

Effekter av kemiska bekämpningsmedel på akvatiska ekosystem – kunskapsläge och metoder för utvärderingar

Minnesanteckningar från workshop i Uppsala i november 2014

Den 19:e och 20:e november 2014 anordnade KompetensCentrum för kemiska bekämpningsmedel (CKB) vid SLU en workshop om effekter av kemiska bekämpningsmedel på akvatiska ekosystem. Inbjudna var forskare från nordeuropeiska universitet samt representanter för svenska myndigheter, bland annat Kemikalieinspektionen, Naturvårdsverket och flera länsstyrelser.

Målet var att forskare och avnämare skulle träffas för att diskutera de metoder för bedömningar av biologiska effekter som finns i dagsläget, identifiera kunskapsluckor och fokus för det fortsatta arbetet.

I de här minnesanteckningarna från workshoppen sammanfattas först de områden som är viktiga för framtida arbetsinsatser. Sedan följer ett längre sammandrag av enskilda presentationer och av de gruppdiskussioner som hölls första dagen. Sammanfattningarna av föredragen är inte bara baserad på de olika föredragen, utan inkluderar även den allmänna diskussionen.

Nuvarande och framtida utmaningar och möjliga lösningar

- Det behövs bättre integrering och harmonisering mellan prospektiv (godkännande av produkter) och retrospektiv riskbedömning (vattendirektivet, miljökvalitetsnormer, med mera).
- Det finns ett stort behov av validerade data för prospektiva riskbedömningar.
- Hur höga halter växtskyddsmedel i sediment som finns och vilken effekt föroreningar i sediment har på ekosystemen behöver undersökas bättre.
- Det behövs bättre koppling mellan gränsvärden och effekter – är nuvarande nivåer som tillåts tillräckligt låga för att skydda arter i akvatiska ekosystem?
- Bättre samordning mellan biologisk och kemisk miljöanalys behövs.
- Om SPEAR-indexet ska användas för bottenfauna i Sverige måste det anpassas till svenska förhållanden. Det saknas en påverkansgradient i övervakningen som kan användas för kalibrering av indexet.
- Vid provtagning av bottenfauna, hur ska habitatheterogenitet behandlas? Stratifierad provtagning? Behövs standardiserade metoder för mjuka botten och bedömningsgrunder för dessa?
- Kan fiskhälsa studeras på spigg i jordbruksbäckar?
- Ska lantbrukssektorn omfattas av recipientkontroll? Utredning pågår.
- Digitalisering och rapportering av lantbrukarnas dokumentation av användandet av bekämpningsmedel är önskvärt.
- Bättre tillsyn av lantbrukarnas användande av växtskyddsmedel behövs.
- Cell-baserade bioassays utgör ett lovande verktyg som kan komplettera kemisk analys och bedömningar av bekämpningsmedelseffekter.
- Effektmeter för statusklassning är inte accepterat av Kommissionen, men effektmeter skulle kunna vara effektiva kompletterande verktyg inom vattenförvaltningen.

Welcome address: Current status and development of methods for detecting field-level effects of pesticides in aquatic systems

Jenny Kreuger, SLU. Föreståndare för CKB.

KompetensCentrum för Kemiska Bekämpningsmedel (CKB) inrättades 2006 och är ett samarbetsforum för forskare vid SLU och intressenter utanför universitetet. Fokus för CKB är främst miljöeffekter på akvatiska ekosystem av växtskyddsmedel som används inom jordbruket.

CKB bedriver 2012–2016 verksamhet inom sju områden: kemisk analyskompetens, miljöövervakning, biologiska effekter, riskbedömningsverktyg, spridningsvägar, underlag för åtgärder samt samverkan och utbildning.

Dagens nationella övervakningsprogram för kemiska bekämpningsmedel är flexibelt och uppdateras kontinuerligt för att kunna analysera nya bekämpningsmedel. Kriterier för vad som övervakas inkluderar användande, detektionsfrekvens, akvatisk toxicitet, samt krav från vattendirektivet.

Den nationella övervakningen sker i fyra typområden i Skåne, Halland, Östergötland och Västergötland. I Vemmenhög i Skåne har övervakning bedrivits sedan 1990. Sedan början av nittiotalet har halterna bekämpningsmedel minskat med ungefär 90 %, till stor del på grund av tillämpningen av "best management practice", alltså att hanteringen har blivit mycket bättre och onödigt spill har minskat.

Främst herbicider påträffas i vattenproverna, men också fungicider och insekticider. Ingen ökande eller minskande trend kan ses i koncentrationer de senaste elva åren eller i antalet pesticider som överskrider riktvärden eller gränsvärden.

Frågan är om nuvarande koncentrationer har någon betydande effekt på ekosystemen.

Aquatic effects and risk assessment of pesticides: Dutch approaches to meet the requirements of the PPP Regulation and the European Water Framework Directive

Theo Brock, Wageningen University and Research Centre

Eftersom Nederländerna ligger i ett deltaområde finns både mycket jordbruk och mycket ytvatten. Totalt finns cirka 300 000 kilometer vattendrag, vilket gör att en buffertzona på 10 meter kring vattendragen är orimligt eftersom det skulle ta upp väldigt mycket jordbruksareal. Dock kommer möjligen lagstiftade krav på buffertzoner på 5 meter. Förutom buffertzoner användes även åtgärder som införandet av tekniska lösningar eller skyddande vegetation för att reducera avdrift.

För skydd av mindre vattendrag och diken används i Nederländerna en prospektiv riskbedömning enligt regler i växtskyddsmedelsförordningen. Större vattendrag och vattenförekomster regleras också via EU:s vattendirektiv. Skillnaderna är bland annat att den förstnämnda bygger på predikterade exponeringsvärden och den sistnämnda på exponering uppmätt i fält.

Resultaten från övervakningen i Nederländerna visar att vilka växtskyddsmedel som för flest lokaler överstiger EQS (nationella eller EU-gemensamma) varierar mellan olika år. Variationer i klimat skulle kunna vara en förklarande faktor. Om samma växtskyddsmedel identifieras ofta (tid och rum) måste en orsaksanalys utföras för att kunna rätt åtgärder ska kunna utföras.

Egenskaper hos bottenfaunaorganismer skiljer sig mellan jordbruksvattendrag och vattendrag i en mer naturlig omgivning. Vattendrag i jordbrukslandskapet har till exempel fler arter med fler än en generation per år. Känsligheten för insekticider verkar inte skilja sig mellan arter med en generation per år och arter med flera generationer per år. Orsaken är sannolikt istället att arter med fler generationer per år har högre återhämtningsförmåga.

Sammanfattning och slutsatser:

- Ibland är gränsvärden och EQS lägre än vad som kan uppmätas med tillräcklig noggrannhet.
- Toxicitetstest borde utföras under längre tid för att alla livsstadier ska inkluderas.
- MsPAF-metoden (Multi substances Potentially Affected Fraction) kanske underskattar risker eftersom inte alla substanser mäts eller för att toxiciteten för enskilda substanser är lägre än vad som är detekterbart.
- Prospektiv riskbedömning (vid produktgodkännande) kan inte garantera att ej accepterbara effekter inte förekommer.
- Förvaltningen kan förbättras genom återkoppling mellan förordningen om växtskyddsmedel, direktivet för hållbart användande av bekämpningsmedel och vattendirektivet.
- Mer fokus på sediment, och på långsiktiga effekter av exponering från sediment.
- Det är oklart om gränsvärden och EQS ger tillräckligt skydd, samt vilka effekter överskridanden har.
- Det är oklart vad händer med ekosystem som kontinuerligt utsetts för pesticider en längre tid.

Shortcomings in current risk assessment – Are we on the right track?

Johan Axelman, Kemikalieinspektionen

Kemikalieinspektionens arbetar med att utveckla metoderna som används för riskbedömning av nya produkter, mer specifikt den prospektiva stegvisa riskbedömningen som beskrivs av EFSA:s vägledningsdokument. Arbetet är pågående, inga policyer har ändrats, och föreläsningen och diskussionen under workshopen är en del av den vetenskaplig diskussion som ingår i utvecklingsarbetet.

Att bedöma vilka effekter användandet av växtskyddsmedel har på biologisk mångfald är en stor utmaning. En bra metod ska vara tillförlitlig och valid. Validitet innebär i det här sammanhanget att modellernas prediktioner ligger nära de sanna observerade värdena, och tillförlitlighet att modellens prediktioner inte varierar, exempelvis på grund av osäkerhet i modellens parametrar.

I de nuvarande metoderna kvantifieras inte osäkerheter, som beror på antagande i modellen, både om effekter och om exponering, samt på de ingående parametrarnas osäkerhet. Metoden är inte heller validerad. Osäkerhet i extrapolering till fältförhållanden beror bland annat på effekter av att fler än en kemikalie ofta är inblandade, interaktioner mellan växtskyddsmedel och andra påverkanstyper, och inom- och mellanartsinteraktioner. En annan komplikation är att känsliga arter inte är inkluderade i konventionella testsystem. Osäkerheten i modellerna sprids vidare när de ska användas för att dra slutsatser om biologiska system, vilket leder till minskad validitet.

Det finns en risk med att förfina modellerna – det kan innebära att man tillför mer information till en parameter i modellen utan att veta den totala validiteten av den förändringen. Det kan också leda till att jämförbarheten och tillförlitligheten minskar, vilket innebär att även validiteten minskar. Förfiningar innebär ofta att expertbedömningar används, vilket introducerar variabilitet och således minskar tillförlitligheten. Det saknas kunskap om hur nya, icke-validerade antaganden påverkar de slutliga bedömningarna.

Sammantaget återspeglar inte nuvarande metodik graden av osäkerhet i de slutgiltiga ställningstagandena. Dessutom gör de komplicerade bedömningarna att beslutsgrunderna blir otydliga, vilket har negativ inverkan på rättssäkerhet och vetenskaplighet.

En ny metod är en möjlighet till bättre harmonisering mellan EU:s medlemsländer. En bättre metod skulle också innebära juridiska fördelar, till exempel ger en tillförlitlig robust metod utan expertbedömning mer jämn och rättvis behandling av ansökningar, och gör det lättare att förutspå bedömningarnas utfall. Dessutom skulle hela bedömningsprocessen kunna effektiviseras, riskhanteringen blir effektivare, och transparensen öka. Vilka egenskaper en lämplig alternativ metod bör ha kan diskuteras, men kan inkludera mer standardisering (dvs robustare metoder), färre antal prediktorer i modellerna, mindre behov av expertbedömningar samt validerade data.

Sammanfattning och slutsatser:

- Den absoluta risken är svår att bedöma, relativ är lättare.
- Det är viktigt att kunna rangordna produkter efter risk i godkännandeprocessen.
- Standardiseringar är bra, men det är viktigt att man standardiserar rätt saker.
- En enklare riskbedömning med mindre expertbedömning och färre indata, vilket gör processen mer robust och förutsägningsbar, är önskvärt.

Using mixture toxicity approaches to identify vulnerable species, drivers of mixture toxicity and priority pesticide mixtures

Thomas Backhaus, Göteborgs universitet

I övervakningen av växtskyddsmedlen i Sverige hittar man ungefär 10 olika substanser i ett genomsnittspröv. När man undersöker konsekvenser för akvatiska ekosystem, måste man därför beakta vilken effekt kombinationen av flera substanser har. Det finns även föreskrivet i vägledningsdokument från EFSA.

De två vanligaste modellerna att bedöma effekten av blandningar är "independent action", IA, i vilken man antar att de ingående substansernas toxicitet är oberoende av varandra och att den sammanlagda toxiciteten kan uppskattas genom att de biologiska effekterna summeras, och "concentration addition", CA, i vilken man antar att det enda som skiljer de ingående substanserna är hur potenta de är och den sammanlagda toxiciteten beräknas genom summering av enskilda substansers koncentration (viktat mot potens). Den senare metoden är den som i de allra flesta fall stämmer bäst överens med effekter påvisade i labbförsök.

I ett prov från ett vattendrag (M42) i Skåne hittades 42 olika substanser. Analyser med Hazard-indexet, och summan av toxiska enheter för bottenfauna, alger och fisk visade att 10 substanser förklarar 90 % av toxiciteten. En sådan analys kan ge indikation om vilka substanser som borde vara fokus för åtgärder. Notera dock att synergismer ignoreras vid detta tillvägagångssätt. Om man antar att synergieffekter ger 10 gånger så hög toxicitet som förväntat för det ämne som har högst riskkvot så blir Hazard-indexet 3,5 gånger högre. Om på samma sätt tio slumpade ämnen samverkar blir Hazard-indexet i snitt 3,1 gånger högre.

Sammanfattning och slutsatser:

- Blandningar buffrar mot synergieffekter.
- Olika slag interaktioner är viktiga (toxikokinetiska, toxikodynamiska, ekologiska).
- CA kan användas för att skatta sammanlagd effekt av en blandning växtskyddsmedel, identifiera känsliga arter eller artgrupper, samt att identifiera hur de olika ämnena bidrar till den totala toxiciteten.
- Hazard-indexet är mer konservativt än summan av toxiska enheter, som mest med en faktor som är lika med antalet artgrupper som ingår.
- Det går att skatta felet som uppstår när endast CA används.
- Att integrera och harmonisera mellan prospektiv (godkännande av produkter) och retrospektiv riskbedömning (vattendirektivet och havsmiljödirektivet) är en stor utmaning.
- Det behövs en samordning mellan biologisk och kemisk miljöanalys, samt kvalitetsstandarder för enskilda substanser.
- Mer specifika frågor är vilka blandningar som finns och under vilka förhållanden och i vilka vatten.
- Hur nuvarande regulatoriska system kan korrigeras bör undersökas.

Bioanalytical tools for assessment of mixtures of organic micropollutants in the aquatic environment

Annika Jahnke, The Helmholtz Centre for Environmental Research (UFZ)

På Department of Cell Toxicology på UFZ arbetar man med att förstå och beskriva mekanismerna bakom kemikaliers negativa effekter på människor och ekosystem. Ett av målen är att sammanföra mänsklig hälsa och riskbedömningar för miljö. Mycket fokus är på att utvärdera blandningen av kända och okända kemikalier och nedbrytningsprodukter, samt på tekniska aspekter, som provtagning och dosering av kemikalier i bioassays.

Över nittio miljoner kemikalier finns registrerade i CAS-registret (www.cas.org) och över 100 000 har påträffats i naturen. Vad som inte har påträffats är okänt och kan beskrivas med den klassiska isbergsmetaforen: antagligen är det vi faktiskt ser (ovan vattenytan) bara en bråkdel av den totala mängden. Det okända inkluderar inte bara enskilda kemikalier, utan också blandningar och nedbrytningsprodukter.

Två kompletterande analyser används för riskbedömning och miljöanalys: kemisk analys och bioanalytiska verktyg. Kemiska analyser ger kvantitativa svar för specifika kemikalier, men kan inte mäta det okända. Bioanalytiska metoder visar sammanvägd effekt av kemikalier (inklusive okända) med samma "mode of action", men ger inget svar om enskilda kemikaliers effekt. Bioanalytiska metoder kan ge tidiga varningar för skadliga effekter. En mängd cellbaserade bioassays finns tillgängliga, exempelvis kan man mäta tillväxt i cellodlingar, använda biomarkörer (ex enzymaktivitet) och rapportörgener. Vilka som används beror på frågeställning. Tre huvudtyper av "modes of action" testas: icke-specifik toxicitet (ex cytotoxicitet), specifik toxicitet (ex inhibering av fotosyntes), samt reaktiv toxicitet (ex respons på oxidativ stress).

I en australiensisk studie undersökte forskare hur stor del av toxiska effekter uppmätta med bioassays som kunde förklaras med de kända kemikalierna som undersöktes i avloppsvatten (och som också kunde tas bort från vattnet effektivt). Forskarna fann att pesticider förklarande effekter på fotosyntes, men att endast <3% av cytotoxicitet och <1% av oxidativ stress kunde förklaras.

Sammanfattning och slutsatser:

- Cell-baserade bioassays är känsliga verktyg för övervakning och kompletterar kemisk analys, speciellt med tanke på att så stor del av toxicitet inte kan förklaras av analyserade kemikalier.
- Cell-baserade bioassays borde också inkorporeras i lagstiftning (regleringar).

The use of species traits and the SPEAR metric to specifically assess pesticide impact on streams in Germany

Matthias Liess, The Helmholtz Centre for Environmental Research (UFZ)

SPEAR (Species At Risk) är ett verktyg för att utvärdera påverkan från bland annat pesticider på bottenfaunasamhällen i sötvatten, som bygger på att arters olika egenskaper (eng. traits) påverkar deras känslighet eller tolerans för pesticider. Arter som kläcks innan applicering av pesticider kan till exempel antas vara mindre känsliga. Även arter som kan migrera och de som genomgår flera livscyklar per säsong antas vara mindre känsliga, medan de som endast har en livscykel per säsong antas vara mer känsliga för exponering av pesticider. Information om vilka egenskaper som finns i ett artsamhälle, och kunskap om huruvida de egenskaperna gör organismerna toleranta eller känsliga för pesticidexponering används för att skapa ett index som beskriver påverkan av pesticider. SPEAR har visats sig kunna detektera små förändringar med hög noggrannhet samt ha hög korrelation med nedbrytningen av löv.

En viktig aspekt för effekter av pesticider på akvatisk biota är möjligheten till återkolonisation. Populationer kan lättare återhämta sig från exponering av pesticider om det uppströms finns områden som inte besprutas (ex skogsmark). Individer från habitat uppströms kan då återkolonisera nedströmshabitat när koncentrationerna är lägre en tid efter appliceringen. Detta utesluter dock inte att populationstätheterna av enskilda arter påverkas.

När resultat extrapoleras från laboratoriestudier till fält tas inte hänsyn till annan stress som organismer utsetts för i ekosystem (övriga påverkansfaktorer, biologiska interaktioner med mera), eller långtidseffekter av kontinuerlig exponering. Känsliga arter saknas ofta i riskbedömningarna. Simulering reproducerar de brister som finns i testsystem om inte heller de inkluderar stress eller kontinuerlig exponering.

Ett annat problem med analyser av pesticider i ekosystem är att tidpunkten för maximal exponering (högsta koncentration) kan vara så kort som en eller några timmar, exempelvis vid ett kraftigt regn. Det är därför lätt att missa det i övervakningen. En lösning är att använda tekniska lösningar för att samla in vattenprover vid högflöde. Att provta bottenfauna nära exponeringen, exempelvis i juni, skulle också kunna bidra med mer information om pesticidpåvekan. Men det finns en risk att många insektsarter exkluderas.

Sammanfattning och slutsatser:

- Integrera prospektiv och retrospektiv riskbedömning.
- Extrapolering inkluderar inte stress (annan påverkan, biologiska interaktioner), eller långtidseffekter av kontinuerlig exponering.
- Dos-responssamband ändras med en faktor på 30–50 på grund av interaktioner med UV-ljus och inomartskonkurrens, enligt studier.
- Det finns bristande kunskap om hur växter i vattendrag påverkas.
- Mellanartskonkurrens och predation kan försvåra återhämtning.

Pesticide exposure and effects on invertebrates and ecosystem functioning

Jes Rasmussen, Århus University

Den maximala koncentrationen av pesticider, som till exempel isoproturon, diuron och bentazon, är högre i mindre än i större vattendrag, medan förekomstfrekvensen är ungefär samma i stora som i små, visar data från dansk övervakning. Anledningen till koncentrationskillnaderna är att små vattendrag är närmare kopplade till jordbruksmark, och att utspädningseffekterna är mindre.

I ett experiment i Danmark användes 10 jordbruksvattendrag och 10 kontroller. Vattenprover togs vid både högt och lågt flöde. Dessutom togs prover i sediment. Koncentrationerna av 75 och 59 olika substanser analyserades i vattenproverna respektive sedimentproverna. Höga halter påträffades. Slutsatser från studien inkluderar att en relativt stor mängd substanser måste analyseras för att få en bra bild av graden av exponering. Även produkter som inte längre är tillåtna bör analyseras, speciellt insekticider. En högre tidsupplösning behövs i studier för att klargöra sambanden mellan effekter och exponering. Frågan om toxiciteten hos pesticider i sediment kvarstår – har de någon påverkan på de akvatiska ekosystemen?

Näringsvävarna i ett ekosystem kan skilja sig mellan påverkade och opåverkade ekosystem. Det har till exempel visats att vattendrag med hög påverkan av gruvindustri (höga metallhalter) har näringsvävar med relativt få komponenter. Från det kan man ställa hypoteserna att även ekosystem med höga halter av pesticider har kortare näringsvävar med färre länkar, fler generalister och färre specialister, och mer stabila näringsvävar.

En påverkantyp som ofta samverkar med pesticider är hydromorfologiska förändringar. Vattendrag i jordbruksmark är ofta kanaliserade, muddras ofta regelbundet, och både vegetation i vattendragen och i strandzonen tas ofta bort. Vilket leder till att generalister gynnas, och att näringsvävarna därför har färre länkar.

Ett dansk experiment visade att andelen arter känsliga för pesticider (enligt SPEAR-metoden) är högre i vattendrag med högre habitatheterogenitet. Det skulle kunna innebära att arter felaktigt klassats som känsliga till pesticider, när de i själva verket är känsliga för hydromorfologiska förändringar. Mer och bättre data om hur olika arter reagerar på pesticider skulle kunna underlätta för tolkningen av pesticideffekter på akvatiska ekosystem.

Sammanfattning och slutsatser:

- Regnhändelser är viktiga för transporten av pesticider till vattendrag.
- Hög transport av partiklar i jordbruksvattendrag.
- Partiklarna kommer från erosion och avrinning.
- Att pesticider adsorberar till partiklar förlänger deras halveringstid.
- Även transporten av löst organiskt material är hög i jordbruksvattendrag.
- Även förbjudna substanser som DDT bör analyseras.
- SPEAR-indexet är mer korrelerat med toxiska enheter i sediment än i vatten.
- För att förstå effekter av pesticider på akvatiska ekosystem krävs ekologiska kunskaper om hur ekosystemen fungerar.

Contaminant effects on fish: Responses at the individual and population levels

Lars Förlin, Göteborgs universitet

Vid studier av effekter av föroreningar på fisk, både individer och populationer, används bland annat biomarkörer. En biomarkör är EROD-aktivitet, vilket är ett mått på aktivitet hos ett enzym i levern som bryter ned gifter. EROD-aktivitetet ökar av flera olika substanser, bland annat polyaromatiska kolväten (PAH:er). En annan biomarkör är reproduktionsframgång hos tånglake (*Zoarces viviparus*).

I början av 1980-talet genomfördes studier av fiskhälsa vid pappersbruket i Norrsundet utanför Gävle. Olika biomarkörer hos abborre undersöktes, bland annat tillväxt, metabolism, leverfunktion (inkl EROD), reproduktion, immunförsvar och patologi. Resultaten av övervakningen indikerade att utsläppen från bruket bland annat orsakade reducerad gonadvikt, förhöjd aktivitet hos EROD, störning i metabolismen, sänkt immunförsvar samt störningar i jonbalansen i plasman. Även förändringar på populationsnivå observerades: förhöjd reproduktionsålder, minskad yngelproduktion, störning i tillväxt, ökad mortalitet och lägre abundanser. Fortsatta studier har dock visat på en förbättring av fiskhälsa under 1990-talet, men effekter på tillväxt, immunförsvar, reproduktion och rekrytering kvarstår. Studierna ligger till grund för nationella rekommendationer för övervakning av fiskhälsa vid massafabriker och pappersbruk.

Ett annat exempel på övervakning av punktkällor är studier på Tånglake som genomfördes i Göteborgs hamn 2003 i samband med ett omfattande muddringsarbete. Tolv miljoner ton lera och en halv miljon ton stenar muddrades bort. Samtidigt som muddringen pågick skedde en olycka där mellan 10 och 100 ton bunkerolja med höga halter PAH:er släpptes ut i havet. Resultaten från analysen av tånglake visar på förhöjd EROD-aktivitet efter muddringen, och en än mer markant höjning efter oljeutsläppet. Resultaten visade också på förhöjt antal DNA-addukter, förhöjda halter metallotionein (vilket indikerar metalpåverkan), minskad lysosomalstabilitet och oxidativ stress. Effekterna av muddringen kunde ses även i fiskar fångade i Fjällbacka, vilket indikerar att långväga transport av muddringsmassor kan förekomma vid svenska västkusten.

Integrerad kustfiskövervakning genomförs sedan 1988 årligen i fyra områden vid Sveriges väst- och östkust. Syftet är att övervaka fiskhälsa (med biomarkörer), fiskekologi (ex abundans, rekrytering och reproduktion) och miljökemi, med målet att övervaka trender över längre tid, ta fram data för naturlig variation, kontrollera förbjudna eller nya potentiellt farliga substanser och att ta fram referensdata för lokal och regional miljöövervakning. Abborre och tånglake är utvalda arter, och 20–30 biomarkörer används. Många av de undersökta biomarkörerna visar inte några förändringar under perioden 1988–2013, men fler och fler biomarkörer börjar indikera ökad exponering de senaste åren, vilket antagligen beror på att fiskarna utsätts för en eller flera föroreningar, eller andra påverkanstyper. Effekterna är starkast i abborre i Kvädöfjärden och tånglake från Fjällbacka, men liknande trender ses vid alla fyra områden. Resultaten från övervakningen, tillsammans med resultaten från ett uppföljningsprojekt från Kvädöfjärden, visar att påvisade försämringar av fiskhälsa inte kan förklaras med en enskild kemikalie, utan att det är troligare att förändringarna beror på kontinuerlig och varierande exponering av flera substanser. Vilken effekt pesticider har är för närvarande inte känt.

Naturvårdsverkets syn på behov av verktyg för bedömning av miljögifters effekter

Karl Lilja, Avdelningen för analys och forskning, Naturvårdsverket

Verktyg för bedömning av effekter av miljögifter på akvatiska ekosystem behövs för uppföljning av de nationella miljömålen och för vattenförvaltningsarbetet. De miljömål som berörs är främst *Giftfri miljö*, *Levande sjöar och vattendrag* och *Hav i balans samt levande kust och skärgård*. Till miljömålen finns preciseringar som regeringen beslutat om, bland annat står det i en precisering till *Giftfri miljö* att "sammanlagda exponeringen för kemiska ämnen via alla exponeringsvägar inte är skadlig för människor eller den biologiska mångfalden". Preciseringarna fastslår också att kunskaperna om kemiska ämnens miljö- och hälsoegenskaper ska vara tillräckliga för riskbedömning. Sjöar, vattendrag och hav ska uppnå minst god ekologisk och kemisk status i enlighet med vattendirektivet och havsmiljödirektivet.

Till miljömålen finns också indikatorer som används till uppföljning av miljömålen. Relevanta indikatorer är *Växtskyddsmedel*, som är en riskindikator baserad på ett antal faro- och exponeringsfaktorer och antal växtskyddsbehandlingar per år, samt *Växtskyddsmedel i ytvatten*, som är ett toxicitetsindex som bygger på förhållandet mellan uppmätta halter av olika ämnen och riktvärdet (den koncentration som kan ha negativa effekter på vattenlevande organismer) för respektive ämne. Indikatorerna kan användas för att följa trender, men det finns inga bestämda värden för vad som anses vara en godkänd nivå för att preciseringarna ska kunna efterlevas.

Det övergripande målet för vattenförvaltningen är att uppnå god vattenstatus till år 2015, eller senast till år 2027. God status innebär god ekologisk och kemisk status i alla inlands- och kustvatten. En del av klassningarna bygger på halter av så kallade *särskilda förorenande ämnen* som släpps ut i en sådan mängd att det kan hindra att den ekologiska statusen eller potentialen uppfylls. Att ämnen "släpps ut" ska tolkas i vid bemärkelse och inkludera bland annat punktkällor, läckage från diffusa källor samt atmosfärisk deposition.

De nuvarande bedömningsgrunderna för ekologisk status svarar inte särskilt bra på toxiska effekter. Effektbaserade metoder, som biomarkörer och bioassays, skulle kunna vara ett viktigt komplement till kemiska analyser, bland annat eftersom de visar på effekter av okända substanser, och effekter av kombinationen av olika substanser. Metoderna skulle också kunna användas som ett "screening tool" för att prioritera vilka vatten som behöver undersökas närmare, samt för att bygga upp ett system för tidiga varningar i områden där inga kända lokala påverkanskällor finns. I mandatet för arbetsgruppen för kemikalier inom det gemensamma implementeringsarbetet (WG Chemicals) finns skrivningar om att använda effektmetoder, men Kommissionen menar att de inte kan användas för klassning av kemisk status, bland annat eftersom metoderna inte ger en tydlig återkoppling till åtgärder. En sammanfattning av olika metoder finns i en teknisk rapport från Kommissionen (Technical report on effect-based monitoring tools. Technical Report - 2014 - 077. ISBN 978-92-79-35787-9).

Sammanfattning och slutsatser:

- Det finns både behov och potential för verktyg för bedömning av miljögifters effekter.
- Det finns ingen generell metod, val av system beror på frågeställning.
- Det är viktigt att vara tydlig med vilket svar valda metoder ger, och vilka svar som inte ges.
- Det behövs en koppling mellan ekologisk och kemisk status i vattenförekomster och produktgodkännande.

Kemi:s syn på behov av validerade data vid riskbedömning av bekämpningsmedel

Markus Klar, Kemikalieinspektionen

De metoder som används vid riskbedömning av bekämpningsmedel för godkännande av produkter behöver valideras. För bra valideringar krävs rätt data på rätt nivå, det vill säga en generell nivå och inte i varje enskilt fall (produkt) som prövas. Det är en del av en översyn av hela metodiken för riskbedömning av bekämpningsmedel som pågår på Kemikalieinspektionen. En anledning till översynen är önskan om en harmonisering inom EU, och arbetet följer vägledningsdokument för länderna inom den norra zonen.

En viktig fråga är hur bra extrapoleringen från riskbedömningens effektmodeller är. Kan modellerna fånga upp relevanta effekter?

För att kunna göra en utvärdering av exponeringsmodeller via mätdata från fält krävs en väl statistiskt designad spridning i rum och tid. Ett mätsystem med hierarkisk struktur skulle kunna användas för att få en uppfattning om variabiliteten hos ytkoncentrationer på olika skalor. Är variabiliteten större inom en lokal än mellan lokaler? Det skulle ge en bild av hur lokaler vi kvalitativt definierat som lika, faktiskt liknar varandra. Det skulle också kunna ge svar på frågan om det är lokalspecifika faktorer som förklarar mest eller om det är mer generella faktorer som temperatur och nederbörd.

Sammanfattning och slutsatser:

- I de typområden som övervakas är transport via dräneringsrör den största exponeringsvägen på grund av mycket täckdikning. Programmet skulle kunna utökas med områden med större andel transport via vindavdrift, ytavrinning och erosion.
- En annan fråga är i vilken utsträckning kantzoner bidrar till ökad diversitet. Det kan diskuteras om man ska i högre utsträckning acceptera kanteffekter och jobba med refugier.
- Det behövs en utvärdering av risker för läckage beroende på olika appliceringstekniker, exempelvis betning jämfört med besprutning.
- Maxkoncentrationer behövs för att dubbelkolla exponeringsbedömningen.
- Hur väl avrinning av hydrofoba substanser modelleras i FOCUS-modellen behöver utredas.
- Det är svårare för företagen att hitta nya substanser. Ansökningar gäller huvudsakligen ämnen som används för andra grödor eller i andra EU-länder.
- Bedömningar sker för en produkt i taget, men även andra har effekt. Så även om varje enskild substans inte bedöms ha någon effekt kan totaleffekten bli större. Om substanser med samma eller liknande "mode of action" kunde bedömas som en grupp skulle det problemet minska.
- Vattendrag i avrinningsområden med enbart Kravodling skulle kunna vara bra referensvatten, men sådana finns inte. Kravodlingar är fragmenterade i landskapet, och det är svårt att hitta jordbruk som varit kontinuerligt kravcertifierade under en längre tid.
- Betning leder till mer användande då det används oavsett om det skulle ha blivit några angrepp eller inte, men i mindre doser. Konsekvenserna av det behöver undersökas. Verksamma ämnen från betat utsäde återfinns i ytvatten, trots att de inte "borde" finnas där med tanke på appliceringstekniken, vilket också borde utredas.
- Få metaboliter övervakas. Bedöms för varje substans, utifrån hur mycket som bildas.
- Det behövs en koppling mellan effekter och exponering, till exempel biologisk provtagning i samma vatten som bekämpningsmedel provtas i.

Gruppdiskussioner

Allmänt

Tillsynen behöver nog bli bättre för att se att lantbrukarna faktiskt använder medlen på ett korrekt sätt, och inte för mycket eller att de slarvar vid rengöring och påfyllning. Vi har ju mycket utbildning kring detta i Sverige men hur vet vi att det efterlevs?

För att bättre kunna förstå vad vi hittar i miljön och var vi bör leta och för vilka substanser, behöver vi bättre kunskap om vilka substanser som används var och när. Lantbrukarna måste dokumentera sin användning av bekämpningsmedel i sprutjournaler. Om dessa kunde rapporteras in digitalt skulle den kunskapen användas på ett mycket bra sätt. Alternativt att de som säljer bekämpningsmedel kunde rapportera in vad de säljer.

Kan ekonomisk styrning användas bättre för att minska (felaktig) användning? Generellt sätt är gödsel en mycket större utgift för lantbrukarna.

Behöver vi verkligen samma skyddsnivå som i Tyskland och Nederländerna, som har mer intensivt jordbruk?

Kemikalier testas en i taget, men sammanlagda effekter av blandningar går inte alltid att förutse från de enskilda beståndsdelarna. Hur stort problem är det? Bör man fokusera mindre på enskilda substanser och mer på helheten?

Miljöövervakning och riskbedömning

Svårt att veta var, när och hur ofta pesticider bör mätas i vattenförvaltningsarbetet. Vi behöver få till ett system där modeller kan användas för att peka ut platser med hög risk för påverkan. Där kan både de kemiska ämnena analyseras samt biologiska prover tas. Eventuellt kan man också använda olika verktyg för effektbedömningar.

Vi behöver en bättre koppling mellan prospektiv och retrospektiv bedömning genom återkoppling med hjälp av miljöövervakningsresultat. Vägledningsdokument underlättar så att samma "filosofi" används. Vägledningsdokument för godkännanden och tillstånd bör revideras regelbundet, med återkoppling från den retrospektiva bedömningen.

Alla substanser som är godkända bör ingå i övervakningsprogram. Den svaga länken är kopplingen mellan exponering och effekter i fält, vilket bäst undersöks med experimentella studier. Effekten av flera påverkanstyper skapar osäkerhet. Övervakningsdata kan ge vilka substanser som finns i blandningar, och om det är få kan man fokusera på dessa.

När biologiska data används vet vi inte alltid vad som orsakar effekten. Inte heller om vi använder olika toxtester då det inte finns några som är helt specifika för just bekämpningsmedel på motsvarande sätt som det finns för dioxinliknande föreningar eller ämnen med östrogena effekter. Vi vet inte heller alltid vad bästa åtgärden är, även om vi skulle veta att det är bekämpningsmedel som orsakar en effekt, eftersom vi inte helt har koll på vilka spridningsvägar som är viktigast. En buffertzona hjälper inte om det är läckage genom marken till dräneringsrören och sedan rakt ut i

vattendraget som är den huvudsakliga spridningsvägen och inte ytavrinning. Förmodligen är det ofta fallet i Sverige.

Många andra verksamheter, till exempel industrier, behöver utföra egen recipientkontroll där de visar att deras utsläpp inte orsakar problem. Det skulle vara mycket bra om även större lantbruk kunde utföra detta.

Ungefär 5 % av de ämnen som hittas är gamla eller inte registrerade.

Svagheter

- Övervakningen täcker bara en liten del av vattendrag och diken.
- Utvärderingskriterier som riktvärden och gränsvärden är inte designade för diken och små vattendrag.
- Komplexa system, lätt att missa relevant information.
- Problem med falska negativa resultat?
- Subtila effekter undersöks oftast inte vid riskbedömningen, utan bara död-levande.
- Ingen analys av förhållandet risk-nytta får göras längre, vilket man gjorde med tidigare godkända produkter.
- Kontroller och referenser för fältstudier behövs för att separera effekter från pesticider och annan påverkan, men hur ska de väljas ut och hittas?
- In situ bioassay – det vill säga placera organismer i vattendrag – get tydliga resultat, men brus kan försämra tolkningsmöjligheter. Också tidskrävande.
- Fångas effekter av maximala koncentrationer med nuvarande metoder?
- "Assessment factors" för mesokosmstudier är fel – KemI använder vanligtvis en faktor på mellan två och tre, vilket kan ge väldigt olika resultat beroende på design.
- Vi vet inte hur mycket vi förklarar av biologiska effekter med hjälp av kemiska analyser Beror på end-point.

Styrkor:

- Data om specifika organismer.
- Vägledningsdokument för tester.
- OECD-validerade metoder.
- Övervakningsdata kan användas, vilket är en möjlig fördel som kanske inte utnyttjas till fullo.

Förbättringsmöjligheter

- Bättre riktvärden baserade på PNEC-värden skulle förbättra övervakning kopplad till regleringen.
- Transekt längs vattendrag ger mer information
- Mer biologisk övervakning behövs, bland annat för återkoppling till godkännandeprocessen. Eller räcker det med att känna till pesticidens kemiska koncentration och koppla den till toxicitet med hjälp av beräkning av toxiska enheter?
- Jämför övervakningsdata med FOCUS-scenarion – upprepa studien av Knäbel et al med svenska data.
- Behandla diken i jordbruksmark separat från vattenförekomster enligt vattendirektivet.
- Hitta de platser i landskapets om har högst läckage av växtskyddsmedel, och fokusera ansträngningar till dessa platser.
- Referensförhållanden för bottenfauna i jordbruksvattendrag med mjukbottnar behövs.

- Fokusera på ämnen som ofta finns i blandningar.
- Inkludera risk-nytta analys i bedömningarna. Jämför nytta med risk i förhållande till andra produkter.
- Sediment borde analyseras mer.
- Mäta halter i biota.
- Kolla på olika livsstadier för exempelvis insekter.
- Bättre tidsserier med biologiska effekter.
- Används artegenskaper mer (kan finnas information hos tillverkare, myndigheter, EU).

Metoderna och krav från berörda parter i riskbedömningen

- Reglerna bör vara tydliga.
- Beslut ska vara konsekventa (mellan beslut och i olika länder) och förutsägbara.
- Expertbedömningar skapar osäkerhet.
- Lobbyverksamhet påverkar.
- Det finns ingen acceptans från Kommissionen för effektbaserade metoder ännu när det gäller klassificering av ekologisk och kemisk status inom vattendirektivet.
- Screening med biotestmetoder.

Kunskap om exponering och extrapolering av lab till fält

- Följ försiktighetsprincipen.
- Mer kunskap kan innebära större osäkerhet.
- Första stegen i riskbedömningsmetoder borde verifieras med mesokosmstudier.
- Kostnads-nyttoanalys – restriktioner för produkter där risk för läckage finns, exempelvis vid platser med sandiga jordarter.
- Övrig stress, exempelvis UV-ljus och födobrist påverkar mycket.
- Cellbaserade metoder kan jämföras med "guideline methods (algae, Daphnia and fish)" för validering, som gjordes i USA (EPA:s ToxCast Research Program).
- Det kan finnas ett behov av harmonisering av index och vägledning.

Kombinera riskbedömningar

Ta vattenprover (eller sediment, beroende på fysiokemiska egenskaper), extrahera och kör bioassays? Detta skulle likna EDA (effect-directed analysis). Det finns en vägledning från OECD som är baserad på biotestmetoder. För dioxiner är AhR-testet accepterad. Oftast skulle det behövas ta hänsyn till all tillgänglig information för att ta vettiga beslut! Samtidigt måste det vara rimligt, för går inte att gå in i hur mycket detaljer som helst.

- Fältbaserade studier har nackdelen att de påverkas av andra faktorer, men fördelen att de ger lokalspecifika resultat.
- Det finns ett behov av tydliga målsättningar för att designa relevanta övervakningsprogram.