

Datum: 24 april 2013

Opsteller: 5.1.2.e

5.1.2.e

5.1.2.e

Vorige bespreking: C250.I.8

Akkoord secretaris:

C- 252.I.6

Intrekkingsverzoek PAN Europe m.b.t. middelen o.b.v. imidacloprid - opties voor emissiereductie uit kassen & aanpassing van de toelatingsnorm voor waterorganismen

Inleiding

Deze notitie is een nadere uitwerking van de notitie die in C-250.I.8 d.d. 27 februari 2013 is besproken. Naar aanleiding van deze notitie heeft het college gevraagd om de opties voor emissiereductie uit kassen verder uit te werken. De opties worden in deel A van deze notitie beschreven.

Ten tijde van de eerste notitie was er al bekend dat een Wageningse onderzoeksinstituut op korte termijn een relevante publicatie over de normering waterorganismen naar buiten zou brengen. In de tussenliggende tijd is deze studie gepubliceerd. Omdat deze publicatie aanleiding geeft om de normering voor waterorganismen op Europees niveau ter discussie te stellen, zal ook dit punt in deel B van deze notitie toegelicht worden.

Een concept voor het melden in de EU van de aanpassing voor de norm voor waterorganismen zit in de appendix bij dit deel van de notitie.

Voor de (juridische) achtergrond van het intrekkingsverzoek wil ik verwijzen naar de stukken behorende bij C-250.I.8.

Doel

Er wordt een uitspraak gevraagd van het college op de volgende vragen:

A. Emissie uit kassen

1. Welk type voorschrift heeft de voorkeur van het college?
2. Hoe is de getalswaarde te bepalen, d.w.z. aan welke (zuiverings)norm moet worden voldaan om uiteindelijk de normoverschrijdingen op te heffen?
3. Moet de route via het riool als alternatief voor zuivering op het etiket komen?

B. Norm waterorganismen

4. Gaat het college akkoord met de aangepaste norm voor waterorganismen?
5. Gaat het college akkoord met het melden van de aangepaste norm in de EU zoals in het concept (appendix) weergegeven?

A. opties voor emissiereductie uit kassen

achtergrond

Het is bekend dat er veel emissie is uit kassen naar oppervlaktewater. Spuiwater (water dat na een aantal malen hergebruik niet langer voldoet als gietwater) en filterspoelwater zijn de belangrijkste emissieroutes. Voor imidacloprid worden in het westland op grote schaal de oppervlaktewaternormen overschreden. N.a.v. het intrekingsverzoek van PAN Europe moet de toelating van imidaclopridhoudende middelen worden heroverwogen. In [dit onderdeel van] deze notitie worden opties weergegeven voor emissiereductie specifiek gericht op de emissie vanuit kassen.

doel notitie

De notitie beschrijft meerdere opties voor twee typen keuzen:

1. Welk type voorschrift heeft de voorkeur van het college
2. Hoe is de getalswaarde te bepalen, d.w.z. aan welke (zuiverings)norm moet worden voldaan om uiteindelijk de normoverschrijdingen op te heffen?
3. Moet de route via het riool als alternatief voor zuivering op het etiket komen?

Voor vraag 1 is input ontvangen van de waterschappen en de NVWA.

Voor vraag 2 is zowel vanuit de gemeten en berekende spuiconcentraties en vanuit meetwaarden in de Bestrijdingsmiddelenatlas (via CML verkregen) een analyse gedaan om vast te stellen welke mate van zuivering noodzakelijk wordt geacht, en is de stand van zaken van de WG emissie bedekte teelten m.b.t. de verwachte verdunningsstap tussen spuiwater en slootwater geraadpleegd.

Voor vraag 3 is aangegeven welke beslissing eerder is genomen en welke nieuwe argumenten meegewogen moeten worden.

Vraag 1: welk type voorschrift is het beste?

a. een **doelvoorschrift**, d.w.z. het te lozen (spui)water mag niet meer dan xx µg/L bevatten

Voordelen:

- duidelijk voor handhaving (voorkeur waterschappen)
- een absolute maat dus geen verwarring over reductiepercentage wat voor sommige (lage) spuiwaterconcentraties overdreven zou kunnen zijn
-

Nadelen:

- lastig na te gaan voor de teler welk type apparatuur hiervoor nodig is (dat staat niet op etiket)
- teler moet zelf kunnen (laten) meten of hij de doelen haalt.
- Het moet wel duidelijk zijn voor het Ctgb en in de onderbouwing hoeveel reductie dit daadwerkelijk moet zijn en of dat ook haalbaar is. (dit geldt eigenlijk voor alle opties en wordt verderop uitgewerkt)

b. een **zuiveringspercentagevoorschrift**, d.w.z het te lozen (spui)water moet ten minste x % zuivering hebben ondergaan

Voordelen:

- alle telers moeten dezelfde inspanning leveren, voor sommigen zal dit strenger zijn dan strikt noodzakelijk maar draagt wel bij aan milieukwaliteitsdoelstelling minimaliseren van emissie uit kassen

Nadelen:

- Metingen moeten eigenlijk voor en na passage van de techniek worden gemeten om te zien of doel gehaald wordt.
- Handhavers vinden dit minst handig

- Het zuiveringspercentage wordt vastgesteld op de "slechtste" metingen die nu bekend zijn en zal te conservatief zijn voor een (groot) deel van de kassen waardoor die onnodig worden belast

c. een **techniekvoorschrift**, d.w.z. een type x zuiveringstechniek dient op het bedrijf werkend aanwezig te zijn (waarbij onderhoud van de techniek een aandachtspunt is bv bij actief koolfilters)

Voordelen:

- makkelijk te handhaven (voorkeur NVWA) mits aan bepaalde randvoorwaarden wordt voldaan
- makkelijk/duidelijk voor de telers

Nadelen

- onderhoud nodig om hoogste reductiepercentages blijvend te halen is mogelijk een gevoelig punt
- innovatie zou kunnen worden geremd doordat specifieke technieken worden genoemd
 - o dit is eventueel op te lossen door aan te geven dat ook een door het bevoegd gezag equivalent verklaarde techniek mag worden gebruikt, dit bevoegd gezag zou dan waterschap zijn die via Op Wegg (beleidstraject) de nieuwe technieken beoordeelt
 - o het opnemen van specifieke technieken is een momentopname wat niet bijdraagt aan robuuste etiketten

Optie a en c lijken op basis van de voor-/nadelen en de reactie van waterschap en NVWA het best haalbaar.

Optie a is makkelijker voor de handhaver (lastiger voor teler).

Optie c is makkelijker voor de teler (en acceptabel voor handhaver).

Optie b is (mede op basis van het vervolg van deze notitie) minder zinnig aangezien het percentage dan op 99.99 - 100 % zou moeten worden gezet.

voorstel secretariaat: optie c (technieken op etiket)

Vraag 2: hoe de norm of reductie getalsmatig vast te stellen om de doelen te halen?

Relevante vragen hierbij zijn:

- welke normen gelden waar?
- Welke veiligheidsmarge moet aangehouden worden? Is een verdunningsfactor af te leiden op basis van de huidige kennis?
- Aan welke concentratie of reductie% moet het spuiwater voldoen om te zorgen dat de normen behaald worden?

Relevante normen

- KRW normen:
 - o Jaarlijks gemiddelde norm (AA-EQS): 67 nanogram/L (0.067 µg/L)
 - o Maximaal acceptabele concentratie (MAC): 200 nanogram (0.2 µg/L)
- toelatingsnorm, momenteel is die 600 nanogram/L (0.6 µg/L). *Zie echter deel 2 van de notitie over toelatingsnormaanscherping o.b.v. nieuwe gegevens (Alterra publicatie). De norm komt waarschijnlijk uit op 54 nanogram/L (0.054 µg/L) dus iets strenger dan de AA-EQS.*

De meest strenge norm van bovenstaande normen is de nieuwe toelatingsnorm. Het getal is niet alleen het laagst, maar ook moet aan deze norm worden voldaan in de edge-of-field ditch, de sloot direct naast het perceel, en moet 90% van de metingen hieronder liggen

(afgerekend op 90-percentiel).

Voor de AA-EQS geldt dat het gemiddelde van de maandgemiddelden per jaar moet voldoen aan die norm waardoor dit minder streng uitpakt. De MAC is de maximale concentratie die op enig moment mag worden bereikt maar ligt veel hoger dan AA-EQS en nieuwe toelatingsnorm en zal daarom niet kritisch zijn.

De *oude* toelatingsnorm is verreweg het soepelst.

Aan de **toelatingsnorm** moet worden voldaan in “the edge-of-field ditch”. Ook voor kassen betekent dit dus: de sloot naast het behandelde perceel (waar de kas staat).

De **KRW norm** geldt in principe voor aangewezen waterlichamen. Echter aangewezen waterlichamen kunnen vele typen oppervlaktewater omvatten, omdat de KRW waterlichamen zijn aangewezen door waterschappen. Bekend is dat dit meestal geen edge-of-field ditch is. Dit kan echter ook weer niet worden uitgesloten. Zie bijlage 2 voor verdere uitwerking van dit punt.

verdunningsfactor

Bovenstaande betekent dat mogelijk (regionaal) een andere verdunningsfactor geldt voor de toelatingsnorm (sloot) dan voor de KRW norm (aangewezen waterlichaam), maar dat het het veiligst is uit te gaan van de aanname dat ook sloten moeten voldoen aan de KRW norm.

Vervolgens is van belang te weten wat een realistische inschatting van de verdunningsfactor van de spui vanuit een kas naar de naastgelegen sloot is en deze factor vervolgens ook gebruiken om te berekenen hoeveel reductie in concentratie door zuivering nodig is om beneden de norm te blijven.

Op basis van een eerste inschatting op basis van de op dit moment aanwezige kennis uit de werkgroep emissie uit bedekte teelten, onderdeel substraatteelt, is die verdunningsfactor ingeschat op circa een factor 2. Dit is geschat voor de situaties waarin er ook daadwerkelijk hoge concentraties in de sloot voorspeld worden. Dit is ook het moment waarop dus de hoogste normoverschrijdingen zijn te verwachten. Voor te schrijven emissiereductie zal dan ook op deze momenten moeten worden gedimensioneerd.

De schatting van de verdunningsfactor is gedaan voor twee verschillende toepassingsschema's. Onafhankelijk van het toepassingsschema is de verdunningsfactor op momenten van pieklozingen ongeveer gelijk.

NB Voor de totale voorspelde concentraties geldt dit (vanzelfsprekend) niet.

De mediane verdunningsfactor voor het gehele jaar ligt rond de 6. Dat betekent dat op andere momenten in het jaar de concentratieverdunding groter is dan de factor 2 die nu is ingeschat voor de momenten met lozingen van spuiwater met hoge concentraties. Dit is bijvoorbeeld denkbaar in situaties waarin slechts een klein volume spuiwater in de sloot komt.

Als conservatieve aanname zou ook uitgegaan kunnen worden van een verdunningsfactor van 1 (geen verdunding, spuiwater vervangt het slootwater geheel). In dat geval is de concentratie in de sloot dus gelijk aan de concentratie in het spuiwater.

Zie Bijlage 3 voor meer details m.b.t. deze analyse.

Voorstel secretariaat: hanteer een <u>verdunningsfactor van 2</u> bij het vaststellen van de benodigde reductie
--

Conclusie voor wat betreft de eisen aan het spuiwater

Bij een verdunningsfactor van 2 is, uitgaande van de laagste norm (0.054 µg/L, nieuwe toelatingsnorm, vrijwel gelijk aan de AA-EQS van 0.067 µg/L) , een spuiconcentratie van 0.1 µg/L toelaatbaar.

NB als de nieuwe toelatingsnorm nog niet zou worden toegepast (zie tweede deel discussienotitie, 5.1.2.e) dan zou de AA-EQS het strengst zijn en zou de doelnorm in het spuiwater ook ongeveer op 0.1 µg/L liggen (uitgaande van situatie dat aan deze norm altijd moet worden voldaan)

Hieronder wordt becijferd met welke mate van reductie dit bereikt zou kunnen worden en of dit realistisch is.

Benodigde reductiepercentages

1. bepaling geredeneerd vanuit de spuiwatergegevens

1a. spuiwaterconcentraties

- a) meetgegevens (zie besluit Kohinor: *data on measurements of concentrations in discharge water and filter rinsing water indicate concentrations of at maximum 0.1 mg/L (112.242 µg/L) in discharge water and 15.66 µg/L in filter rinsing water. These results are based on samples from a few glasshouses*)
- b) berekende gegevens, maximale concentraties berekend met testrun van een nieuw in ontwikkeling zijnd kasmodel: van 0.5 tot ruim 3 mg/L (= 500 tot 3000 µg/L) afhankelijk van het gebruikte toedieningsschema

Zie bijlage 3 voor een analyse van de resultaten van de voorlopige berekeningen. Hierbij moet gerealiseerd worden dat het doel van die analyse met name is het vinden van verwachte verdunningsfactoren tussen spui en slotwater.

De absolute uitkomsten van het model in termen van concentraties voor de verschillende toepassingschema's waren niet het hoofddoel. Deze resultaten moeten met de nodige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd.

De berekeningen geven dus hogere concentraties aan dan hetgeen gemeten is in spui zoals aangegeven in het besluit van Kohinor. Opgemerkt wordt dat de instellingen van het model op sommige aspecten conservatief zijn, bijvoorbeeld geen UV lamp in de opslagtank terwijl dit in de praktijk al wel gebruikelijk is. Verder zijn de stofparameters conservatief gekozen (geen afbraak in de kas).

Op andere aspecten is het model realistischer. Onder andere wordt de uitkomst van een gemiddeld jaar gegeven.

Bij een verdunningsfactor van 2 is, uitgaande van de laagste norm (0.054 µg/L, voorstel voor nieuwe toelatingsnorm, vrijwel gelijk aan de AA-EQS) , een spuiconcentratie van 0.1 µg/L toelaatbaar.

Dit betekent dat een reductiefactor van $3000/0.1=30.000$ nodig is. Er mag dus $1/30.000$ van de spuiwaterconcentratie overblijven: 0.003 procent (3 promille). De reductie door zuivering moet dus nagenoeg 100% zijn.

Daarbij is nu het uitgangspunt genomen dat de norm altijd gehaald moet worden. Indien een beschermingsdoel van 90% wordt gesteld (waarbij dan moet worden gekozen voor een 90-percentiel in de tijd [bv. door het jaar heen zijn enkele overschrijdingen toegestaan] of in de ruimte [bv. op sommige lokaties mag de norm worden overschreden]) zou het benodigde

reductiepercentage misschien nog wat lager kunnen uitvallen. Dit moet dan wel afgewogen worden tegen het feit dat al een gemiddeld jaar als uitkomst wordt gegenereerd; de vraag is of je dan binnen dat jaar nog weer overschrijdingen moet toe willen staan. Daar is dan wel veel meer rekenwerk voor nodig waarbij de vraag is of dit binnen het Ctgb en in de beschikbare tijd kan worden gedaan.

1b. bepaling vanuit de nu berekende slootconcentraties

De slootconcentraties die nu zijn berekend zijn, zijn 200 tot 1360 µg/L. Als deze wordt vergeleken met de nieuw voorgestelde toelatingsnorm van 0.054 µg/L, komt dit op hetzelfde neer als 1a, met het verschil dat de norm direct met de slootconcentratie wordt vergeleken, zonder verdunningsfactor.

NB ook bij de huidige toelatingsnorm van 0.6 µg/L is de norm 0.3-0.04 % van de berekende concentraties (0.6/200 - 0.6/1360). Om de berekende concentraties onder de norm te laten vallen is dus een reductie van 99.7-99.96 % nodig. Nagenoeg 100 % dus.

Ondanks de onzekerheid rond de uitkomsten van de slootconcentraties zoals berekend door het model kan wel worden afgeleid dat de ordegrrootte van de benodigde reductie boven de 99 % ligt.

2. terugrekenen vanaf de meetgegevens (alleen uitgevoerd voor de KRW norm AA-EQS)

Op basis van een overzicht van de achterliggende meetgegevens voor imidacloprid (2008, 2009, 2010) voor de twee waterschappen in het westland is teruggerekend hoeveel procent emissiereductie noodzakelijk is om de KRW norm te halen (in eerste instantie zonder een verdunningsfactor mee te nemen, deze is dus eigenlijk op 1 gezet).

Op basis van de meetpunten met de hoogste jaargemiddelde concentratie zal alleen een emissiepercentage van **95% of hoger** op het spuiwater voldoende zijn om de AA-EQS te halen. Voor andere (minder overschrijdende) meetpunten zou een lager emissiereductiepercentage kunnen volstaan. Mocht er in de beoordeling uitgegaan worden van een verdunningsfactor van 2, dan betekent dit dat een reductie van 90% noodzakelijk zal zijn **om de jaargemiddelde norm te halen**.

Dit zal echter onvoldoende zijn om de nieuwe toelatingsnorm te halen (waarbij niet de sterke middeling over het jaar mag worden toegepast). Zie daarvoor bovenstaande redentatie o.b.v. de berekeningen.

Bekend is dat er technieken voorhanden zijn om tot 100 % emissiereductie te behalen. Van belang is daarbij dat de koolfilters ook worden toegepast en voldoende worden gecontroleerd.

Vraag 3: Moet de route via het riool als alternatief voor zuivering op het etiket komen?

Op het etiket van Kohinor (besluit oktober 2012) is gekozen om de route via lozing op riool op te nemen als tweede optie, omdat op dat moment nog geen adequate technieken voorhanden waren. Die zijn er nu wel.

Op basis van de nieuwe informatie (bovenstaand beschreven modelberekeningen) is alleen heel hoge mate van zuivering toereikend om de normoverschrijdingen voldoende terug te dringen. In dat licht lijkt het niet verantwoord om lozing via RWZI zonder eerst de zuivering toe te passen nog op het etiket op te nemen, zoals bij Kohinor nog wel is gedaan.

Voorts is er op dit moment geen adequate methode beschikbaar om te bepalen hoeveel er precies via het riool en RWZI in het oppervlaktewater terecht komt. Ctgb beschikt niet over en

uitgewerkte methodiek om dit te berekenen. In het besluit van Kohinor is uitsluitend vastgesteld dat de RWZI zelf geen schade zou ondervinden van het lozen van spuiwater. Verder geven de antwoorden van het waterschap (zie Bijlage 1) al aan dat dit momenteel al is toegestaan. Het heeft dus geen toegevoegde waarde dit op het etiket te vermelden.

Voorstel secretariaat: uitsluitend opnemen van een zuiveringsvoorschrift zonder daarnaast nog de optie open te houden om het spuiwater zonder zuivering via het riool te lozen.

Bijlage 1: reactie handhavende instanties

(bron: waterschap Rijnland (5.1.2.e), NVWA (5.1.2.e))

Aan de handhavende instanties is het volgende tweetal vragen gesteld m.b.t. handhaving van emissiereducerende maatregelen voor kassen.

De eerste vraag betreft de vorm waarin een emissiereducerend voorschrift kan worden gegoten. De opties daarbij zijn:

1. een doelvoorschrift, d.w.z. het te lozen (spui)water mag niet meer dan $xx \mu\text{g/L}$ bevatten
2. een zuiveringspercentagevoorschrift, d.w.z. het te lozen (spui)water moet ten minste $x \%$ zuivering hebben ondergaan
3. een techniekvoorschrift, d.w.z. een type x zuiveringstechniek dient op het bedrijf werkend aanwezig te zijn (waarbij onderhoud van de techniek een aandachtspunt is bv bij actief koolfilters)

Een tweede vraag betreft de mogelijkheid van indirecte lozing van spuiwater via het riool middels een vergunning per bedrijf (deze vraag is met name relevant voor de waterschappen). Het is bekend dat dit voor deze stof weinig oplevert qua zuivering maar in elk geval treedt er dan aanzienlijke verdunning op. De RWZI zelf zal volgens onze berekeningen (o.b.v. gegevens mbt spuiwater) geen schade ondervinden. Wat is het beleid van de waterschappen hierin? Wordt een dergelijke vergunning gemakkelijk afgegeven, mag elk waterschap het zelf weten?

Reactie waterschappen (Rijnland)

De eerste vraag welke voorkeur een emissiereducerend artikel heeft. Voorkeur voor handhaving zou zijn 1, 3, 2.

De eerste optie geeft een harde norm voor de maximale emissie en dus immissie naar het milieu. Door te bemonsteren en te analyseren is daarop handhaving eenvoudig mogelijk. Er zijn echter wat haken en ogen: ten aanzien van bestrijdingsmiddelen is mij vaak gezegd dat het lastig is een norm te stellen. En als de norm wordt overschreden moeten er ook zuiveringstechnieken zijn die bij een bedrijf kunnen worden toegepast: anders is er immers geen mogelijkheid tot reductie van die emissie. Is aan al die voorwaarden voldaan, dan is een doelvoorschrift het meest geschikt. Milieutechnisch is duidelijk hoeveel immissie maximaal in het milieu terecht komt, en ook voor een tuinder is duidelijk waar aan hij gehouden is.

Daarna de derde optie. Ook de aanwezigheid van een zuivering is door een handhaver simpel te constateren. Wel dient de goede werking van die zuivering te worden vastgelegd, dus bv. door regelmatig onderhoud door een bedrijf bv. eens in de x maanden/jaar. De bonnen daarvan kunnen administratief ook eenvoudig worden gecontroleerd. In deze situatie is de immissie naar het milieu niet gekwantificeerd (het exacte zuiveringsrendement is onbekend), alleen voor een tuinder is duidelijk waaraan hij gehouden is.

Pas als laatste optie 2. Het is onmogelijk in het veld vast te stellen of een zuiveringsinstallatie het beoogde zuiveringsrendement haalt. In de praktijk zal het neerkomen dat gecontroleerd wordt of een zuivering al dan niet aanwezig is. In deze situatie is de immissie naar het milieu ook niet gekwantificeerd, en voor de tuinder is deze regel ook niet duidelijk: hij weet immers ook niet of een zuiveringsrendement wordt gehaald.

Hierbij echter nog één opmerking. Alle opties zijn end-of-pipe technieken. Echter het meest doelmatig zou zijn om te kijken of er ook "aanpak bij de bron" mogelijk is. Milieutechnisch gezien heeft dat eigenlijk de allereerste voorkeur, nog voor de maatregelen die zijn voorgelegd. Hoe een dergelijke aanpak-bij-bron-maatregel eruit moet zien is echter ook nog best lastig. Een en ander hangt immers af van diverse factoren.

Dan je tweede vraag inzake de lozing van spuiwater op het riool. Spuiwater is voor mij: water dat uit een recirculatiesysteem wordt geloosd als dit in het glastuinbouwbedrijf niet meer wordt hergebruikt. Volgens het Activiteitenbesluit is lozing van spuiwater op het riool toegestaan en moet zelfs daarop worden geloosd. Indien het riool onvoldoende van capaciteit is wordt spuiwater op oppervlaktewater geloosd en ook dat is in het Activiteitenbesluit toegestaan. Aan dit geheel komt dus geen vergunning meer te pas. Het is mij bekend dat ook in spuiwater bestrijdingsmiddelen voorkomen, maar de wetgever gaat er blijkbaar van uit dat een tuinder (heel) lang zijn water hergebruikt, voordat er een lozing plaatsvindt. En accepteert dan de emissie van bestrijdingsmiddelen die worden geloosd.

Overigens is voor de riolering het waterschap sinds 2008 niet meer het bevoegd gezag. Dat is de gemeente die het vaak weer uitbesteed heeft aan een omgevingdienst of milieudienst.

reactie van NVWA (medio april)

Vraag m.b.t. de vorm waarin een emissiereducerend voorschrift kan worden gegoten:
Wat de NVWA betreft is de derde optie het beste. Het biedt ons de mogelijkheid te handhaven waar nodig.

Wel zitten we met wat punten die ons inziens het overdenken waard zijn alvorens een dergelijk voorschrift op te nemen:

- De levensduur van de filters
- De capaciteit van de installatie ten opzichte van gehele waterhuishouding (snelheid van filteren)
- Afvoer van de gebruikte filters
- Al het water moet vanuit de kas via deze installatie naar buiten.

Als één van de bovenstaande punten niet nageleefd wordt, dan heeft de hele voorziening niet zoveel zin.

Geen reactie op vraag naar lozing via riool.

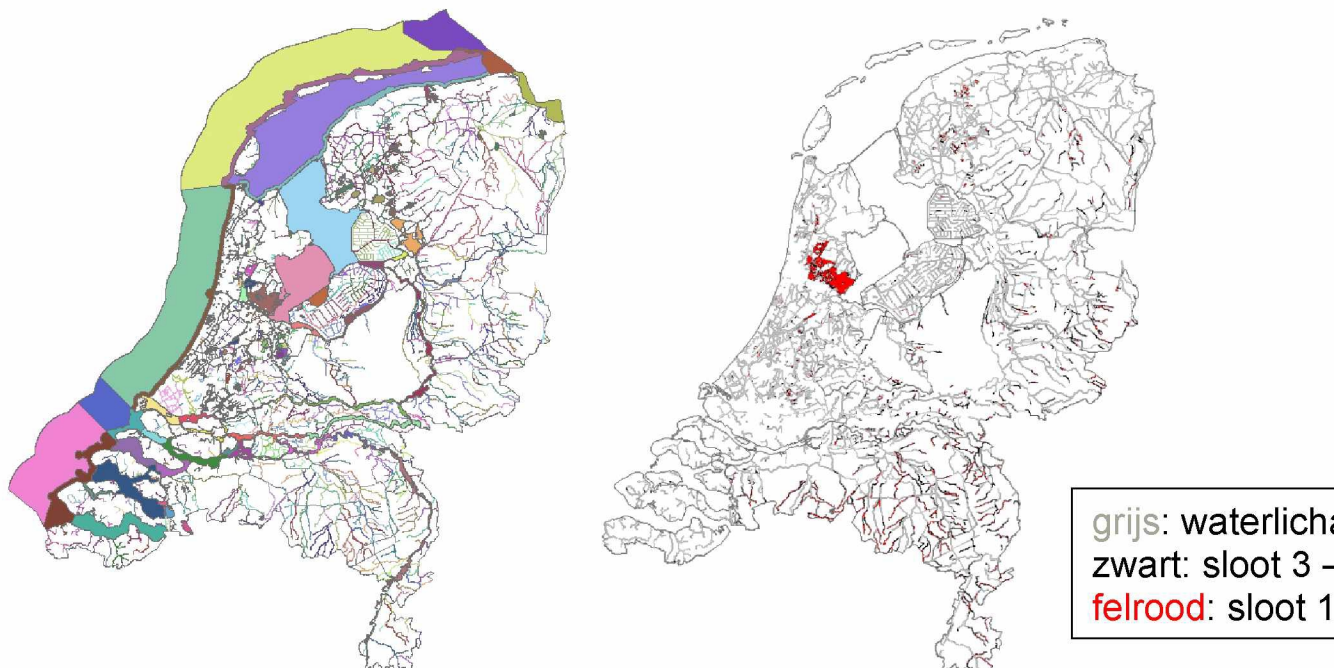
Bijlage 2 verdunningsfactoren van sloot naar KRW waterlichaam

Een klein stukje historie gerelateerd aan de discussie waar de KRW norm moet gelden: *In interim beslisboom water werd gerekend met een verdunning van 3 tot 5 tussen sloot en KRW punt en een reistijd waarin afbraak plaatsvindt. Deze beslisboom was echter gebaseerd op voorlopige getallen voor landbouwgebieden. Deze toets is vanwege politieke moties (extra nationale kop) overigens al weer snel afgevoerd.*

Na de invoering van deze Ctgb interim beslisboom is in de WG blootstelling nog een korte verkenning naar verdunningsfactoren van sloot naar KRW punten geweest waarin is vastgesteld dat er mogelijk in bepaalde gebieden (en dus dominante teelten) helemaal geen sprake kon zijn van een verdunning aangezien de edge-of-field ditch ook een KRW aangewezen waterloop kan zijn. Wederom was dit niet specifiek voor kassengebieden maar voor een aantal grote landbouwgewassen.

Een analyse gedaan door de WG blootstelling waterorganismen (in de tijd dat het nog de bedoeling was een model te ontwikkelen) laat zien dat er in meer of mindere mate overlap is van KRW waterlichamen en kavelsloten. (zie figuur ligging KRW waterlichamen in vergelijking met kavelsloten). Voor het kassengebied lijkt de overlap mee te vallen maar kan toch niet worden uitgesloten.

Linkerkaartje geeft KRW waterlichamen aan. rechts alle waterlichamen met gekleurd de kavelsloten.



Bijlage 3: informatie met betrekking tot verdunningsfactoren van spui naar sloot

(bron: 5.1.2.e RIVM uit hoofde van functie voorzitter subgroep substraatteelt van WG emissie uit bedekte teelten)

Op basis van 2 toepassingschema's en testruns met het prototype van het model door RIVM is een kleine analyse gedaan.

Er worden verdunningsfactoren gevonden van kleiner dan 1 (d.w.z. dat de concentratie in de sloot hoger is dan die van het spuiwater, mogelijk is dit een naijleffect van eerdere emissie) tot 20.000 (d.w.z. veel lagere concentraties in de sloot dan in het spuiwater (vermoedelijk doordat het volume van de spui zo laag is dat het geen effect heeft op de slootconcentraties). De mediane verdunningsfactor is ongeveer 6 a 7.

Analyse voor maximale spuiconcentratie versus maximale slootconcentratie laat zien:

Toepassingschema 1 (3*150 g, interval 7 dagen) modeljaar: 2004

- over het gehele jaar is de maximale spuiconcentratie is 0.54 mg/L
- Maximale slootconcentratie is 0.2 mg/L.

Toepassingschema 2 (2*980g, interval 50 dagen) modeljaar: 2002

- Over het gehele jaar is de maximale spuiconcentratie voor toepassingschema 2 en dit geselecteerde jaar 3.14 mg/L
- de max slootconcentratie is 1.36 mg/L.

Deze maxima treden niet per se gelijktijdig op. Als je dit op elkaar deelt is de verdunning ca 2 maar dat kun je eigenlijk niet zo doen omdat dit niet op dezelfde momenten hoeft voor te komen.

Daarom is vervolgens nader ingezoomd op perioden met hoge slootconcentraties met de op dat moment relevante spuiconcentraties omdat juist voor die situaties de reductiemaatregelen het meest van belang zijn om de normoverschrijdingen terug te brengen.

Bij de hoogste piek (200 µg/L in de sloot, augustus) in toepassingschema 1 (doeljaar 2004) hoort een verdunningsfactor van ongeveer 1.6. Er is dus nauwelijks verdunning (een krappe factor 2) tussen spui en sloot.

Bij de hoogste piek in toepassingschema 2 (1400 µg/L in de sloot, doeljaar 2002) hoort een verdunningsfactor van ongeveer 2.

Bij de andere kleinere maar wel duidelijk aanwezige pieken in de 2 toepassingschema's ligt de verdunningsfactor rond de 4.

Dit lijkt dus sterk op de genoemde verdunningsfactoren wanneer maximale concentratie sloot en maximale concentratie spui worden vergeleken. Het lijkt er dus op dat op de momenten waarop de concentraties in het oppervlaktewater hoog zijn, er over het algemeen ook hoge concentraties in het spuiwater zitten en dat de volumina spuiwater dan ook vrij hoog zijn (maximaal berekend is $1.5 \cdot 10^{-4} \text{ M}^3/\text{h} \cdot \text{m}^2$). De grote overall spreiding in verdunningsfactoren door het jaar heen geeft wel aan dat het een stuk complexer in elkaar zit.

Concluderend kan in elk geval gesteld worden dat indien een verdunningsfactor (VF) gebruikt wordt in de risicobeoordeling deze niet erg groot kan zijn.

Worst-case:	geen verdunning dus factor 1 (bovengenoemde vermoedelijke naijleffecten niet meegenomen)
Realistisch worst-case:	een factor 2 (gebaseerd op de VF bij de hoogste slootconcentraties)

Mediane (soepele) situatie: een VF van 6 gebaseerd op mediane VF over het gehele jaar.

De laatste optie dekt niet de nu gemodelleerde situaties met piekbelasting. De eerste is erg streng. Voorstel: een verdunningsfactor van 2.

B. Aanpassing van de toelatingsnorm voor waterorganismen

Norm voor waterorganismen

Recent is een publicatie beschikbaar gekomen van onderzoeksinstituut Alterra, waarin een aantal zoetwater arthropoden soorten zijn getest in het laboratorium, met een korte-termijn en een lange-termijn blootstellingsregime aan imidacloprid (Roessink et al., 2013)¹. Eendagsvliegen en caddisfly species vertoonden de meest gevoelige respons op de korte-termijn blootstelling (10 testen), terwijl de eendagsvliegen verreweg de gevoeligste respons vertoonden op de lange-termijn blootstelling aan imidacloprid van de 7 arthropoden soorten die chronisch zijn getest. De 28 dagen EC10 waarden lagen rond de 0,030 µg as/L voor deze gevoelige soorten. Verder werd duidelijk uit de publicatie dat de acuut-chronisch ratio (ACR) zeer hoog was voor het merendeel van de geteste soorten (ACR varieerde van 13 – 336), wat betekent dat er met name een hoog potentieel risico is op chronische effecten van blootstelling aan imidacloprid.

De huidige norm voor imidacloprid is gebaseerd op een outdoor microcosm studie. Deze norm bedraagt 0,6 µg as/L, die gebruikt is in de beoordeling van Admire Pro (oktober 2012). Dit middel is nog niet toegelaten vanwege aanvullende vragen.

Voor de wel toegelaten middelen obv imidacloprid is de gehanteerde norm voor waterorganismen zelfs 1,47 µg as/L, gebaseerd op dezelfde outdoor microcosm studie. In deze waarde is herstel meegenomen. Vanwege voortschrijdend inzicht (nieuwe gegevens uit een non-GLP openbare semi-velddstudie, is de hersteloptie losgelaten en is uitgekomen op de NOEC (0,6 µg as/L) van de outdoor microcosm studie.

In de outdoor microcosm studie zijn de, zoals nu blijkt uit het artikel van Roessink et al (2013), zo gevoelige eendagsvliegen wel meegenomen, maar deze bleken in zulke lage aantallen in de studie voor te komen, dat geen betrouwbare statistische evaluatie kon worden uitgevoerd. Dat betekent dat met het beschikbaar komen van deze nieuwe kennis de norm niet meer kan worden gebaseerd op de outdoor microcosm studie.

Bij de afleiding van de nieuwe norm voor waterorganismen voor imidacloprid zijn nu alle beschikbare chronische laboratoriumgegevens in beschouwing genomen. Uiteindelijk is het geometrisch gemiddelde genomen van de beschikbare EC10/NOEC waarden voor de verschillende aquatische insectensoorten waarmee testen zijn uitgevoerd. Dit geometrisch gemiddelde komt uit op een waarden van 0,54 µg as/L. Hierop dient de default veiligheidsfactor van 10 voor chronische eindpunten te worden toegepast, zodat de uiteindelijke norm uitkomt op een waarden van 0,054 µg as/L. Deze waarde ligt in lijn met de waarde van een openbare non-GLP semi-velddstudie in een beek waarin eendagsvliegen waren meegenomen (Alexander et al., 2008). De NOEC voor emergence en abundance van deze studie, met een continue blootstelling gedurende 20 dagen, ligt op 0,1 µg as/L. Met een veiligheidsfactor van 2 op deze waarde (nodig om bepaalde onzekerheden te dekken, zoals het feit dat de studie in Noord-Amerika is uitgevoerd), komt de norm op ongeveer dezelfde waarde uit. Dit alles in beschouwing nemend, wordt de norm van 0,054 µg as/L geschikt bevonden voor gebruik in de risicobeoordeling.

Consequenties van het toepassen van de nieuwe norm voor toepassingen van imidacloprid

Een inventarisatie van de gevolgen van het toepassen van de nieuwe norm voor waterorganismen laat zien dat alle spuittoepassingen van imidacloprid (in o.a. fruit,

¹ Roessink, I, Merga, L.B., Zweers, H.J., Van den Brink, P.J. (2013). The neonicotinoid imidacloprid shows high chronic toxicity to mayfly nymphs. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 9999, No. 9999, pp. 1-5, 2013.

bloembollen, boomteelt) de norm overschrijden, zelfs met het in acht nemen van de strengste driftreducerende maatregelen die op dit moment gangbaar zijn (90% driftreductie bij volveldsteelten en Wannerspuit + Venturidop in de fruitteelt).

Voor de kastoepassingen geldt dat zelfs rekenend met het (te lage) emissiepercentage van 0,1% een aantal van deze toepassingen de norm overschreden. Echter, het risico bij kastoepassingen kan mogelijk tot een acceptabel niveau worden gereduceerd met de emissiebeperkende maatregelen zoals in bovenstaande besproken.

Adaptation of the standard for aquatic organisms of imidacloprid, based on newly available chronic toxicity values for the most sensitive organisms

Recently a public study became available in which a range of freshwater arthropods were tested in the laboratory, with a short-term and a long-term exposure (Roessink et al., 2013)². Mayfly and caddisfly species showed the most sensitive response to short-term imidacloprid exposure (10 tests), while the mayflies showed by far, the most sensitive response to long-term exposure to imidacloprid of all 7 arthropod species tested (28d EC10 values of around 0.03 µg/L). Moreover, it became clear from the study of Roessink et al., that the acute to chronic ratio was very high for most organisms (from 13 to 336), which means that especially the potential risk of long-term effects is high for imidacloprid.

The actual standard for aquatic organisms of imidacloprid is based on an outdoor microcosm study with a NOEC value of 0.6 µg/L. However, it was not possible to draw a clear conclusion on the effects and recovery of sensitive mayfly species since they were present in too low abundances to allow a reliable statistical evaluation. This means that the most sensitive group of species from the study of Roessink et al. (2013) was not taken into account in an appropriate way in the outdoor microcosm study.

As already stated above it appears from the data of the study of Roessink et al. (2013) that especially the potential risk of long-term effects is high for imidacloprid (high acute/chronic ratio). Looking at the tests done by Roessink et al, there are 5 chronic toxicity values for 5 different insect species available. From the evaluated dossier a chronic toxicity value for *Chironomus riparius* is available. Furthermore chronic data are available for *Chironomus tentans* from a report from the RIVM regarding the ERL-derivation (RIVM Letter report 601716018/2008: Environmental Risk Limits for Imidacloprid). In total for 7 insect species data are available. This is not enough for a Species Sensitivity Distribution. However, the study from Roessink et al, 2013 also contains tests with the macrocrustacean species *A. aquaticus* and *G. pulex*. The 28d EC10 values for these species fall in the range of 28d EC10 values of the insect species. Hence, the data of the insect species and macrocrustaceans may be combined. Hence, 9 chronic toxicity data are available and a SSD approach is possible. In table 1 the species and corresponding chronic toxicity values, which are used for the SSD approach, are presented.

Table 1. Chronic toxicity values of imidacloprid for different species (aquatic insects and macrocrustaceans)

Species	28 d EC10 (µg as/L)
<i>A. aquaticus</i> *	1.71
<i>G. pulex</i> *	2.95
<i>C. obscuripes</i> *	4.57
<i>S. lutaria</i> *	1.28
<i>P. minutissima</i> *	2.03
<i>C. dipterum</i> *	0.033
<i>C. horaria</i> *	0.024

² Roessink, I, Merga, L.B., Zweers, H.J., Van den Brink, P.J. (2013). The neonicotinoid imidacloprid shows high chronic toxicity to mayfly nymphs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 9999, No. 9999, pp. 1-5, 2013.

C. riparius**	2.09
C. tentans***	0.67

* from Roessink et al., 2013

** from the EU List of Endpoints

*** from RIVM Letter report 601716018/2008: Environmental Risk Limits for Imidacloprid

When calculating the HC5 based on these data it appears that the test for normality is rejected on all critical values. Hence, the HC5 value in principle cannot be accepted. Violation of the goodness-of-fit test may be acceptable from a regulatory point of view when the fitted distribution in the tail of the SSD is relatively worst-case compared to the data points (in the sense that most of the toxicity data around the HC5 and lower are on the right side of the fitted curve). However, looking at the data for imidacloprid it appears that the data around the HC5 and lower are on the left side of the fitted curve, which is not acceptable. Hence, the SSD approach is not appropriate in this case

If additional species (not belonging to the standard test species from the data requirements) are tested, but not sufficient to apply the SSD approach, it is possible to calculate the geomean of the toxicity values (see Brock et al., 2011)³. The same default safety factors as in the first tier risk assessment are applied. Note that it is not possible to combine different taxonomic groups like insects and crustaceans when applying the geomean approach. Hence, only the toxicity values of the aquatic insect species are taken in consideration. In the table below the chronic toxicity values for the different insect species are presented.

Table 2. Chronic toxicity values of imidacloprid for different insect species

Species	28 d EC10 ($\mu\text{g as/L}$)
C. obscuripes*	4.57
S. lutaria*	1.28
P. minutissima*	2.03
C. dipterum*	0.033
C. horaria*	0.024
C. riparius**	2.09
C. tentans***	0.67

* from Roessink et al., 2013

** from the EU List of Endpoints

*** from RIVM Letter report 601716018/2008: Environmental Risk Limits for Imidacloprid

The geomean value of these data is $0.54 \mu\text{g a.s./L}$. Hence, by applying a safety factor of 10, the Regulatory Acceptable Concentration (RAC) is then $0.054 \mu\text{g a.s./L}$. This value is consistent with the lowest NOEC value found for two univoltine insects populations (Heptageniid nymphs (*Epeorus* sp.) and baetid nymphs (*Baetis* sp.), in a non-GLP experimental stream study (Alexander et al., 2008), based on abundance and emergence, in which there was continuous exposure for 20 d. This NOEC was $0.1 \mu\text{g a.s./L}$ (a safety factor of 2 should be applied to the NOEC of this study, taking into account some uncertainties, because the study was done in North America).

Although the RAC of $0.054 \mu\text{g a.s./L}$, based on the geomean approach, is somewhat higher than the lowest NOEC values from the study of Roessink et al. (0.033 en $0.024 \mu\text{g a.s./L}$), this is considered acceptable, because the difference is only a factor of 2 and it must be kept in mind that those chronic tests were done in the laboratory with a constant exposure of 28

³ Brock, T.C.M., Arts, G.H.P., ten Hulscher, T.E.M., de Jong, F.M.W., Luttik, R., Roex, E.W.M., Smit, C.E., van Vliet, P.J.M. (2011). Aquatic effect assessment for plant protection products. Alterra Report 2235.

days, while in practice there will be some degradation of the compound. Hence, the value of 0.054 µg a.s./L is considered to be appropriate for the risk assessment.