

Miljøeffekter av plantevern- middelrester i vann

Av Terje Haraldsen

Terje Haraldsen er økotoksikolog ved Statens landbrukstilsyn, Seksjon plantevernmidler.

Innlegg på fagtreff 16. februar 1998.

Miljøegenskaper som er viktige i vurderingen

Det er viktig å presisere at alle plantevernmidler i godkjenningssammenheng vurderes ut ifra agronomiske, human-toksikologiske og økotoksikologiske egenskaper i en samlet helhetsvurdering, og ved bruk av substitusjonsprinsippet (se artikkel av Heidi Morka fra samme fagtreff).

De miljøegenskapene som vurderes ved godkjenning/regodkjenning av et plantevernmiddel er følgende: Fysiskalsk/kjemiske data (vannløselighet, fordampning, fordelingskoeffisienten n -oktanol/vann), nedbrytbarhet i både jord og vann, bioakkumulering, mobilitet (stoffets evne til bevegelse) i jord, fordampning og akutt og kronisk giftighet.

Nedbrytbarheten vurderes ut ifra både laboratorie- og feltstudier. Laboratoriestudiene i jord skal være utført ved to ulike temperaturer (oftest rundt 20°C og 10°C) og i ulike standardjordtyper ved standardforhold spesifisert i guide-

lines (OECD, EPA eller lignende). Feltstudiene gir en indikasjon av hvor hurtig stoffet "blir borte" under naturlige forhold. Ved evaluering av feltstudiene er det viktig å vurdere relevansen i forhold til klima og jordbunnsforhold i Norge. Nedbrytningstidene angis vanligvis i halveringstid (DT50) og/eller den tiden det tar å bryte ned 90% av det påførte stoffet (DT90). Nedbrytningen i vann vurderes ut ifra vann/sedimentforsøk hvor en ikke bare studerer nedbrytningen, men også fordelingen av stoff til sedimentet. Her skal således ikke bare "forsvinning" i vannfasen måles, men også den totale nedbrytningen for hele vann/sedimentsystemet. Det blir også nå vanligere å utføre ulike såkalte "lett nedbrytbarhetstester" for plantevernmidler. Dette utgjør grunnlag for klassifisering og merking av alle kjemikalier og ved disse testene får en informasjon om stoffets persistens under spesifiserte standardbetingelser.

Bioakkumuleringspotensialet vurderes ut ifra n -oktanol/vann fordelingskoeffisienten og en standardtest utført med

fisk. Her er både beregnet biokonsentrasjonsfaktor (BCF) og utskillelsestiden viktige. Stoffets vannløselighet og n-oktanol/vann fordelingskoeffisienten er viktig for å vurdere hvorvidt transporten i vann og jord kan foregå i selve vannfasen eller om det er mer sannsynlig med partikkelbundet transport. Opplysninger om stoffets adsorpsjon i jord og mobilitet i søyleforsøk fra laboratorium gir en indikasjon på hvor stor sannsynlighet det er for nedtransport i jord og dermed fare for grunnvannsforurensning. Hvis stoffet utifra laboratoriedata er mobilt kreves det studier utført i feltlysimeter under forhold som er relevante i forhold til klima og jordtyper. Funn i grunnvann i overvåkningsprogram internasjonalt og i Norge gir også en indikasjon på at mobiliteten er høy. I de siste årene er det fremkommet data som tyder på at partikkelbundet transport både i overflatevann og i jordas makroporer er en viktig transportvei for en del stoffer. Denne transporten vil kunne foregå spesielt i forbindelse med nedbørepisoder. En antar imidlertid fremdeles at partikkelbundet transport ikke er så viktig i forhold til grunnvannsforurensning. Vurdering av fare for fordampning er viktig for stoffer med høyt damptrykk, og ved beregning av Henry lovs konstant tas det også hensyn til vannløseligheten. Fordampningen kan for noen stoffer være høy og nedbrytningen i luft blir viktig. DDT og lindan er eksempler på slike problematiske stoffer. Giftigheten er svært viktig for miljøvurderingen av et plantevernmiddel. Dette gjelder giftighet i både akvatisk og terrestrisk miljø. Både akutt

og kronisk giftighet danner grunnlaget for risikovurderingen. Verdier for akutt giftighet i akvatisk miljø er oppgitt som EC50 eller LC50 og for kroniske studier ofte som NOEC (no observable effect concentration).

Miljøriskovurderinger

Risikovurderinger utføres for alle plantevernmidler. Landbruksstilsynet benytter EUs retningslinjer for risikovurderinger som en veiledning. For å vurdere risiko for effekter i miljøet er det viktig å kunne beregne hvilke konsentrasjoner en kan forvente å finne av stoffet i miljøet. Det finnes i dag ulike modeller for sprøyteavdrift, lekkasje gjennom jordprofil og transport ved overflateavrenning/erosjon. Modellene gjør det lettere å tallfeste forventet konsentrasjon av det enkelte stoffet i vann. Den beregnede verdien kalles PEC (predicted environmental concentration). Ved å dividere verdien for giftighet på PEC får en et forhold mellom giftighet og eksponering, som kalles TER (toxicity exposure ratio). EU har i Annex VI "Uniform Principles" til 91/414/EEC-direktivet angående plantevernmidler angitt følgende veiledende grenseverdier:

Godkjenning skal ikke gis dersom:

*TER < 100 for akutt eksponering for dafnier/fisk

*TER < 10 for kroniske effekter på dafnier/fisk

*TER < 10 for alger.

*DT90 > 1 år og DT50 > 3 mnd for feltstudier, eller at det dannes mer enn 70 % bundne rester av påført dose med en mineraliseringstid på mindre enn 5

% etter 100 dager i laboratoriestudier.
*BCF > 1000 for stoffer som er lett nedbrytbare, eller BCF > 100 for stoffer som ikke er lett nedbrytbare.

Imidlertid står det videre i Uniform Principles at grenseverdiene ikke gjelder dersom det klart kan dokumenteres ved hjelp av risikovurdering at en slik uakseptabel effekt ikke vil skje ved praktisk bruk av plantevernmidlet. Risikovurderinger er derfor svært sentrale for godkjenning av plantevernmidler i EU.

Miljørisiko ut ifra funn i overvåkingsprogram

I både overvåkingsprogram i Norge (JOVÅ-programmet) og i utlandet er det gjort alarmerende mange og til dels høye funn av plantevernmidler. I rapportene fra JOVÅ-programmet er det beregnet en miljøfarlighetsindeks (MFI) for bedre å kunne vurdere miljørisikoen til stoffene som finnes. Det er også etablert tilhørende grenseverdier for når funnene anses som miljøskadelige (Ludvigsen, 1997). Beregningen er basert på det samme forholdet som ved beregning av TER, men brøken er snudd på hodet og det er lagt inn en sikkerhetsfaktor på 100. Høye verdier av MFI ($MFI > 1$) angir høy miljørisiko. Det er bare tatt hensyn til akutte effekter. I 1995 og 96 var det funn av 5-6 virksomme stoffer hvor risikoen for effekter var høy ($MFI > 1$). På bakgrunn av dette og mange funn av plantevernmidler i andre land som for eksempel Sverige (Kreuger, 1997) kan en si at konsentrasjonen av en del plantevernmidler i overflatevann er uakseptabelt høy

og at det er nødvendig å redusere belastningen. Det er også, ut ifra overvåkingsdata, grunn til å være bekymret for grunnvannsforurensning av noen av de mest mobile plantevernmidlene.

Biologiske effekter

For noen virksomme stoffer er det mange funn utover høsten og etter snøsmelting om våren. Dette betyr at organismer i vann blir utsatt for en kronisk påvirkning. En tolkning av JOVÅ-dataene kan være at det er størst miljøfare forbundet med persistente ugrasmidler og tildels soppmidler som finnes i lave konsentrasjoner i vannet hele høsten. Enkelte funn av insektmidler gjør at en heller ikke kan utelukke effekter av disse. Ugrasmidlene glyfosat og klor-sulfuron i tillegg til insektmidlet dime-toat og soppmidlet propikonazol har i et mesokosmosstudie utført av NIVA, redusert diversiteten av algepopulasjoner (Källqvist et al, 1994). Det er også utført tester på bunndyr med dimetoat og propikonazol som viser at stoffene har effekter på populasjoner av disse (Bækken & Aanes, 1994). Alle studiene ga effekter ved lave konsentrasjoner som det er realistisk å finne i miljøet (1-10 µg/l). Endring i artssammensetning av alger og invertebrater kan ha betydning for omsetning av organisk materiale og for vassdragets selvrensningsevne. Slike endringer er også viktige fordi disse gruppene danner næringsgrunnlaget for fisk og mye av dyrelivet langs vassdraget. Det kan imidlertid være vanskelig å påvise at et artsfattigere liv i jordbruksbekker skyldes plantevernmidler og ikke andre faktorer. Studiene

utført av NIVA er alle gjort under kontrollerte betingelser i laboratorier. Det er derfor behov for mer kunnskap om effekter av plantevernmidler i landbrukspåvirkede vassdrag i form av feltstudier, biologisk overvåkning eller lignende.

Biologisk overvåking

Jordbruksbekker er ofte artsfattige, noe som kan skyldes både effekter fra plantevernmidler og effekter fra næringsalter og erosjonsmateriale. NIVA har foreslått et biologisk pilotprosjekt under JOVÅ-programmet med overvåkning av begroingsalger og bunndyr (Källqvist & Aanes, 1998). Effekten av plantevernmidler på begroingsalger er lite kjent, men norske laboratoriestudier med alger har vist at det er store forskjeller i følsomhet mellom arter, og endringer i arts sammensetning kan derfor ventes å oppstå allerede ved lav belastning noe som gjør de godt egnet for overvåkning. De mange populasjonene i et bunndyrsamfunn har ulike tålegrenser og preferanseområder. Dette mangfoldet i arter og slekter og stor variasjon i følsomhet gjør også disse godt egnet for overvåkning.

Konklusjon

I områder med intensivt landbruk kan en ikke utelukke at plantevernmidler gir effekter på vannlevende organismer. Landbruksstilsynet ser særlig alvorlig på stoffer som gjenfinnes over lengre perioder og hvor grenseverdien for miljøfarlighet overskrides. For flere av disse er det foretatt bruksbegrensninger, og Landbruksstilsynet vil gjen-

nom JOVÅ-programmet følge opp effekten av tiltakene. Det er også behov for feltstudier og biologisk overvåkning av effekter i landbrukspåvirkede vassdrag.

Referanser

Ludvigsen, G.H. (1997). Jordsmonnovervåking i Norge- Resultatkontroll jordbruk 1997. Særtrykk plantevernmidler. Jordforsk-rapport nr. 46/97.

Kreuger, J. (1997). Report from the "Vemmenhög-project" 1995-1996. Technical Report nr. 40. Swedish University of Agricultural Sciences Division of Water Quality Management.

Källqvist et al (1994). Effects of agricultural pesticides on freshwater plankton communities in enclosures. Sublethal effects of the insecticide dimethoate on invertebrates in experimental streams. Norwegian Journal of Agricultural Sciences. Supplement No. 13 1994.

Bækken, T. & Aanes, K.J. (1994). Sublethal effects of the insecticide dimethoate on invertebrates in experimental streams. Norwegian Journal of Agricultural Sciences. Supplement No. 13 1994.

Aanes, K.J. & Bækken, T. (1994). Acute and long-term effects of propiconazole on freshwater invertebrate communities and periphyton in experimental streams. Norwegian Journal of Agricultural Sciences. Supplement No. 13 1994.

Källqvist, T. & Aanes, K.J. (1998). Biologisk overvåking av vannkvalitet i landbrukspåvirkede vassdrag. Forprosjekt utgitt som sakspapir til JOVÅ-programmet.