



## Modellering van emissie en verspreiding van diergeneesmiddelen in het milieu

Dit Deltafact gaat dieper in op de vraag hoe de belasting van het grondwater en oppervlaktewater berekend kan worden, als gevolg van het toedienen van mest op akkerland en de mate waarin restanten diergeneesmiddelen in de mest in het grondwater dan wel het oppervlaktewater terecht kunnen komen. Met behulp van ruimtelijk gedistribueerde modellering zijn mogelijke hotspots van emissies van diergeneesmiddelen te identificeren.

1. INLEIDING
2. GERELATEERDE ONDERWERPEN EN DELTAFACTS
3. STRATEGIE
4. SCHEMATISCHE WEERGAVE
5. WERKING
6. KOSTEN EN BATEN
7. RANDVOORWAARDEN
8. GOVERNANCE
9. PRAKTIJKERVERINGEN EN LOPENDE INITIATIEVEN
10. KENNISLEEMTEN
11. BRONNEN EN LINKS
12. COLOFON
13. DISCLAIMER

1. INLEIDING

In ons oppervlaktewater worden (resten van) stoffen aangetroffen die onder andere worden gebruikt als diergeneesmiddel bij landbouwhuisdieren: melkvee, vleeskalveren, varkens en pluimvee. Na de behandeling van de dieren met dergelijke middelen worden het middel en eventuele metabolieten via de urine en feces uitgescheiden. Vervolgens wordt de opgevangen mest tijdelijk opgeslagen en op een gegeven moment uitgereden op bouwland- dan wel graslandpercelen. Tijdens de opslag van mest kan een deel van de aanwezige hoeveelheid middel omgezet worden. In welke mate dat gebeurt, is in veel gevallen niet duidelijk. Na het uitrijden van de mest op het land kan een deel van de ingebrachte hoeveelheid naar grotere diepte uitspoelen en mogelijk het grondwater bereiken. De mate waarin dat gebeurt hangt af van de sorptie van het middel aan bodemdeeltjes en omzetting ervan in de verschillende bodemlagen. Ook kan het diergeneesmiddel door afvoer via drainage op lokale dan wel regionale schaal in het oppervlaktewater terechtkomen. Dat kan dan resulteren in verdere verontreiniging van het oppervlaktewater stroomafwaarts.

Op dit moment is er een gebrek aan metingen over de aanwezigheid van diergeneesmiddelen in grondwater en oppervlaktewater, waardoor het voor waterbeheerders en beleidsmakers moeilijk is om de omvang en ernst van het probleem vast te stellen. Met behulp van ruimtelijk gedistribueerde modellering zijn mogelijke hotspots van emissies van diergeneesmiddelen te identificeren. Deze informatie kan gebruikt worden als input voor gerichte meetcampagnes of voor risicobeoordelingen. Meer gegevens over het gebruik van deze middelen in de praktijk en de verspreiding ervan in het milieu geeft meer zicht op mogelijke handelingsperspectieven voor een beperking van de milieubelasting.

## 2. GERELATEERDE ONDERWERPEN EN DELTAFACTS

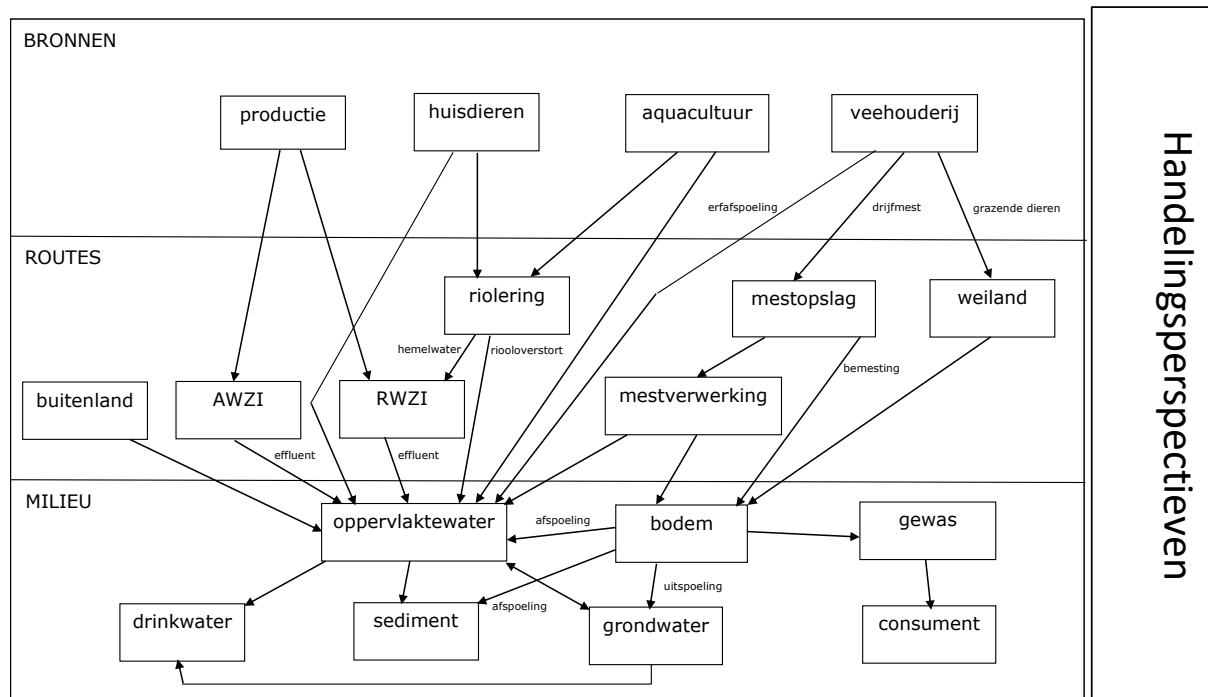
Het thema diergeneesmiddelen – emissie en verspreiding raakt aan andere onderwerpen uit de Kennisimpuls Waterkwaliteit: 1) [Gewasbescherming: minder middelen naar het water](#), 2) [Ketenverkenner biociden](#) en 3) [Medicijnresten uit water](#) omdat in die kaders soms dezelfde stoffen gebruikt worden. Eveneens zijn er raakvlakken met de [Emissieregistratie](#), waar metingen in afvalwater worden verzameld en geëvalueerd. Verder wordt in het kader van het SUSPECT project onderzoek gedaan naar de emissie en verspreiding van diergeneesmiddelen op regionaal niveau.

## 3. STRATEGIE

In de [Delta-aanpak Waterkwaliteit](#) wordt door verschillende overheden en maatschappelijke actoren samengewerkt om ervoor te zorgen dat in 2027 alle maatregelen genomen zijn om de waterkwaliteitsdoelen van de Kaderrichtlijn Water (KRW) te halen. Een belangrijk onderdeel van de Delta-aanpak is het verstevigen van de kennisbasis. Dit heeft vorm gekregen in de Kennisimpuls Waterkwaliteit (KIWK). De Kennisimpuls genereert kennis die waterbeheerders en andere belanghebbenden nodig hebben om de ambities van de Delta-aanpak te realiseren. Voor diergeneesmiddelen is nog niet goed bekend wat de emissies zijn en of deze tot verhoogde risico's in het (zoetwater)milieu kunnen leiden. Deze stoffen worden tot nog toe weinig gemonitord, waardoor de kans bestaat dat de KRW waterkwaliteitsdoelen mogelijk niet gehaald kunnen worden.

#### 4. SCHEMATISCHE WEERGAVE

Een overzicht van de mogelijke emissieroutes bij het gebruik van diergeneesmiddelen is weergegeven in Figuur 1.



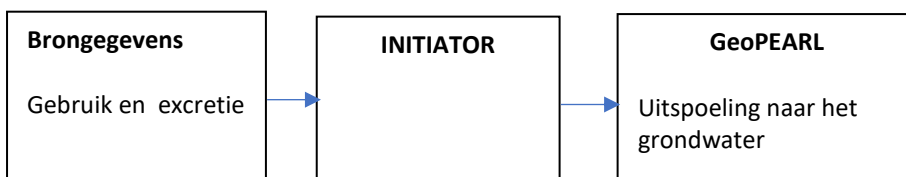
*Figuur 1: Schematische weergave emissie en transportroutes voor diergeneesmiddelen in het milieu.*

In deze studie is onderzocht op hoe de belasting van het grondwater en oppervlaktewater berekend kan worden als gevolg van het toedienen van mest op akkerland en de mate waarin restanten diergeneesmiddelen in de mest in het

grondwater dan wel het oppervlaktewater terecht kunnen komen. Voor de belasting van het grondwater werd gebruik gemaakt van de combinatie van de bestaande modellen INITIATOR (mest en nutriënten) en GeoPEARL (gewasbeschermingsmiddelen) en voor die van het oppervlaktewater werd gebruikt gemaakt van de modellenketen INITIATOR – GeoPEARL – LWKM (Landelijk Water Kwaliteitsmodel). In Figuur 2 is de modellenketen voor de belasting van het oppervlaktewater schematisch weergegeven. De modellen zijn niet direct gekoppeld; de uitvoer van het model wordt verwerkt tot een bestand dat kan worden ingelezen door het daaropvolgende model in de keten. In Figuur 3 is de modellenketen voor de belasting van het grondwater schematisch weergegeven.



*Figuur 2: Schematische weergave van de transportroute voor diergeneesmiddelen van de toepassing naar de belasting van het oppervlaktewater*



*Figuur 3: Schematische weergave van de transportroute voor diergeneesmiddelen van de toepassing naar de belasting van het grondwater*

## 5. WERKING

### *Brongegevens*

Op basis van een overzicht van het gebruik van diergeneesmiddelen van FIDIN (Fabrikanten Importeurs Diergeneesmiddelen Nederland), de fysisch-chemische eigenschappen van de diergeneesmiddelen en, voor zover beschikbaar, meetgegevens over het voorkomen van deze middelen in grondwater en oppervlaktewater is een stof geselecteerd om met emissie en verspreidingsmodellen inzicht te krijgen in de mate waarin het gebruik van deze stof de kwaliteit van het grondwater en oppervlaktewater kan beïnvloeden. De eerst gekozen stof is flumequine, een antibioticum dat wordt gebruikt bij vleeskalveren en vleeskuikens (orale toediening) ter bestrijding van bacteriële infecties. De dosering bij de toepassing van deze stof bij kalveren is ongeveer 1,9 g werkzame stof per dier per

jaar. Deze stof is ook in het oppervlaktewater aangetroffen ([Lahr et al., 2019](#)). De tweede gekozen stof is sulfadimidine. Dit middel wordt relatief veel gebruikt in varkenshouderij (vleesvarkens). De dosering bij de toepassing van deze stof is ongeveer 35 g werkzame stof per dier per jaar. Sulfadimidine wordt af en toe in het grondwater aangetroffen in concentraties tot 0,13 µg/L, net boven de signaleringswaarde van 0,1 µg/L ([Kivits et al., 2018](#))

### *INITIATOR*

Op basis van gegevens over de dosering van het gekozen middel en de geschatte gehalten in mest is het INITIATOR model ([Kros et al., 2019](#)) gebruikt om de belasting met flumequine of sulfadimidine te berekenen op landbouwpercelen. Daarbij wordt gebruik gemaakt van de ruimtelijke STONE schematisatie, waarbij het landbouwkundig areaal is ingedeeld in 6405 gebieden (plots) met vergelijkbare bodemeigenschappen ([Kroes et al., 2001](#)). INITIATOR berekent voor elke plot de belasting van het middel en geeft ook het deel van het areaal per plot waar mest wordt uitgereden.

### *GeoPEARL*

Het GeoPEARL model wordt momenteel in de nationale toelatingsprocedure voor gewasbeschermingsmiddelen gebruikt voor de beoordeling van de uitspoeling naar het grondwater. De versie die momenteel daarvoor gebruikt wordt is versie 3.3.3. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de ruimtelijke STONE schematisatie. Met het GeoPEARL model kan het ruimtelijke 90 percentiel van de mediane uitspoelconcentratie in de tijd op een diepte van 1 m berekend worden voor het areaal van het gewas waarvoor een aanvraag voor toelating wordt gedaan. Voor een veilig gebruik van een middel dient deze concentratie lager te zijn dan 0,1 µg/L. Voor het gebruik van een middel in dat deel van het areaal dat in een grondwaterbeschermingsgebied valt, dient de concentratie lager te zijn dan 0,01 µg/L.

Voor de beoordeling van het gebruik van diergeneesmiddelen op EU niveau wordt gebruik gemaakt van de richtsnoer die door de EMA is opgesteld ([EMA, 2016](#); [EMA, 2018](#)). In eerste instantie wordt gebruik gemaakt van een metamodel, waarbij getoetst of de berekende concentratie van het middel beneden de norm blijft van 0,1 µg/L. Indien dat niet het geval is wordt gebruik gemaakt van het FOCUSPEARL

model om de uitspoelconcentratie in de bodem op 1 m diepte uit te rekenen voor een FOCUS grondwaterscenario voor Okehampton met wintergraan ([EMA, 2018](#)). Indien de concentratie beneden de norm blijft maar de PNEC oppervlaktewater kleiner is dan 1 µg/L, dan wordt alsnog het ecotoxicologische risico beoordeeld, aangezien het herstel van een grondwater ecosysteem relatief traag verloopt.

Het GeoPEARL model wordt in deze studie gebruikt om de uitspoelconcentratie op 1 m diepte uit te rekenen van een diergeneesmiddel als dat na het uitrijden van mest in de bodem terechtkomt. Het gebruik van het GeoPEARL model biedt de mogelijkheid om bij de berekening van de uitspoeling naar het grondwater rekening te houden met het areaal waar de belasting van de bodem optreedt en met de ruimtelijke verschillen in bodemeigenschappen, hydrologie en klimaat. Het GeoPEARL model kan ook gebruikt worden om voor STONE plots de afvoer via drainage (lokaal of regionaal) naar het oppervlaktewater te berekenen. Hierbij dient opgemerkt te worden dat in deze versie van het model geen rekening wordt gehouden met preferentiële stroming van water en de stof. Dit transport is vooral van belang in het geval van gronden met macroporiën (krimpscheuren, wormgangen etc.).

### *Grondwater*

Voor de berekening van de uitspoeling van diergeneesmiddelen naar het grondwater is gebruik gemaakt van GeoPEARL versie 3.3.3. Aangezien in GeoPEARL voor de berekening van de uitspoeling een keuze moet worden gemaakt uit de gewassenlijst is gekozen voor mais. Dat betekent dat alle plots geselecteerd worden waarvan het areaal mais hoger is dan 0.01 ha. Het aantal geselecteerde plots is dan 6060 (van het totale aantal van 6405 STONE plots) Voor de berekening van de concentraties in het grondwater wordt geen onderscheid gemaakt in de dosering per plot, maar wordt een uniforme dosering voor alle plots waar mais voorkomt gebruikt. In de berekeningen is uitgegaan van een jaarlijkse aanwending van de totale jaarlijkse hoeveelheid drijfmest op 26 mei voor een evaluatieperiode van 20 jaar. Op basis van de 20 verkregen jaarlijkse uitspoelconcentraties wordt dan de mediane waarde geselecteerd (het temporele 50 percentiel zoals eerder vermeld). Vervolgens wordt dan op basis van de mediane uitspoelconcentraties van de doorgerekende plots het ruimtelijk 90 percentiel bepaald.

De berekende jaarlijkse dosering flumequine per STONE plot varieert, maar is van de orde van grootte van enkele tientallen mg/ha. In de berekeningen is uitgegaan van

een jaarlijkse aanwending van de totale jaarlijkse hoeveelheid drijfmest op 26 mei voor een evaluatieperiode van 20 jaar. De hoeveelheid middel in de kalvermest werd over de bovenste 15 cm van de bodem verdeeld. De berekende jaarlijkse dosering van sulfadimidine is ongeveer 60 g/ha, dat is ruim een factor 1000 hoger dan de gemiddelde dosering van flumequine.

Op basis van literatuurgegevens werd een half-waarde tijd (DegT50) van flumequine in de bodem van 6,4 d (Hoeksma et al, 2020) geselecteerd. De coëfficiënt voor de sorptie aan organische-stof ( $K_{om}$ ) is 104,4 L/kg (Hoeksma et al., 2020). Aangezien het gedrag van het middel in sterke mate wordt beïnvloed door de DegT50 en de  $K_{om}$  zijn ook berekeningen uitgevoerd voor andere waarden van deze stofgegevens. Metingen van deze parameters kunnen per bodemtype verschillen en een factor 3 verschil is geen uitzondering. Een lagere  $K_{om}$  leidt tot meer uitspoeling en met een hogere DegT50 blijft het middel ook langere tijd in het profiel aanwezig. Ook is een berekening uitgevoerd naar het effect van een andere datum van toediening, namelijk 15 augustus in plaats van 26 mei. Opgemerkt dient te worden dat mest alleen in de periode 15 februari – 31 augustus uitgereden mag worden. Voor sulfadimidine werd een half-waarde tijd (DegT50) gebruikt van 3,36 d (OPERA schatting, Kools et al., 2022). De coëfficiënt voor de sorptie aan organische-stof ( $K_{om}$ ) bedraagt 84,6 L/kg (OPERA schatting, Kools et al., 2022).

De resultaten van de berekeningen van het ruimtelijk 90-percentiel van de mediane uitspoelconcentratie op 1 m, hierna aangeduid als de PEC90 (90-percentiel van de Predicted Environmental Concentration), voor runs met verschillende combinaties van stoffeigenschappen en toedieningstijdstippen zijn weergegeven in tabel 1. Uit de resultaten blijkt dat de PEC90 van flumequine in het grondwater ver beneden de limiet van 0,1 µg/L blijft die gehanteerd wordt bij zowel de beoordeling van gewasbeschermingsmiddelen als diergeneesmiddelen. De concentraties blijven ook onder de 0,01 µg/L die voor gewasbeschermingsmiddelen in grondwaterwingebieden gehanteerd wordt.

Tabel 1: PEC90 (90-percentiel) uitspoelconcentratie op 1 m diepte voor flumequine op maispercelen. Dosering 22 mg werkzame stof ha<sup>-1</sup>; inwerken in bovenste 15 cm.

Run	DT50 (d)	$K_{om}$ (L/kg)	Toedieningsdatum	PEC90 (µg/L)
1	6,4	104,4	26 mei	< 0,0000005

2	6,4	34,8	26 mei	< 0,0000005
3	19,2	104,4	26 mei	< 0,0000005
4	730,0	104,4	26 mei	0,000305
5	730,0	10	26 mei	0,003422
6	6,4	104,4	15 augustus	< 0,0000005
7	730,0	10	15 augustus	0,003878

Vanwege de onzekerheid in de waarde voor de  $K_{om}$  en de DegT50 van flumequine zijn ook voor andere waarden van deze stoffeigenschappen berekeningen uitgevoerd. Een hogere DegT50 en een lagere sorptiecoëfficiënt geeft een hoger risico op uitspoeling, maar ook bij een DegT50 van 730 d (stof persistent) en een  $K_{om}$  van 10 L/kg (stof mobiel) blijft de PEC90 onder de limiet van 0,01 µg/L voor grondwaterbeschermingsgebieden en 0,1 µg/L voor het landbouwkundig areaal als geheel.

De dosering van het diergeneesmiddel via toegediende mest op maispercelen is zeer laag. Voor gewasbeschermingsmiddelen ligt die doorgaans meer dan een factor 1000 hoger. In de gevolgde procedure is de hoeveelheid flumequine in de mest die op maispercelen in een STONE-plot is aangebracht verdeeld over de totale oppervlakte van de plot.

Ook voor sulfadimidine werd een PEC90 berekend van < 0,0000005 µg/L. Op basis van een gemeten DegT50 waarde van 24,6 dagen werd een PEC90 berekend van 0,000002 µg/L. In beide gevallen ligt de PEC90 ver beneden de limiet van 0,1 µg/L.

#### *Oppervlaktewater*

De berekening van de afvoer van flumequine via drainage naar het oppervlaktewater voor elke plot met mais werd uitgevoerd voor de periode van 2015 tot en met 2019. Om dat te kunnen doen zijn de bestanden met de meteorologische tijdreeksen in GeoPEARL 3.3.3 vervangen door tijdreeksen van deze gegevens voor de jaren 2015 tot en met 2019 voor elk van de 12 meteorodistricten in de ruimtelijke STONE schematisatie. Vervolgens werd voor elke STONE plot met mais de belasting van de plot uitgerekend op basis van de met INITIATOR berekende belasting per ha maisperceel vermenigvuldigd met de fractie van het areaal van de STONE plot waarbinnen de mest was uitgereden. Vervolgens werd met GeoPEARL de afvoer van



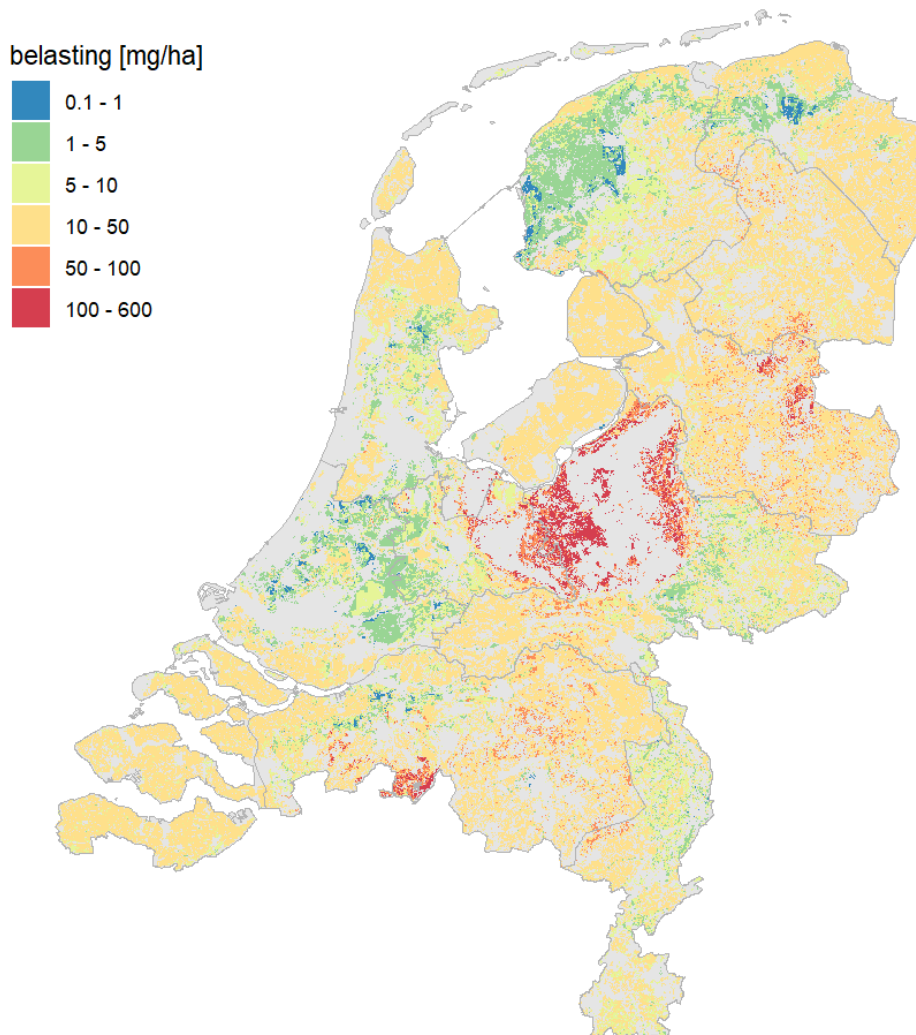
drainagewater en de stofflux van het middel naar het oppervlaktewater op decadebasis (gemiddelde over een periode van 10 dagen) uitgerekend voor elk van de jaren in de bovengenoemde periode. Dat houdt ook in dat er aan het begin van de simulatie van een jaar er geen middel in het bodemprofiel aanwezig is.

#### *LWKM*

De concentraties in het oppervlaktewater van de door GeoPEARL berekende emissies van diergeneesmiddelen zijn doorgerekend met het Landelijk Waterkwaliteits Model LWKM ([Van der Bolt et al, 2020](#)). Daarbij is alleen gebruik gemaakt van de oppervlaktewaterschematisatie van Landelijk KRW-Verkenner Model (LWKM versie 2.5) ([Mulder et al, 2015](#)). Dit model is gebaseerd op het Landelijk Hydrologisch Model en bevat alle 745 KRW-Waterlichamen op nationale schaal. Het LKM is ook toegepast in de Nationale Analyse Waterkwaliteit ([Cleij et al, 2020](#), [van Gaalen et al, 2020](#)) en de Ex-Ante KRW evaluaties voor stikstof en fosfaat. Bij de modellering is in eerste instantie uitgegaan van een worst-case scenario door te veronderstellen dat de diergeneesmiddelen niet verder afbreken in het oppervlaktewater.

Uitgangspunt voor de belastingen van flumequine op het oppervlaktewater zijn de GeoPEARL berekeningen, die gevoed met de flumequine-belasting via dierlijke mest berekend met het INITIATOR model. Figuur 4 toont de opgebrachte hoeveelheid flumequine via de mest op de percelen.

Flumequine: belasting bodem in 2015



*Figuur 4: Belasting van flumequine in 2015 op de GeoPEARL plots. De informatie is feitelijk de invoer vanuit INITIATOR. Hotspots zijn terug te vinden rondom de Veluwe en in het zuiden van Brabant.*

Via GeoPEARL wordt vervolgens de uitspoeling naar het oppervlaktewater via de drains berekend met de uit de literatuur verkregen stofgegevens voor flumequine (DT50 in bodem = 6,4 d;  $K_{om} = 104,4$  L/kg, mestgift in mei). In dit onderdeel zijn ook berekeningen uitgevoerd met andere waarden voor de DegT50 en  $K_{om}$ .

Slechts een klein deel van de via de mestgift toegediende flumequine komt via de drains tot afvoer (zie tabel 2). Wel zijn er duidelijke verschillen te zien tussen de

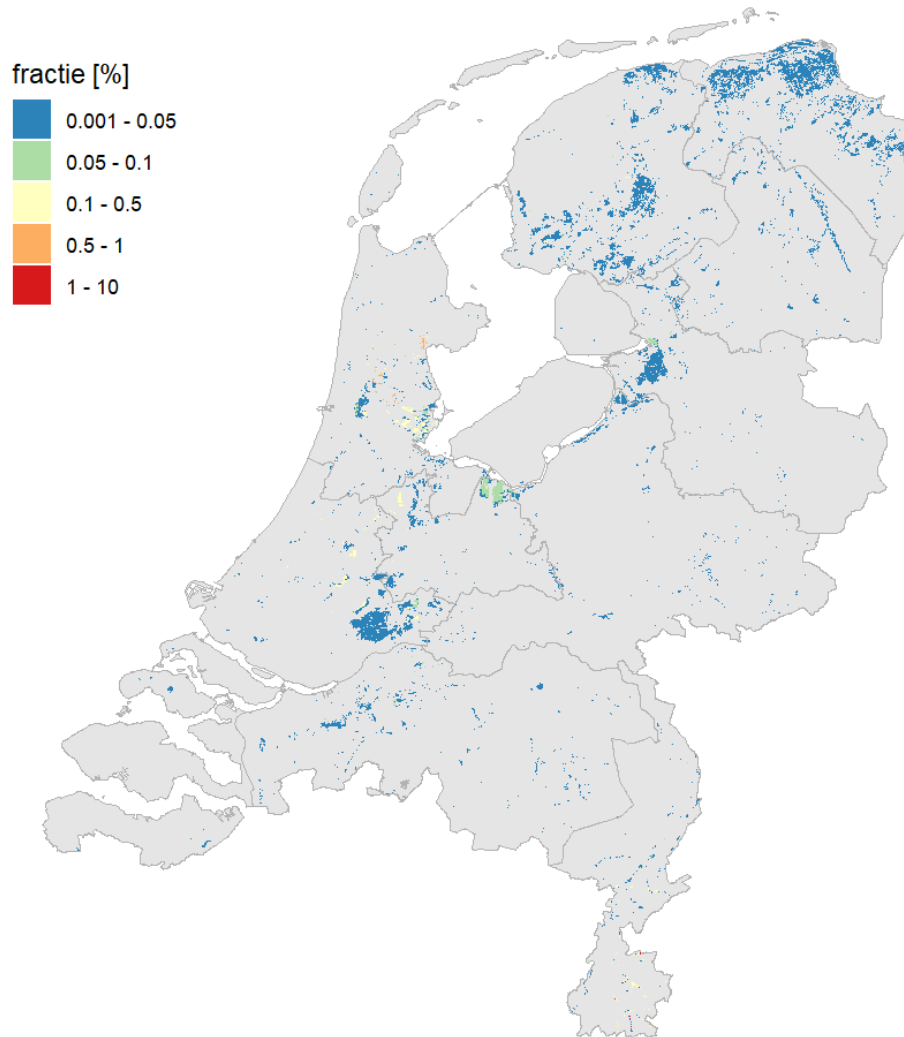
verschillende jaren. In figuur 5 en 6 wordt dit ook ruimtelijk weergegeven voor 2015 en 2016.

Tabel 2: Fractie afvoer van flumequine via drainage ten opzichte van de toediening werkzame stof per jaar voor heel Nederland. Let op de eenheden.

Jaar	toediening [kg]	afvoer via drainage [g]	fractie [promille]
2015	45,2	0,35	0,01
2016	45,6	13,82	0,30
2017	47,6	0,41	0,01
2018	50,5	1,52	0,03
2019	50,7	4,17	0,08

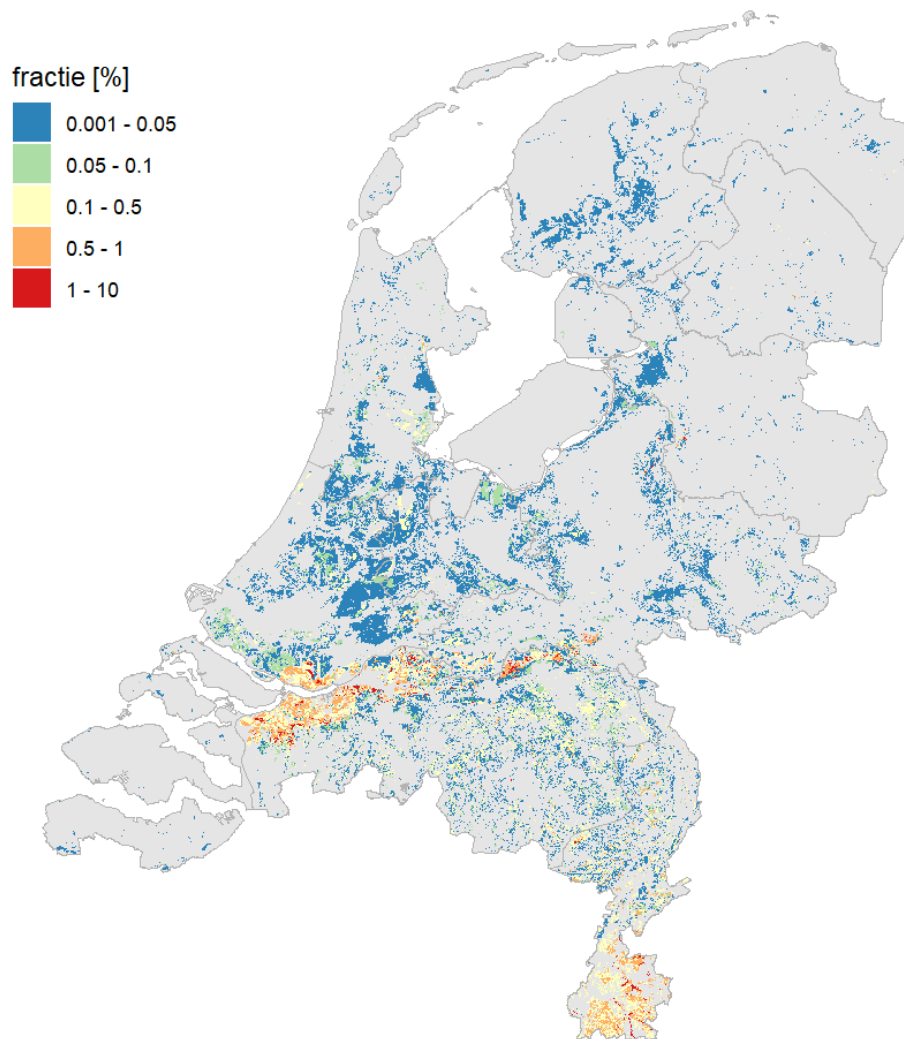
In figuren 5 en 6 zijn de verhouding tussen toediening flumequine en afvoer via drainage ruimtelijk weergegeven voor 2015 en 2016. Daarin is een groot verschil te zien. Het voorjaar van 2016 was veel natter dan het voorjaar van 2015, waardoor de afvoer van flumequine naar het oppervlaktewater in 2016 aanzienlijk hoger was dan in 2015.

Flumequine: fractie uitspoeling naar drains in 2015



*Figuur 5: Berekende fractie (%) van de massa afgevoerd via drainage naar het oppervlaktewater ten opzichte de massa toegediend in 2015. Juni 2015 is relatief droog, waardoor weinig flumequine tot afvoer komt via de drainage.*

## Flumequine: fractie uitspoeling naar drains in 2016



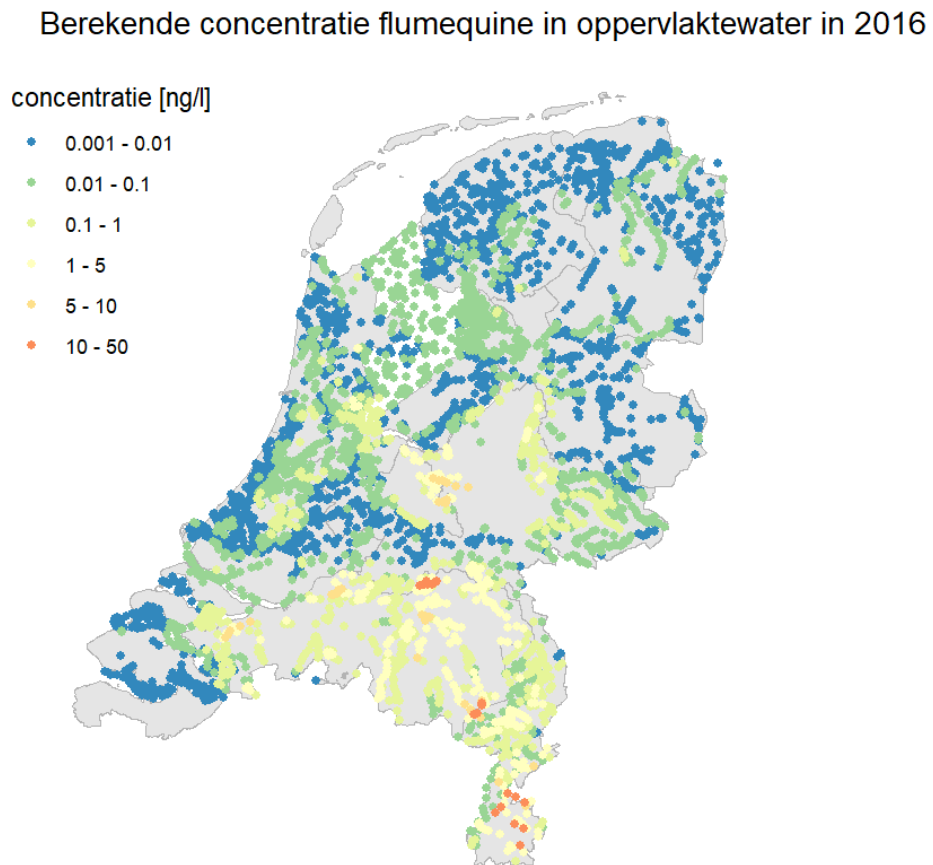
*Figuur 6: Berekende fractie (%) van de massa afgevoerd via drainage naar het oppervlaktewater ten opzichte de massa toegediend in 2016. 2016 kent een relatief natte juni maand ten opzichte van 2015.*

De ruimtelijke verdeling van de uitspoelingsfractie via drainage naar het oppervlaktewater lijkt in eerste instantie niet logisch. In de modelberekeningen komt flumequine via de mest uitsluitend terecht op STONE plots waar mais geteeld wordt percelen. Maisteelt vind vooral plaats op zandgronden in oost en zuid Nederland. De fractie uitspoeling blijft daar echter beperkt. Daarentegen zie je in veenweide en in noordwest Brabant en Zuid-Limburg gebieden relatief hoge uitspoelingsfracties. Dit kan verklaard worden door de afwezigheid van drainage op de zandgronden in de

hydrologische STONE schematisatie die in GeoPEARL gebruikt wordt en het feit dat de uitspoeling voornamelijk via infiltratie en ondiepe grondwaterstromen plaatsvindt.

#### *Concentraties in oppervlaktewater*

De belasting van flumequine naar het oppervlaktewater kan vervolgens toegevoegd worden aan de LWKM schematisatie. Op basis van deze belastingen zijn vervolgens de concentraties in berekend. In figuur 7 zijn deze weergegeven voor 2016. De hoogste concentraties komen voor in Zuid Limburg en in Brabant.

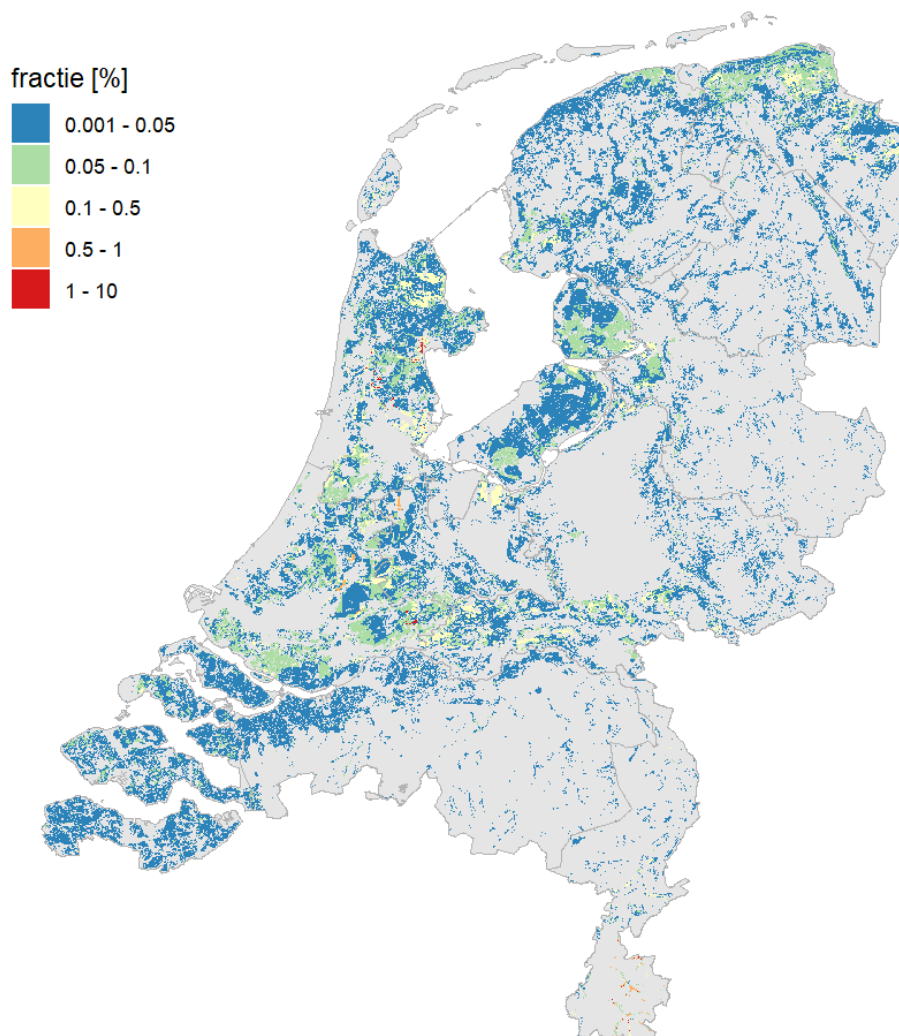


*Figuur 7: Berekende concentraties van flumequine in het oppervlaktewater in 2016.*

### Gevoeligheid stofparameters

Er zijn 3 extra scenario's doorgerekend op basis van 2015 om de gevoeligheid van stofparameters (DegT50 en  $K_{om}$ ) en de toedieningsdatum (15 augustus i.p.v. 26 mei) te toetsen. In figuur 8 is de afvoerfractie via drainage voor 2015 van een stof met een grotere halfwaardetijd weergegeven. Daaruit blijkt duidelijk dat bij een tragere afbraak in de bodem er meer flumequine in het oppervlaktewater terecht kan komen dan vergeleken met figuur 5.

Flumequine: fractie uitspoeling naar drains in 2015\_DT50



*Figuur 8: Berekende fractie van de massa afgevoerd via drainage naar het oppervlaktewater ten opzichte de massa toegediend in 2015 met een aangepaste DT50 van 18 dagen.*

Tabel 3 geeft de resultaten weer voor alle oppervlaktewater eenheden, inclusief de KRW-Waterlichamen. Weergegeven is de range in concentraties en het aantal KRW-Waterlichamen met een concentratie boven de 1 ng/L. De resultaten laten zien dat de concentratie gevoelig is voor:

- Hydrologie. De afvoer via drainage van GeoPEARL naar het oppervlakte water in 2016 is veel hoger dan in andere jaren. Dit is te verklaren door een natte periode na toediening van de mest.
- Stofgegevens van het diergeneesmiddel voor GeoPEARL. Een hogere halfwaardetijd en een lagere adsorptie coëfficiënt zorgen voor meer afvoer via drainage en daardoor hogere concentraties in het oppervlaktewater.

Tabel 3: Berekende concentratie-ranges van flumequine in KRW-oppervlaktewaterlichamen in ng/L en het aantal KRW-Waterlichamen met een concentratie boven de 1 ng/L voor de jaren 2015-2019 en de gevoeligheid van stofparameters (DT50 en  $K_{om}$ ) en de toedieningsdatum (15 augustus i.p.v. 26 mei) voor het jaar 2015.

Jaar	DT50 (d)	$K_{om}$ (L/kg)	Toedieningsdatum	Concentratie range (ng/L)	Aantal WL <sup>1</sup> > 1 ng/L (#)
2015	6,4	104,4	26 mei	0 - 2,9	0
2016	6,4	104,4	26 mei	0 - 54,4	64
2017	6,4	104,4	26 mei	0 - 2,9	3
2018	6,4	104,4	26 mei	0 - 10,8	8
2019	6,4	104,4	26 mei	0 - 8,8	22
2015	6,4	104,4	15 augustus	0 - 25,9	58
2015	18	104,	26 mei	0 - 3,9	6
2015	6,4	34,8	26 mei	0 - 8,3	2

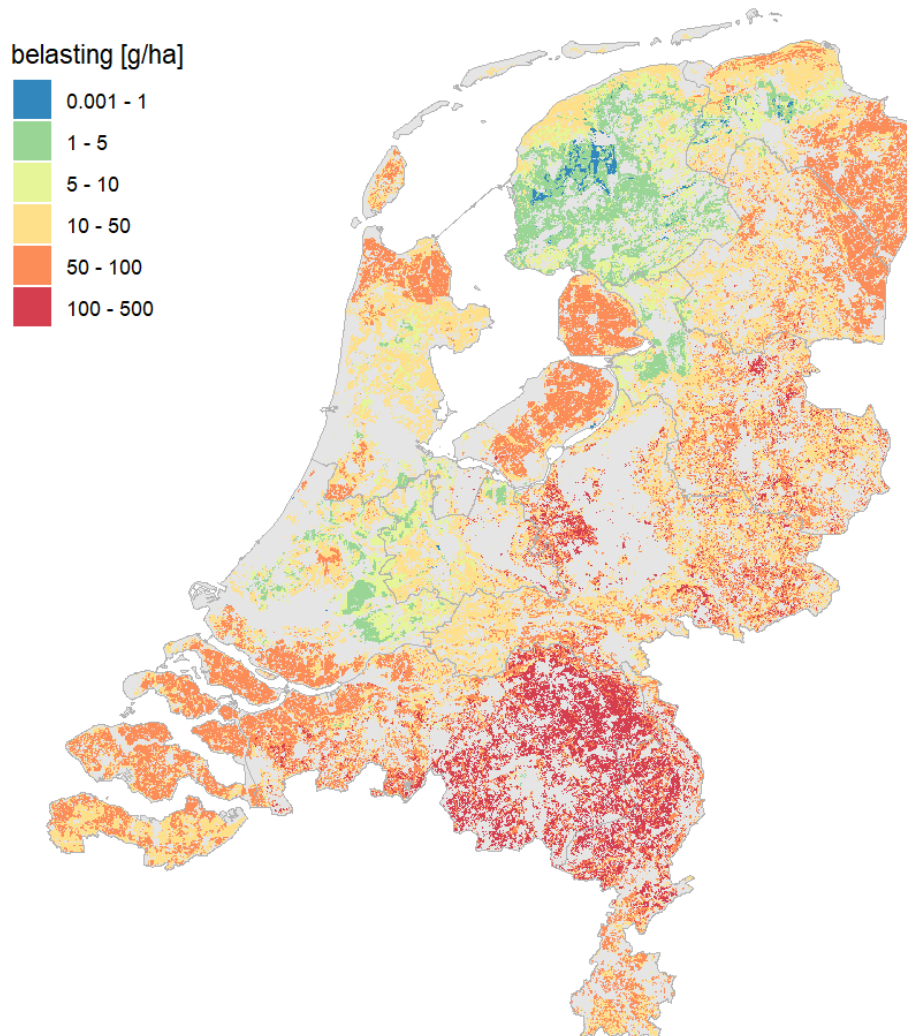
### *Sulfadimidine*

Naast flumequine is er ook gerekend met sulfadimidine. Figuur 9 geeft de belasting van sulfadimidine op de percelen weer. In vergelijking met de flumequine is de belasting ongeveer 1000 keer hoger.

<sup>1</sup> Nederland kent ongeveer 745 KRW Waterlichamen.



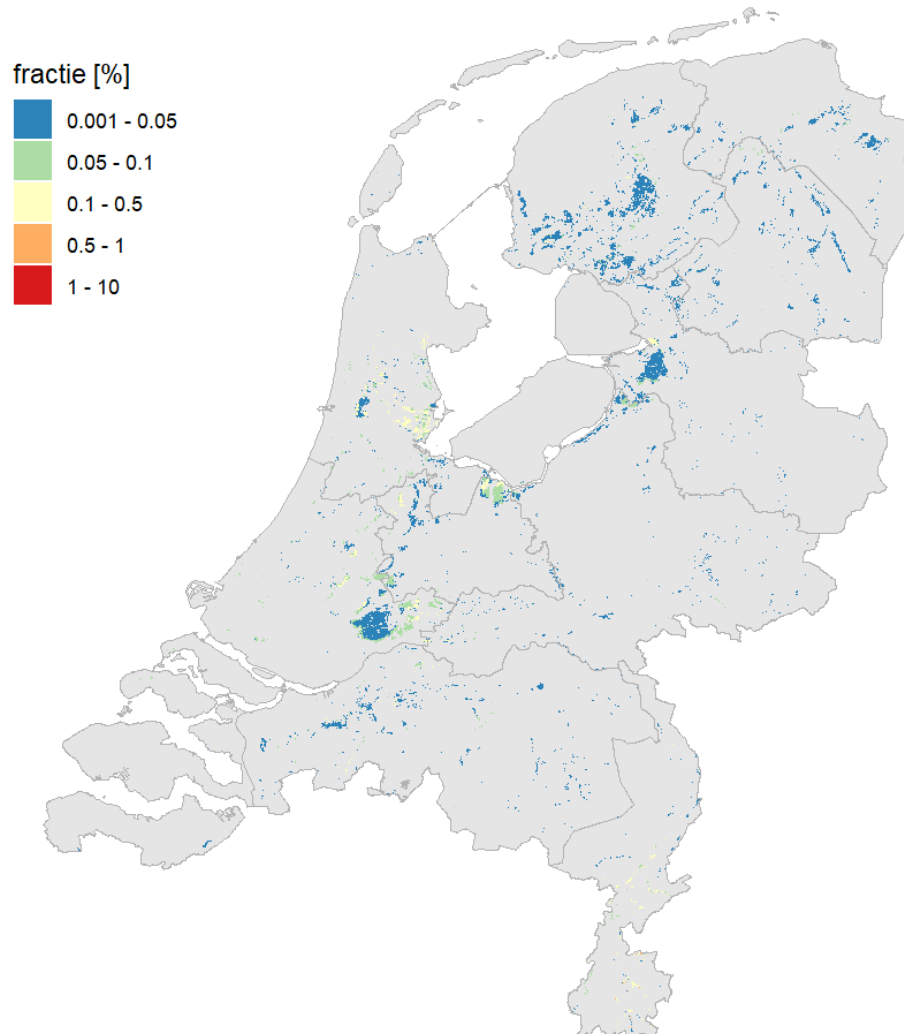
Sulfadimidine: belasting bodem in 2015



*Figuur 9: Belasting van sulfadimidine in 2015 op de GeoPEARL plots. De informatie is feitelijk de invoer vanuit INITIATOR. Hotspots zijn voornamelijk terug te vinden in Brabant. Ten opzichte van flumequine is de opgebrachte hoeveelheid een factor 1000 hoger.*

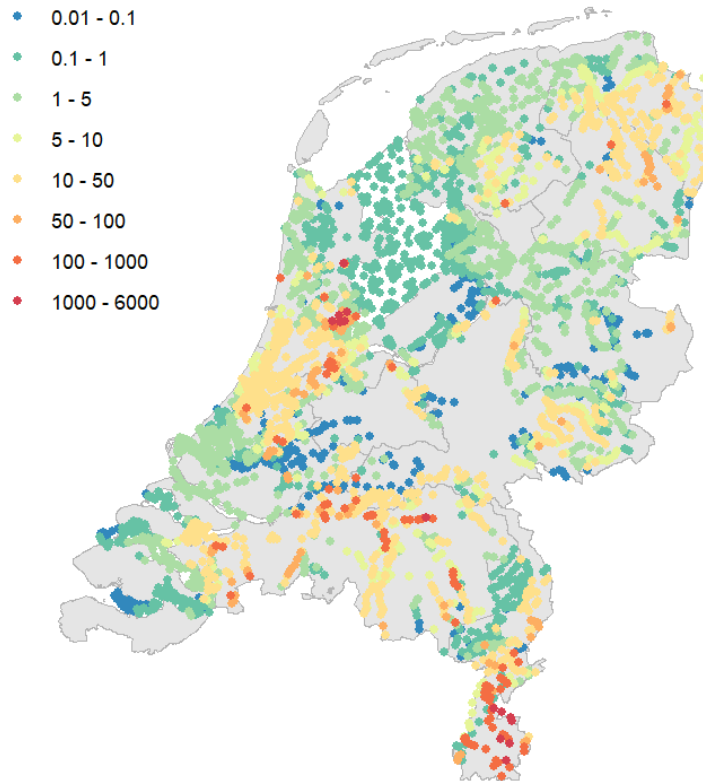
In figuur 10 is de uitspoelingsfractie via de drainage weergegeven. Het patroon is zeer vergelijkbaar met de uitspoelingsfractie van flumequine. Dit is goed te verklaren door het feit dat beide stoffen vergelijkbare stoffeigenschaften ( $DT_{50}$ ,  $K_{om}$ ) hebben en op dezelfde GeoPEARL plots worden toegediend. De dosering is echter veel hoger, wat een effect heeft op de belasting naar het oppervlaktewater en de daarin resulterende concentraties (figuur 11).

Sulfadimidine: fractie uitspoeling naar drains in 2015



*Figuur 10: Berekende fractie van de massa afgevoerd via drainage naar het oppervlaktewater ten opzichte de massa toegediend in 2015 voor sulfadimidine*

Berekende concentratie sulfadimidine in oppervlaktewater in 2016  
concentratie [ng/l]



*Figuur 11: Berekende concentraties van sulfadimidine in het oppervlaktewater in 2016.*

#### *Onzekerheid*

De hier getoonde berekeningsresultaten voor de concentraties in oppervlaktewater zijn omgeven met onzekerheden. Belangrijke onzekerheidsbronnen betreffen:

- Stofkarakteristieken, zoals omzettings- en afbraaksnelheden in dier, mestopslagen en bodem.
- Dosering per dier
- Duur van mestopslag
- De berekende toegediende hoeveelheden flumequine en sulfadimidine . In de berekeningen zijn uitsluitend emissies van flumequine en sulfadimidine uit mestgift op STONE plots waar mais voorkomt (95% van de STONE plots) meegenomen. Emissie inschattingen voor andere routes naar het oppervlaktewater zoals RWZI's of aanvoer vanuit het buitenland zijn niet meegenomen..

- Datum van toedienen mest.
- Het betreffende weerjaar
- Invloed van snelle routes met beperkte interactie met de bodemmatrix (preferente stroombanen, oppervlakkige afstroming).

### *Discussie*

Het is volgens de hier gehanteerde modelberekeningen niet waarschijnlijk dat de aanwending van (drijf)mest waarin restanten aanwezig zijn van de gebruikte diergeneesmiddelen flumequine en sulfadimidine leidt tot een overschrijding van de norm voor de concentratie in het grondwater. Uit het overzicht van de verzamelde stofgegevens in het KIWK deelproject van werkzame stoffen uit diergeneesmiddelen blijkt dat de met een modelbenadering (QSAR) geschatte halfwaardetijd voor de andere diergeneesmiddelen ook meestal in de orde van grootte van meerdere dagen is. Deze stoffen worden dan relatief snel in de bodem omgezet, waardoor het risico op verontreiniging van het grondwater gering is. Wel dient te worden opgemerkt dat er weinig metingen zijn van de DegT50 in de bodem ([Lahr et al. 2019](#)). Het is daarom van belang om metingen van de snelheid en mate van omzetting in de bodem te doen om daarmee het risico op uitspoeling naar het grondwater beter te kunnen schatten.

Ook zijn de geschatte hoeveelheden van de diergeneesmiddelen in de mest die aangewend wordt op landbouwpercelen gering. Voor flumequine is dat van de orde van grootte van enkele tientallen mg per ha. Voor sulfadimidine is dat van de orde van tientallen g/ha, dus ruwweg een factor duizend groter. Dat verschil komt door de hogere dosering van sulfadimidine, de grotere aantallen behandelde dieren en de aanname dat er geen afbraak van het middel is tijdens opslag van de mest. Dat leidt dan tot hogere berekende concentraties in het oppervlaktewater. Ook hier moet dus rekening gehouden worden met de onzekerheid in de hoeveelheid van het middel die in de mest aanwezig is op de dag waarop de mest wordt uitgereden. Ook voor deze stof kan een betere schatting van de belasting van de bodem worden gemaakt door het gehalte van de stof in de uit te rijden mest te meten.

Over het voorkomen van diergeneesmiddelen in het grondwater is nog maar beperkte informatie beschikbaar ([Lahr et al. 2019](#)) hebben een overzicht gegeven van de uitgevoerde metingen van diergeneesmiddelen gemeten in het grondwater. Flumequine werd niet aangetroffen in het grondwater (n=84), maar sulfadimidine

werd 32 maal gemeten in het (on-)diepe grondwater (38% van de 84 metingen). De maximale gemeten concentratie in ondiep grondwater bij Gelderlandse bedrijven na de toediening van drijfmest (varkens en kalveren) bedroeg 0,18 µg/L (totaal 15 metingen); de overige gemeten concentraties waren van de orde van enkele duizendsten tot honderdsten µg/L ([Lahr et al., 2018](#)). Bij de metingen van diergeneesmiddelen in het grondwater in de Provincie Gelderland (meetronde 2015, 114 peilbuizen) werd twee maal een concentratie boven de norm van 0,1 µg/L gemeten, nl. 0,23 en 0,96 µg/L. Het is niet bekend of deze concentraties representatief zijn voor het areaal waarop de varkens- en kalvermest wordt uitgereden. Een nadere analyse van de kwaliteit van de metingen (bemonsteringsmethode, monstername diepte, bodemtype, ondergrond en landgebruik rond het monsternamepunt) zou nodig zijn om de verkregen meetresultaten in dit verband zo goed mogelijk te kunnen interpreteren. Verder zou het wenselijk zijn om voor enkele middelen, die in het grondwater zijn aangetoond, metingen te verrichten in het diepe en ondiepe grondwater nabij grondwaterwinningen binnen het landbouwkundig areaal. Het is voor het gebruik van de modellen INITIATOR en GeoPEARL daarbij wel van belang dat er meer meetgegevens beschikbaar komen over het gehalte en de mate van omzetting van deze stoffen in de uitgescheiden mest en van de fysisch-chemische eigenschappen van de middelen in de bodem (met name de DegT50 en de  $K_{om}$ ).

Binnen het [SUSPECT PhD-project](#) is met metingen en modellering gekeken of concentraties diergeneesmiddelen in de mest opslag afnemen. Van ongeveer 20 diergeneesmiddelen bleek de halfwaardetijd in mest enkele tientallen dagen of korter te zijn.

Wellicht is het mogelijk om door aanvullende maatregelen ten aanzien van het gebruik van het middel als ook de opslagperiode van de mest emissies naar het milieu zoveel mogelijk te beperken.

## 6. KOSTEN EN BATEN

Op basis van de in deze studie uitgevoerde berekeningen met GeoPEARL voor flumequine, sulfadimine en enkele hypothetische stoffen met een hoge DegT50 (persistent) en lage  $K_{om}$  (mobiel) lijken de risico's voor uitspoeling naar het grondwater gering. Om deze risico's beter te kunnen beoordelen dienen er kwalitatief goede gemeten waarden voor de gehalten van deze stoffen in de uitgereden mest als

ook metingen van de fysisch-chemische eigenschappen van deze stoffen in de bodem beschikbaar te komen ten behoeve van berekeningen met het GeoPEARL model. Bij de beoordeling van de uitspoeling van gewasbeschermingsmiddelen dient de concentratie op 1 m diepte berekend met GeoPEARL kleiner te zijn dan 0,1 µg/L in 90% van het areaal van het gewas waarvoor de toepassing gevraagd wordt. Dat houdt ook in dat in 10 % van het gewasareaal de uitspoelconcentratie op 1 m diepte groter is dan 0,1 µg/L. Een dergelijke benadering wordt niet gevolgd bij de beoordeling van diergeneesmiddelen op EU niveau. Daar wordt volstaan met het doorrekenen van het FOCUS grondwater scenario voor wintergraan in Okehampton ([EMA, 2018](#)). Wel is het zo dat bij de beoordeling bij de toelating van diergeneesmiddelen ook gekeken wordt naar mogelijke effecten op grondwater ecosystemen indien de PNEC (Predicted No Effect Concentration) voor het oppervlaktewater lager is dan 1 µg/L. Als de risicocoëfficiënt dan groter is dan 1, dan dienen er risico-mitigerende maatregelen genomen te worden. In het geval dat de berekende concentratie in het grondwater voor het Okehampton scenario groter zou zijn dan 0,1 µg/L, dan valt te overwegen om op NL niveau analoog aan dat voor gewasbeschermingsmiddelen een hogere tier te introduceren waarbij met behulp van INITIATOR en GeoPEARL een meer realistische schatting gegeven kan worden van de uitspoelconcentratie van het diergeneesmiddel in het grondwater waarbij dan rekening wordt gehouden met het areaal waar de mest wordt uitgereden en die ook rekening houdt met de bodemgesteldheid en klimaat van Nederland.

Voor de emissie naar het oppervlaktewater als gevolg van drainage hangen de berekende concentraties af van zowel de mate van de waterafvoer via drainage naar het oppervlaktewater als van het gedrag van de stof in de bodem na uitrijden van de mest. Aangezien in de beoordeling van de belasting van het oppervlaktewater wordt gekeken naar de effecten op waterorganismen, kunnen ook lage concentraties in het oppervlaktewater tot nadelige effecten leiden. Het verdient daarom aanbeveling om kritisch te kijken naar het gebruik van diergeneesmiddelen en ernaar te streven om het gebruik van deze middelen zoveel mogelijk te beperken. Verder kan in het geval dat er meerdere middelen gebruikt kunnen worden door de toepasser, het middel gekozen worden met de minst mogelijke belasting van het oppervlaktewater. Door meer kritisch te kijken naar het gebruik van het middel is het wellicht mogelijk om zowel de emissie als nadelige ecotoxicologische effecten te verminderen. Dat vergt wel een inspanning en bijbehorend budget voor de voorlichting van veehouders en dierenartsen, maar de baten zijn dan een verminderde emissie dan wel een

vermindering van de milieu-effecten. Voor de waterschappen is het voordeel dan dat zij minder hoeven te besteden aan de verbetering van de waterkwaliteit.

## 7. RANDVOORWAARDEN

In dit project is een nieuwe operationele modellenketen gerealiseerd bestaande uit de modellen INITIATOR, GeoPEARL en LWKM waarmee het nu mogelijk is om de concentraties van diergeneesmiddelen uit te rekenen in het oppervlaktewater als gevolg van het gebruik van deze middelen in de veehouderij. Dat maakt het mogelijk om met ruimtelijke verschillen in de belasting door het uitrijden van mest en ruimtelijke verschillen in bodemeigenschappen, klimaat en hydrologie rekening te houden.

Helaas ontbreekt het vaak aan meetgegevens en aan stofspecifieke gegevens van diergeneesmiddelen met betrekking tot het gedrag en de toxiciteit van deze middelen in de bodem en het waterlichaam (waterlaag en sediment). Ook zijn er vaak geen of weinig gegevens over de gehalten van deze stoffen in de uitgescheiden mest en de mate waarin tijdens opslag deze stoffen omgezet kunnen worden. Verder is er weinig bekend over het voorkomen en het gedrag van mogelijk relevante metabolieten van het diergeneesmiddel in mest, bodem, grond- en oppervlaktewater.

Het huidige modelinstrumentarium zou gebruikt kunnen worden om gebieden te kunnen identificeren waar verhoogde concentraties verwacht worden. Dat zou dan gebruikt kunnen worden om meer gericht en efficiënter de kwaliteit van het oppervlaktewater te kunnen monitoren. Echter gezien de onzekerheden in zowel de massa die in de bodem terecht komt als de fysisch-chemische eigenschappen van de stof als ook de hydrologie verdient het aanbeveling om een pilot uit te voeren naar de bruikbaarheid van het instrument om hotspots te kunnen identificeren. Daarbij dient dan ook duidelijk te worden welke informatie er nodig is om een dergelijk instrument in de praktijk bruikbaar te maken. Voor de selectie van de stof in de pilot kan gebruik gemaakt worden van de risico-indicator zoals ontwikkeld door Rakonjac et al. ([2022](#)). Met deze indicator kan een stof gekozen worden die de grootste kans heeft om op meerdere plaatsen aangetroffen te worden.

## 8. GOVERNANCE

Per 28 januari 2022 is de nieuwe diergeneesmiddelenverordening 2019/6 in werking getreden (EMA, 2019). Vanaf nu geldt dat voor alle nieuwe aanvragen een milieurisicobeoordeling moet worden uitgevoerd. Voor middelen die vóór 2005 zijn geregistreerd, kan een 'case-by-case' een milieurisicobeoordeling plaatsvinden indien deze nog niet is uitgevoerd. De beoordeling van Persistentie, Bio-accumulatie en Toxiciteit, de zogenaamde PBT beoordeling, is in deze verordening uitgewerkt. Middelen die voldoen aan de PBT criteria, d.w.z. persistent, bio-accumulerend en/of toxisch zijn, worden alleen nog toegelaten voor gebruik bij voedselproducerende dieren als aangetoond kan worden dat de werkzame stof essentieel is om een ernstige bedreiging voor de diergezondheid te voorkomen of te beheersen.

#### 9. PRAKTIJKERVARINGEN EN LOPENDE INITIATIEVEN

De resultaten van dit project sluit goed aan bij de bevindingen in het [SUSPECT](#) project. In het kader van dat project hebben Rakonjac et al. (2018) een indicator ontwikkeld waarmee het gehalte van diergeneesmiddelen in mest kan worden geschat. De residuen die met deze indicator geschat werden, kwamen goed overeen met de meest aangetroffen diergeneesmiddelen in de mest. Indien er geen metingen beschikbaar zijn over het gehalte van het middel in mest kan met deze indicator een eerste schatting gemaakt worden. Met het berekende gehalte en de gebiedsafhankelijke hoeveelheden uit te rijden mest kunnen dan vervolgens verwerkt worden door de combinatie GeoPEARL en LWKM voor de berekening van de belasting en concentraties van diergeneesmiddelen in oppervlaktewater. In het [SUSPECT](#) project gaat ook onderzoek verricht worden naar de mate van run-off van water vanaf het veld naar de sloot in het gebied rond Barneveld. Met de bijdrage van run-off van water met diergeneesmiddel is in het GeoPEARL model nog geen rekening gehouden.

#### 10. KENNISLEEMTES

Om meer inzicht te krijgen in zowel emissies naar het grondwater en oppervlaktewater als gevolg van de aanwending van mest op akkerland dan wel op grasland en de daaruit resulterende concentraties in het grondwater en oppervlaktewater is het belangrijk om meer betrouwbare metingen uit te voeren en om meer inzicht te krijgen in het gedrag van diergeneesmiddelen in mest en milieu. Dat betreft dan de volgende aspecten:



- Metingen van de mate en snelheid van omzetting van diergeneesmiddelen in de mest en bodem voor zowel de moederstof alsook voor relevante metabolieten.
  - Metingen van de hoeveelheden werkzame stof en metabolieten in de uitgescheiden mest
  - Kennis over het gedrag van de stoffen in mest en dier is over het algemeen beperkt en mogelijk niet altijd openbaar
- Metingen van voorkomen van diergeneesmiddelen in grond- en oppervlaktewater

## 11. BRONNEN & LINKS

[Cleij, P., S. Loos, A. van der Linden en J. van den Roovaart, 2020.](#)

[Achtergrondrapportage Nationale Analyse Waterkwaliteit 2019. Deltares rapport 11203700-003-BGS-0002](#)

[EMA, 2016. Guideline on environmental impact assessment for veterinary medicinal products in support of the VICH guidelines GL6 and GL38. Committee for Medicinal Products for Veterinary Use \(CVMP\). Report EMA/CVMP/ERA/418282/2005-Rev.1-Corr.1](#)

[EMA, 2018. Guideline on assessing the environmental and human health risks of veterinary medicinal products in groundwater, Committee for Medicinal Products for Veterinary Use \(CVMP\), EMA/CVMP/ERA/103555/2015, version 30 April 2018.](#)

[Galen, F., L. Osté, E. van Boekel, 2020. Nationale analyse waterkwaliteit. Onderdeel van de Delta-aanpak Waterkwaliteit, PBL, rapportnummer 4002.](#)

Hoeksma, P., Koeijer, T. de, Wipfler, L., Aarnink, A., Blokland, P.W, Rakonjac, N., Moermond, C. & Lahr, J., 2020, Milieurisico van antibiotica in mest voor bodem en grondwater mogelijk beperkt, Milieu, 48-52.

[Kivits, T., H.P. Broers, H. Beeltje, M. van Vliet & J. Griffioen, 2018. Presence and fate of veterinary antibiotics in age-dated groundwater in areas with intensive livestock farming. Environmental Pollution 241, 988-998.](#)

Kools S.A.E. et al. (2022) Eindrapportage Kennisimpuls Waterkwaliteit Diergeneesmiddelen.

[Kroes, J.G., P.J.T. van Bakel, J. Huygen, T. Kroon en R. Pastoors, 2001. Actualisatie van de hydrologie voor STONE 2.0, MPB Rapport 16 / Alterra Rapport 298, Wageningen.](#)

[Kros, H., J. van Os, J.C. Voogd, P. Groenendijk, C. van Bruggen, R. te Molder, G. Ros, 2019. Ruimtelijke allocatie van mesttoediening en ammoniakemissie: beschrijving mestverdelingsmodule INITIATOR versie 5. Report 2939, Wageningen Environmental Sciences.](#)

[Lahr, J., A. Derksen, L. Wipfler, M. van de Schans, B. Berendsen, M. Blokland, W. Dimmers, P. Bolhuis & R. Smidt, 2018. Diergeneesmiddelen & hormonen in het milieu door de toediening van drijfmest. Een verkennende studie in de Provincie Gelderland naar antibiotica, antiparasitaire middelen, coccidiostatica en natuurlijke hormonen in mest, \(water\)bodem, grondwater en oppervlaktewater. Rapport 2898, Wageningen Environmental Research, Wageningen.](#)

[Lahr, J., C. Moermond, M. Montforts, A. Derksen, N. Bondt, L. Puister-Jansen, T. de Koeijer & P. Hoeksma, 2019. Diergeneesmiddelen in het milieu. Een synthese van de huidige kennis. Rapport nr. 2019-26, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer \(STOWA\), Amersfoort, 117p.](#)

[Montforts, M.H.M.M., G.B.J. Rijs, J.A. Staeb & H. Schmitt, 2007. Diergeneesmiddelen en natuurlijke hormonen in oppervlaktewater van gebieden met intensieve veehouderij, RIVM rapport 601500004/2007.](#)

[van der Bolt, F. J. E., Kroon, T., Groenendijk, P., Renaud, L. V., van den Roovaart, J., Janssen, C. M. C. M., Loos, S., Cleij, P., van den Linden, A., & Marsman, A. \(2020\). Het Landelijk Waterkwaliteitsmodel: Uitbreiding van het Nationaal Water Model met waterkwaliteit ten behoeve van berekeningen voor nutriënten. \(Wageningen Environmental Research rapport; No. 3005\). Wageningen Environmental Research. doi.org/10.18174/524769](#)

[Mulder, M. en P. Cleij \(2015\), Kalibratie van het Landelijk KRW-Verkenner Model 2.0, rapportnummer 1220069-000-ZKS-0003, Deltares](#)

[Rakonjac, N., van der Zee, S. E. A. T. M., Wipfler, L., Roex, E., & Kros, H. \(2022\). Emission estimation and prioritization of veterinary pharmaceuticals in manure slurries applied to soil. \*Science of the Total Environment\*, 815. DOI 10.1016](#)

Verhagen, F. & B.P. Ottow, 2017. Rapportage meetronde grondwaterkwaliteit provincie Gelderland 2015, Royal Haskoning DHV, Amersfoort, 63p.

## 12. COLOFON

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

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

### **Versie**

Versie 1.0, mei 2022

### **Auteurs**

Erwin Meijers (Deltares), Hans Kros (WUR) en Erik van den Berg (WUR).

## 13. DISCLAIMER

De in deze publicatie gepresenteerde kennis en diagnosemethoden zijn gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteur(s) en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit deze publicatie.