

Miljøministeriet



Pesticiders Miljøbelastning

Perspektiver
for brug af indeks.

Rapport fra et fagkyndigt udvalg.

Faglig rapport fra DMU, nr. 20

Betty Bügel Mogensen
Afdeling for Miljøkemi

Miljøministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
Januar 1991

- TITEL:** Pesticiders miljøbelastning.
- UNDERTITEL:** Perspektiver for brug af indeks. Rapport fra et fagkyndigt udvalg.
- SERIETITEL, NR.:** Faglig rapport fra DMU, nr. 20.
- FORFATTER:** Betty Bügel Mogensen. Teknisk sekretær for udvalget.
- BEDES CITERET:** Mogensen, B. B. Pesticiders miljøbelastning. Perspektiver for brug af indeks. Rapport fra et fagkyndigt udvalg. Danmarks Miljøundersøgelser, 1991. 79 s. Faglig rapport fra DMU nr. 20.
- TEKSTBEHANDLING:** Majbritt Pedersen-Ulrich
- UDGIVELSESRÅR OG OPLAG:** Januar 1991, 200 eks.
- PAGINERING:** 79 s.
- ISBN:** 87-7772-021-0
- ISSN:** 0905-815X
- EMNEORD:** Pesticider, miljøfarlighed, risikoindeks, fareindeks.
- COPYRIGHT:** Miljøministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
Gengivelse kun tilladt med tydelig kildeangivelse.
- KØBES HOS:** Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Miljøkemi, Mørkhøj Bygade 26, bygn. H, 2860 Søborg.
Tlf. 31 69 70 88.
- PRIS:** 60 kr. (incl. moms og forsendelse).

Indholdsfortegnelse.

	Side
Datablad	2
Forord	5
1. Sammen drag	7
2. Baggrund for udvalgets arbejde	11
3. Tidligere arbejde med miljøfareklassificering ..	14
3.1. Miljøfareklassificering og prioritering	14
3.1.1. Miljøfareklassificering	15
3.1.2. Prioriteringssystem	17
3.2. Risikovurdering	18
3.3. Ekstrapolationsmodeller	20
3.4. Udvaskningsindeks	22
3.5. Kriterier for at nægte godkendelse	24
3.6. Risiko for skader på plantevækst	25
4. Oplysninger, der i øjeblikket er til rådighed for opbygning af et miljøfareindeks ...	26
5. Indeks. Formål og indhold	29
5.1. Formål og anvendelsesområder for indeks	29
5.2. Forskellige indekstyper	30
5.2.1. Fareindeks	30
5.2.2. Risikoindeks	31
5.2.3. Indeks for samlet belastning	32
5.2.4. Indeks for maksimal samlet belastning	33

6.	Opbygning af indeks	35
6.1.	Principper for opbygning af et fareindeks	35
6.2.	Principper for opbygning af et risikoindeks	37
7.	Risikoindeks. Et regneeksempel	45
7.1.	Introduktion til regneeksempel	45
7.2.	Eksempel på indeksberegning for et phenoxysyreherbicide	47
7.2.1.	Eksponering af jordorganismer i mark. Koncentrationen i jorden	47
7.2.2.	Eksponering af dyr via føden. Koncentrationer i planter	48
7.2.3.	Eksponering af fugle og pattedyr via føden. Fødeindtagelse	50
7.2.4.	Eksponering af vandorganismer. Restkoncentrationer i vand	52
7.2.5.	Effekter, Q-værdier	54
7.2.6.	Bioakkumulerbarhed	59
7.2.7.	Udvaskning	59
7.2.8.	Størrelse af delindeks	60
7.3.	Uddybning af referencedokumentation	60
7.4.	Bemærkninger til regneeksemplet	62
8.	Konklusioner	64
8.1.	Muligheder og begrænsninger i brugen af indeks .	64
8.2.	Konklusioner	67
9.	Udvalgets anbefalinger til det videre arbejde ..	73
10.	Referenceliste	75
11.	Forkortelser og ordforklaringer	78
	Danmarks Miljøundersøgelser	80

Forord.

Den 10. april 1987 tilkendegav miljøministeren, at han ville nedsætte et udvalg, der skulle undersøge mulighederne for at fastsætte maksimale grænser for miljøbelastningen af bekæmpelsesmidler. Senere blev et kommissorium for udvalget nærmere beskrevet af Miljøstyrelsen og tiltrådt af ministeren.

Center for Jordøkologi blev pålagt formandskab for udvalget og udfærdigede en praktisk fortolkning af kommissoriet.

Nærværende rapport er et sammendrag af udvalgsarbejdet, der er pågået i perioden fra oktober 1988 til januar 1991.

Siden udvalgets første sammentræden oktober 1988, har det været klart, at kommissoriets overordnede mål, fastlæggelse af maksimale grænser for bekæmpelsesmidlers miljøbelastning, var meget ambitiøst.

Udvalget har derfor lagt stor vægt på, at diskutere muligheder for nye vurderingsmetoder vedrørende miljøbelastning, - også selv om metoderne ikke kunne opfylde ønsket om at fastlægge maksimale grænser. Sådanne metoder og systemer kan blive nyttige redskaber til reduktion af bekæmpelsesmidlers miljøbelastning.

Da udvalget er sammensat af faglige eksperter, har udvalget først og fremmest vurderet det faglige grundlag for at sammenfatte data for enkelt-stoffer til miljøfare-klassificeringer eller indeks. Udvalget har således ikke set det som sin primære opgave, at udarbejde administrative forslag til reguleringer af bekæmpelsesmidler eller konkrete indeks, men at vurdere i hvor høj grad det er muligt baseret på natur-

videnskabelige principper, at indeksere miljøbelastnings-parametre.

Endvidere har udvalget fundet det vigtigt, at vurdere hvilke områder det skønnes frugtbart at arbejde videre med, hvis der ikke på nuværende tidspunkt er tilstrækkelig viden. Sigtet hermed er, at styrke det faglige grundlag for bekæmpelsesmidlers regulering.

En varm tak skal rette til udvalgets faglige sekretær, Betty Bügel Mogensen, der har været en uundværlig del af udvalget.

Januar 1991

Niels Elmegaard

Formand for udvalget

1. Sammendrag.

Som led i opfølgningen af miljøministerens handlingsplan fra 1986 for nedsættelse af forbruget af bekæmpelsesmidler blev det i 1988 nedsat et fagligt udvalg. Dette udvalg skulle undersøge, om det er teknisk muligt at udarbejde et indeks for de enkelte bekæmpelsesmidlers miljøfarlighed og fastlægge maksimale grænser for miljøbelastningen af bekæmpelsesmidler.

For industri- og husholdningskemikalier har man flere steder arbejdet med modeller for miljøfareklassificering. Udvalget har gennemgået disse modeller og har også set på andre arbejder med risikovurdering af kemiske stoffer i miljøet herunder også nogle, der kun omfatter enkelte egenskaber, som f.eks. udvaskningsrisiko.

De oplysninger, der i øjeblikket er til rådighed vedrørende pesticiders skæbne og effekt i miljøet, stammer overvejende fra de ansøgningskemaer, der skal indsendes til Miljøstyrelsen som basis for godkendelsen af midlerne.

Et indeks, som sammenfatter en række data om et pesticid, kan betragtes som et værktøj. Dette værktøj kan finde anvendelse inden for en række områder inden for pesticidvurdering og -regulering, og til forskellige formål kan det have forskellig udformning og detaljeringsgrad. Der skelnes principielt mellem to grundlæggende typer indeks, fareindeks og risikoindeks. Fareindeks, sammenfatter pesticidets iboende farlige egenskaber (effekt på dyr og planter samt

f.eks. bevægelighed i jorden, bioakkumulerbarhed og persistens). Risikoindeks inddrager foruden de farlige egenskaber også eksponeringen, det vil sige de koncentrationer af pesticidet, som kan forventes at være til stede i miljøet ved den aktuelle brug af et pesticid.

Under fastsættelse af principper for opstilling af indeks trækkes der paralleller fra fareindeks til de eksisterende modeller for miljøfareklassificering. Der opstilles tillige en model for et risikoindeks, der bygger på forholdet mellem den forventede koncentration i miljøet og den effektkoncentration, som er fundet eksperimentelt ved dyreforsøg.

Den miljømæssige risiko ved brug af pesticider kan ikke beskrives med ét indeks, som omfatter både den dyrkede mark og de omgivende småbiotoper. Udvalget skelner derfor mellem "mark", som er det dyrkede, pesticidbehandlede areal og "ikke mark", som er de tilgrænsende områder. "ikke mark" opdeles desuden i en terrestrisk del, som omfatter hegn, markskel, grøftekanter m.m. og en akvatisk del, som omfatter vandløb og småsøer. Grundvandet betragtes yderligere som et selvstændigt delmiljø.

For et konkret pesticid er de tilgængelige data blevet anvendt i et regneeksempel for risikoindeks. Under opstilling af forudsætningerne for de enkelte beregninger er det tydeliggjort i hvilken udstrækning, det er nødvendigt at forenkle og standardisere især eksponeringsberegningerne.

Der er i selve indeksideen indbygget et ønske om at fremstille komplicerede problemer på en

overskuelig måde. Den forenkling, der er nødvendig, begrænser samtidig brugen af indeks til et værktøj til mere overordnede vurderinger. Ud over denne indbyggede usikkerhed er der faktorer ved brugen af pesticider, som dårligt lader sig udtrykke ved et indeks. Det gælder eksempelvis den tilsigtede effekt af pesticid-anvendelsen, som kan medføre, at nogle dyrearter mister deres fødegrundlag.

Udvalget konkluderer:

- *Indeks kan ikke bruges som erstatning for en mere nuanceret godkendelsesprocedure.*
- *Indeks er ikke egnede til vurdering af risikoen ved brug af flere pesticider på samme areal.*
- *Der er ikke faglig begrundelse for at bruge indeks som styringsredskab til ned-sættelse af pesticidforbruget.*
- *Under forudsætning af, at datagrundlaget forbedres, vil der kunne udarbejdes risikoindeks for delmiljøer. Disse delindeks vil kunne indgå i vurderingen af risikoen ved anvendelse af alternative pesticider til samme anvendelsesområde.*
- *På trods af, at der ikke kan udarbejdes et samlet miljørisikoindeks til styring af forbruget af pesticider, kan risikoindeks for delmiljøer som f.eks. "mark" måske indgå i en overordnet vurdering af, om udviklingen på landsplan bevæger sig mod brug af mindre miljøskadelig stoffer.*

Basis for vurderingen kunne være en opsummering af risikoindeks for det samlede forbrug af pesticider.

Det er udvalgets opfattelse, at selv om et samlet indeks for miljørisiko ikke kan udarbejdes på nuværende tidspunkt, så betyder det ikke, at pesticidanvendelsen ikke kan reguleres mod en mindre miljøbelastning, (f.eks. gennem ovennævnte delindeks samt kvoter, afgifter, sprøjtefri bræmmer m.m.).

Yderligere er en fortsat restriktiv godkendelsespolitik med klare kriterier for at nægte godkendelse en forudsætning for at visse potentielle risikostoffer sorteres fra.

Udvalget anbefaler, at der arbejdes videre med visse delindeks, med at forbedre datagrundlaget på flere punkter, samt med at få etableret en sammenhæng mellem økonomiske skadetærskler og "økologiske skadetærskler".

2. Baggrund for udvalgets arbejde.

Miljøministeren udarbejdede i 1986 en handlingsplan for nedsættelse af forbruget af bekæmpelsesmidler.

I handlingsplanen foreslås en række initiativer, som skulle kunne medvirke til en nedsættelse af forbruget. En del af disse forslag blev indarbejdet i lov om kemiske stoffer og produkter ved en ændring i 1987. Ved behandlingen af lovændringsforslaget i Folketingets miljø- og planlægningsudvalg blev også andre af handlingsplanens initiativer behandlet, og miljøministeren tilkendegav bl.a. at ville nedsætte et udvalg, der skulle undersøge mulighederne for at fastsætte maksimale grænser for miljøbelastningen fra bekæmpelsesmidler (Bertankning fra miljø- og planlægningsudvalget af 10. april 1987). Et sådant udvalg blev nedsat i efteråret 1988 med følgende sammensætning:

Finn Bro-Rasmussen, Danmarks Tekniske Højskole,
Laboratoriet for Økologi og Miljølære.
Udtrådt af udvalget den 7. januar 1991.

Niels Elmegaard, Danmarks Miljøundersøgelser,
Afdeling for Terrestrisk Økologi (tidligere Center for Jordøkologi), (formand).

Heinrich Haas, Den Kgl. Veterinær og Landbohøjskole, Institut for Jordbrugsvidenskab (tidligere Institut for Landbrugets Planetekultur).

Arne Helweg, Statens Planteværnscenter i Flakkebjerg Laboratoriet for Pesticidanalyser og Økotoksikologi (tidligere Analyselaboratoriet for Pesticider).

Søren Mark Jensen afløste i marts 1990 Kaj Juhl Madsen, Skov- og Naturstyrelsen, Økologisk kontor.

Betty Bügel Mogensen, Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Terrestrisk Økologi, fra januar 1990 Afdeling for Miljøkemi (faglig sekretær).

Udvalget holdt sit første møde den 24. november 1988.

Miljøstyrelsens grundlag for at vurdere de enkelte pesticiders miljøfarlighed er de dokumentationskrav, der stilles ved godkendelse af pesticider. Det har ikke hidtil været forsøgt at sammenfatte disse data i et entydigt indeks eller miljøfareklassificeringssystem.

Med skrivelse til Center for Jordøkologi af 15. marts 1988 har Miljøstyrelsen fremsendt kommissorium til nedsættelse af et udvalg, der skal undersøge mulighederne for at fastsætte maksimale grænser for miljøbelastningen fra bekæmpelsesmidler. Heri indgår kommissorium for udvalget:

Udvalget skal:

- 1) undersøge, om det er teknisk muligt at udarbejde et indeks for de enkelte bekæmpelsesmidlers miljøfarlighed samt

- 2) undersøge, om det er teknisk muligt at fastlægge maksimale grænser for miljøbelastningen af bekæmpelsesmidler, idet udvalget kan tage udgangspunkt i tilsvarende miljøklassificeringssystemer, der udarbejdes for industri- og husholdningskemikalier i såvel EF som nordisk regi.

I notat af 25. maj 1988 fra Center for Jordøkologi til Miljøstyrelsen er formålet med udvalgets arbejde blevet uddybet og fortolket således:

- At fremkomme med vurdering af, i hvilken udstrækning det, på det foreliggende grundlag ved godkendelse af bekæmpelsesmidler, er muligt at udarbejde et indeks-/indekser for miljøfarligheden af de enkelte bekæmpelsesmidler,
- at vurdere, om en tilsvarende indeksering er mulig for den samlede belastning af bekæmpelsesmidler på et givet areal og påpege, hvilke videnskæssige forudsætninger der i givet fald skal tilvejebringes først,
- at fremkomme med et forslag til, hvorledes der bør arbejdes videre, for at de to ovennævnte formål kan opfyldes samt at påpege, hvilke muligheder og begrænsninger der ligger i anvendelsen af miljøfarlighedsindekser.

3. Tidligere arbejde med miljøfareklassificering.

I kommissoriet for udvalget henvises til tidligere arbejde med miljøfareklassificering, som er udført for industri- og husholdningskemikalier, dels i nordisk dels i EF regi'.

Udover disse initiativer har udvalget set på andre arbejder med miljøfareklassificering eller risikovurdering af kemiske stoffer i miljøet, herunder også nogle arbejder, der kun omfatter enkelte aspekter som udvaskningsrisiko eller skader på plantevækst. Kapitlet indeholder en kort gennemgang af de forskellige modeltyper.

3.1 Miljøfareklassificering og prioritering.

I de nordiske lande har en arbejdsgruppe siden 1984 arbejdet med udformning af retningslinier for miljøfareklassificering af kemiske stoffer. I en statusrapport fra december 1988 har denne gruppe desuden sammenlignet en række forskellige modeller for miljøfareklassificering og forslag til rangordning af kemiske stoffer efter miljøfarlighed. I sammenligningen indgår både de modeller, der arbejdes med i Norden, i Tyskland og EF.

De modeller, der sammenlignes, kan tjene flere formål. Selve miljøfareklassificeringen skal danne grundlag for fareklasseinddeling og mærkning af kemiske stoffer og produkter, og den skal kunne indgå i oplysningerne på produktinformationsblade. Både den nordiske arbejdsgruppe, Tyskland og EF har udarbejdet forslag til

klassificeringsmodeller. Miljøfareklassificeringsprocessen kan også bruges til en indledende bedømmelse af kemiske stoffers indbyrdes farlighed og dermed tjene som prioriteringsredskab ved udvælgelsen af, hvilke stoffer der bør undersøges nærmere. Specielt til dette formål er der i Sverige udarbejdet en vejledning til indledende bedømmelse af kemiske stoffers miljøfarlighed i den såkaldte ESTHER-manual og i Tyskland har man tilsvarende udarbejdet et prioriteringssystem kaldet EHR (Environmental Hazard Ranking).

3.1.1. Miljøfareklassificering.

Fælles for miljøfareklassificeringsmodellerne er, at de går ud fra et stærkt begrænset sæt af oplysninger om stofs specifikke egenskaber, der er bestemmende for skæbne og effekt i miljøet. Det drejer sig om akut giftighed for fisk og dafnier, bioakkumulerbarhed og let bionedbrydelighed. Dertil kommer i den nordiske model akut giftighed for pattedyr og alger.

De oplysninger, der ligger til grund for miljøfareklassificering, er oplysninger, som vil kunne fremskaffes gennem litteraturen for en række "gamle" stoffers vedkommende, og for "nye" stoffer vil de indgå i datagrundlaget for en anmeldelse i EF. (Bekendtgørelse om anmeldelse af kemiske stoffer).

Pesticider er den eneste gruppe af kemiske stoffer og produkter, som skal godkendes af miljømyndighederne, før de må anvendes. (Lov om kemiske stoffer og produkter). Det hænger sammen med, at pesticider er biologisk aktive

stoffer, som med hensigt spredes i miljøet for at påvirke nogle organismer (dyr, planter, sygdomsfremkaldende svampe), som regel for at slå disse organismer ihjel eller for at begrænse deres konkurrenceevne. Det datamateriale, der kræves i forbindelse med godkendelsesproceduren, er i dag betydeligt større både med hensyn til toksikologiske og økotoksikologiske egenskaber og med hensyn til den påtænkte anvendelse af produktet, end tilfældet er ved anmeldelse af andre typer kemikalier. Det vil sige, at der for pesticiders vedkommende er et bredere grundlag for både fare- og risikovurdering, end der er for andre kemikalier.

Den nordiske arbejdsgruppe har anvendt de sammenlignede modeller på en række kemiske stoffer, deriblandt 51 pesticider.

Ifølge den model, som anbefales af gruppen, vil 38 af stofferne blive klassificeret som miljøfarlige, mens de resterende 13 stoffer mangler en eller flere oplysninger, der er nødvendige i modellen for at kunne klassificere stofferne.

Klassificeringen som miljøfarlig medfører, at det klassificerede stof skal mærkes med en advarselsetiket og med et faresymbol. Ved hjælp af risiko- og sikkerhedssætninger kan man supplerende gøre opmærksom på, hvilke dele af miljøet, der er specielt udsat for fare, og hvordan man under håndtering af stoffet kan nedsætte risikoen for skader. Klassificering indebærer ikke i sig selv nogen regulering af et stofs anvendelse.

3.1.2. Prioriteringssystem.

I prioriteringssystemerne inddrages flere oplysninger både vedrørende effekt og eksponering, end tilfældet er i klassificeringssystemerne. I ESTHER-manualen omfatter den eksponeringsrelaterede information, f.eks. ¹⁾ Årligt anvendt mængde, ²⁾ Procentvis udslip, ³⁾ Primær recipient (luft, jord, vand, rensningsanlæg), ⁴⁾ Forventet fordeling i miljøet (PED, Predicted Environmental Distribution), ⁵⁾ Nedbrydelighed, ⁶⁾ Bioakkumulerbarhed log K_{ow} , ⁷⁾ Biotilgængelighed, mol vægt.

Den effektrelaterede information omfatter

¹⁾ Akvatisk akut toksicitet (alger, dafnier, fisk), ²⁾ Akvatisk kronisk toksicitet, ³⁾ Effekt på terrestriske planter, ⁴⁾ Effekt på jordorganismer, ⁵⁾ Akut toksicitet for pattedyr, ⁶⁾ Kronisk toksicitet for pattedyr, ⁷⁾ Mutagenicitet og ⁸⁾ Hæmning af aktivt slam.

Ved hjælp af et scoringssystem gradinddeles eller pointsættes de enkelte parametre. Summen af points for eksponeringsrelaterede og effektrelaterede parametre kaldes henholdsvis "eksponeringsindeks" og "effektindeks". Summen af "eksponerings-" og "effektindeks" er "totalindeks", mens summen af de højst opnåelige pointtal kaldes "højeste totalindeks". Ved at sammenholde størrelsen af "totalindeks" med størrelsen af det "højeste totalindeks" fås et mål for stoffets miljøfarlighed.

Det er et princip i nogle systemer, f.eks. ESTHER-systemet, at analysen af eksponering (og effekt) udføres separat med hensyn til de målsystemer, der mest sandsynligt bliver eksponeret.

ESTHER-manualen opererer med fire forskellige målsystemer: ¹⁾ Akvatiske økosystemer (incl. planter og dyr), ²⁾ Terrestriske økosystemer (incl. især terrestriske planter og flora og fauna i jorden), ³⁾ Topkonsumenter (incl. mennesket, fugle, sæler og andre rovdyr, som gennem føden bliver indirekte eksponeret for kemiske stoffer i miljøet), ⁴⁾ Biologiske affaldsbehandlingsanlæg (incl. biologisk spildevandsrensning og komposteringsanlæg).

3.2. Risikovurdering.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA) har i 1986 udsendt en vejledning i risikovurdering for pesticider.

EPA definerer i denne sammenhæng risikovurdering som en estimering af sandsynligheden for, at uheldige virkninger i miljøet enten vil optræde, optræder eller har optrådt som følge af brugen af pesticider.

Selve risikovurderingen foregår trinvis.

¹⁾ Gennemgang af farlighedsdata (kun effektparametre) for at finde ud af, hvori faren består, ²⁾ Vurdering af dosis-responsforhold og forholdet mellem virkning på en test-organisme og den/de non-target organisme(r), man vil beskytte, ³⁾ Kortlægning af eksponeringer, ⁴⁾ Sammenholdning af oplysningerne om dosisrespons med oplysningerne om eksponering med det formål at kunne vurdere sandsynligheden for, at de førnævnte non-target organismer vil være udsat for en væsentlig påvirkning under de betingelser, der er tilstede ved brugen af et pesticid.

De effektdata, som anvendes, er i reglen LD₅₀- eller LC₅₀-værdier, eller i særlige tilfælde no effect level fra subkroniske eller kroniske undersøgelser. Eksponeringsdata består især af modelbaserede estimater af koncentrationen i udvalgte dele af miljøet som vand, jord og fødeemner, den såkaldte Estimated Environmental Concentration (EEC).

Forholdet mellem eksponering og effekt f.eks. EEC/LC₅₀ er mål for risikoen. Risikoen opgøres særskilt for det akvatiske miljø og for det terrestriske miljø, som igen deles op i fugle og pattedyr.

I særlige tilfælde foretages yderligere en vurdering af risikoen for truede dyrearter.

EPA har et sæt af risikokriterier, som er knyttet til forholdet mellem EEC og LC₅₀. ¹⁾ Antagelig inden risiko, ²⁾ Antagelig en risiko, som kan nedsættes ved at begrænse brugen af det pågældende pesticid, ³⁾ Antagelig en uacceptabel risiko, som kan medføre krav om yderligere undersøgelser eller en anbefaling af, at midlet ikke bør godkendes.

Der er tale om en detaljeret vurdering af risikoen ved brug af hvert enkelt pesticid.

3.3. Ekstrapolationsmodeller.

Ved den tidligere omtalte miljøfareklassificering af kemiske stoffer anvender man resultaterne fra et sæt standardtest på enkelte organismer fra forskellige trofiske niveauer. Ved denne fremgangsmåde opnår man, at testresultaterne for forskellige stoffer umiddelbart kan sammenlignes. Derimod kan det være vanskeligt at overføre resultaterne til en effekt i et givet miljø.

Til brug for vurdering af risikoen for en effekt i et givet miljø, der eksponeres med et kemisk stof, går man ofte ud fra laboratorieforsøg, hvor enten LC_{50} (akut giftighed) eller NOEC (no observed effect concentration) er bestemt. Som nævnt er det vanskeligt at overføre resultatet til en effekt i en bestemt recipient, men flere forfattere har arbejdet på at forbedre vurderingsgrundlaget ved hjælp af ekstrapolationsmodeller. F.eks. har Van Straalen og Denneman 1989 og Sloof et al 1983 arbejdet med modeller for henholdsvis terrestriske og akvatiske økosystemer. I nogle ekstrapolationsmodeller arbejdes med at omregne LC_{50} -værdier til NOEC-værdier. Andre modeller forudsætter, at NOEC er kendt for en række arter, der er repræsentative for det pågældende økosystem. Modellen kan derefter estimere en kritisk koncentration, som angiver den koncentration, som ikke påvirker en bestemt procentdel af arterne i økosystemet, f.eks. 95%.

Det er vigtigt for metodens anvendelighed, at de undersøgte arter virkelig udgør et repræsentativt udsnit af de tilstedeværende arter, og at beregningen af NOEC er foretaget med samme

end-point for alle arter (væksthæmning, hæmning af reproduktion, etc.) C. Wagner (1990) har opstillet en metode til at vurdere om arterne er repræsentative, men metoden er ikke afprøvet, da den forudsætter at usikkerheden på NOEC-værdierne er kendt, og den er sjældent oplyst.

Foruden Van Straalen og Denneman og Sloof et al. har en række andre forfattere beskæftiget sig med lignende modeller til forudsigelse af miljørisikoen eller til vurdering af beskyttelsesniveauet ved en given koncentration af et stof i et økosystem, men det skønnes ikke relevant, at foretage en nærmere sammenligning eller gennemgang af de forskellige modeller på dette sted.

Det er klart, at ovennævnte metode giver en bedre mulighed for at vurdere en aktuel risiko end det sæt af standardtest, der nu er til rådighed. Metoden er dog ikke umiddelbart et redskab til vurdering af den samlede miljøbelastning.

3.4 Udvaskningsindeks.

D.I. Gustafson (1989) har opstillet en indeksmodel for pesticiders tilbøjelighed til at blive udvasket til grundvand.

Gustafson har taget udgangspunkt i en klassificering af pesticider, foretaget af de californiske myndigheder, hvor 44 pesticider er inddelt i "leachers", "non leachers" og "transition compounds" (udvaskelige, ikke udvaskelige og overgangsstoffer). Det er kun risikoen ved regelret anvendelse, der er taget stilling til. Forurening af brønde fra punktkilder er altid mulig ved uforsigtig omgang med stofferne, (rengøring af materiel, opbevaring, brug for tæt på brønde, etc.). Gustafson antager, at et stofs binding til organisk stof i jorden og dets halveringstid i jorden (i dette tilfælde er der tale om forsvindingstid, altså også som følge af fordampning, optagelse i planter m.v.) er de to parametre, der har størst betydning for stoffets risiko for at forurene grundvand. Han har derfor søgt at differentiere stofferne på baggrund af disse parametre. I et diagram med akserne $\log K_{oc}$ og $\log t_{1/2}$ indtegnedes værdierne for alle de stoffer, hvor begge parametre var kendt, (se fig. 3.1). Derefter defineredes GUS-funktionen, som skulle kunne adskille "leachers" fra "non leachers". (GUS = Groundwater Ubiquity Score).

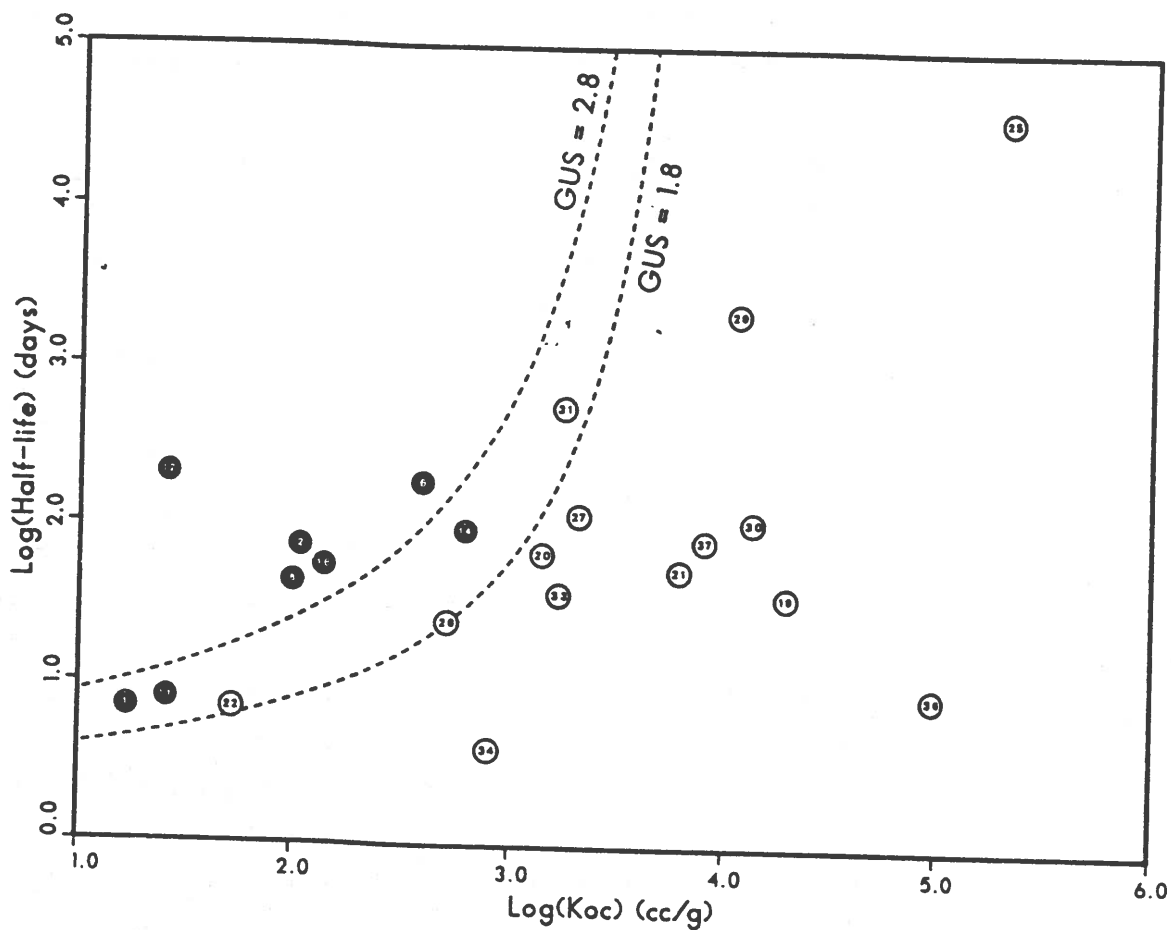


Fig. 3.1. Den hyperbolske GUS-funktion er defineret:

$$GUS = \log t_{1/2} \times (4 - \log (k_{oc}))$$

$t_{1/2}$ = pesticidets halveringstid i dage

k_{oc} = fordelingskoefficienten mellem organisk stof i jorden og vand.

De stiplede linier repræsenterer de to afskæringsværdier, der er nævnt i teksten.

GUS-funktionen giver tilsyneladende en fuldstændig adskillelse mellem "leachers" og "non leachers" fundet i Californien. Det er fundet, at "leachers" har GUS-indeks $> 2,8$, mens "non leachers" har GUS-indeks $< 1,8$. Overgangsstofferne ligger i området $2,8 < \text{GUS} < 1,8$.

Gustafson har sammenlignet sin model med andre lignende modeller, som giver dårligere adskillelse af "leachers" og "non leachers", og disse vil ikke blive yderligere omtalt her.

En anvendelse af et udvaskningsindeks som delindeks for pesticiders udvaskningsrisiko under danske forhold er nærmere omtalt i kapitel 6.

3.5 Kriterier for at nægte godkendelse.

Miljøstyrelsen har ikke hidtil arbejdet med vurderingsmodeller. I forbindelse med en ændring af lov om kemiske stoffer og produkter er der imidlertid blevet udarbejdet et sæt kriterier for, hvornår et bekæmpelsesmiddel ikke kan godkendes. Lovens §35, stk. 1 lyder nu således: "Godkendelse kan ikke meddeles til stoffer eller produkter, som i forbindelse med anvendelsen eller den dermed forbundne håndtering og opbevaring er, eller på grundlag af foreliggende undersøgelser eller erfaringer formodes at være særligt farlige for sundheden eller særligt skadelige for miljøet".

Kriterierne fastlægger for en række egenskaber grænsen for den uacceptable farlighed eller skadelighed. Der er i almindelighed tale om en vurdering af stoffernes eller produkternes iboende egenskaber, således at der ikke generelt foretages en risikovurdering.

De egenskaber, der er fastsat kriterier for, er
1) Akut giftighed, 2) Giftighed ved kortere tids påvirkning, 3) Giftighed ved længere tids påvirkning, 4) Kræftfremkaldende virkning, 5) Mutagen virkning, 6) Skadelig virkning på forplantningen (reproduktionstoksicitet), 7) Skadelig virkning på nervesystemet (neurotoksicitet), 8) Persistens i jord, 9) Mobilitet i jord, 10) Bioakkumulering.

De fleste kriterier (1-7) er fastsat med henblik på beskyttelse af menneskers sundhed. De tilgrundliggende undersøgelser er dog udført på andre pattedyr, især gnavere, og kriterierne må formodes også at beskytte pattedyr i naturen. Der er ikke fastlagt selvstændige kriterier for effekter i miljøet.

3.6

Risiko for skader på plantevækst.

Som vejledning til pesticidbrugerne har Combellack og Pritchard (1990) i Australien udarbejdet et forslag til klassificering af herbicider med hensyn til deres risiko for at skade plantevækst på naboarealer. Alle de herbicide virkestoffer, der er markedsført i Australien i øjeblikket, er blevet opdelt i 15 kategorier baseret på de karakteristika, der styrer potentielle skadevirkninger på andre planter. Ud fra klassificeringen fastsættes sikkerhedsafstande fra det sprøjtede areal til forskellige typer af naboafgrøder samt til anden såkaldt "ønsket plantevækst".

4. Oplysninger der i øjeblikket er til rådighed for opbygningen af et miljøfareindeks.

Ved ansøgning om godkendelse af et pesticid skal fabrikanten eller importøren levere en ansøgningsskema med dokumenterede oplysninger om pesticidets anvendelse samt skæbne og effekt i miljøet. Der er tale om langt mere detaljerede oplysninger, end tilfældet er for industri- og husholdningskemikalier.

Ansøgningsskemaet for godkendelse af pesticider er i komprimeret form gengivet i tabel 4.1.

Tabel 4.1 Forkortet gengivelse af ansøgningsskema for godkendelse af et bekæmpelsesmiddel.

I Oplysningskrav for det formulerede middel.

Oplysninger om midlets sammensætning og virkemåde.

Midlets anvendelsesområde, dosering, udbringning og effektivitet.

Emballageform og -størrelse. Brugsanvisning.

Giftighed ved indtagelse, ved kontakt med huden og ved indånding. Irritation af hud og øjne.

Midlets fysiske, kemiske og tekniske egenskaber.

Klassificering for brandfarlighed, oplysning om destruktionsmetode og analysemetode.

Tabel 4.1, fortsat.

II Oplysningkrav for det virksomme stof.

Oplysninger vedrørende det virksomme stofs identitet (betegnelse, formel og molvægt).

Renhed af det virksomme stof (navn og mængde af urenheder).

Metoder til kvalitativ og kvantitativ analyse.

Det virksomme stofs oprindelse og fremstilling.

Det virksomme stofs fysisk-kemiske egenskaber.

Akut toksicitet.

Giftighed ved indtagelse, ved kontakt med huden og ved inhalation.

Irritation af hud og øjne. Hudsensibiliserende virkning.

Forskellige virkninger ved længere eller kortere tids påvirkning: Subkronisk toksicitet, kronisk toksicitet, karcinogenicitet. Mutationsfremkaldende virkning. Reproduktionsundersøgelser, teratogenicitetsundersøgelser, neurotoksicitet.

Giftighed af eventuelle metabolitter, nedbrydningsprodukter og urenheder.

Metabolisme i dyr.

Optagelse, omdannelse og udskillelse i dyr.

Toksicitet overfor mennesker. (Eventuelle erfaringer fra produktion eller anvendelse).

Optagelse, transport og omsætning i planter.

Restkoncentrationer i relevante spiselige plantedele samt i produkter af animalsk oprindelse.

I jord: Omdannelse og nedbrydning, binding, transport og bevægelighed, akkumulering.

I vand: Nedbrydning, adsorption.

Tabel 4.1, fortsat.

II Oplysningskrav for det virksomme stof.
Toksisk virkning på vandorganismer: Giftighed for fisk, dafnier og alger. Evt. akkumulering.
Toksisk virkning på jordorganismer: Akut giftighed for regnorme. Virkning på mikrobielle processer i jorden.
Toksisk virkning på vild fauna: Akut giftighed for fugle og evt. reproduktionsundersøgelser for fugle.
Virkning på bier.
Fytotoksicitet (giftighed for planter).
Sikkerhedsforanstaltninger, uskadeliggørelse m.m.

De oplysninger, der kan have betydning for vurderingen af midlets miljøskadelighed, omfatter:

- anvendelsesområde og udbringningsmetode.
- dosering og behandlingshyppighed.
- virkningsmekanisme.
- fysisk-kemiske data.
- persistens og nedbrydningsveje i jord og vand.
- mobilitet i jord.
- bioakkumulering.
- effekter over for vandorganismer, jordorganismer, fugle, pattedyr og bier.
- metabolisme i dyr og planter.

5. Indeks, formål og indhold.

Et miljøfarlighedsindeks, som sammenfatter en række data om et pesticid, kan betragtes som et værktøj.

I dette kapitel anføres en række områder inden for pesticidvurdering og -regulering. Derefter gennemgås forskellige typer indeks, som kan anvendes inden for disse områder.

Jo flere oplysninger, der skal lægges ind i et indeks, jo mere nuancerede, de skal være, jo mere kompliceret og tidskrævende bliver det at arbejde med. Simple systemer, hvor oplysningerne er færre og mindre bearbejdede, er lette at arbejde med, men udsagnskraften er ofte tilsvarende mindre.

5.1. Formål og anvendelsesområder for indeks.

Et indeks-værktøj kan tænkes anvendt til flere formål:

- a. Klassificering og mærkning af pesticider.
- b. Vurdering af risikoen ved brug af et pesticid.
- c. Vurdering af den samlede farlighed eller risiko ved brug af flere pesticider på det samlede areal.
- d. Sammenligning af miljørisikoen ved anvendelsen af alternative midler.
- e. Styling af pesticidforbruget, kvalitativt og kvantitativt.
- f. Vurdering af udviklingen i miljøbelastningen med pesticider.

Det er vanskeligt at tilgodese alle de forskellige formål i ét indeks. Nedenfor er beskrevet forskellige typer indeks, som kan anvendes til forskellige af de nævnte formål.

5.2. Forskellige indekstyper.

1. Fareindeks
2. Risikoindeks
3. Indeks for samlet belastning
4. Indeks for maksimal samlet belastning

5.2.1 Fareindeks.

Et fareindeks angiver den samlede fare, som et kemisk produkt udgør. D.v.s. en sum eller en vægtet sum af produktets iboende farlige egenskaber (effektparametre + f.eks. mobilitet, persistens og bioakkumulerbarhed). Indeks-værdien bør afspejle farligheden af et produkt, sådan som det markedsføres. Dette indeks vil kunne bruges ved klassificering og mærkning af et produkt, idet det i lighed med klassificering og mærkning med hensyn til sundhedsfarlige egenskaber kun tager hensyn til produktets iboende egenskaber og ikke inddrager eksponeringen. Der kan desuden udarbejdes delindeks til særlige formål, f.eks. kan et pesticides persistens indekseres ligesom et middels toksiske virkning på forskellige organismer kan tildeles indeksværdier.

Sådanne delindeks kunne udnyttes i informationsdatabaser til vejledning i anvendelse af pesticider.

Se kapitel 8.

5.2.2. Risikoindeks.

Risikoindeks bør angive den risiko for miljøet, der er forbundet med brugen af et pesticid, og er en kombination af eksponering og farlighed. Når eksponeringen indgår, bliver der mulighed for at inddrage de aktuelle omstændigheder, hvorunder midlet anvendes: Anvendelsesområde, udbringningsmetode, udbringningstidspunkt og dosering.

Med hensyn til eksponering er der også mulighed for forskellige detaljeringsgrader.

Man kan betragte miljøet under ét, eller man kan skelne mellem eksponering af den behandlede mark og det omgivende miljø, det vil sige mellem "mark" og "ikke mark". Området "ikke mark" kan igen betragtes under ét eller opdeles i akvatisk miljø og terrestrisk miljø.

Udbringningsmetoden (marksprøjte, fly, granulatplatform), dysetyper, tryk, bomhøjde, vindhastighed m.m. giver forskellig risiko for vinddrift. Der er mulighed for mange kombinationer.

Udbringningstidspunktet kan inddrages i et risikoindeks, fordi miljøet ikke er lige sårbart på forskellige årstider. Med hensyn til nedsivning er risikoen størst om efteråret, hvor der er overskud af nedbør, samtidigt med at nedbrydningen af pesticider foregår langsommere på grund af lavere temperatur. De dyr, der udsættes for påvirkningen af et pesticid, er mere følsomme for kemiske stoffer i nogle perioder af deres livscyklus end i andre, og denne forskel kan evt. indbygges i et risikoindeks, man må så være opmærksom på, at tidspunktet for den følsomme periode i livscyklus varierer fra art til art.

Ved Miljøstyrelsens godkendelse af et pesticid skal der tages stilling til, om der findes alternative midler, som er væsentligt mindre skadelige for miljøet. Da alternative midler kan have vidt forskellige sideeffekter i miljøet, ville det være til stor hjælp, hvis man havde et risikoindeks til rådighed ved sammenligningen.

Mange pesticider kan anvendes i flere forskellige afgrøder i forskellig dosering med forskellige udbringningsmetoder og på forskellige årstider. Det kan være nødvendigt at tage højde for dette ved at beregne en indeksværdi for den enkelte anvendelse.

Hvis indeksværdien skal kunne benyttes af den enkelte pesticidbruger til at vælge det mindst miljøfarlige af flere alternative midler, skal indeksværdien være let tilgængelig. I brugsanvisningen for det enkelte middel kan risikoindeks indgå, hvis indeksværdien knyttes til den specifikke anvendelse.

Til særlige formål kan man udarbejde risikoindeks, som dækker en mindre, afgrænset del af miljøet (delindeks), f.eks. nedsivning til grundvand eller skader på nabobiotoper. Sådanne delindeks vil bl.a. kunne udnyttes i databaser til vejledning i anvendelse af pesticider i lighed med delindeks for farlighed.

5.2.3. Indeks for samlet belastning.

Et indeks for den samlede belastning af miljøet med flere pesticider kan bestå af summen af indeks for de enkelte pesticider. Et sådant indeks ville være nyttigt til vurdering af den samlede belastning af det enkelte areal.

Hvis man ønsker et udtryk for den samlede belastning på landsplan, kunne man måske opsummere den samlede belastning af de enkelte arealer. Det vil sige en opsummering af produktet af indeksværdien og den anvendte mængde af hvert enkelt pesticid.

Samlet belastning = $\Sigma I \times a$,

hvor I er indeksværdien for et pesticid, og a er det årlige salg af det pågældende pesticid. Denne sum ville ikke umiddelbart sige noget om risikoen for skader på noget sted i landet, men ved at sammenligne indeks for samlet belastning fra år til år kunne det bidrage til vurderingen af, om forbruget af pesticider bevæger sig over mod mindre miljøskadelige midler. Dette var netop en af intentionerne i handlingsplanen for nedsættelse af pesticidforbruget.

5.2.4. Indeks for maksimal samlet belastning.

Et indeks for maksimal belastning skal udtrykke en grænseværdi for den samlede miljøbelastning med pesticider. Det kan ses som en vedtaget grænseværdi for det samlede indeks.

Indeks for maksimal samlet belastning kan anvendes som reguleringsmekanisme af politikere og myndigheder. Det kan ikke forventes, at man kan fastsætte denne grænseværdi ud fra strengt videnskabelige kriterier. Se kapitel 6 og 8.

Et indeks for maksimal samlet belastning på den enkelte mark vil inddrage den enkelte landmand, som i givet fald skal sikre, at indeksværdien ikke overskrides. Det vil derfor være vigtigt at sikre forståelsen for indekssystemet og sikre, at systemet bliver klart og utvetydigt.

For at landmanden skal kunne holde øje med belastningen, er det nødvendigt at kende pesticidbehandlingen på den enkelte mark.

Det forudsætter, at der indføres tvungen sprøjtejournal for alle, sådan som det er foreslået i handlingsplanen for nedsættelse af pesticidforbruget.

6. Opbygning af indeks.

I kapitel 5 blev der beskrevet 4 typer indeks, hvor fareindeks og risikoindeks kan betragtes som grundlæggende, mens indeks for maksimalbelastning og indeks for maksimal samlet belastning bygger på de to førstnævnte indeks. Nedenfor er der opstillet principper for opbygningen af henholdsvis fareindeks og risikoindeks. Udvalget har ment, at et risikoindeks var det indeks, der ville sige mest om et pesticides miljøbelastning, og udvalget har derfor arbejdet mere med risikoindeks end med fareindeks. Da det samtidig er mere kompliceret, optager det størstedelen af kapitlet.

6.1 Principper for opbygning af et fareindeks.

I kapitel 3 er omtalt forskellige miljøfareklassificeringsmodeller. ESTHER-systemet opererer med en scoringsmodel, som kunne tilpasses de oplysninger, der er til rådighed om pesticider.

ESTHER-modellen er et miljøfareindeks, der anvendes af de svenske miljømyndigheder til at prioritere indsatsen på kemikalieområdet. Hvis modellen anvendes på pesticidområdet kan man vælge "effektindeks" eller "totalindeks" som mål for miljøfarligheden. Fordelen ved dette ville være, at man fik en gennemskuelig model, som var let at beregne. Ulempen ved modellen ville være, at den bygger på sammenlægning af mange usammenlignelige egenskaber og i øvrigt ikke er relateret til den aktuelle anvendelse af pesticidet. Dette indeks vil derfor ikke være egnet som godkendelseskriterium, idet det

ville være vanskeligt at fastsætte en videnskabeligt begrundet grænseværdi. Det ville være endnu vanskeligere at fastlægge en grænseværdi for den samlede belastning ud fra summen af indekssværdier for enkeltstofferne.

Et fareindeks vil være velegnet til brug ved klassificering af pesticiders miljøfarlighed. ESTHER-modellen kan udmærket danne grundlag for dette indeks. Af praktiske årsager vil det dog være bedre, at bygge på de principper, der findes i EF's regler for miljøfareklassificering, således at man sikrer sig, at et pesticid, der betragtes som miljøfarligt ifølge disse klassificeringsregler, også vil være miljøfarligt efter indeksberegningerne. Ved opstillingen af indeks skal man tage hensyn til at klassificeringsreglerne gælder for rene stoffer, mens pesticiderne er produkter.

Som omtalt i kapitel 5 kan der udarbejdes delindeks for egenskaber som persistens og toksicitet over for forskellige organismer.

Et delindeks for persistens kunne bygge på pesticidets halveringstid. Miljøstyrelsens kriterier for at nægte godkendelse af et pesticid omfatter som nævnt i kapitel 3 pesticidets persistens i jord. Som mål for persistensen anvendes halveringstiden i jord. Kriterierne indeholder flere grænseværdier, som kunne indgå i et delindeks for persistens:

	$t_{\frac{1}{2}}$	Indeks
Let nedbrydelige	< 1 mdr.	1
Middel nedbrydelige	1-3 mdr.	2
Tungt nedbrydelige	3-8 mdr.	3
Meget tungt nedbrydelige	> 8 mdr.	4

Med de gældende kriterier vil pesticider med indekssværdi 4 ikke blive godkendt.

Foruden den persistens, som kan måles som halveringstiden, opereres der inden for herbicider med et andet persistensbegreb, som angiver den tid, der skal gå fra behandling med herbicidet til man kan dyrke en følsom afgrøde på det behandlede areal.

6.2 Principper for opbygning af et risikoindeks.

I kapitel 3 omtaltes de kriterier, Miljøstyrelsen har udarbejdet for, hvornår et pesticid ikke kan godkendes. Dette sæt kriterier frasorterer de produkter, der efter gældende regler anses for særligt farlige for sundheden eller særligt skadelige for miljøet. Disse kriterier kan fortsat anvendes som en første sigte, således at de produkter, for hvilke der er behov for at udarbejde indeks, er den resterende del, som har klaret kriterierne.

Langt den største del af de pesticider, der anvendes i Danmark, anvendes i landbruget, så agerlandets økosystemer er også mest udsat for påvirkning af pesticider. Da landbrugsarealet

desuden udgør ca. 2/3 af landets samlede areal, vil det derfor være rimeligt at bruge agerlandet som udgangspunkt for opstillingen af en indeksmodel. De samme principper kan dog overføres til andre systemer.

Agerlandet er sammensat af flere biotoper (marken og de omkringliggende småbiotoper), som eksponeres i forskellig grad for pesticider. Der er også stor forskel på effekterne af en eventuel eksponering. Det kan derfor være hensigtsmæssigt at betragte de enkelte dele af økosystemet hver for sig. Først og fremmest kan der skelnes mellem "mark" og "ikke mark", hvor begrebet "ikke mark" dækker alt andet end det behandlede areal. "Ikke mark" kan yderligere opdeles i akvatisk miljø og terrestrisk miljø. Desuden er der grundvandet, som i høj grad ligger under det behandlede areal, men alligevel må betragtes som "ikke mark", da det ikke tilsigtet behandles med pesticider. Disse enkelte dele (compartments) kan hver for sig betragtes som en enhed. Det er også muligt at foretage yderligere opdelinger, afhængigt af den ønskede detaljeringsgrad.

For hver compartment kan man opstille et indeks, hvor effekt og eksponering kombineres til et risikoindeks.

Hvis detaljeringsgraden bliver for stor, mister man det overblik, som er et af formålene med at udarbejde indeks. En opdeling i "mark" "ikke mark" synes dog fortsat rimelig (jvf. kapitel 5). Det er ikke tilladt at anvende pesticider i søer, vandløb mv. i Danmark. Der er derfor ikke behov for en akvatisk parallel til begrebet

"mark". I "ikke mark" bør man skelne mellem det akvatiske og det terrestriske miljø.

Grundvandet burde kunne beskyttes ved brug af de ovennævnte godkendelseskriterier. Af hensyn til risikoen for nedvaskning til drænvand og forurening af overfladevand, vil der dog fortsat være behov for et indeks, hvori mobiliteten indgår. Et sådant indeks vil også kunne bruges selvstændigt som delindeks, og senere i kapitel 6 er en model for et udvaskningsindeks beskrevet.

I ansøgningsskemaet for godkendelse af pesticider kan man umiddelbart hente oplysninger om et pesticides farlighed. Det er dog især den akutte giftighed, der oplyses, mens subakutte og kroniske effekter er dårligt belyst.

Selv om eksponeringen ikke direkte kan aflæses af skemaet, giver især oplysningerne i brugsanvisningen mulighed for at beregne eksponeringen.

For at få et operationelt indeks vil det være nødvendigt at standardisere eksponeringsberegningerne. Man kan ikke lave detaljerede beregninger for enhver tænkelig biotop i varierende afstand fra et behandlet område.

Når det gælder farlighed har man allerede accepteret en standardisering af undersøgelserne. Man anvender bestemte dyr til toksicitetsbestemmelserne. Der er stor variation i forskellige arters følsomhed over for kemiske stoffer. Alligevel betragter man resultatet af sådanne toksicitetstests som mål for et kemisk stofs farlighed over for en hel dyregruppe. Ligeledes

accepterer man resultaterne af laboratorietest som mål for kemiske stoffers effekt i miljøet. Som omtalt i kapitel 3 har flere forskere dog arbejdet med ekstrapolationsmodeller, som skulle muliggøre en bedre vurdering af risikoen for effekter i miljøet på baggrund af et antal laboratorieundersøgelser.

Ved en standardisering af eksponeringsvurderingen bør resultatet give en rimeligt konservativ vurdering.

Eksponeringen af dyr og planter hænger dels sammen med den koncentration af stoffer, som findes i det medie, de opholder sig i (jord, luft, vand) dels med koncentrationen af stoffet i dyrenes føde. I alle tilfælde er der tale om at estimere koncentrationen af et stof i miljøet, EEC (Estimated Environmental Concentration).

De oplysninger i ansøgningen, som kan bruges til eksponeringsvurdering er:

- Applikationsrate: Kg/ha
- Udbringningsmetode: Marksprøjte, flysprøjting, granulater m.m..
- Tidspunkt for udbringning. Afgrødens dækningsgrad.

For at omsætte disse oplysninger til EEC-værdier er det nødvendigt at beregne, måle eller estimere størrelsen af vinddrift ved forskellige udbringningsmetoder, størrelsen af overfladeafstrømning og udvaskning, typiske restkoncentrationer på forskellige typer af afgrøder, andre planter samt insekter efter en pesticidbehandling.

Den risiko, der er forbundet med tilstedeværelsen af et pesticid i miljøet, kan betragtes som forholdet mellem den estimerede koncentration af stoffet (EEC) og den koncentration af stoffet, som ved forsøg har givet en bestemt effekt. I forbindelse med akut toksicitet er forholdet mellem EEC og LC_{50}/EC_{50} relevant. Det gælder for alle 3 compartments. For pattedyr foreligger der i reglen ikke undersøgelser af LC_{50} -værdi. LD_{50} -værdier kan imidlertid omregnes til LC_{50} -værdier, når man kender forsøgsdyrenes legemsvægt og fødeindtagelse.

Hvis subkroniske og kroniske effekter skal indgå i et risikoindeks, er det størrelsen af no observed effect level, NOEL, eller evt. den laveste koncentration der giver en effekt, som skal sammenlignes med EEC. I forbindelse med kroniske effekter skal man anvende relevante oplysninger om restkoncentrationer på fødeemner til forskellig tid efter behandling.

For visse pesticider bør man også tage hensyn til de sekundære effekter af brugen, dvs. forgiftninger af højere led i fødekæden i forbindelse med fortæring af forgiftede dyr. Det gælder specielt rodenticider og måske nogle insekticider med høj akut giftighed. De sekundære effekter, der opstår som følge af, at man fjerner fødegrundlaget for nogle dyregrupper, kan vanskeligt indarbejdes i et risikoindeks.

Som udtryk for risikoen kan man anvende forholdet, Q , mellem den estimerede koncentration i miljøet og den effektkoncentration, der er fundet eksperimentelt i dyreforsøg:

$$Q = \frac{EEC}{LC_{50}} \sim \text{risiko for akutte effekter}$$

$$\text{eller } Q = \frac{EEC}{NOEC} \sim \text{risiko for kroniske effekter}$$

Q-værdierne kan tillægges pointværdier, hvis størrelse må afhænge af i hvilket interval, Q ligger, og hvilken vægt man mener den pågældende effekt skal have i forhold til hele det betragtede økosystem. Effekten på udvalgte nøglearter kan tillægges særlig vægt, ligesom nogle effekter kan tillægges større vægt end andre.

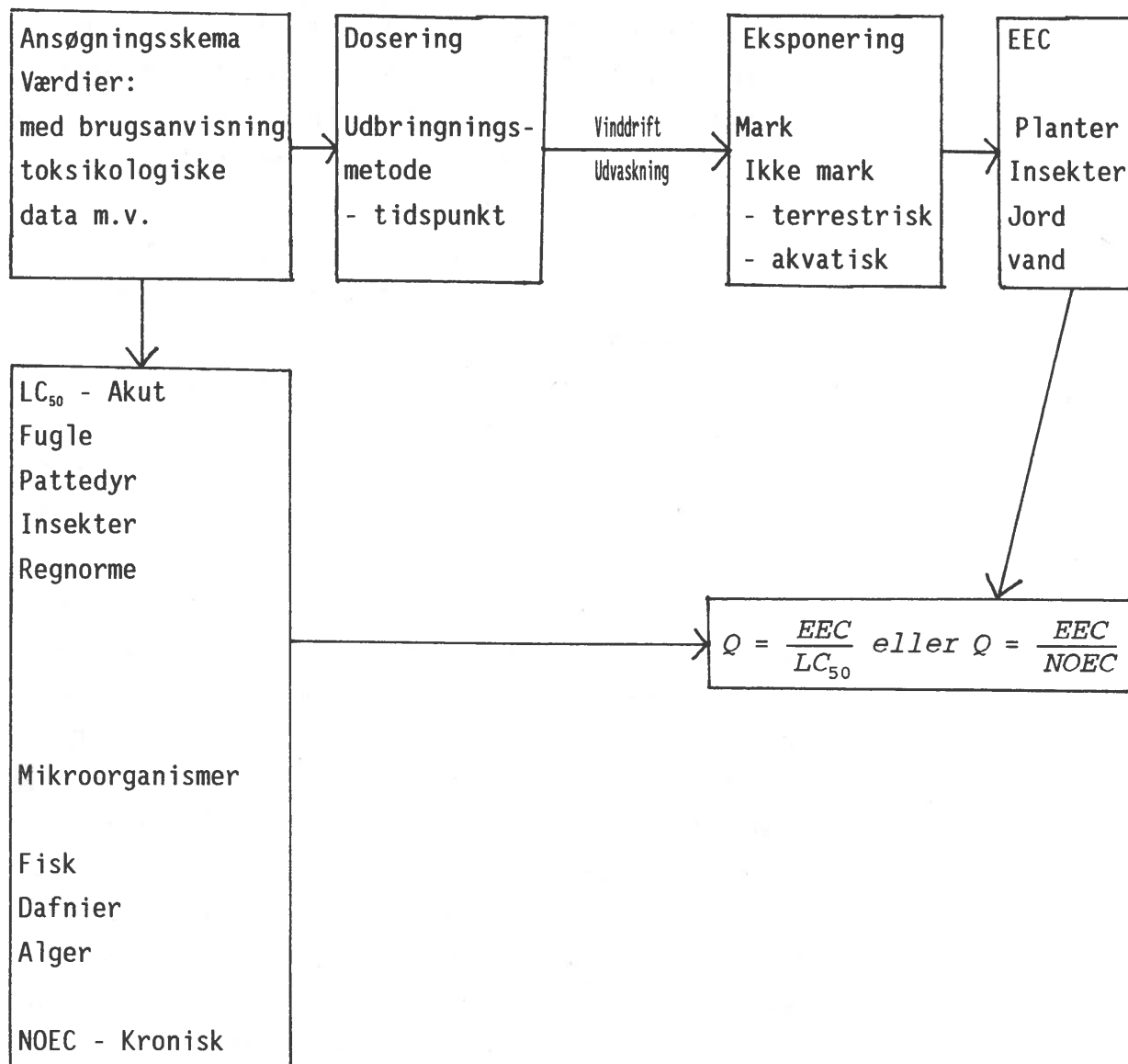
Egenskaber som bioakkumulerbarhed og persistens kan også pointsættes.

Ved at addere pointværdierne for et delsystem (compartment) kan man få et risikoindeks for et pesticid, som siger noget om størrelsen af risikoen for dette delsystem, f.eks. det akvatiske miljø.

For at kunne vurdere den praktiske anvendelighed af de opstillede principper, er der i kapitel 7 udført et regneeksempel med anvendelse af tilgængelige oplysninger om et konkret pesticid.

På figur 6.1 er vist en skematisk oversigt over den del af det skitserede risikoindeks, der fører til beregningen af Q.

Figur 6.1



Det ovenfor omtalte risikoindeks omfatter de fleste tilgængelige oplysninger om det enkelte pesticides anvendelse og miljømæssige egenskaber i de tre delmiljøer "mark" samt terrestrisk og akvatisk "ikke mark". For udvaskningsrisikoen kan der opstilles et delindeks, som kan tage udgangspunkt i GUS-indeks, som er beskrevet i kapitel 3:

$$\text{GUS} = \log t_{\frac{1}{2}} \times (4 - \log (k_{oc}))$$

De værdier for halveringstid $t_{\frac{1}{2}}$ og fordelingskoefficient k_{oc} , der anvendes i indeks skal være repræsentative for danske forhold både med hensyn til jordtemperatur og jordtyper. Der skal også tages hensyn til længere perioder med temperaturer under 0°C , hvor nedbrydningen stort set går i stå.

Hvis dette er tilfældet, kan afskæringsværdierne muligvis være de samme som i Californien, det vil sige:

Stoffer hvis GUS-indeks er mindre end 1,8 er kun lidt mobile, "non leachers", stoffer hvis GUS-indeks er større end 2,8 er meget mobile, "leachers", mens stoffer med GUS-indeks mellem 1,8 og 2,8 udgør en overgangsgruppe.

Det kræver dog en nærmere analyse af jordbund og vandbalance, før man kan anvende disse værdier i Danmark. Man skal også sikre sig, at afskæringsværdierne afspejler dansk opfattelse af hvad, der er "leachers" og "non leachers". I Gustafsons model er der anvendt feltdata for halveringstiden, som angiver stoffets forsvinden fra jorden. Det vil sige, at halveringstiden omfatter både nedbrydning og forsvinden ved udvaskning og fordampning. Ved feltundersøgelser er forsøgsbetingelserne desuden ikke standardiserede, og resultaterne er derfor vanskelige at reproducere. Til brug for et dansk udvaskningsindeks anses det derfor for bedre at anvende resultater fra laboratorieundersøgelser.

Der findes flere andre modeller for pesticiders transport i jord, som bedre beskriver transporthastigheden. Disse modeller er mere komplicerede og forudsætter mere præcise oplysninger om jordstruktur, overskudsnedbør m.m.. Udvalget peger på GUS-indeks som et muligt udgangspunkt,

fordi $t_{\frac{1}{2}}$ og k_{oc} anses for de væsentligste parametre af betydning for udvaskningsrisikoen, og fordi man finder, at der er tilstrækkeligt at få pesticiderne delt op i de 3 grupper: "Leachers", "non leachers" og overgangsstoffer. For at klarlægge, om den beregnede udvaskningsrisiko er reel under danske dyrkningsforhold, kan der udføres lysimeterforsøg med pesticider fra gruppen af "leachers" og overgangsstoffer.

7. Risikoindeks. Et regneeksempel.

7.1 Introduktion til regneeksempel.

De principper for opstilling af et risikoindeks, som er gennemgået oven for, er i dette kapitel søgt anvendt i et regneeksempel. Udvalget skønner, at et regneeksempel er nødvendigt for at skabe klarhed over hvilke fordele og mangler, der er ved et indeks af denne type. I eksemplet er der for hver enkelt beregning gjort rede for hvilke forudsætninger, der ligger til grund for beregningen. Disse forudsætninger er udtryk for en forenkling og standardisering af eksponeringsberegningerne, som man ikke skal forvente giver en helt præcis modelbeskrivelse. F.eks. vil man ikke i praksis have en fuldstændig opblanding af et pesticid i et vandløb, og man vil heller ikke have en jævn fordeling af et pesticid i de øverste 10 cm af jorden. Mere præcise modeller vil forudsætte mere præcise oplysninger om den enkelte lokalitet, hvor midlet bliver anvendt. Til en sammenligning af risikoen ved brug af alternative midler anses det for acceptabelt at

foretage denne forenkling.

Til en absolut vurdering af risikoen, må man have mere præcise oplysninger om det område, der skal behandles med pesticidet (jordstruktur og -sammensætning, hydrologi, topografi, m.m.) og de betingelser, der er tilstede ved udbringningen (nedbør, vindhastighed, temperatur, m.m.). Man kan også betragte et tilfælde, hvor alle omstændigheder er de værst tænkelige, og på det grundlag foretage en "worst case" beregning.

Opmærksomheden henledes på, at eksemplet kun vedrører én udbringningsmetode og kun én dosering. Ved udbringning af pesticider fra fly må man f.eks. forvente større vinddrift end den, der er anført i eksemplet, mens man må forvente lavere vinddrift ved udbringning af et præparat i granulatform.

Efter regneeksemplet er der en uddybning af nogle af de publikationer, der indgår i forudsætningerne for beregningerne.

Andre publikationer er allerede omtalt i kapitel 3 om tidligere arbejde med miljøfareklassificering.

7.2 Eksempel på indeksberegning for et phenoxysyre-herbicide.

Udbringningsrate: 5 l/ha ~ 2,5 kg aktivt stof/ha, maj måned.

Udbringningsmetode: Marksprøjte.

7.2.1. Eksponering af jordorganismer i mark. Koncentrationen i jorden.

Forudsætninger:

- Al pesticid rammer jorden. Der tages således ikke hensyn til plantedække.
- Pesticidet antages fordelt i de øverste 10 cm af jorden.
- Jordens massefylde er 1,5 g/cm³ tørvægt (naturlig lejrings).

Koncentration:

$$\frac{\text{Dosering (kg/ha)} \times 0,1}{\text{Jorddybde (m)} \times \text{mf af jord (g/cm}^3\text{)}} \text{ mg/kg}$$

$$= \frac{2,5 \times 0,1}{0,1 \times 1,5} \text{ mg/kg} = 1,7 \text{ mg/kg.}$$

7.2.2. Eksponering af dyr via føden. Restkoncentrationer i planter.

1. mark.

Forudsætninger:

- Koncentrationen beregnes ud fra de gennemsnitsværdier, som er anført i Hoerger og Kenaga 1972. I deres arbejde benævnes denne værdi "typical limit".
- Tabellens værdier er anført som restkoncentrationen ved doseringen 1 lb/acre ~ 1,1 kg/ha. Det forudsættes, at restkoncentrationen ved andre doseringer er direkte proportional med doseringen.
- Alle planter kan henføres til en af de 7 grupper, der er angivet i tabellen.

Initialkoncentration i planter (mark):

	Initialkonc. ppm "typical limit"	1/4 initialkonc. ppm
Kort græs	285	71
Langt græs	210	53
Bladrige planter	<u>80</u>	<u>20</u>
Foderafgrøder	75	19
Bælgplanter	8	2
Korn	8	2
Frugt	4	1

Værdierne i den sidste kolonne i tabellen anvendes senere i eksponeringsberegningerne.

2. Tilgrænsende områder = markskel og hegn, markant.

Forudsætninger:

- Afstanden fra den sprøjtede mark til hegn eller markskel sættes til 1 m.
- Størrelsen af vinddrift kan beregnes ud fra resultaterne af Ole Permins undersøgelser over vinddrift. Permin og Odgaard (1989).
- Vinddriften er bl.a. afhængig af vindhastigheden. Ved beregningerne anvendes en gennemsnitsværdi.
- Resultaterne fra anvendelse af almindelig hydraulisk sprøjte benyttes som repræsentativ værdi for det sprøjteudstyr, der anvendes i Danmark.
- Planterne i hegn og markskel kan henføres til de samme kategorier som afgrøderne.
- Afdriften beregnes som den opsummerede værdi af flere forbikørsler i stigende afstand: 1 + 12 + 24 + 36 + 48 + 60 m.
Gennemsnitsvinddriften i 1 m's afstand fra marken er 21%.

Initial restkoncentration i planter (markkant). 21% af restkoncentrationen i mark:

	Initialkonc. ppm "typical limit"	1/4 initialkonc. ppm
Kort græs	60	15
Langt græs	44	11
Bladrige planter	<u>17</u>	<u>4</u>
Foderafgrøder	16	4
Bælgplanter	2	1
Korn	2	1
Frugt	1	0

7.2.3. Eksponering af fugle og pattedyr via føden.
Fødeindtagelse.

Forudsætninger:

- Små pattedyr og fugle spiser mere i forhold til deres kropsvægt end store pattedyr og fugle. Deres indtagelse af pesticid gennem føde med en vis pesticidkoncentration bliver derfor større målt som mg pesticid/kg legemsvægt/dag end tilfældet er for store fugle og pattedyr, der indtager føde med samme pesticidkoncentration. Kenaga (1973).
- Til beregning af pesticidindtagelsen bruges pattedyr og fugle med vægt = 20 g svarende til vægten af smånavere og sangfugle.
- Daglig fødeindtagelse for fugle af denne størrelse er 18% af legemsvægten.
- Beregningsmetoden er den, som anvendes af Kenaga (1973).
- Til vurdering af risiko for akutte effekter anvendes "typical limit" umiddelbart efter sprøjtning (initialkoncentration).
- Til vurdering af kroniske effekter anvendes 1/4 af initialkoncentrationen. Dette begrundes med, at alene vækstfortynding vil halvere koncentrationen for hver ca. 10 dages periode i vækstsæsonen. Den anvendte koncentration er udtryk for en gennemsnitsbetragtning.

Til regneeksemplet anvendes "blade og bladrigge planter" som typisk fødeemne. De tilhørende restkoncentrationer er markeret i tabellerne med understregning.

Mg pesticid indtaget/kg legemsvægt/dag:

$$\frac{\text{mg pesticid/kg føde} \times \text{kg føde/dag}}{\text{kg legemsvægt}}$$

Daglig indtagelse til vurdering af akut effekt:

$$\frac{80 \times (0,020 \times 0,18)}{0,020} = 14 \text{ mg/kg lgv./dag (mark)}$$

$$\frac{17 \times (0,020 \times 0,18)}{0,020} = 3 \text{ mg/kg lgv./dag (markkant)}$$

Daglig indtagelse til vurdering af kroniske effekt:

$$\frac{20 \times (0,020 \times 0,18)}{0,020} = 4 \text{ mg/kg lgv./dag (mark)}$$

$$\frac{4 \times (0,020 \times 0,18)}{0,020} = 0,7 \text{ mg/kg lgv./dag (markkant)}$$

7.2.4 Eksponering af vandorganismer. Restkoncentration i vand.

Forudsætninger:

- Ved beregning af koncentrationen af pesticid i vandløb og vandhuller tages der kun hensyn til den mængde pesticid, der stammer fra vinddrift.
- Bidraget fra overfladisk afstrømning, run off, kan være betydeligt. I en undersøgelse med 2,4-D som modelstof varierede run off fra en græsskråning med kunstvanding fra 10 - 70% (Hall et al. 1987). De faktorer, der er vigtige for størrelsen af run off, er: Jordtype, topografi (hældning og længde), tid mellem sprøjtning og nedbør, plantedække, mængde af udsprøjtet pesticid, jordbehandling, nedbørsintensitet. EPA anvender i sine beregninger et bidrag på 1,5% af den udsprøjtede dosering som run off bidrag, men udvalget finder, at variationen er for stor til, at det er muligt at anvende standardstørrelse for run off bidraget, som derfor helt er udeladt. Især koncentrationsberegningen for vandhuller må derfor nok give for lave værdier.

Det skal understreges, at run off altså kan give et betydeligt bidrag, og at udyrkede brømmer langs vandløb og søer er vigtige til beskyttelse af disse mod overfladeafstrømning.

- I det dyrkede land findes søer og vandhuller i alle størrelser.

De mindre søer og vandhuller vil være forholdsvis mere belastet af vinddrift fra de omkringliggende marker end større søer da forholdet mellem omkreds og areal er omvendt

- proportionalt med radius størrelse. I beregningerne betragtes en cirkulær sø med arealet 0,25 ha med en gennemsnitsdybde på 1 m. Et areal på 0,25 ha ~ 177 m i omkreds.
- For vandløb er standarddybden i beregningerne 0,3 m.
 - Afstanden fra den dyrkede mark til henholdsvis sø og vandløb sættes til 3 m.
 - Størrelsen af vinddriften beregnes ud fra resultaterne i Permin og Odgaard (1989). Bidraget af pesticid fra vinddrift beregnes som den summerede vinddrift i afstanden 3 m (3 + 12 + 24 + 36 + 48 + 60 m) i et bælte på 1 m. Gennemsnitsvinddriften i 3 m's afstand er 18% af markdosis.
 - Det antages, at der er fuldstændig opblanding i vandet.

Initialkoncentration i vandløb:

$$\frac{\text{Dosering (kg/ha)} \times 10^6 \text{ mg/kg} \times 10^{-4} \text{ ha/m}^2 \times \% \text{ vinddrift}}{\text{dybde (m)} \times 10^3 \text{ l/m}^3} \quad (\text{mg/l})$$

$$= \frac{2,5 \times 0,18 \times 10^{-1}}{0,3} = 0,15 \text{ mg/l}$$

Initialkoncentration i vandhul:

$$\frac{\text{Doser (kg/ha)} \times 10^6 \text{ mg/kg} \times 10^{-4} \text{ ha/m}^2 \times \text{omkr(m)} \times 1\text{m} \times \% \text{ vinddr}}{\text{vandhulareal (ha)} \times 10^4 \text{ m}^2/\text{ha} \times \text{dybde (m)} \times 10^3 \text{ l/m}^3}$$

$$= \frac{2,5 \times 177 \times 0,18 \times 10^{-5}}{0,25 \times 1} \text{ mg/l} = 0,003 \text{ mg/l}$$

Restkoncentration til vurdering af akut effekt i vand: 0,15 mg/l. Restkoncentration til vurdering af kronisk effekt: 0,04 mg/l (1/4 af initialkoncentrationen).

7.2.5. Effekter, Q-værdier.

Forudsætninger:

Ved beregning af Q-værdier anvendes så vidt muligt resultater fra laboratorieforsøg. I de tilfælde, hvor der mangler data for den kroniske effekt, er der ekstrapoleret fra data på akut effekt. Der findes i litteraturen flere modeller for ekstrapolation. I nærværende beregninger er anvendt den applikationsfaktor (AF), som bruges i den svenske ESTHER-model (kapitel 3). Det er for vandorganismer en faktor 100 og for terrestriske organismer en faktor 50.

$$Q_A = \frac{EEC}{EC_{50}/LC_{50}}$$

$$Q_K = \frac{EEC}{NOEC}$$

Størrelsen af delindeks:

I regneeksemplet er nedenstående pointsatser anvendt for de enkelte bidrag til størrelsen af delindeks. Værdierne er skønmæssigt fastsat.

	$Q = \frac{EEC}{NOEC}$	$Q = \frac{EEC}{LC_{50}}$				
	Kronisk toksicitet	Akut toksicitet	Bioakkumulerbarhed.		Udvaskning	
	Indeks	Indeks	Log P _{ow}	Indeks	Gus-Indeks	Indeks
Q=10	4	4	>3	4	>2,8	2
10>Q≥1	2	2	1-3	2	1,8-2,8	1
1>Q≥0,1	1	1	1	0	<1,8	0
0,1>Q	0	0				

Beregning af delindeks (Ir) for de enkelte dele af miljøet:

Ir, mark = Q(jordorganismer) + Q_A(fugle) + Q_K(fugle) + Q_A(pattedyr) + Q_K(pattedyr) + Q_A(insekter) + bioakkumulerbarhed.

Ir, markkant = Q_K(fugle) + Q_K(pattedyr) + Q_A(insekter) + bioakkumulerbarhed.

Ir, vandløb = Q_A(dyr) + Q_K(dyr) + Q(alger) + bioakkumulerbarhed.

Ir, udvaskning = Aflæses direkte på ovenstående skema.

I Ir, markkant indgår den akutte giftighed ikke, da det skønnes, at koncentrationen af pesticid i denne del af miljøet ikke giver eller ikke må give anledning til akut forgiftning. For insekter findes kun oplysninger om

1. Vandorganismer.

Fisk:

LC₅₀ 48 h = 1,1 mg/l (regnbueørred)

$$Q_A = \frac{0,15}{1,1} = 0,14$$

indeks

= 1

NOEC = LC₅₀/AF = 1,1/100 = 0,01 mg/l

$$Q_K = \frac{0,04}{0,01} = 4$$

indeks

= 4

Dafnie:

LC₅₀ > 100

$$Q_A = \frac{0,15}{100} = 0,002$$

indeks

= 0

NOEC = LC₅₀/AF = 100/100 = 1 mg/l

$$Q_K = \frac{0,04}{1} = 0,04$$

indeks

= 0

Alger:

EC₅₀ 24 h = 368 mg/l

$$Q_A = \frac{0,15}{368} = 0,004$$

indeks

= 0

2. Terrestriske organismer.

Jordorganismer:

Både for regnorme og mikroorganismer
angives "ikke skadelig" indeks
= 0

Pattedyr:

LD₅₀ = 699 mg/kg lgv. (rotte)

indeks

$$Q_A (\text{mark}) = \frac{14}{699} = 0,02 \quad = 0$$

NEL 90 dage (rotte) = 15 mg/kg lgv./dag

indeks

$$Q_K (\text{mark}) = \frac{4}{15} = 0,3 \quad = 0$$

indeks

$$Q_A (\text{Markant}) = \frac{3}{699} = 0,004 \quad = 0$$

indeks

$$Q_K (\text{markkant}) = \frac{0,7}{15} = 0,05 \quad = 0$$

Fugle:

$$LD_{50} = 472 \text{ mg/kg lgv.}$$

$$Q_A (\text{mark}) = \frac{14}{472} = 0,03$$

indeks

= 0

$$NOEC = LD_{50}/AF = 472/50 = 9 \text{ mg/kg lgv./dag.}$$

$$Q_K (\text{mark}) = \frac{4}{9} = 0,4$$

indeks

= 1

$$Q_A (\text{markkant}) = \frac{3}{472} = 0,006$$

indeks

= 0

$$Q_K (\text{markkant}) = \frac{0,7}{9} = 0,08$$

indeks

= 0

Insekter, bier:

Angives at være ufarligt for bier.

Da 2,4-D holdige midler skal forsynes med bi-mærke, er imidlertid $LD_{50} < 100 \mu\text{g/bi}$.

Ved direkte sprøjtning vil en bi blive ramt af omtrent den mængde sprøjtemiddel, som rammer 1 cm^2 , dvs. dosering $(\text{kg/ha}) \times 10^{-8} \text{ ha/cm}^2 \times 10^9 \mu\text{g/kg}$

$$= 2,5 \times 10 \mu\text{g/bi} = 25 \mu\text{g/bi}$$

$$Q_A (\text{mark}) = \frac{25}{100} = 0,25$$

Indeks

= 1

$$Q_A (\text{markskel}) = \frac{5}{100} = 0,05$$

Indeks

= 0

7.2.6 Bioakkumulerbarhed.

Forudsætninger:

- Fordelingskoefficienten mellem n-octanol og vand er udtryk for organiske stoffers tilbøjelighed til at ophobes i fedtvæv.

$$\text{LOG } P_{ow} = 2,81$$

Indeks

= 2

7.2.7. Grundvand.

Forudsætninger:

Et pesticides tilbøjelighed til at blive udvasket kan udtrykkes ved hjælp af GUS-indeks, jfv. kapitel 6.

- Et stofs tilbøjelighed til at blive udvasket til grundvandet afhænger af dets nedbrydningshastighed, som kan udtrykkes ved halveringstiden $t_{1/2}$, og dets binding til jordpartikler, som kan udtrykkes ved fordelingskoefficienten K_d , som er forholdet mellem den koncentration, der er adsorberet på jordpartiklerne og den koncentration, som findes opløst i jordvæsken.
- Pesticiders binding til jordpartikler er især afhængig af jordens indhold af organiske kulstof. Derfor anvendes K_{oc} i stedet for K_d som udtryk for et stofs binding til jord.

$$K_{oc} = K_d \times 100/\% C.$$

- Udvaskningstilbøjeligheden kan udtrykkes som GUS-indeks, jvf. kapitel 6.

$$GUS = \log (t_{\frac{1}{2}}) \times (4 - \log (k_{oc}))$$

$$t_{\frac{1}{2}} = 7 \text{ dage}$$

$$K_{oc} = 80$$

$$GUS = \log 7 \times (4 - \log 80) = 1,8$$

Indeks

= 1

7.2.8. Størrelsen af delindeks.

Ved sammenlægning af de enkelte bidrag til delindeks fremkommer nedenstående resultater:

$$\begin{aligned} Ir, \text{ mark} &= 0 (\text{jordorganismer}) + 0 (\text{fugle}_A) + 1 (\text{fugle}_K) + 0 (\text{pattedyr}_A) + 1 (\text{pattedyr}_K) + 1 (\text{insekter}) + 2 (\text{bioakkumulering}) \\ &= \underline{5} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Ir, \text{ markskel} &= 0 (\text{fugle}_K) + 0 (\text{pattedyr}_K) + 0 (\text{insekter}) + 2 (\text{bioakkumulering}) = \underline{2} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Ir, \text{ vandløb} &= 1 (\text{dyr}_A) + 4 (\text{dyr}_K) + 0 (\text{alger}) + 2 (\text{bioakkumulering}) \\ &= \underline{7} \end{aligned}$$

$$Ir, \text{ udvaskning} = \underline{2}$$

7.3. Uddybning af referencedokumentation.

Hoerger and Kenaga (1972).

Forfatterne har gennemgået et stort antal artikler vedr. pesticidrester i afgrøder. De har desuden gennemgået de amerikanske grænseværdier for indhold af pesticider i levnedsmidler og de

tilhørende sprøjtefrister. Ud fra disse oplysninger og betragtninger vedr. plantemasse samt planternes evne til at tilbageholde eller opfange pesticidet ved udsprøjtning har forfatterne opdelt afgrøderne i 7 forskellige kategorier:

Range grass > grass > leaves and leafy crops > forage crops > pods containing seeds > grain > fruit, opstillet i rækkefølge efter faldende indhold af pesticidrester RUD = residues from unit dosage = ppm/lb/A. I regneeksemplet er denne værdi omregnet til kg/ha.

Der er beregnet værdier for Upper limit values, som er højeste værdi for en afgrøde i den pågældende gruppe, og Typical limit values, som angiver middelværdien af de fundne restkoncentrationer. De restkoncentrationsangivelser, der er resultatet, er konservative i forhold til mange af de koncentrationer, der vil fremgå af aktuelle restkoncentrationsundersøgelser. Begrundelsen for at benytte disse værdier, som i øvrigt også anvendes af USA's EPA i deres risikovurderinger er, at det muliggør en standardiseret beregning, hvor koncentrationsangivelsen ikke er sat for lavt.

Permin og Odgaard (1989)

I forbindelse med undersøgelser af vinddriften ved brug af forskelligt sprøjteudstyr er der udført en række marksprøjtninger, hvor temperaturen, luftfugtigheden, afgrødehøjden og vindhastigheden har varieret. Vinddriften er målt i forskellig afstand fra det sprøjtede areal, og der er tale om en opsummering ved flere forbikørsler i stigende afstand (multiplum af bombredden).

Det skønnes, at et gennemsnit af resultaterne

ved brug af almindelig hydraulisk sprøjte vil være repræsentativt for en normal dansk sprøjting, og det er disse værdier, der anvendes i regneeksemplet. Kørehastigheden i forsøgene har normalt været 7 km/timen. Der er anvendt dyse 14 med et tryk på 2,5 bar og en væskemængde på 150 l/ha, hvilket giver en temmelig fin forstøvning og dermed stor risiko for vinddrift. Vindstyrken har været 3,5 - 6,5 m/sek.

7.4. Bemærkninger til regneeksemplet.

Der er kun medtaget ét regneeksempel for at illustrere de muligheder, der ligger i brugen af de data, der i øjeblikket er til rådighed ved en pesticidgodkendelse, men flere andre stoffer har været gennemgået. Ved udregning af indeks-værdierne har det vist sig, at ikke alle nødvendige data umiddelbart er tilgængelige i ansøgningskemaerne på nuværende tidspunkt (f.eks. oplysninger om adsorption til jord og virkning på jordorganismer, n-octanol/vand fordelingskoefficienten og reproduktionsundersøgelser på dafnier og fugle), men dette vil muligvis ændre sig når revurderingen af alle pesticider er tilendebragt. En del data ligger i en form, der ikke umiddelbart kan anvendes i indeks-beregningen, (f.eks. oplysninger om giftighed for bier, adsorptionsdata, nedbrydningshastighed). Selve fremskaffelsen af data og beregningen af indeks er meget tidskrævende, og det må anses for en absolut forudsætning for et eventuelt videre arbejde ad dette spor, at alle nødvendige data findes i en database og at formlerne for beregning af eksponering og af Q-værdierne er lagt ind på EDB.

Der mangler som regel pålidelige data vedrørende de kroniske effekter på den vilde fauna. Der er i disse tilfælde anvendt værdierne fra de akutte toksicitetsforsøg delt med en applikationsfaktor, hvilket naturligvis øger usikkerheden.

Afskæringsværdierne for størrelsen af delindeks i tabellen er sat efter bedste skøn. De enkelte delindeks er ikke vægtet i forhold til hinanden, det vil sige at indeks for de enkelte compartments i miljøet består af den simple sum af de enkelte delindeks.

I delindeks indgår ikke effekten på højere planter, selv om disse udgør en væsentlig del af miljøet. Det skyldes, at de undersøgelser for fytotoksicitet, der udføres som led i godkendelsesproceduren, kun tager sigte på at beskytte kulturplanterne mod uønskede effekter fra pesticidbehandlingen.

I processen med at opstille denne model for et risikoindeks er der i udvalget rejst tvivl om, hvorvidt det er muligt at opstille et troværdigt indeks baseret på en sum eller et produkt af en række ikke sammenlignelige størrelser, som er baseret på en høj grad af ekstrapolation. Se i øvrigt kapitel 9 vedrørende udvalgets anbefalinger til fremtidigt arbejde med området.

8. Konklusioner.

8.1 Muligheder og begrænsninger i brugen af indeks.

I kapitel 5 blev der anført en række områder, hvor der kunne være behov for at anvende indeks, og efterfølgende blev der beskrevet indeks, som kunne tilgodese de nævnte behov. Kapitel 6 redegjorde nærmere for den logiske opbygning af indeks ud fra de tilgængelige oplysninger om pesticider, og i kapitel 7 blev disse oplysninger brugt til gennemregning af et konkret eksempel.

Der er ikke i litteraturen fundet metoder til at sammenfatte alle relevante oplysninger om et pesticid til et samlet indeks. Rent teknisk er det muligt, at udarbejde et sådant indeks, men udvalget mener, at der dels mangler videnskabeligt grundlagt for udarbejdelsen, dels at det er meningsløst at operere med ét indeks, som skal omfatte både det behandlede areal og de tilstødende biotoper (hegn, markskel, vandhuller, vandløb). Et risikoindeks, der sammenfatter alle oplysninger om eksponering, akkumulering og giftighed i hele miljøet, rummer mange problemer: Eksponeringsgraden i forskellige dele af miljøet er meget forskellig. Samtidig må man også forvente forskellig risikoaccept for forskellige dele af miljøet. Hvis man vil acceptere brug af pesticider, må man således forvente, at de påvirker visse planter og dyr på det behandlede areal, mens man ikke vil acceptere en tilsvarende effekt i tilgrænsende biotoper.

Udvalget mener til gengæld, at det kan have mening at udarbejde delindeks for enkelte egenskaber eller for enkelte nærmere beskrevne dele af miljøet (compartments). Der kan skelnes mellem "mark", som er det behandlede areal, og "ikke mark", som udgør de omgivende arealer. Disse kan igen opdeles i akvatiske og terrestriske områder.

Sådanne delindeks ville give mulighed for at foretage en standardevaluering af pesticidernes miljørisiko i forbindelse med godkendelse af et pesticid. I lov om kemiske stoffer og produkter stilles der krav om, at alternative midler skal vurderes i forhold til hinanden, således at midler, der er væsentligt mindre skadelige for sundhed eller miljø, skal godkendes fremfor de mere skadelige, jvf. kapitel 3. Et miljørisikoindeks ville være meget nyttigt til brug ved denne vurdering.

I informationsdatabaser til vejledning af landmænd og konsulenter i brugen af pesticider, kan indekssværdierne for relevante delindeks indgå. Informationsdatabaserne er EDB-programmer, som er under opbygning ved Planteværnscentret. Programmerne skal give vejledning i en økonomisk optimal anvendelse af pesticider. Denne vejledning kan suppleres med vejledning om miljørisici, og her kunne delindeks for risiko finde anvendelse.

Nogle påvirkninger af miljøet lader sig næppe udtrykke ved hjælp af et indeks. Det hænger sammen med, at en del af påvirkningen af faunaaen skyldes den indirekte effekt af at fjerne fødegrundlaget. Denne effekt vil være vanskelig at indekser, da den er meget afhængig af hvilket naturmæssigt udgangspunkt, der er før en

pesticidbehandling, og af hvor optimalt pesticidet udbringes.

Ved at udbringe et pesticid under optimale virkningsbetingelser vil man ofte kunne opnå den samme effekt med en nedsat dosering.

Det vil mindske de direkte effekter på dele af miljøet, men den førnævnte indirekte effekt af fjernelse af fødegrundlaget vil være den samme. Til brug ved planlægningen af pesticidbehandlingen af en afgrøde anvendes i vid udstrækning oplysninger om den økonomiske skadetærskel. Den økonomiske skadetærskel angiver hvornår, det vil være økonomisk fordelagtigt at sprøjte. Det vil sige, hvornår overstiger udbyttetabet som følge af et angreb af en skadevolder omkostningerne ved en pesticidbehandling. Hvis man ønsker at bevare en del af det vilde dyre og planteliv i det dyrkede land, kunne det måske være en god ide at supplere den økonomiske skadetærskel med en økologisk skadetærskel. Den økologiske skadetærskel kunne f.eks. angive, hvor stor tæthed af vilde planter i marken skulle være for at give tilstrækkeligt fødegrundlag for bestemte insekter og de følgende led i fødekæden.

I jordbruget er pesticidbehandlingen kun én af mange driftsfaktorer, der påvirker dyre- og plantelivet. Pesticidforbrugets relative betydning i forhold til andre faktorer er dels vanskelig at kvantificere, dels er den på mange områder ikke tilstrækkeligt belyst endnu. Dette er endnu en grund til, at man ikke kan forvente en direkte sammenhæng mellem pesticidforbrug og f.eks. sammensætning og antallet af insekter, fugle m.m. og derfor ikke kan styre dette forhold ved hjælp af et pesticidrisikoindeks.

Udvalget har fundet det betydningsfuldt at forsøge at udarbejde et risikoindeks til brug ved vurderingen af pesticiders virkning i miljøet. Under udarbejdelsen er det imidlertid blevet klart, at et indeks, som skal sammenfatte alle relevante oplysninger om et pesticides opførsel og effekt i miljøet, kommer til at bygge på en sum eller et produkt af en række ikke sammenlignelige størrelser. Dette er også tilfældet selv om man deler miljøet op i mindre kasser. Foruden problemer omkring selve sammenlægningen, er der også problemer i anvendelsen af tilgængelige data. Der er meget få oplysninger om kroniske effekter på det vilde plante- og dyreliv, og et indeks ville derfor også i vid udstrækning komme til at benytte sig af data fremkommet ved ekstrapolation af data om akutte effekter.

Der er derfor i udvalget rejst tvivl om, der på det foreliggende grundlag kan opstilles et indeks, som er videnskabeligt troværdigt. Når der skal træffes beslutning om hvilke indeks, man vil anvende og til hvilke formål, må man i hvert enkelt tilfælde vurdere, om den usikkerhed, det pågældende indeks er behæftet med, er acceptabel.

8.2. Konklusioner.

I kapitel 5 er der nævnt en række områder, pkt. a-f inden for pesticidvurdering og -regulering, hvor det kunne være nyttigt at have et indeks til rådighed som værktøj. Nedenfor konkluderes det i hvilken udstrækning, udvalget mener, der kan udarbejdes meningsfulde indeks til de nævnte formål.

Der skelnes mellem fareindeks og risikoindeks. Fareindeks omfatter en eller flere oplysninger om et stofs iboende farlige egenskaber, mens risikoindeks kombinerer oplysningerne om farlighed med oplysninger om eksponering af miljøet.

a. Klassificering og mærkning af pesticider.

Et fareindeks, der omfatter oplysninger om giftighed, bioakkumulerbarhed og bionedbrydelighed kan anvendes til klassificering af pesticider i lighed med de klassificeringsregler, der er udarbejdet i EF for industri- og husholdningskemikalier.

For de enkelte parametre, der indgår, kan der i den udstrækning, det ønskes, laves delindeks, som kan bruges i mærkningssammenhæng og f.eks. i databaser til vejledning af landmænd i brug af pesticider. Også delindeks for udvaskningsrisiko kan anvendes til mærkning og vejledning.

b. Vurdering af risikoen ved brug af et pesticid.

Som nævnt i indledningen til dette kapitel finder udvalget det meningsløst at forsøge at opstille et indeks, som skal sammenfatte alle risici både i det pesticidbehandlede område og i tilgrænsende biotoper.

Risikoen ved anvendelse af et pesticid kan vurderes for delmiljøer, for hvilke der kan udarbejdes delindeks.

Selv om risikoindeks kun udarbejdes for delmiljøer, er det problematisk at anvende dem til andet end en overordnet vurdering af risikoen, da et indeks netop er udtryk for en forenklet fremstilling af et problemkompleks.

Således vil et risikoindeks fremkomme som en sum af point for en række usammenlignelige risici overfor f.eks. mikroorganismer, planter, insekter, fugle og pattedyr.

Størrelsen af en indekxsværdi vil heller ikke fortælle, om det er et pesticid, som indebærer en enkelt høj risiko for én dyregruppe eller, om det indebærer en lavere risiko for flere grupper.

De oplysninger, der er til rådighed vedrørende giftighed for den vilde fauna, drejer sig stort set kun om den akutte giftighed.

Dette giver et dårligt grundlag for en risikovurdering, da koncentrationen af pesticider uden for det behandlede areal sjældent vil give anledning til akutte forgiftninger. Både inden for og uden for det behandlede areal kan subakutte effekter have stor økologisk betydning. Et indeks vil komme til at bygge på data for kronisk effekt, der i vid udstrækning er fremkommet ved ekstrapolation af data for akut giftighed. Dette øger naturligvis usikkerheden for de data, der indgår i indekx. Der mangler også grundlag for at ekstrapolere resultaterne fra laboratorietest til effekter i felten. Til belysning af effekten på insekter er der kun oplysninger om giftighed over for bier, hvilket udvalget anser for et utilstrækkeligt grundlag til en risikovurdering.

Til vurdering af eksponeringen af især det vandige miljø mangler der pålidelige data om spredning af pesticider som følge af overfladisk afstrømning fra behandlede marker.

c. Vurdering af den samlede farlighed eller risiko ved brug af flere pesticider på det samme areal.

Et indeks for den samlede miljøbelastning ved brug af flere pesticider støder på de samme vanskeligheder, som er omtalt for risikoindeks. Dertil kommer, at man i et sådant indeks skal sammenlægge miljøeffekter for midler som anvendes mod forskellige målgrupper (insekticider, fungicider, herbicider) og derfor også med helt forskellige sideeffekter i miljøet. Udvalget mener ikke, at dette har nogen faglig mening.

d. Sammenligning af miljørisikoen ved anvendelsen af alternative midler.

Et risikoindeks for dele af miljøet kan eventuelt bruges til sammenligning af effekten af alternative pesticider til samme anvendelsesområde. Det kræver dog forbedring af datagrundlaget på de punkter, der er omtalt ovenfor. Desuden har arbejdet med regneeksempler vist, at det af praktiske tidsmæssige årsager kræves, at de nødvendige oplysninger fra ansøgningsskemaet er langt ind i en database på en måde, der er umiddelbart anvendelig til beregning af indeks. Det er også nødvendigt at udarbejde et EDB-program til beregning af indeksværdierne.

Udvalget anser det for sandsynligt, at der kan udarbejdes et delindeks for pesticiders udvaskningsrisiko, som bl.a. kan bruges til en alternativ vurdering. Indekset skulle baseres på oplysninger om stoffernes halveringstid i jorden og deres binding til jordpartikler.

e. Styring af pesticidforbruget, kvalitativt og kvantitativt.

På grund af de ovenfor nævnte mangler og usikkerheder, der er forbundet med udarbejdelsen af miljørisikoindeks, mener udvalget ikke, der er videnskabelig basis for at bruge disse indeks til at fastsætte grænseværdier for den samlede belastning af den enkelte mark. Det vil sige, at indeks ikke kan bruges til en kvantitativ styring af pesticidforbruget.

Miljørisikoindeks er også for unuancerede til at kunne erstatte en detaljeret vurdering af det enkelte pesticid ved en godkendelsesprocedure. Det kan altså heller ikke bruges til en kvalitativ styring af forbruget. Udvalget mener dog, at risikoindeks kan inddrages som led i vurderingen af miljørisikoen ved anvendelsen af alternative pesticider til samme anvendelsesområde.

f. Vurdering af udviklingen i miljøbelastningen med pesticider.

Udvalget mener som nævnt ikke, at forbruget af pesticider kan styres ved hjælp af et samlet miljørisikoindeks. Derimod mener udvalget, at den samlede belastning af delmiljøer (f.eks. grundvand) kan belyses således, at man kan vurdere om forbruget af pesticider på landsplan overordnet set bevæger sig mod mindre miljøfarlige midler.

Det er udvalgets opfattelse, at selv om et samlet indeks for miljørisiko ikke kan udarbejdes på nuværende tidspunkt, så betyder det ikke, at pesticidanvendelsen ikke kan reguleres mod en mindre miljøbelastning, (f.eks. gennem

ovennævnte delindeks samt kvoter, afgifter, sprøjtefri bræmmer m.m.).

Yderligere er en fortsat restriktiv godkendelsespolitik med klare kriterier for at nægte godkendelse en forudsætning for, at visse potentielle risikostoffer sorteres fra.

9. Anbefalinger.

Udvalget fik til opgave at undersøge, om man kan udarbejde et indeks for pesticiders miljøfarlighed, og om man kan fastsætte maksimale grænser for miljøbelastningen med pesticider (jvf. kapitel 2).

Udvalget mener ikke, det på nuværende tidspunkt er muligt at udarbejde et samlet indeks for miljøbelastningen med pesticider, men på de områder, der er nævnt i kapitel 8, mener udvalget, at man kan få bedre redskaber til at vurdere og regulere miljøbelastningen.

Udvalget anbefaler derfor, at der i fremtiden arbejdes videre inden for følgende områder:

Delindeks for udvaskningsrisikoen. Det anses for sandsynligt, at det amerikanske GUS-indeks vil kunne tilpasses til danske forhold. Dette vil kræve en samling og bearbejdning af eksisterende data vedrørende nedbrydning af pesticider i jorden og deres binding til jordpartikler.

Delindeks for persistens i jorden og for toksicitet over for udvalgte arter eller dyregrupper, kan udarbejdes på grundlag af den eksisterende viden.

Oplysninger om delindeks, der er af betydning for de miljømæssige belastning, bør indarbejdes i databaser til vejledning for landmænd og konsulenter om brugen af pesticider.

Det bør undersøges, hvor stor betydning den overfladiske afstrømning har for forureningen af overfladevand med pesticider.

Der bør arbejdes for at udvide undersøgelseskravene ved ansøgning om godkendelse til også at omfatte planter og lavere fauna.

Man bør arbejde for at forbedre modellerne for økologisk ekstrapolation, således at resultaterne fra undersøgelser af den akutte giftvirkning i laboratorieforsøg kan overføres til den kroniske effekt i et økosystem.

Man bør arbejde på at forbedre grundlaget for at fastsætte økonomiske skadetærskler. Formålet er at koble den økonomiske skadetærskel til en "økologisk" skadetærskel, altså tillade større angreb af sygdomme og skadedyr og større ukrudtsbestand i afgrøden før der foretages bekæmpelse.

10. Referenceliste.

Bekendtgørelse om anmeldelse af nye kemiske stoffer. Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 640 af 4. oktober 1989.

Bekendtgørelse om kemiske bekæmpelsesmidler. Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 791 af 10. december 1987.

Combellack, J. H. and G. H. Pritchard (1989). Rating the Off-target Hazards of Herbicides. Proceedings of the 9th Australian Weeds Conference, Adelaide South Australia, August 6-10 1990.

Ecological Risk Assessment. Hazard Evaluation Division, Standard Evaluation Procedure. EPA 540/-85-001, Office of Pesticide Programs, Washington D.C. (1986).

"ESTHER": Systems for Testing and Hazard Evaluation of Chemicals in the Aquatic Environment - A manual for initial assessment. KEMI Report 4/89. The Swedish National Chemicals Inspectorate (1989) ISSN 0284-1185.

Gustafson, D. I. (1989). Groundwater Ubiquity Score: A simple Method for Assessing Pesticide Leachability. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 8, pp 339-357.

Hall et al. (1987). Lateral movement of 2,4-D from grassy inclines. Proceedings 1987 British Crop Protection Conference, Weeds. Vol 2, pp 593-599.

Helweg, A. (1983). Mikrobiologisk nedbrydning og effekt af maleinhydrazid, carbendazim og 2-aminobenzimidazol i jord.

Disputats, Den Kgl. Vetr.- og Landbohøjskole, ISBN 87-981433-0-1.

Helweg, A. (1988). Kemiske stoffer i jordmiljøer. Kemiske stoffer i landjordsmiljøer, pp 9-36. Red. A. Helweg. Teknisk Forlag A/S.

Hoerger, F.; and E. E. Kenega (1972). Pesticide Residues in plants: Correlation of Representative Data as a Basis for Estimation of their Magnitude in the Environment. Environmental Quality and Safety, Vol. 1 pp 9-28.

Kenega, E. E. (1973). Factors to be Considered in the Evaluation of the Toxicity of Pesticides to Birds in their Environment. Environmental Quality and Safety, Vol. 2 pp 166-181.

Klein, W.; W. Kördel, A. W. Klein and D. Kuhnen-Clausen (1988): Systematic approach for environmental hazard ranking of new chemicals. Chemosphere, Vol. 17, No. 8, pp 1445-1462.

Kriterier (1988).

Kriterier for hvornår bekæmpelsesmidler anses for særligt farlige for sundheden eller skadelige for miljøet. Miljøstyrelsen, oktober 1988.

Lov om kemiske stoffer og produkter. Miljøministeriets lovbekendtgørelse nr. 566 af 15. august 1989.

Miljøministerens handlingsplan for nedsættelse af forbruget af bekæmpelsesmidler. Miljøministeriet, december 1986.

Permin, O. og P. Odgaard (1989). Afdrift ved marksprøjtning. 6. Danske Planteværnskonference/Pesticider og Miljø. Planteværnscentret ISBN 87-88976-08-4.

Sloof, W. and J. H. Canton (1983). Comparison of the susceptibility of 11 freshwater species to 8 chemical compounds. II. (semi) chronic toxicity tests. Aquatic Toxicology. Vol. 4, pp 271 - 282.

Statusrapport (1988). Comparison of different models for Environmental Hazard Classification of chemicals. A status report from the joint Nordic project "Guidelines for Environmental Hazard Classification of Chemicals". December 1988.

Van Straalen, N.M. and G.A.J. Denneman (1989). Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. Ecotoxicology and Environmental Safety. 18, pp 241-251.

Wagner, C. (1990). Ny metode til ekstrapolation af økotoxikologiske data. Laboratoriet for Økologi og Miljølære. Danmarks tekniske Højskole.

11. Forkortelser og ordforklaringer.

AF	Applikationsfaktor. Anvendes til at estimere en NOEC-værdi ud fra en kendt LC ₅₀ -værdi.
EC ₅₀	Den koncentration, der resulterer i en bestemt effekt for 50% af forsøgsdyrene.
EEC	Estimated Environmental Concentration.
EHR	Environmental Hazard Ranking.
EPA	U.S. Environmental Protection Agency.
Ir	Risikoindeks-værdi. Summen af indeksværdier for enkeltparametre.
K _d	Fordelingskoefficienten mellem jord og vand.
K _{oc}	Fordelingskoefficienten mellem organisk stof i jorden og vand.
K _{ow}	Fordelingskoefficienten mellem n-octanol og vand.
LC ₅₀	Akut giftighed. Lethal (dødelig) Koncentration for 50% af forsøgsdyrene.
LD ₅₀	Akut giftighed. Lethal Dosis for 50% af forsøgsdyrene.
NEL	No Effect Level.

- NOEC No Observed Effect Concentration. Den højeste koncentration af et stof, hvorved der ikke er iagttaget nogen effekt i forsøgsdyrene.
- PED Predicted Environmental Distribution.
- P_{ow} Fordelingskoefficienten mellem n-octanol og vand.
- Q_A Forholdet mellem den estimerede koncentration i miljøet, EEC, og den akutte giftighed LD_{50} eller EC_{50} .
- Q_K Forholdet mellem den estimerede koncentration i miljøet, EEC, og NOEC.
- $t_{\frac{1}{2}}$ Halveringstid.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en forskningsinstitution i Miljøministeriet.

Opgaverne er at varetage og rådgive om dataindsamling og øge kendskabet til de processer og sammenhænge i naturen, der er af betydning for såvel anvendelsen som beskyttelsen af Danmarks natur- og miljøværdier.

Desuden skal Danmarks Miljøundersøgelser udvikle værktøjer og metoder, der kan sikre en sammenhængende og konsekvent politisk prioritering samt formidle resultaterne af forskningen og rådgive offentlige myndigheder og private virksomheder.

Den overordnede ledelse af Danmarks Miljøundersøgelser varetages af en bestyrelse, mens den daglige ledelse varetages af direktør og vicedirektør. Institutionen er i øvrigt organiseret med et økonomi- og personalesekretariat, et forsknings- og udviklingssekretariat og syv forskningsafdelinger.

Direktion:

Direktør Henrik Sandbech
Vicedirektør John Tychsen
Direktionssekretær Jytte Keldborg

Økonomi- og Personalsekretariatet:
Sekretariatschef Marianne Viltøft

Forsknings- og Udviklingssekretariatet:
Vicedirektør John Tychsen

Adresse: Danmarks Miljøundersøgelser
Thoravej 8, 2450 København NV
Tlf. 31 19 77 44
Telefax: 38 33 26 44 og 31 19 76 92

Forskningsafdelinger:

Afd. for Forureningskilder og Luftforurening
Forskningschef: vakant
Frederiksborgvej 399, 4000 Roskilde
Tlf. 42 37 11 37. Telefax: 42 37 21 03

Afd. for Miljøkemi
Forskningschef: vakant
Mørkhøj Bygade 26 H, 2860 Søborg
Tlf. 31 69 70 88. Telefax: 31 69 88 07

Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Forskningschef: Meret Reuss
Jægerborg Allé 1B, 2920 Charlottenlund
Tlf. 31 61 14 00. Telefax: 31 61 09 06

Afd. for Ferskvandsekologi
Forskningschef: Torben Moth Iversen
Lysbrogade 52, 8600 Silkeborg
Tlf. 86 81 07 22 Telefax: 86 81 14 13

Afd. for Terrestrisk Økologi
Forskningschef: Hans Løkke
Vejlsøvej 11, bygn. J., 8600 Silkeborg
Tlf. 86 81 60 99. Telefax: 86 81 49 90

Afd. for Flora- og Faunøkologi
Forskningschef: Helmuth Strandgaard
Kalmø, 8410 Rønde
Tlf. 86 37 25 00. Telefax: 86 37 24 35

Afd. for Systemanalyse
Forskningschef: John Holten-Andersen
Thoravej 8, 2450 København NV
Tlf. 31 19 77 44. Telefax: 38 33 26 44

Konsulent i systemeksport: Hans Flyger
Frederiksborgvej 399, 4000 Roskilde
Tlf. 42 37 11 37. Telefax: 42 37 21 03