

Advies betreffende de invloed van pesticiden op beekprik, rivierdonderpad en kleine modderkruiper

Nummer:	INBO.A.2013.45
Datum advisering:	5 juni 2013
Auteur(s):	Claude Belpaire
Contact:	Lode De Beck (lode.debeck@inbo.be)
Kenmerk aanvraag:	Mail van 14 mei 2013 ; ANB-INBO-BEL-2013-35
Geadresseerden:	Agentschap voor Natuur en Bos Centrale diensten T.a.v. Kristof Vlietinck Koning Albert II-laan 20 bus 8 1030 Brussel kristof.vlietinck@lne.vlaanderen.be
Cc:	Agentschap voor Natuur en Bos Centrale diensten t.a.v. Carl De Schepper carl.deschepper@lne.vlaanderen.be

AANLEIDING

Momenteel wordt een soortenbeschermingsprogramma voor beekprik, rivierdonderpad en kleine modderkruiper opgemaakt.

In het bekken van de Kleine Nete werd een achteruitgang van beekprik vastgesteld in de jaren '70 en '80. In zijn soortbeschermingsplan (1996) stelde Seeuws dat de reden van die achteruitgang niet bekend is, en *mogelijk* het gebruik van pesticiden is. Qua structuur- en waterkwaliteit lijkt er in die periode weinig veranderd. Hierbij werd wel vermeld dat hiervoor geen directe wetenschappelijke bewijzen beschikbaar zijn. Het achterhalen van de precieze oorzaak van beekprik in het bekken van de Kleine Nete is wellicht niet meer te bepalen. We willen wel weten of het gebruik van pesticiden een effect kan hebben op beekprik, en bij uitbreiding op rivierdonderpad of kleine modderkruiper.

VRAAGSTELLING

Zijn er wetenschappelijke gegevens beschikbaar die een negatief effect van pesticiden aantonen in eerste instantie op beekprik, en bij uitbreiding op rivierdonderpad of kleine modderkruiper?

TOELICHTING

Dit advies beschrijft kort de mogelijke mechanismen betrokken bij de impact van pesticiden op benthische vissen¹ zoals beekprik, rivierdonderpad en kleine modderkruiper. Zowel rechtstreekse mortaliteiten als onrechtstreekse schade worden beschreven. Mogelijke effecten kunnen meetbaar zijn op diverse biologische organisatieniveaus : individu, populatie en gemeenschap. De beschikbare literatuurgegevens specifiek betreffende deze drie soorten worden aangehaald. De pesticidedruk in Vlaanderen wordt kort besproken en er worden aanbevelingen geformuleerd voor onderzoek.

1. Rechtstreekse mortaliteit

Acute toxische effecten van pesticiden op vissen zijn vaak enkel zichtbaar/meetbaar bij ernstige calamiteiten. De gevolgen van belangrijke vervuilingsspieken uiten zich in zichtbare vissterftes, en deze schadelijke gevolgen zijn dan meestal vrij goed gedocumenteerd, althans voor de grotere vissoorten.

Eén van de meest bekende gevallen van pesticidevervuiling vond plaats in 1986 waarbij 5-8 ton pesticiden na een brand bij Sandoz Basel in de Rijn terecht kwam. De vervuiling doodde de ganse palingpopulatie over een strook van 400 km (ca 200 ton), maar ook bij beekforel, vlagzalm, snoekbaars en snoek trad sterfte op (Güttinger & Stumm, 1992). In België, loosde het bedrijf Chimac-Agriphar uit Seraing op 31 juli 2007 64 kilo chloorpyrifos en 12 kilo cypermethrin in de Maas. Beide stoffen zijn insecticiden en giftig voor het aquatische leven. De verontreiniging door de pesticiden doodde uiteindelijk begin augustus duizenden vissen in de Maas. Er wordt gewag gemaakt van 20 à 25 ton. Maar ook hier zijn het vooral de grote soorten die opvallen en waarvan de sterfte gekwantificeerd wordt : meerval, brasem, blankvoorn, alver, rietvoorn, baars, snoekbaars, snoek, kopvoorn, karper, zeelt, barbeel en paling (Liefveld & de la Haye, 2010). Deze voorbeelden geven aan dat kleinere benthische soorten bij dergelijke calamiteiten niet of slechts zelden gerapporteerd worden. Deze spoelen af, worden visueel niet waargenomen en/of vallen ten prooi aan vogels.

Beekprik, rivierdonderpad en kleine modderkruiper zijn soorten die doorgaans in beken en kleinere rivieren leven, waarbij het risico op grote calamiteiten als gevolg van een omvangrijke pesticidelozing veel lager is. Wel kunnen kleinere vervuilingen bv als gevolg van een plaatselijke lozing van een voorraad pesticide, of van het spoelen van containers gebruikt na het toepassen van de bestrijdingsmiddelen, ook bij deze soorten rechtstreekse sterfte veroorzaken. Dergelijke gevallen werden in Vlaanderen in het verleden waargenomen maar zijn niet gedocumenteerd. Door de aard en kleinschaligheid van dergelijke lozingen en de geassocieerde sterfte is de kans reëel dat deze mortaliteiten zelfs onopgemerkt blijven.

¹ In dit advies worden met de benaming 'vissen' zowel de vissen als de rondbekken bedoeld



Vaak treedt de vervuiling in beken, rivieren, sloten en grachten gelegen in landbouwareaal op na (hevige en/of langdurige) regenval waarbij een significant deel van het bestrijdingsmiddel op een korte tijdsspanne in het water afvloeit. Ook in dit geval is het rechtstreeks verband tussen vervuiling door pesticiden en de waargenomen sterfte moeilijk aan te tonen. Vaak is deze diffuse pesticiden-instroom geassocieerd met andere wijzigingen van de waterkwaliteit.

2. Chronische toxiciteit

De invloed van verontreiniging op vispopulaties is groot. Zo is verontreiniging voor 38% (mee) verantwoordelijk voor het uitsterven van Noord-Amerikaanse vissoorten tijdens vorige eeuw (Miller *et al.*, 1989). Nochtans is het kwantificeren van de effecten van verontreiniging meestal moeilijk. Meestal zijn de concentraties van schadelijke stoffen sublethaal, en veroorzaken die stoffen een chronische toxiciteit.

Een algemene evaluatie van de chronische effecten van pesticiden op de drie vernoemde soorten is zeer complex. Beken en rivieren gelegen in landbouwgebieden zijn potentieel beïnvloed door een verhoogd gebruik aan pesticiden, herbicides, fungicides en bemestingsmiddelen, door sedimentaanvoer en kunnen wijzigingen in stroompatroon en temperatuur ondergaan. De diffuse herkomst van vervuiliingsbronnen, het seizoensale karakter van de lozingsdruk en de invloed van neerslag bemoeilijken veldstudies. Frequentie en omvang van de blootstelling van aquatische biota aan rechtstreekse stressoren is intermitterend, meestal onvoorspelbaar en vrij moeilijk meetbaar. De mogelijke effecten zijn zeer verscheiden en zonder gedegen veldstudie vrijwel onvoorspelbaar, mede door de veelheid en verscheidenheid aan pesticiden.

Gechlororeerde koolwaterstoffen en organische fosfaten zijn twee belangrijke groepen van synthetische pesticiden die grote verschillen in toxiciteit vertonen. Gechlororeerde koolwaterstofverbindingen zijn veel toxischer voor vissen en breken veel minder snel af, organische fosfaten zijn in het algemeen minder toxisch voor vissen, maar kunnen daarentegen zeer toxisch zijn voor invertebraten die als voedsel voor vis fungeren, en dus onrechtstreeks ook grote ecologische schade aan vispopulaties toebrengen. Herbiciden zijn over het algemeen minder toxisch voor vis dan insecticiden. Uiteraard bestaan er ook zeer grote verschillen in toxiciteit tussen verschillende stoffen van dezelfde groep. Bovendien kan de toxiciteit ook verschillen afhankelijk van de fysicochemische eigenschappen (bv pH) van het ontvangend beekwater. Voor een literatuurstudie verwijzen we naar de review van Johnson (1968).

2.1 Toxische effecten op het individueel niveau

Een algemeen overzicht van de mogelijke verstoringsvormen na blootstelling van organismen aan verontreiniging wordt weergegeven in tabel 1.

Tabel 1. Verstoringsmechanismen van organismen blootgesteld aan chemische stoffen, die kunnen leiden tot schadelijke effecten op hoger niveau van biologische organisatie, zoals gereduceerde biodiversiteit (naar Ricciardi *et al.* 2009).

Niveau	Mechanisme	Chemische stof
Fysiologische wijziging	Ademhaling en/of fotosynthese, gereduceerde opname van voedingsstoffen (bij planten)	Veel insecticiden, herbiciden en zware metalen
Cellulaire schade	Verstoring van detoxificatie, oxidatieve stress	PCDD/Fs, PAHs, PCBs, zware metalen
Genotoxiciteit	DNA schade, abnormale mutaties, chromosoom aberraties	Planaire stoffen (PCDD/Fs, dioxineachtige PCBs, PAHs)
Endocriene verstoring	Verstoring van groei, ontwikkeling en voortplanting	Pesticiden, alkylphenolen, phtalaten, farmaceutica, TBT, organohalogenen, zware metalen.
Immunologische storing	Verhoogde gevoeligheid aan parasieten, infecties en milieustressoren	Organochloorstoffen, PCDD/Fs
Gedrag	Schade aan neurotransmitters, zintuig- en zenuwcellen	Organofosfaten, carbamaten, pyrethroiden

Toxische stoffen waaronder pesticiden worden doorgaans getest op hun toxiciteit voor vissen. Meer en meer zijn deze testen gestandaardiseerd en worden er een beperkt aantal testsoorten gebruikt (bv zebra, karpers, regenboogforel, dikkopelrits, ...). De toxiciteit van een bepaalde stof kan sterk verschillend zijn afhankelijk van de vissoort. Beekprik, rivierdonderpad en kleine modderkruiper zijn soorten die zeer zelden gebruikt werden in toxiciteitsonderzoek. Voor deze soorten werden er dan ook weinig toxiciteitsgegevens gevonden in de literatuur.

De PAN (Pesticide Action Network) Database (Kegley *et al.*, 2011) is een databank welke toxiciteitsgegevens en gebruiksinformatie van pesticiden ontsluit. De databank bevat slechts toxiciteitsgegevens over een beperkt aantal pesticiden voor de drie beschouwde of aanverwante soorten, afgeleid uit studies onder gecontroleerde omstandigheden. Voor volgende stoffen en soorten werd in deze databank informatie gevonden (noot: niet alle stoffen blijken pesticiden): niclosamide (geneesmiddel gebruikt tegen lintworminfecties) op *Lampetra* sp.; aluminiumchloride en zwavelzuur op rivierprik *Lampetra fluviatilis*; aluminium op *Cobitidae*, paraquat dichloride (herbicide, verboden sinds 2007) en phenthoaat (insecticide) op kleine modderkruiper *Cobitis taenia*; mexacarbate (carbamate pesticide Zectran) op *Cottus* sp.; aluminumsulfaat (wordt gebruikt in de waterzuivering maar ook als molluscicide) en phenol op rivierdonderpad *Cottus gobio*. De bijlage geeft een overzicht met onder andere gegevens over de effecten, metingen en toxiciteit. Voor meer details verwijzen we naar Kegley *et al.* (2011).

Christie en Battle (1963) (in Johnson, 1968) beschrijven de effecten van blootstelling van larvale Amerikaanse beekprik aan het lampricide TFM (3-trifluoromethyl-4-nitrophenol) waarbij vasodilatatie van de kieuwfilamenten, verhoogde slijmsecretie, weefseloedeem en dilatatie van veneuze sinussen en sinusoiden in cloaca en lever waargenomen werden. Deze prikbestrijder wordt in Vlaanderen echter niet gebruikt.

2.2 Toxische effecten op het populatieniveau

Naar aanleiding van een toenemend aantal gevallen van vissterfte geassocieerd aan agrarisch landgebruik (en meer specifiek aardappelteelt) in Canada werden Canadese rivierdonderpadpopulaties *Cottus cognatus* bestudeerd in een aantal meetplaatsen gelegen in bos en landbouwzones (Gray & Munkittrick, 2005). In vergelijking met de bospopulaties vertoonden de rivierdonderpadden uit landbouwmilieus een reductie in het aantal jonge vissen, zij hadden kleinere eieren en een lagere fecunditeit en vertoonden een reductie in afmeting van de gonaden. Daarentegen waren de vissen in landbouwmilieus groter en vertoonden eerstejaarsvissen een snellere groei. Al deze verschillen zijn rechtstreeks of onrechtstreeks gerelateerd aan reproductieve verstoring. Gereduceerde vruchtbaarheid in vissen uit agrarische milieus werd al eerder gerapporteerd (Fitzgerald *et al.*, 1999). Vruchtbaarheid wordt beschouwd als een gevoelige indicator voor de blootstelling aan xenobiotische stoffen, en reproductieve verstoringen worden als biomerker vrij algemeen gebruikt omwille van de hoge ecologische waarde en het aangetoond verband met antropogene stress (Greeley, 2002).

In een Franse studie (Jolly *et al.*, 2012) op het rivierbekken van de Vesle werd via multi-biomerkers, met inbegrip van immunotoxiciteitsmarkers, het effect van stedelijke en agrarische druk op rivierdonderpadpopulaties onderzocht. Een set van biochemische, immunologische, fysiologische en histologische parameters werd onderzocht op rivierdonderpadden van vijf meetplaatsen gekenmerkt door variërende milieudruk. De resultaten toonden een duidelijke impact van milieudruk op de gezondheid van deze rivierdonderpadden (verscheidene biologische effecten) en immunologische status.

Ook genotoxische effecten zijn te verwachten. In Vlaanderen hebben Knaepkens *et al.* (2002) aangetoond dat de genetische diversiteit van rivierdonderpadpopulaties positief gecorreleerd is met hun conditie. Verlaagde genetische diversiteit werd in verband gebracht met extreme milieudruk door verontreiniging en verstoringen van het habitat. Bovendien was er in 6 van de 8 bestudeerde gevallen sprake van tekenen van 'population bottlenecks' (Knaepkens *et al.*, 2002). Ook dit zijn signalen die er op wijzen dat dergelijke populaties bij aangehouden milieudruk op termijn gaan verdwijnen.

Deze drie voorbeelden illustreren duidelijk de potentiële chronische impact van pesticiden op beekpopulaties.

Het is echter ook mogelijk dat individuen uit populaties onder druk ook fysiologische adaptaties vertonen als gevolg van de blootstelling. Zie Johnson 1968 voor voorbeelden van dergelijke resistentie. Voor de rivierdonderpad werd dat beschreven voor fenol blootstelling. Individuen uit populaties blootgesteld aan fenolvervuiling stroomafwaarts het effluent van papierfabrieken, vertoonden minder schadelijke effecten in vergelijking tot niet blootgestelde populaties bij blootstelling aan sublethale concentraties onder gecontroleerde omstandigheden (Bucher & Hofer, 1993). Mogelijk is dit ook het geval voor pesticiden.

2.3 Toxische effecten op het gemeenschapsniveau

Naast het individueel en populatieniveau, richten studies zich ook op het achterhalen van het verband tussen chemische vervuiling en visdiversiteit (gemeenschapsniveau) en gebruiken hiervoor verschillende vis-biodiversiteitsindices (o.a. 'Index of Biotic Integrity' (kortweg IBI)) (zie bijvoorbeeld Hall & Giddings, 2000; Mayon *et al.*, 2006). Maar ook in deze analyses bemoeilijken de grote variabiliteit aan milieufactoren, gecombineerd met synergetische en cumulatieve interacties van stressoren in aquatische ecosystemen, het kwantificeren van causale verbanden tussen stressoren en effecten (bv gereduceerde biologische diversiteit).

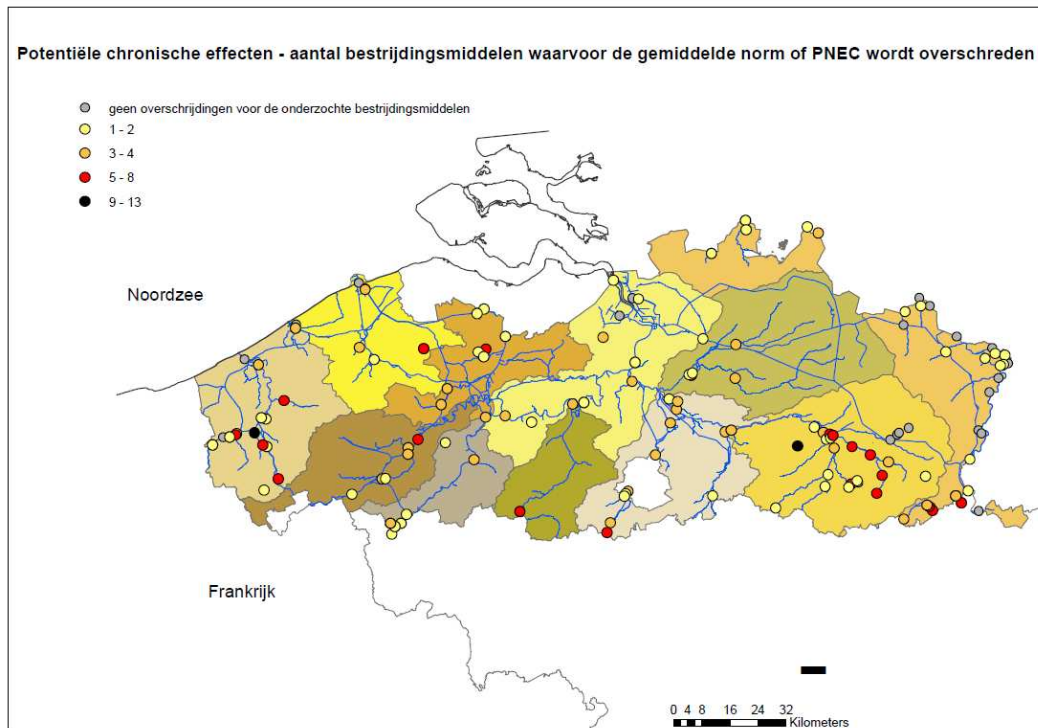
In Vlaanderen wordt momenteel de relatie geanalyseerd tussen de aanwezigheid van een aantal pesticiden op een meetplaats (gemeten als concentratie in de vetfractie van Europese paling, een indicator voor de plaatselijke aanwezigheid van die stoffen in het milieu) en de ecologische kwaliteit van die meetplaats (gemeten als de 'Ecological Quality Ratio' (EQR) van de lokale visgemeenschappen) (Van Ael *et al.*, submitted). De EQR, is gebaseerd op de IBI ontwikkeld voor Vlaamse waterlichamen (Belpaire *et al.*, 2000) waarbij volgende gemeenschapsparameters in rekening gebracht worden: totaal aantal soorten, gemiddelde tolerantie, typische soorten waarde, relatieve aanwezigheid van een aantal type soorten, totale biomassa (kg/ha), gewichtsaandeel van niet inheemse soorten, trofische samenstelling, en natuurlijke recrutering. De EQR-score varieert van 0 (geen vis) tot 1 (hoge ecologische toestand). Bij hoge palinggehalten aan p,p'-DDT of dichlorodiphenyltrichloroethane en TDE (of p,p'-DDD of 1,10-dichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethane), werden enkel lage EQR scores aangetroffen. Er bestaat ook een duidelijk verband tussen hexachlorobenzeen (HCB) en gamma-hexachlorocyclohexanes (γ -HCH of lindaan) concentraties in paling en de EQR. Voor deze vier pesticiden was het mogelijk om een palingconcentratiegrenswaarde te bepalen waarboven een goede ecologische toestand nooit gehaald werd (EQR \geq 0.6). Voor enkele andere pesticiden (α -HCH, p,p'-DDE, trans-nonachlor en dieldrin) kon dit verband niet aangetoond worden.

3. Vervuilingdruk door pesticiden in Vlaanderen

De Vlaamse Milieumaatschappij (verder kortweg VMM) meet op regelmatige basis de aanwezigheid van een aantal bestrijdingsmiddelen op haar meetplaatsen (www.vmm.be). Gemeten concentraties worden getoetst aan PNEC (Predicted No Effect Concentration) en MAC (Maximum Allowable Concentration) waarden. Boven de PNEC waarde wordt geen enkel nadelig biologisch effect verwacht. Deze waarde wordt getoetst aan de jaargemiddelde concentratie. De MAC waarde is de norm voor de maximum concentratie waarboven acute schadelijke effecten op biota verwacht worden.

Resultaten geven aan dat in 2010 de maximale concentraties voor het herbicide diflufenican in de helft van de bemonsterde meetplaatsen in vergelijking met de MAC waarde te hoog liggen; voor de herbiciden flufenacet en oxadiazon en het insecticide dimethoaat zijn de maximale concentraties in meer dan 15% van de meetplaatsen te hoog. In die oppervlaktewateren kunnen acute effecten op het waterleven verwacht worden.

Voor het herbicide oxadiazon is de gemiddelde concentraties in 2010 in bijna driekwart van de meetplaatsen in vergelijking met de PNEC waarde te hoog en voor het herbicide diflufenican is dit in ongeveer 92% van de bemonsterde meetplaatsen te hoog, waardoor chronische effecten kunnen optreden (VMM, 2010). Figuur 1 toont een kaartoverzicht met het aantal bestrijdingsmiddelen waarvoor de PNEC overschreden werd in 2010. Voor meer gegevens verwijzen we naar VMM (2010) of www.vmm.be.

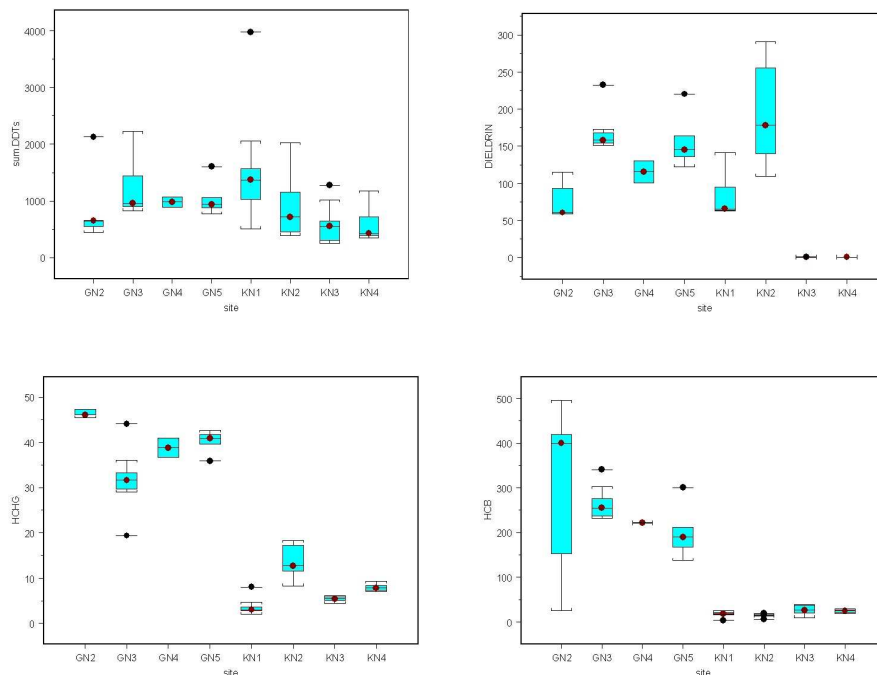


Figuur 1.: Potentiële chronische effecten – aantal bestrijdingsmiddelen waarvoor de gemiddelde norm of PNEC overschreden wordt (overgenomen uit VMM, 2010).

Blootstellingswaarden van pesticiden aan aquatische biota zijn voor Vlaanderen beschikbaar via het palingpolluentmeetnet. Paling is omwille van verschillende fysiologische en ecologische redenen een geschikte bioindicator om de plaatselijke vervuiling van contaminanten in beeld te brengen (Belpaire & Goemans, 2007a,b). Tussen 1994 en 2005 werden op 365 meetplaatsen palingen bemonsterd en het spierweefsel werd geanalyseerd op opgestapelde toxische stoffen, waaronder een tiental pesticiden. Analyseresultaten voor lindaan varieerden van 0.01 tot 2225 ng/g lichaamsgewicht; voor hexachlorobenzeen tussen 0.01 – 192 ng/g lichaamsgewicht, en voor *p,p'*-DDE (1,1-dichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethene, een DDT afbraakproduct) tussen 0.1 – 3423 ng/g lichaamsgewicht. Dit toont aan dat de gehalten aan pesticiden aangetroffen in onze zoetwatervis zeer hoog kunnen zijn, maar ook zeer grote verschillen kunnen vertonen in functie van de meetplaats (Maes *et al.*, 2008). Voor pesticiden zijn het uiteraard vooral de meetplaatsen gelegen in agrarisch milieu die de hoogste meetwaarden vertonen. Zelfs binnen eenzelfde beekstelsel kunnen de waarden sterk verschillen afhankelijk van de meetplaats. Een studie (Belpaire *et al.*, 2008) op acht meetplaatsen op Kleine en Grote Nete toonde voor een aantal pesticiden grote plaatselijke fluctuaties (Figuur 2), hetgeen het diffuse en lokale karakter van die pesticiden illustreert. De hier als voorbeeld aangehaalde stoffen zijn pesticiden die al geruime tijd verboden zijn (DDT's en HCB in 1974, lindaan in 2002, Maes *et al.*, 2008) maar nog steeds in ons milieu in significante concentraties aanwezig zijn, en waarvan er aanwijzingen zijn dat er plaatselijk nog oude voorraden gebruikt worden (Belpaire *et al.*, 2008).

Effecten van pesticiden en ander contaminanten op paling zijn wel gedocumenteerd (zie Geeraert & Belpaire, 2010 voor een overzicht), de soort neemt vervuilende stoffen op en stapelt die op tijdens de opgroefase in het juveniel stadium (gele paling). Naast een aantal fysiologische effecten zullen deze stoffen vooral schade berokkenen bij maturatie van de gonaden en tijdens de migratie naar de paaigronden. Ook bij de drie beschouwde Habitatrichtlijnsoorten valt te verwachten dat de schadelijke effecten zich vooral manifesteren op het vlak van reproductie.

Wil men de effecten van pesticiden op Habitatrichtlijnsoorten uit bovenstroomse gebieden beter begrijpen dan is het noodzakelijk om die lokale variaties in pesticidedruk duidelijk in beeld te brengen, en studies zoals voorgesteld onder 2.2 verder uit te diepen, toegepast op de Vlaamse situatie.



Figuur 2. : Box-en-Whisker plots (minimum, eerste kwartiel, mediaan, tweede kwartiel, maximum en eventuele outliers) voor de organochloorpesticiden Som DDT's, dieldrin, lindaan (HCHG) en hexachloorbenzeen (HCB) in paling afkomstig van acht meetplaatsen op de Grote en Kleine Nete (concentraties in $\mu\text{g.kg}^{-1}$ vetgewicht) (Naar Belpaire et al. 2008).

Momenteel heeft geen enkele studie rechtstreeks wetenschappelijk bewijs geleverd dat pesticidebelasting in Vlaanderen verantwoordelijk is voor de slechte toestand van de populaties van beekprik, rivierdonderpad en kleine modderkruiper. De resultaten van enkele studies op rivierdonderpad in binnen- en buitenland (Gray & Munkittrick, 2005; Jolly et al., 2012; Knaepkens et al., 2002), tonen wel aan hoe vervuilingsdruk (al dan niet in combinatie van andere stressoren) lokale populaties kan beïnvloeden.

4. Aanbeveling voor onderzoek

Wil men de effecten van pesticiden op de populaties van habitatrichtlijnsoorten zoals beekprik, kleine modderkruiper en rivierdonderpad beter begrijpen, dan is gericht veldonderzoek noodzakelijk.

Toekomstig onderzoek naar de gevolgen van pesticiden op populaties van habitatrichtlijnsoorten uit bovenstroomse beekstelsels dient gebruik te maken van multi-indices op gemeenschapsniveau (als maat voor biologische diversiteit), van analyses van biomerkers op individueel niveau, en van een multidisciplinaire aanpak (met inbegrip van analyses van chemische verontreiniging). Een studie uit Wallonië (Mayon et al, 2006) op kopvoorn kan hiervoor gedeeltelijk model staan. Gelet op de gepubliceerde literatuur is het wenselijk het onderzoek te richten op de rivierdonderpad.

CONCLUSIE

Er is een ganse reeks van effecten van pesticiden op vissen beschreven, waarbij de impact meetbaar is op individueel niveau (genotoxisch, immunologisch, endocriene verstoring) en zich doorzet naar het populatie- en gemeenschapsniveau.

Specifieke studies onder gecontroleerde omstandigheden naar effecten van bepaalde pesticiden op beekprik, kleine modderkruiper en rivierdonderpad zijn eerder zeldzaam. De toxische impact van een pesticide kan sterk verschillen van stof tot stof, en toxiciteitsgegevens zijn schaars en beperkt tot slechts enkele stoffen. Wel zijn er enkele veldstudies, zowel in binnen – als buitenland, die de impact van pesticiden op rivierdonderpad gemeten hebben op het individueel en populatieniveau.

De aard en intensiteit van pesticidevervuiling in Vlaanderen is vaak heel hoog, gebaseerd op bioaccumulatiegegevens in paling en in vergelijking met andere internationale studies. Er zijn echter grote

plaatselijke verschillen zelfs binnenin beeksystemen hetgeen wijst op het diffuse karakter van pesticidevervuiling. Ook de meetgegevens van de VMM tonen aan dat gehalten aan bestrijdingsmiddelen de ecotoxicologische drempelwaarden te vaak overschrijden.

Momenteel heeft geen enkele studie rechtstreeks wetenschappelijk bewijs geleverd dat pesticidebelasting in Vlaanderen verantwoordelijk is voor de slechte toestand van de populaties van beekprik, rivierdonderpad en kleine modderkruiper. De resultaten van enkele studies op rivierdonderpad in binnen- en buitenland, tonen wel aan hoe vervuilingdruk (al dan niet in combinatie van andere stressoren) lokale populaties kan beïnvloeden.

Een aanbeveling voor onderzoek werd voorgesteld.

REFERENTIES

Belpaire C., Smolders R., Auweele I.V., Ercken D., Breine J., Van Thuyne G. & Ollevier F. (2000). An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434, 17-33.

Belpaire C. & Goemans G. (2007a). Eels: contaminant cocktails pinpointing environmental pollution. *ICES Journal of Marine Science* 64, 1423-1436.

Belpaire C. & Goemans G. (2007b). The European eel (*Anguilla anguilla*) a rapporteur of the chemical status for the Water Framework Directive? *Vie et Milieu - Life and Environment* 57(4), 235-252.

Belpaire C., Goemans G., Geeraerts C., Quataert P. & Parmentier K. (2008). Pollution fingerprints in eels as models for the chemical status of rivers. *ICES J. Mar. Sci.* 65 (8), 1483–1491.

Bucher F. & Hofer R. (1993). Histopathological effects of sublethal exposure to phenol on two variously pre-stressed populations of bullhead (*Cottus gobio* L.). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51, 309-316.

Christie R.M. & Battle H.I. (1963). Histological effects of 3-trifluoromethyl-4-nitrophenyl (TFM) on larval lamprey and trout. *Can. J. Zool.* 41, 51-61.

Fitzgerald, D.G., Lanno R.P. & Dixon, D.G. (1999). A comparison of a sentinel species evaluation using creek chub (*Semotilus atromaculatus*) to a fish community evaluation for the initial identification of environmental stressors in small streams. *Ecotoxicology* 8, 33–48.

Geeraerts C. & Belpaire C. (2010). The effects of contaminants in European eel: a review. *Ecotoxicology* 19, 239–266.

Gibson H.R. & Chapman D.W. (1972). Effects of Zectran insecticide on aquatic organisms in Bear Valley Creek, Idaho. *Trans. Am. Fish. Soc.* 101(2): 330-344.

Gray, M.A. & Munkittrick K.R. (2005). An effects-based assessment of Slimy Sculpin (*Cottus cognatus*) populations in agricultural regions of Northwestern New Brunswick. *Water Qual. Res. J. Canada*, 40 (1), 16–27.

Greeley M.S. (2002). Reproductive indicators of environmental stress, p. 312–377. In Adams SM (ed.), *Biological indicators of aquatic ecosystem stress*. Am. Fish. Soc., Bethesda, Md.

Güttinger H. & Stumm W. (1992). An Analysis of the Rhine Pollution caused by the Sandoz Chemical Accident, 1986. *Interdisciplinary Science Reviews*, 17 (2), 127-136.

Hall L.W. & Giddings J.M. (2000). The need for multiple lines of evidence for predicting site-specific ecological effects. *Human and Ecological Risk Assessment* 6 (4), 679-710.

Johnson D.W. (1968) Pesticides and fishes - A review of selected literature. Transactions of the American Fisheries Society 97 (4), 398-424

Jolly S., Bado-Nilles A., Lamand F., Turies C., Chadili E., Porcher J.M., Betoulle S. & Sanchez W. (2012). Multi-biomarker approach in wild European bullhead, *Cottus sp.*, exposed to agricultural and urban environmental pressures: Practical recommendations for experimental design. Chemosphere 87, 675-683.

Kegley S.E., Hill B.R., Orme S. & Choi A.H., PAN Pesticide Database, Pesticide Action Network, North America (San Francisco, CA, 2011), <http://www.pesticideinfo.org>, April, 2011: Version 10.0. © 2000-2011 Pesticide Action Network, North America.

Knaepkens G., Knapen D., Bervoets L., Hänfling B., Verheyen E. & Eens M. (2002). Genetic diversity and condition factor: a significant relationship in Flemish but not in German populations of the European bullhead (*Cottus gobio* L.). Heredity 89 (4), 280-287.

Liefveld W.M. & de la Haye M.A.A. (2010). Calamiteiten op de Maas. Ecologische gevolgen van incidentele lozingen en extreem lage afvoer in 2007. Bureau Waardenburg en Grontmij AquaSense.

Maes J., Belpaire C. & Goemans G. (2008). Spatial variations and temporal trends between 1994 and 2005 in polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and heavy metals in European eel (*Anguilla anguilla* L.) in Flanders, Belgium. Environ. Pollut. 153, 223-237.

Mayon N., Bertrand A., Leroy D., Malbrouck C., Mandiki S.N.M., Silvestre F., Goffart A., Thomé J.P. & Kestemont P. (2006). Multiscale approach of fish responses to different types of environmental contaminations: A case study. Science of The Total Environment 367 (2-3), 715-731 .

Miller R.R., Williams J.D. & Williams, J.E. (1989). Extinctions of North American fishes during the past century. Fisheries 14 (6), 22-38.

Muscarella A. & Galofaro V. (1973). Anatomical lesions in some fresh-water fish caused by paraquat. (Lesioni anatomo-patologiche provocate dal paraquat su alcuni pesci di acqua dolce). Nuova Vet. 49(4), 211-221.

Pellegrini, G. & Santi R. (1972). Potentiation of toxicity of organophosphorus compounds containing carboxylic ester functions toward warm-blooded animals by some organophosphorus impurities. J. Agric. Food Chem. 20(5), 944-950.

Ricciardi F., Bonnineau C., Faggiano L., Geiszinger A., Guasch H., Lopez-Doval J., Munoz J., Proia L., Ricart M., Romani A. & Sabater S. (2009). Is chemical contamination linked to the diversity of biological communities in rivers? Trends in Analytical Chemistry 28, 592-602.

Van Ael E., Belpaire C., Breine J., Geeraerts C., Van Thuyne G., Eulaers I., Blust R. & Bervoets L., submitted. The impact of persistent organic pollutants and metals in aquatic biota on the ecological status within the Water Framework Directive.

VMM (2010). Jaarrapport Water. 78 p.

BIJLAGEN

Bijlage 1. Uittreksels uit de PAN (Pesticide Action Network) Database (Kegley *et al.*, 2011) met een overzicht van gegevens over de effecten, metingen en toxiciteit van een aantal pesticiden (en andere stoffen) op *Lampetra sp.*, op rivierprik *Lampetra fluviatilis*, op Cobitidae, op kleine modderkruiper *Cobitis taenia*, op *Cottus sp.* en op *Cottus gobio*.

Common Name Scientific Name	Effect	Measurement	Life Stage	Study Time	Toxicity Endpoint	Toxic Dose			Conc Units	Conc Type	Chem Desc	Exper. Type	Acute Tox Rating	Outlier	Year	Journal
						Mean	Min	Max								
Niclosamide																
<u>Lamprey</u> <i>Lampetra sp.</i>	Mortality	Mortality	LARVAE, 61-157 MM	9 h	LC50	33.0	30.0	37.0	ug/L	A	BAYER 73, 70 % AI, WP	Static	Very Highly Toxic			Unknown
<u>Lamprey</u> <i>Lampetra sp.</i>	Mortality	Mortality	LARVAE, 61-157 MM	9 h	LC50	31.0	27.0	35.0	ug/L	A	BAYER 73, 70 % AI, WP	Static	Very Highly Toxic			Unknown
<u>Lamprey</u> <i>Lampetra sp.</i>	Mortality	Mortality	LARVAE, 61-157 MM	9 h	LC50	31.0	28.0	34.0	ug/L	A	BAYER 73, 70 % AI, WP	Static	Very Highly Toxic			Unknown
<u>Lamprey</u> <i>Lampetra sp.</i>	Mortality	Mortality	LARVAE, 61-157 MM	9 h	LC50	36.0	34.0	38.0	ug/L	A	BAYER 73, 70 % AI, WP	Static	Very Highly Toxic			Unknown

Common Name Scientific Name	Effect	Measurement	Life Stage	Study Time	Toxicity Endpoint	Toxic Dose			Conc Units	Conc Type	Chem Desc	Exper. Type	Acute Tox Rating	Outlier	Year	Journal
						Mean	Min	Max								
Aluminum chloride																
River lamprey <i>Lampetra fluviatilis</i>	Physiology	Oxygen consumption	LARVAE, 2-4 YR, 0.42-4.8 G	60 mi	NR	780.0	-	-	ug/L	T	NR	Flow through				Unknown
Sulfuric acid, Iron salt																
River lamprey <i>Lampetra fluviatilis</i>	Physiology	Oxygen consumption	LARVAE, 10-30 D	60 mi	NR	4,460	-	-	ug/L	T	NR	Flow through				Unknown

Common Name Scientific Name	Effect	Measurement	Life Stage	Study Time	Toxicity Endpoint	Toxic Dose			Conc Units	Conc Type	Chem Desc	Exper. Type	Acute Tox Rating	Outlier	Year	Journal
						Mean	Min	Max								
Aluminum																
<u>Loach family</u> <i>Cobitidae</i>	Mortality	Mortality	FRY	96 h	LC50	1,130	-	-	ug/L	T	NR	Not reported	Moderately Toxic			Unknown
<u>Loach family</u> <i>Cobitidae</i>	Mortality	Mortality	FRY	96 h	LC50	2,050	-	-	ug/L	T	NR	Not reported	Moderately Toxic			Unknown
<u>Loach family</u> <i>Cobitidae</i>	Mortality	Mortality	FRY	96 h	LC50	4,690	-	-	ug/L	T	NR	Not reported	Moderately Toxic			Unknown
<u>Loach family</u> <i>Cobitidae</i>	Mortality	Mortality	FRY	96 h	LC50	5,200	-	-	ug/L	T	NR	Not reported	Moderately Toxic			Unknown
<u>Loach family</u> <i>Cobitidae</i>	Mortality	Mortality	FRY	96 h	LC50	1,970	-	-	ug/L	T	NR	Not reported	Moderately Toxic			Unknown
<u>Loach family</u> <i>Cobitidae</i>	Mortality	Mortality	FRY	96 h	LC50	4,850	-	-	ug/L	T	NR	Not reported	Moderately Toxic			Unknown

<u>Loach family</u> Cobitidae	Mortality	Mortality	FRY	96 h	NR-LETH	3,200	-	-	ug/L	T	NR	Not reported				Unknown
<u>Loach family</u> Cobitidae	Mortality	Mortality	FRY	96 h	NR-LETH	12,800	-	-	ug/L	T	NR	Not reported				Unknown
<u>Loach family</u> Cobitidae	Mortality	Mortality	FRY	96 h	NR-ZERO	1,600	-	-	ug/L	T	NR	Not reported				Unknown
<u>Loach family</u> Cobitidae	Mortality	Mortality	FRY	96 h	NR-ZERO	3,200	-	-	ug/L	T	NR	Not reported				Unknown
<u>Loach family</u> Cobitidae	Mortality	Mortality	FRY	96 h	NR-ZERO	400.0	-	-	ug/L	T	NR	Not reported				Unknown

Common Name Scientific Name	Effect	Measurement	Life Stage	Study Time	Toxicity Endpoint	Toxic Dose			Conc Units	Conc Type	Chem Desc	Exper . Type	Acute Tox Rating	Outlier	Year	Journal
						Mean	Min	Max								
Paraquat dichloride																
<u>Spined loach</u> <i>Cobitis taenia</i>	Physiology	Physiology, general	NR	NR NR	NR	250,000	-	-	ug/L	F	NR	Not reported			1973	Muscarella and Galofaro, 1973
Phenthoate																
<u>Spined loach</u> <i>Cobitis taenia</i>	Mortality	Mortality	NR	10 d	LC0	750.0	-	-	ug/L	F	T, 90.5 % AI	Static			1972	Pellegrini and Santi, 1972
<u>Spined loach</u> <i>Cobitis taenia</i>	Mortality	Mortality	NR	10 d	LC0	1,250	-	-	ug/L	F	DETOXIFIE D T, 93.5 % AI	Static			1972	Pellegrini and Santi, 1972
<u>Spined loach</u> <i>Cobitis taenia</i>	Mortality	Mortality	NR	10 d	LC100	2,225	-	-	ug/L	F	T, 90.5 % AI	Static			1972	Pellegrini and Santi, 1972
<u>Spined loach</u> <i>Cobitis taenia</i>	Mortality	Mortality	NR	10 d	LC100	3,500	-	-	ug/L	F	DETOXIFIE D T, 93.5 % AI	Static			1972	Pellegrini and Santi, 1972

Common Name Scientific Name	Effect	Measurement	Life Stage	Study Time	Toxicity Endpoint	Toxic Dose			Conc Units	Conc Type	Chem Desc	Exper. Type	Acute Tox Rating	Outlier	Year	Journal
						Mean	Min	Max								
Mexacarbate																
<u>Miller's thumbs</u> <i>Cottus sp.</i>	Population	Abundance	NR	NR mo	NR	-	-	-	ug/L	F	ZECTRAN	Lotic			1972	Gibson and Chapman, 1972
<u>Miller's thumbs</u> <i>Cottus sp.</i>	Population	Drift	NR	NR mo	NR	-	-	-	ug/L	F	ZECTRAN	Lotic			1972	Gibson and Chapman, 1972

Common Name Scientific Name	Effect	Measurement	Life Stage	Study Time	Toxicity Endpoint	Toxic Dose			Conc Units	Conc Type	Chem Desc	Exper. Type	Acute Tox Rating	Outlier	Year	Journal
						Mean	Min	Max								
Aluminum sulfate																
<u>Sculpin</u> <i>Cottus gobio</i>	Mortality	Mortality	1+-2+ YR	24 h	NR-ZERO	270.0	-	-	ug/L	T	NR	Lotic				Unknown
<u>Sculpin</u> <i>Cottus gobio</i>	Mortality	Mortality	NR	24 h	NR-ZERO	270.0	-	-	ug/L	T	NR	Lotic				Unknown
Phenol																
<u>Sculpin</u> <i>Cottus gobio</i>	Histology	Histological changes, general	ADULT MALE, 8.8 CM	35 d	NR	6,000	-	-	ug/L	F	NR	Static			1993	Bucher and Hofer, 1993

Bijlage 2. Bestrijdingsmiddelen opgenomen in het meetprogramma van de VMM met vermelding van de PNEC en MAC waarden en eventuele normering (VMM, 2010).

Omschrijving	PNEC of gemiddelde norm (mg/l)	MAC of maximum norm (mg/l)	Status norm °
2,4,5-T	2000	20000	VLAREM II
2,4-D	20000	200000	VLAREM II
2,6-Dichloorbenzamide	30000	300000	Niet genormeerd
2-Hydroxy-atrazine	1000	-	Niet genormeerd
Alachloor	300	700	EU
Atrazine	600	2000	EU
Azinfos-methyl	2	10	VLAREM II
Bentazone	50000	500000	VLAREM II
Carbendazim	200	2000	Niet genormeerd
Chloordaan	2	40	VLAREM II
Chloorfeninfos	100	300	EU
Chloorpyrifos-ethyl	30	100	EU
Chloortoluron	230	2300	Niet genormeerd
Chloridazon	10000	20000	VLAREM II
Cumafos	1	10	VLAREM II
Cyprodinil	200	3300	Niet genormeerd
DDT totaal	25	-	EU
p.p.'-DDT	0,01	-	EU
Desethylatrazine	9840	98400	Niet genormeerd
Diazinon	56	100	Niet genormeerd
Dichlobenil	16300	163000	Niet genormeerd
Dichloorprop	20000	200000	VLAREM II
Dichloorvos	0,7	7	VLAREM II
Diflufenican	12,5	83,5	Niet genormeerd
Dimethoaat	20	200	VLAREM II
Diuron	200	1800	EU
Drins	10	-	EU
Endosulfan ($\alpha + \beta$)	5	10	EU
Endosulfan, sulfaat	5	10	Niet genormeerd
Ethofumesaat	32000	310000	Niet genormeerd
Fenitrothion	0,9	2	VLAREM II
Fenthion	0,2	2	VLAREM II
Flufenacet	167	315	Niet genormeerd

Glyfosaat	10000	100000	Niet genormeerd
Heptachloor + heptachloorepoxide	9	90	VLAREM II
γ-Hexachloorcyclohexaan (lindaan)	20	40	EU
Isoproturon	300	1000	EU
Linuron	300	700	VLAREM II
Malathion	0,8	3	VLAREM II
MCPA	700	20000	VLAREM II
MCPP	10000	40000	VLAREM II
Metazachloor	250	2500	Niet genormeerd
Methiocarb	10	800	Niet genormeerd
Metolachloor	200	5600	Niet genormeerd
Metoxuron	250	2500	Niet genormeerd
Metribuzin	80	800	Niet genormeerd
Mevinfos	2	20	VLAREM II
Monolinuron	300	10000	VLAREM II
Oxadiazon	40	400	Niet genormeerd
Parathion-ethyl	0,2	4	VLAREM II
Pirimicarb	90	900	Niet genormeerd
Propachloor	250	2500	Niet genormeerd
Simazine	1000	4000	EU
Terbutylazine	230	2300	Niet genormeerd
Trifluralin	30	-	EU
<p>DDT totaal omvat de som van de isomeren 1,1,1-trichloor-2,2-bis(p-chloorfenyl)ethaan (CAS-nummer 50-29 3; p.p.'-DDT), EU-nummer 200-024-3); 1,1,1-trichloor-2-(o-chloorfenyl)-2-(p-chloorfenyl)ethaan (CAS-nummer 789-02-6), EU-nummer 212-332-5); 1,1-dichloor-2,2-bis(p-chloorfenyl)ethyleen (CAS-nummer 72-55-9) EU-nummer 200-784-6); en 1,1-dichloor-2,2-bis(p-chloorfenyl)ethaan (CAS-nummer 72-54-8). EU-nummer 200-783-0).</p>			