g/s	Droge periode
5	Alle RWZI's	n.a.	Achtergrond	4 ^e -7 g/l	Natte periode
6	Alle RWZI's	n.a.	Achtergrond	4 ^e -7 g/l	Droge periode

Om te kijken of de MDMA lozingen in combinatie met de achtergrondconcentratie een mogelijke verslechtering betekenen van het water dat bestemd is als drinkwater, bekijken we de concentraties op drinkwaterinnamepunten uit Rijkswateren (RIVM, 2016). Hiervoor kijken we in het oppervlaktewater waaruit het water wordt ingenomen. Voor innamepunten geldt een signaleringswaarde van 1 µg/l voor 'overige antropogene stoffen' uit het Drinkwater Besluit (2018), waarbij de drinkwater bedrijven een (tijdelijke) innamestop moeten doen. Bij een aanhoudende overschrijding van meer dan dertig dagen geldt er een meldingsplicht. Is de waarde langere tijd hoger dan 0,1 µg/l, moet er ook een melding gedaan worden.

De drinkwaterinnamepunten die we evalueren zijn de oppervlaktewater units uit de KRW-Verkenner waar de drinkwaterinnamepunten aan liggen. Dit zijn drinkwaterinnamepunten Heel, Andijk, Amsterdam-Rijnkanaal, Haringvliet, Nieuwegein, Brakel, Gat van de Kerksloot, De Punt.

Box 1. Rekenvoorbeeld drugsafvallozing

Een rekenvoorbeeld illustreert hoe de concentraties drugs berekend worden. Als willekeurig voorbeeld nemen we RWZI Rhenen (RWZI-code 10035) waarvan het water op een gegeven moment langs het oppervlaktewater met code LSM3229 komt.

Eerst berekenen we de reistijd van de stof tussen het RWZI en het oppervlaktewater met Formule 1. We gebruiken hiervoor de getallen die zijn gegeven in de matrices die we uit de KRW-Verkenner hebben gekregen. Deze zijn met een standaard flux van 1000 g/s uit de puntbron (hier RWZI Rhenen) berekend. De berekende stofstroom in de matrix zonder afbraak is voor LSM3229 965,5 g/s. En het berekende stofstroom in de Matrix met afbraak is 946,1 g/s. De reistijd tussen RWZI Rhenen en LSM3229 was dan, zie Formule 1: $\text{Reistijd} = - \left(\ln(946,1 / 965,5) / 0,005 \right) = 4,1$ dagen.

Dan moet op basis daarvan een nieuwe matrix met de juiste afbraaksnelheid, van MDMA in plaats van de standaard, berekend worden. De reistijd bepaald hoeveel stof afgebroken wordt: $\text{Stofstroom in de matrix zonder afbraak} * \exp(-\text{DECAY} * \text{TravelTime})$. De concentratie met de goede afbraak is nu niet 946,1 g/s, maar 938,5 g/s. De afbraak van MDMA is namelijk iets sneller (0,007) dan de standaard afbraak (0,005).

De aanvankelijke stofstroom uit RWZI Rhenen bij een lozing is niet 1000 g/s, het getal waar de matrices mee zijn berekend, maar 3,9 g/s (zie Tabel 1). We delen dus het getal bij de matrix met de nieuw berekende afbraak door 1000, en vermenigvuldigen het met 3,9. Dit levert een stofstroom op van 3,66 g/s in LSM3229.

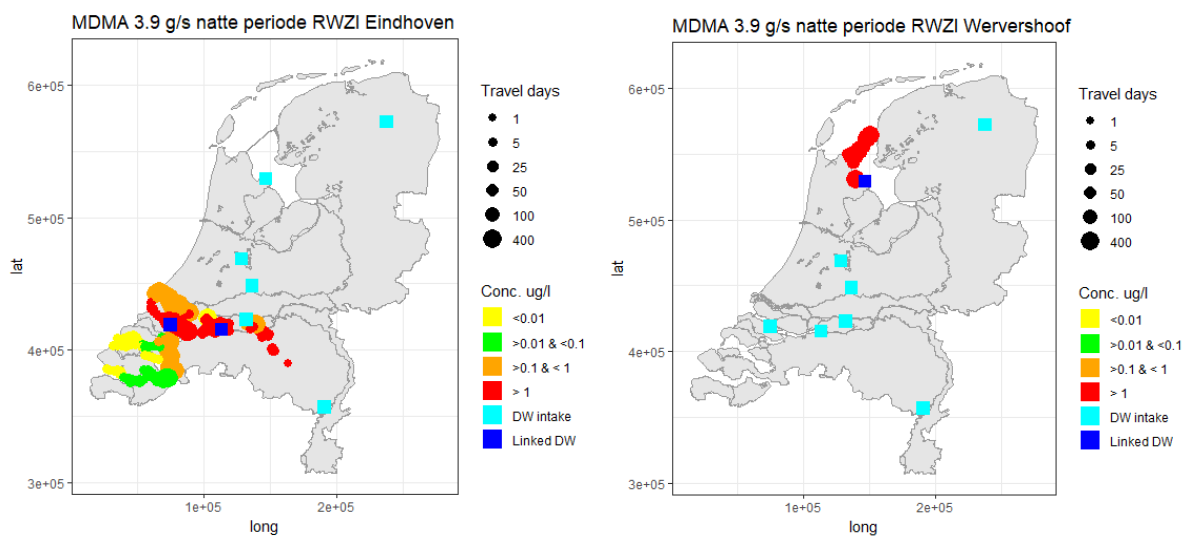
Nu hebben we de stofstroom in gram per seconden met de input uit het scenario, met de afbraaksnelheid uit het scenario en de verspreiding daarvan. Omdat stoffen over het algemeen gemeten worden in concentraties ($\mu\text{g/l}$) moeten we de vrachten (g/s) hierin omzetten. Hiervoor hebben we de stroomvolumes (m^3/s) van de oppervlaktewateren waar de stof doorheen stroomt nodig.

We delen de vracht door het stroomvolume. Voor LSM3229 hadden we een stofstroom vracht van 3,66 g/s. Dit komt neer op een concentratie van $3.660.000 \mu\text{g/s}$ (van g naar μg is een miljoen maal meer). Het stroomvolume is $1.751.228 \text{ m}^3/\text{s}$ en dat komt neer op $1.751.228 \text{ l/s}$ (er zitten 1000 liters in een m^3). De concentratie is dan $3.660.000 / 1.751.228 = 2,09 \mu\text{g/l}$ in LSM3229.

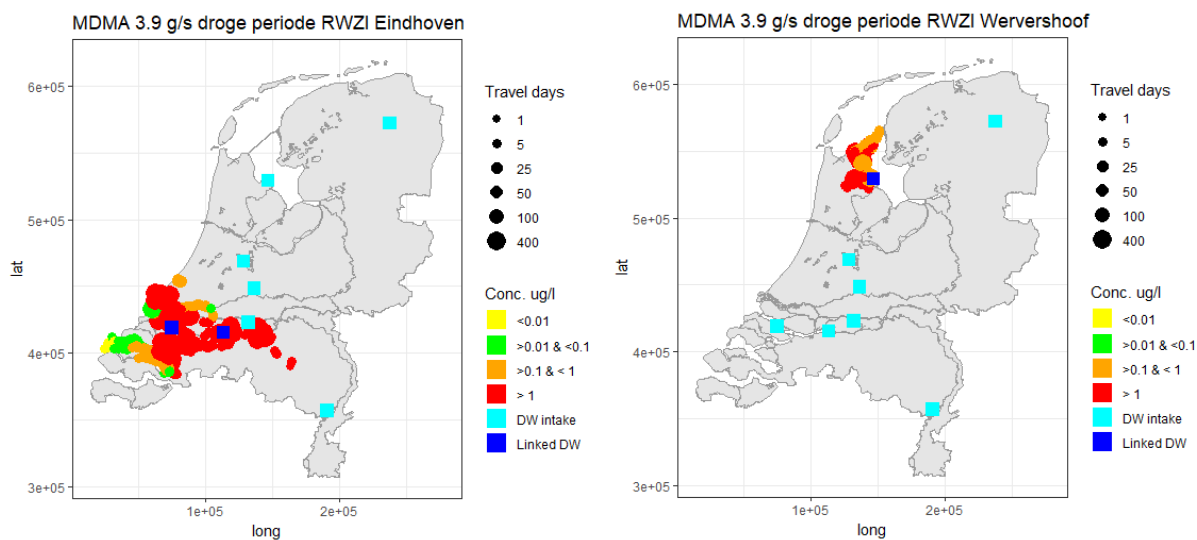
Deze zelfde berekening is geautomatiseerd voor alle oppervlaktewateren en voor alle RWZI's die we bekijken.

2.3 Resultaten

In Figuur 1 zijn de resultaten van scenario 1-2 (zie Tabel 1) te zien op een kaart. In Figuur 2 zijn de resultaten van scenario 3-4 (zie Tabel 1) te zien op een kaart.



Figuur 1. De verspreiding van MDMA na een gesimuleerde lozing van 315 kilo in 22,5 uur (3,9 gram/s) op vier Rioolwaterzuiveringsinstallaties, in een natte periode. 'Travel days' is het aantal dagen waarna de MDMA aankomt op de betreffende locatie bij de gesimuleerde lozing. 'DW' is een drinkwaterinnamepunt. 'Linked DW' is een drinkwaterinnamepunt dat beïnvloed wordt door de gesimuleerde lozing.



Figuur 2. De verspreiding van MDMA na een gesimuleerde lozing van 315 kilo in 22,5 uur (3,9 gram/s) op vier Rioolwaterzuiveringsinstallaties, in een droge periode. 'Travel days' is het aantal dagen waarna de MDMA aankomt op de betreffende locatie bij de gesimuleerde lozing. 'DW' is een drinkwaterinnamepunt. 'Linked DW' is een drinkwaterinnamepunt dat beïnvloed wordt door de gesimuleerde lozing.

Uit Figuur 1 en Figuur 2 kan worden afgelezen dat de concentratie MDMA in meerdere oppervlaktewater units boven de signaleringsgrens van 1 $\mu\text{g/l}$ uitkomt in beide gesimuleerde RWZI's in zowel een natte als een droge periode.

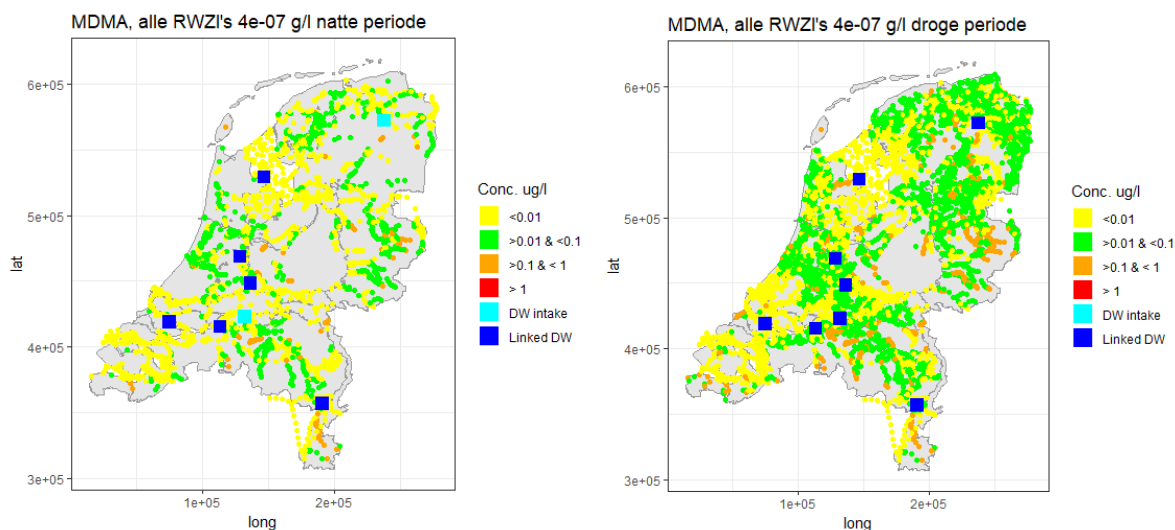
Bij het vergelijken van Figuur 1 en Figuur 2 komen een aantal verschillen naar voren. Een eerste verschil is dat de concentraties MDMA in natte periodes over het algemeen lager zijn dan in de droge periodes. Dit komt doordat de lozing in een natte periode meer verdund wordt door de hogere afvoer van water. Een tweede verschil is dat de verspreiding van MDMA in een natte periode kleiner is dan in een droge periode. Dit komt doordat er in een droge periode sluizen en stuwen opengaan om de waterstand op peil te houden. Het water verspreidt zich dan naar plekken waar het in een natte periode niet kan komen. Dit zit in het schema van de waterlichamen die ten grondslag ligt aan de KRW-Verkenner. Een derde verschil is dat in een natte periode de reistijd van de stof over het algemeen korter is. Dit betekent dat de stof meer tijd heeft om af te breken in een droge periode omdat de reistijden daar langer zijn. Ondanks dat, heeft de lagere verdunning door de lage afvoer bij droogte meer effect en zijn concentraties toch hoger in een droge periode (zie verschil 1).

Box 2. Rekenvoorbeeld achtergrondconcentratie

Voor de achtergrondconcentratie geven we ook een rekenvoorbeeld. De achtergrondconcentratie wordt geschat op 0,4 µg/l. Dit is 0,0000004 g/l. Om dit om te zetten naar een vracht, is het debiet van de RWZI die gebruikt wordt als puntbron nodig. Hiervoor gebruiken we de debieten van RWZI's uit de CBS microdata voor 2016. Voor RWZI Rhenen (RWZI code 10035) is dit 2.766.354 m³/jaar. Dit komt neer op 87,72 liter per seconde (delen door 365*24*60*60=31.536.000 om van jaar naar seconden te gaan en maal 1000 om van m³ naar liter te gaan). De stofstroom in aantal gram per seconde dat uit RWZI Rhenen komt is dan 0,0000004* 87,72= 3,51e-05 g/s.

De rest van de berekeningen gaan zoals bij het rekenvoorbeeld van de drugs lozing. Omdat we een achtergrondconcentratie vanuit alle RWZI's willen zien, tellen we per oppervlaktewater de resulterende concentraties (µg/l) uit alle RWZI's op. Voor LSM3229 geldt dat alleen uit RWZI Rhenen 1,88 e-5 µg/l komt. Opgeteld uit alle RWZI's is de concentratie 0,00235 µg/l.

In Figuur 3 staat de gecombineerde achtergrondconcentratie vanuit alle 363 gemodelleerde RWZI's weergegeven in een droge en natte periode. De achtergrondconcentratie is gebaseerd op monitoring data en is voor alle RWZI's hetzelfde veronderstelt, zie Tabel 1. Reistijd is hier niet van toepassing, omdat de concentratie hier niet is toe te wijzen aan een enkele RWZI. Voor de gecombineerde achtergrondconcentraties wordt in geen van de oppervlaktewateren concentratie MDMA hoger dan 1 µg/l. Ook bij Figuur 3 is te zien hoe de ruimtelijke spreiding van achtergrondconcentratie MDMA hoger is in droge periodes, en dat de achtergrondconcentratie lokaal hoger is in een droge periode dan in een natte periode.



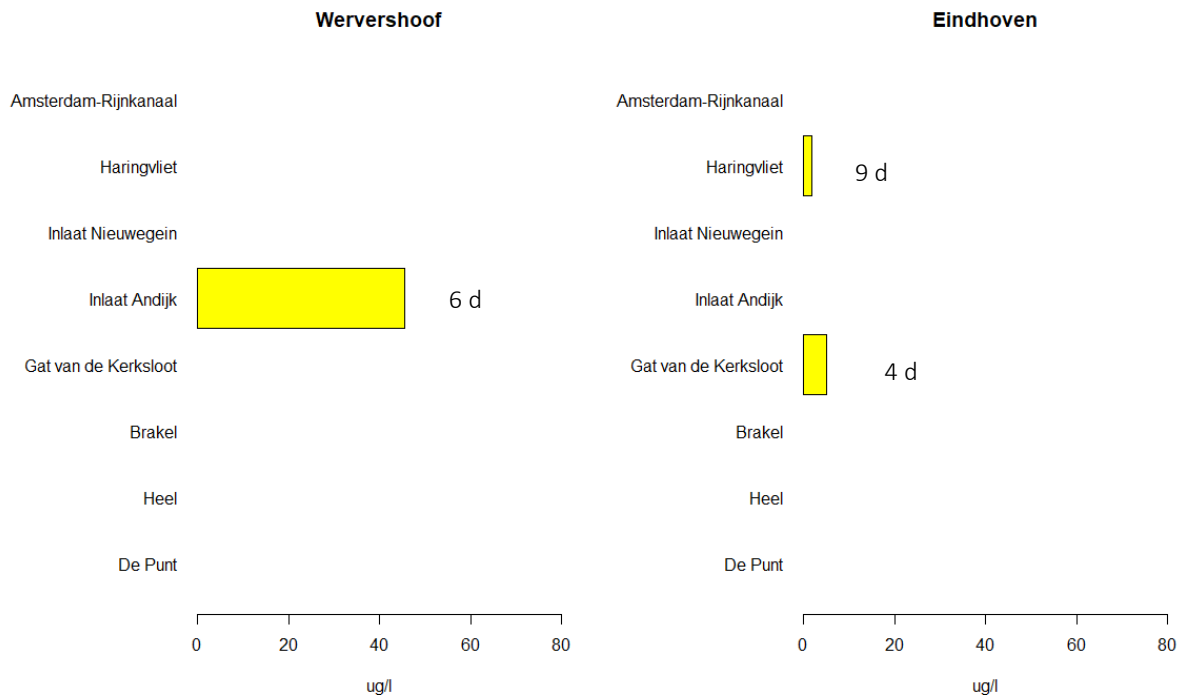
Figuur 3. Achtergrondconcentratie van MDMA uit alle RWZI's in oppervlaktewateren in een natte (links) en een droge (rechts) periode. 'DW' is een drinkwaterinnamepunt. 'Linked DW' is een drinkwaterinnamepunt dat beïnvloed wordt door de gesimuleerde lozing.

In de Figuren 1-3 zijn ook de drinkwaterinnamepunten uit Rijkswateren weergegeven als vierkant. Sommigen hiervan nemen water in vanuit een water dat beïnvloed wordt door een RWZI. Deze innamepunten zijn in donkerblauw weergegeven. De andere innamepunten zijn lichtblauw. Hoeveel MDMA vanuit de gemodelleerde RWZI's terechtkomen bij de drinkwaterinnamepunten, staat weergegeven in Figuren 4, 5 en 6.

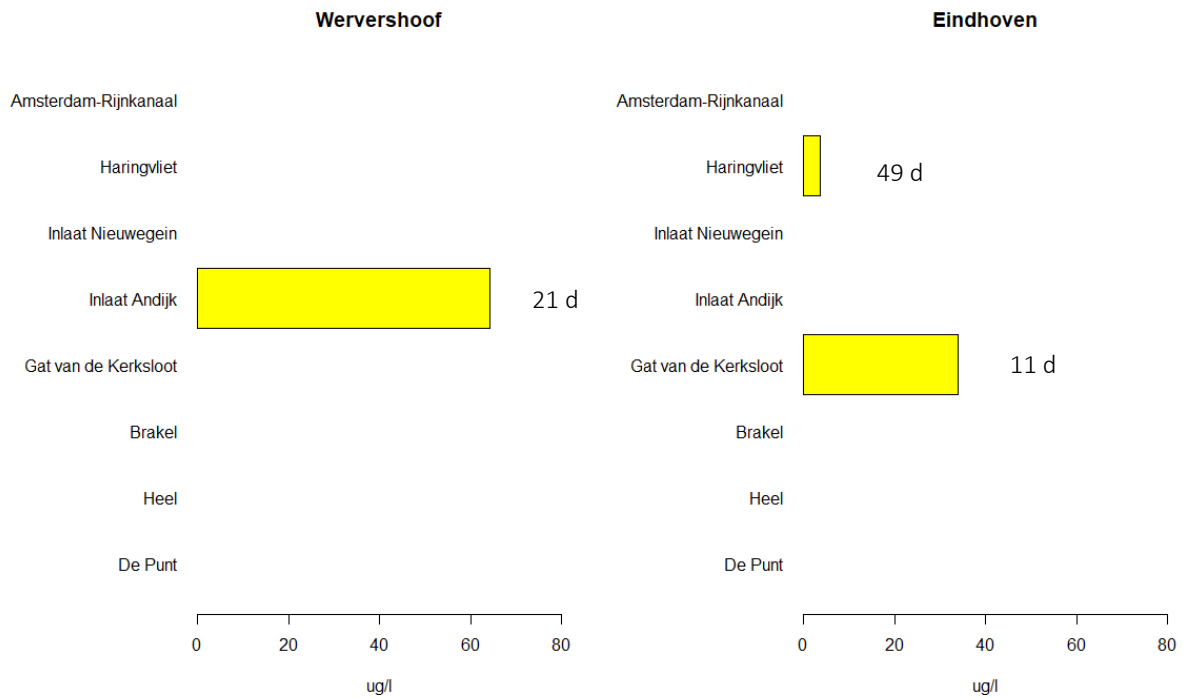
In Figuren 4 en 5 is te zien dat drinkwaterinnamepunten 'Haringvliet', 'Inlaat Andijk' en 'Gat van de Kerksloot' zijn gelinkt aan een van de waterlichamen waar de gekozen RWZI's de waterkwaliteit beïnvloeden. In de gelinkte drinkwaterinnamepunten komt de concentratie MDMA via beide RWZI's boven de signaleringswaarde van 1 µg/l. Bij het innamepunt 'Andijk' komt de hoogste concentratie bij een MDMA lozing in een droge periode vanuit RWZI Wervershoof en is maar liefst ongeveer 60 µg/l. In de natte periode komt de hoogste concentratie ook uit RWZI Wervershoof, en beïnvloed het innamepunt 'Andijk' met ongeveer 50 µg/l. Bij een lozing via RWZI Eindhoven is vooral in een droge periode een hoge concentratie te zien bij innamepunt 'Gat van de Kerksloot' van ongeveer 40 µg/l.

In Figuur 6 staan de concentraties bij de innamepunten door de achtergrondconcentratie uit alle RWZI's. De drinkwaterinnamepunten die het meest gevoelig zijn voor achtergrondconcentratie in een droge periode zijn de drinkwaterinnamepunten 'Gat van de Kerksloot' en 'Amsterdam-Rijnkanaal'. In een natte periode is de achtergrondconcentratie alleen bij het Amsterdam-Rijnkanaal relatief hoog. De achtergrondconcentratie blijft in alle gevallen onder de 0,05 µg/l.

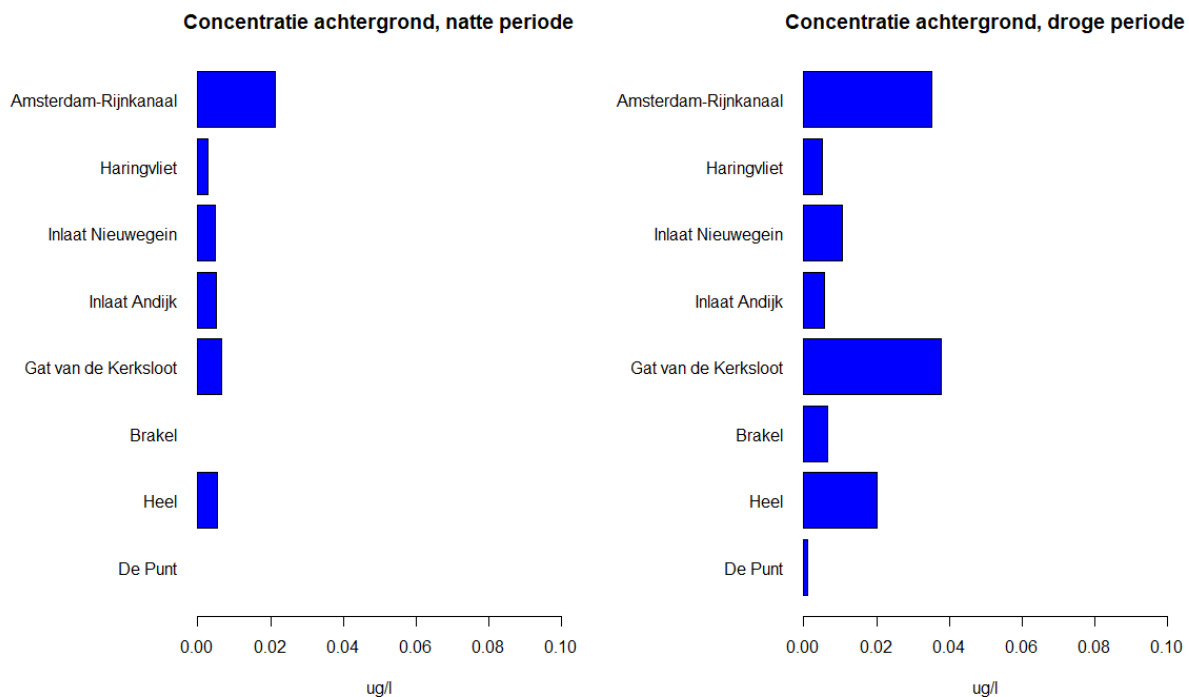
In natte perioden zijn de reistijden van een drugslozing kort. Mocht er een aanwijzing zijn van een grote lozing die de drinkwatervoorziening in gevaar kan brengen, dan is er weinig tijd om maatregelen te nemen. In droge perioden zijn de concentraties in het oppervlaktewater hoger bij een gelijke lozing. Mochten er aanwijzingen zijn voor een lozing die de drinkwatervoorziening in gevaar brengt, dan is er wel drie tot zes keer zoveel tijd om hierop te anticiperen met maatregelen bij de onderzochte innamepunten.



Figuur 4. Concentraties van MDMA bij de drinkwaterinnamepunten per RWZI in een natte periode. De getallen met een 'd' erachter zijn dagen hoelang de concentratie er vanuit de RWZI over doet om aan te komen bij het drinkwaterinnamepunt.



Figuur 5. Concentraties van MDMA bij de drinkwaterinnamepunten per RWZI in een droge periode. De getallen met een 'd' erachter zijn dagen hoelang de concentratie er vanuit de RWZI over doet om aan te komen bij het drinkwaterinnamepunt.



Figuur 6. Gecombineerde achtergrondconcentraties van MDMA uit alle RWZI's bij de drinkwaterinnamepunten in een natte en droge periode.

2.4 Discussie

Er is recentelijk meer aandacht voor drugs dumpingen op land (Trimbos, 2018). Het is een mogelijkheid dat drugsproductieafval daardoor ook vaker via het riool (European Monitoring Centre for Drugs and Drug Addiction, 2018) of direct in het oppervlaktewater wordt geloosd. Uit deze analyses blijkt dat zulke lozingen, als ze zouden voorkomen, een grote invloed kunnen hebben op waterkwaliteit, inclusief de waterkwaliteit bij de drinkwaterinnamepunten. Model uitkomsten wijzen uit dat de concentraties MDMA bij een grote lozing voor een korte tijd ruim boven de signaleringswaarde (Drinkwaterbesluit, 2018) van 1 µg/l zouden kunnen liggen, tot 40-60 µg/l. Naast eventuele milieu effecten zal dit zal leiden tot innamestops van oppervlaktewater voor het produceren van drinkwater. De droge perioden zorgen voor hogere concentraties, en een wijdere spreiding van de MDMA vervuiling. Deze verspreiding gaat wel langzamer, waardoor een deel van de stof onderweg afgebroken wordt. Dit compenseert niet voor de hogere concentratie bij droogte door minder verdunning.

Gezondheidseffecten voor mensen vanwege MDMA uit drugslozingen zijn niet te verwachten, ook zonder innamestops. Voor eventuele andere stoffen die in de drugslozingen voorkomen, hebben we dit niet onderzocht. De voorlopige drinkwater limiet waarbij de gezondheid niet in gevaar is, is afgeleid op 0,05 mg/L MDMA (van der Aa et al., 2010). Deze limiet kan bereikt worden bij de gesimuleerde lozingen in dit rapport. Maar MDMA is goed te verwijderen door drinkwaterzuiveringsinstallaties met processen zoals koolfiltratie, (geavanceerde) oxidatie, ultrafiltratie (UF) en omgekeerde osmose (van der Aa et al., 2010, Huerta et al., 2008). Bovendien is de dosis MDMA waar werkelijk acute toxische effecten optreden gesteld op 1,5 mg/kg (zie bij Referenties: Bronnen voor de toxische dosis MDMA) en dat is 105 mg voor een volwassene van 70 kilo. Dit is veel hoger (grootweg 900 keer) dan de maximaal 60 µg per liter die in theorie uit de twee voorbeeld RWZI's bij de innamepunten terecht komt. Hierbij gaan we uit van een drinkwater consumptie van 2 liter per dag. In aanvulling daarop zullen innamestops hoe dan ook ervoor zorgen dat de stof niet langdurig in het drinkwater terecht zal komen. Wanneer tot een innamestop

besloten wordt hangt uiteraard af van de meetfrequentie. Voor veel stoffen is deze meetfrequentie eens per maand. De innamestops zijn hoe dan ook wel onwenselijk voor drinkwaterbedrijven en de tijdelijke hoge concentratie van stof in het oppervlaktewater is dat ook.

De achtergrondconcentratie is zoveel kleiner dan de piekconcentraties via drugs lozingen, dat deze een verwaarloosbare invloed heeft op de mogelijke piekconcentratie. De achtergrondconcentratie MDMA is laag genoeg om ruim onder de signaleringswaarde te liggen, al is deze wel constant aanwezig. Een tijdelijke innamestop zal het probleem, als het erger wordt, in dat geval niet oplossen. Als er verschillende drugs met hetzelfde werkingsmechanisme worden meegenomen in de modellering, kan de achtergrondconcentratie van de mix wel eens op sommige plaatsen hoger worden dan 0,1 µg/l. Op dit moment is er geen wettelijke richtlijn voor de som van amfetaminen (Drinkwaterbesluit, 2018). Andere chemische bijproducten die ontstaan bij het produceren van amfetaminen laten we hierbij buiten beschouwing, al kan het niet uitgesloten zijn dat deze ook bijdragen of zelfs toxicologisch relevanter zijn. Wat we ook niet hebben meegenomen in de modellering is de aanvoer van achtergrondconcentratie via grensoverschrijdende rivieren. Dit draagt in werkelijkheid uiteraard ook bij aan de achtergrondconcentratie.

De in deze scenariostudies gemodelleerde omvang van lozingen van drugsafval zijn realistisch gezien de omvang van de synthetische drugsproductie in Nederland (en België) en het volume van het afval dat regelmatig wordt aangetroffen door de opsporingsdiensten en politie. Geschat wordt dat een drugslozing zoals hier gemodelleerd meerdere keren per jaar voorkomt. Dit is gebaseerd op de vondsten in Baarle-Nassau (> 10 kuub) (BN de Stem, 2017), en in een loods in Barneveld (45 kuub) (Gelderlander, 2019), en pieken van moederstof in lange meetseries (over periode van paar maanden in Eindhoven zien we lozingen tot > 20 kg/dag) (Ter Laak en Emke, 2020).

Er zijn een zeer beperkt aantal metingen beschikbaar van MDMA in de oppervlaktewateren. Werkelijke waarden gevonden in oppervlaktewateren in 2009 (van der Aa et al, 2010) en RIWA Maas data voor MDMA in 2010 en 2018 liggen tussen de rond de 0,002 en 0,032 µg/l. Voor de achtergrondconcentratie zijn de werkelijke metingen in dezelfde orde van grootte van de gemodelleerde. De gemodelleerde achtergrondconcentratie is maximaal 0,58 µg/l maar heeft een mediaan van 0,008 µg/l wanneer gekeken wordt naar alle oppervlaktewater lichamen die beïnvloed worden door de Nederlandse RWZI's. Er kunnen verschillende oorzaken achter een kleine afwijking tussen gemeten en gemodelleerd zitten.

- Mogelijk is de gemodelleerde achtergrondconcentratie een lichte overschatting, omdat deze gebaseerd is op de grotere RWZI's waarin gemeten is.
- Doordat de concentratie MDMA die via de rivieren over de grens binnen komt niet is meegenomen, zou het ook kunnen dat de gemodelleerde achtergrondconcentratie juist licht onderschat is.
- Mogelijk is de meting van van der Aa et al. (2010) inmiddels een onderschatting, sinds 2010 is het gebruik van MDMA ongeveer verdrievoudigd (ter Laak et al., 2018).

Al met al liggen de gemeten en gemodelleerde achtergrondconcentraties wel dicht bij elkaar. Dit betekent dat de achtergrondconcentratie mogelijk een realistische schatting is en dat het kaartbeeld een grof overzicht biedt van lokale MDMA achtergrondconcentraties via het riool, mits alle riolen dezelfde achtergrondconcentratie uitstoten. De voorspelling kan geoptimaliseerd worden door bovenstaande punten uit te zoeken en mee te nemen in een volgende modellering.

Er zijn geen metingen bekend die dezelfde orde van grootte hebben als de incidentele waarden die we met het scenario voor drugslozingen via het riool gemodelleerd hebben. Dit kan verschillende dingen betekenen.

- De beschikbare metingen kunnen op een moment rondom de lozing gedaan zijn, waardoor de piekconcentratie niet is opgemerkt. De lozing is geschat binnen vrij korte tijd mogelijk (22,5 uur voor 45

vaten van 1000 liter) maar zou theoretisch ook sneller kunnen (binnen 8 uur) als de vaten sneller achter elkaar geloosd worden. De concentratie zal in dat geval hoger worden in het scenario, maar ook minder lang in het water aanwezig zijn waardoor een meting op precies het goede moment gedaan zou moeten worden. Concentraties van stoffen kunnen bij incidentele lozingen in werkelijkheid ook verschillen tussen de linker en rechterkant van waterstromen, door imperfecte menging waardoor een hoge concentratie niet opgemerkt kan worden bij een meting aan de 'verkeerde' kant.

- Het kan ook dat het scenario (Tabel 1) een te hoge MDMA concentratie veronderstelt. Mogelijk wordt het afval in het riool niet via een 1000 liter vat geloosd, maar meer geleidelijk gedurende het productieproces. Daarnaast verschilt het afval en de concentratie van MDMA and precursoren van verschillende productiestappen. Mogelijk bevatten verschillende vaten verschillende typen productieafval. Dit is namelijk ook het geval bij dumps van drugsafval.
- Hier is de KRW-Verkenner toegepast op het evalueren van incidentele lozingen, terwijl het model uitgaat van steady-state. Het model gaat, omdat het uitgaat van constante omstandigheden, bijvoorbeeld uit van perfecte menging van de stof in het waterlichaam, terwijl vooral bij incidentele lozingen wind en stroming hier invloed op kunnen hebben. In werkelijkheid zal de MDMA uit een incidentele lozing ook niet netjes integraal van oppervlaktewater naar oppervlaktewater gaan maar deels al verder stromen, of deels achterblijven door lokale stromingsdynamiek. Gemodelleerde piekconcentraties zijn daardoor mogelijk te hoog.
- Ten slotte kan het dat, ondanks de vermoedens, drugsafval toch niet regelmatig via het riool wordt geloosd. Het is onduidelijk of systemen zoals de mossel-bioassay de verontreiniging van lozingen via een RWZI kunnen opmerken. Een lozing zou wel opgemerkt kunnen worden aan de hand van het afsterven van bacterien gebruikt voor de zuivering in RWZI's zoals eerder is gebeurd (BN de Stem, 2017).

2.5 Conclusie

We kunnen concluderen dat illegale lozingen van MDMA drugsproductieafval via het riool mogelijk kortdurende maar grote invloed hebben op de waterkwaliteit bij drinkwaterinnamepunten. De onzekerheid van deze modelwaarden zijn groot omdat we bijvoorbeeld de precieze lozingsgewoonten bij een drugsafvallozing niet kennen, of hoe lokale stromingsverschillen invloed hebben op de doorstroom. Bij de twee gemodelleerde RWZI's zien we lokale overschrijdingen van de signaleringswaarde 1 µg/l met het gemodelleerde drugsafvallozingsscenario met maxima bij drinkwaterinnamepunten tot 40-60 µg/l. Hierbij wordt de gezondheidkundige richtwaarde waaronder geen gezondheidkundige effecten worden verwacht voor drinkwater, benaderd. Bij droge perioden is de ruimtelijke verspreiding van geloosde drugs uit drugsafval via het riool groter, en zijn de concentraties hoger.

De gecombineerde achtergrondconcentratie uit alle RWZI's kan nauwkeuriger gemodelleerd worden en overschrijdt signaleringswaarde op geen enkele lokatie.

Een analyse van de theoretische invloed van drugsproductieafvallozingen plus achtergrondconcentraties via alle individuele RWZI's op oppervlaktewaterinnamepunten zou een compleet beeld geven van de potentiële lokale piekconcentraties MDMA op deze punten, en waar relatief de grootste risico's liggen. Ook andere drugs met hun eigen afbraaksnelheid en zuiveringspotentieel zijn interessant om te modelleren in een vervolgonderzoek. Daarnaast is onderzoek naar de andere stoffen die geloosd worden in het drugsafval van belang, zoals oplosmiddelen. Een toetsing van de modeluitkomsten voor de incidentele drugsafvallozingen met meetdata zou uitsluitend bieden in hoeverre de gemodelleerde concentraties afwijken van die in de realiteit. Onderzoeken waar meer monitoring op strategische punten mogelijk is om hier inzicht in te krijgen, en inzicht in de samenstelling van het drugsafval en lozingsgewoonten, zou bijvoorbeeld samen met het Nederlands Forensisch Instituut verder onderzocht kunnen worden. Het is verder relevant om te verkennen of zowel mosselmonitor als HPLC UV screening technieken gevoelig blijken voor de stoffen in drugsafval, om zo dergelijke emissies beter te kunnen herkennen.

2.6 Implicatie voor de drinkwatersector

De resultaten van de modellering geven een beeld van de mogelijke impact van drugsafvallozingen op de waterkwaliteit. De impact is mogelijk hoog, maar ook onzeker. De frequentie is nog onbekend, maar waarschijnlijk is deze laag. Voor de drinkwatersector zijn er een aantal opties om deze impact nader vast te stellen.

De drinkwaterbedrijven kunnen een samenwerking aangaan met RWZI's, en zich daarbij richten op RWZI's die in theorie een grote impact hebben, of vanuit waar de verontreiniging snel (binnen een aantal dagen) bij een drinkwaterinnamepunt komt. RWZI's kunnen afwijkingen registreren en delen met drinkwaterbedrijven. Dit kan overigens ook emissies van verontreinigingen afdekken die niet aan drugsafvallozingen zijn gerelateerd.

Drinkwaterbedrijven kunnen ook testen hoe hun online monitoring op dergelijke vervuiling reageert, bijvoorbeeld de mosselmonitor of HPLC-UV screening. Drinkwaterbedrijven kunnen overwegen of aanvullende monitoring bij de inlaat gewenst is, of onderzoeken waar meer monitoring op strategische punten mogelijk is om inzicht in te krijgen in het voorkomen van hoge concentraties schadelijke stoffen na drugsafvallozingen.

Inzicht in de samenstelling van het drugsafval en lozingsgewoonten, zou bijvoorbeeld samen met het Nederlands Forensisch Instituut verder onderzocht kunnen worden.

3 Referenties

van der Aa, N.G.F.M., Dijkman, E., Bijlsma, L., Emke, E., van de Ven, B.M., van Nuijs, A.L.N., de Voogt, P. 2010. Drugs of abuse and tranquilizers in Dutch surface waters, drinking water and wastewater. Results of screening monitoring 2009. RIVM Report 703719064/2010 <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/703719064.pdf>

BN de stem. 2017. Lozing van afval op riool Baarle-Nassau is nooit eerder vertoonde uitwas van drugsproductie. <https://www.bndestem.nl/breda/lozing-van-afval-op-riool-baarle-nassau-is-nooit-eerder-vertoonde-uitwas-van-drugsproductie~adc1e880/?referrer=https://www.google.com/>

Brochure Real Time Control (RTC) Tools <http://www.nhi.nu/nl/files/4614/6773/4748/RTC-ToolsSummary.pdf>

Coppens, L.J.C., van Gils, J.A.G., ter Laak, T.L., Raterman, B.W., van Wezel, A.P. 2015. Towards spatially smart abatement of human pharmaceuticals in surface waters: defining impact of sewage treatment plants on susceptible functions. *Water Res.*, 81, pp. 356-365

Drinkwaterbesluit, 2018. <https://wetten.overheid.nl/BWBR0030111/2018-07-01>

European Monitoring Centre for Drugs and Drug Addiction (2018). Wastewater analysis and drugs — a European multi-city study. <http://www.emcdda.europa.eu/publications/pods/waste-water-analysis>

Gelderlander, 2019. 'Grootste hoeveelheid drugsafval ooit' gevonden in loods Voorthuizen <https://www.gelderlander.nl/de-vallei/grootste-hoeveelheid-drugsafval-ooit-gevonden-in-loods-voorthuizen~a47eef0a/?referrer=https://www.google.com/>

Huerta-Fontela, M., Galceran, M.T., Ventura, F. 2008. Stimulatory drugs of abuse in Surface Waters and their removal in a conventional drinking water treatment plant. Environ. Sci. Technol. 42, 6809-6816.

Kader Richtlijn Water (KRW) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/?uri=LEGISSUM%3A128002b>

KRW-Verkenner Gebruikershandleiding 2.3

https://publicwiki.deltares.nl/display/KRWV/De+tool%3A+Software?preview=/90428880/132451734/Gebruikershandleiding%202_3_0_36993.pdf

KRW-Verkenner wiki <https://publicwiki.deltares.nl/display/KRWV/>

Ter Laak et al., 2018. Cijfers 2018 drugs in het riool Europese steden <https://www.kwrwater.nl/actueel/cijfers-2018-drugs-in-het-riool-europese-steden/>

Ter Laak, T.L., Emke, E. (2020) Eerste afvallozing methamfetamine gemeten in Eindhoven <https://www.kwrwater.nl/actueel/eerste-afvallozing-methamfetamine-gemeten-in-eindhoven/>

Lange W.J. de, Prinsen, G.F., Hoogewoud, J.C., Veldhuizen, A.A., Verkaik, J., Oude Essink, G.H.P., van Walsum, P.E.V., Delsman, J.R., Hunink, J.C., Massop, H.Th.L., Kroon, T. 2014. An operational, multi-scale, multi-model system for consensus-based integrated water management and policy analysis: The Netherlands Hydrological Instrument, Environmental Modelling & Software 59: 98-108

Nederlands Hydrologisch Instrumentarium website <http://www.nhi.nu/nl/index.php/toepassingen/>

NOS, 2019. Minder gedumpt drugsafval gevonden <https://nos.nl/artikel/2301235-minder-gedumpt-drugsafval-gevonden.html>

Pronk, T.E., Hockin, A., Hornstra, L., Raterman, B., Vries, G., Pronk, G. 2019. BTO rapport 402045 Feasibility and potential of a water quality map of the Netherlands. KWR water research institute, Nieuwegein.

RIWA base, Maas data Keizersveer. RIWA Maas (op verzoek) <https://www.riwa-maas.org/>

Trimbos instituut. 2018. Jaarbericht Nationale Drug Monitor 2018. <https://www.trimbos.nl/docs/8081bdca-2ff7-4b5d-98df-a961a3888fa8.pdf>

van Wezel, Annemarie P. van, Floris van den Hurk, Rosa M. A. Sjerps, Erwin M. Meijers, Erwin W. M. Roex, and Thomas L. ter Laak. 2018. Impact of Industrial Waste Water Treatment Plants on Dutch Surface Waters and Drinking Water Sources. Science of The Total Environment 640–641 (November): 1489–99. <https://doi.org/10/gfwhm4>.

Bronnen voor de toxische dosis MDMA:

<https://bepalingen.umcg.nl/LCImages/referentiefiguren/NVICNVZAamfetamine-2011112.pdf>

<https://toxicologie.org/monografie/amfetaminen>