

Udvalget til vurdering af
de samlede konsekvenser af
en hel eller delvis afvikling
af pesticidanvendelsen

BICHEL-UDVALGET

Rapport fra underudvalget om
Miljø og sundhed

12. marts 1999
HLØ/bns

Rapport fra Underudvalget for Miljø og Sundhed

Forord

Underudvalget for Miljø og Sundhed, der er en del af Bichel-udvalget, blev nedsat efteråret 1997 for at vurdere de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser af en afvikling af pesticidanvendelsen. Denne rapport er et resultat af disse vurderinger og er én af fem faglige baggrundsrapporter, der danner grundlaget for Bichel-udvalgets endelige rapport til miljø- og energiministeren.

De andre baggrundsrapporter om afvikling af pesticidanvendelse omfatter: konsekvenserne for jordbrugsdyrkning, konsekvenserne for samfundsøkonomien og beskæftigelsen og endelig de juridiske muligheder for at gennemføre en afvikling af pesticidanvendelsen. Den sidste omfatter en vurdering af de samlede konsekvenser af en total omlægning til økologisk jordbrug.

Det er første gang, der i Danmark og formentlig også på verdensplan er gennemført en så omfattende, tværfaglig analyse af konsekvenserne ved en afvikling af pesticidanvendelsen og en total økologisk omlægning.

Underudvalget om miljø og sundhed har konstateret en lang række sundheds- og miljømæssige effekter af pesticider, der nu er forbudte. Udvalget har på baggrund af dette også konstateret, at vor viden om effekter hele tiden udvides, så de stoffer, vi på nuværende tidspunkt anser for sikre, i fremtiden måske vil blive vurderet anderledes. De hidtidige erfaringer bekræfter således at pesticider kun bør anvendes under udvisning af stor forsigtighed.

Der er i øvrigt konstateret en række effekter af pesticidanvendelsen på såvel det terrestriske som det akvatiske miljø, mens der ikke er konstateret sundhedsmæssige effekter på befolkningen som helhed af de pesticider, der er godkendt på nuværende tidspunkt. Der er afdækket en række huller i vor viden, der gør det vanskeligt at beregne konsekvenser af en afvikling af pesticidanvendelsen. Underudvalget har derfor måttet afgrænse de egentlige konsekvensberegninger til det fåtal effekter, hvor der er tilstrækkeligt med baggrundsinformation.

Underudvalget har også vurderet, hvordan miljø og sundhed yderligere kan beskyttes og har i den forbindelse peget på forskellige indsatsområder.

Underudvalget har baseret sin rapport på en række konsulentrapporter. Både konsulenter, medlemmer af underudvalget og sekretariatet har ydet en stor indsats i forbindelse med rapportens tilblivelse, hvorfor der skal bringes en stor tak til alle der har medvirket.

Henrik Sandbech
Formand for Underudvalget for Miljø og Sundhed

1 INDLEDNING 7

2 UNDERUDVALGETS KOMMISSORIUM OG SAMMENSÆTNING 8

2.1 Underudvalgets kommissorium og scenarier for pesticidafvikling 8

2.2 Underudvalgets sammensætning 8

3 UNDERUDVALGETS ARBEJDSFORM 10

4 FOREKOMST AF PESTICIDER I MILJØET 13

4.1 Pesticider i grundvand 14

4.1.2 Konklusioner 23

4.2 Forekomst af pesticider i vandløb 24

4.2.1 Konklusioner 28

4.3 Pesticider i søer og vandhuller 30

4.3.1 Konklusioner 31

4.4 Pesticider i dræn- og jordvand 31

4.4.1 Konklusioner 34

4.5 Pesticider i regnvand 35

4.5.1 Konklusioner 37

4.6 Eksponeringsveje 37

4.6.1 Overfladisk afstrømning 38

4.6.2 Konklusioner 39

4.6.3 Afdrift 39

4.6.4 Konklusioner 41

4.6.5 Fordampning 41

4.6.6 Konklusioner 44

4.6.7 Nedbrydning og udvaskning af pesticider 45

4.6.8 Konklusioner 48

4.6.9 Forurening fra fylde- og vaskepladser 49

4.6.10 Konklusioner 51

4.7 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger 52

5 MILJØEFFEKTER 55

5.1 Effekt af pesticider på faunaen i dyrkede og udyrkede terrestriske økosystemer 55

5.1.1 Konklusioner 66

5.2 Effekt på floraen i dyrkede og udyrkede terrestriske økosystemer 67

5.2.1 Konklusioner 72

5.3 Effekter på flora og fauna i vandløb, søer og kystnære farvande 73

5.3.1 Konklusioner 78

5.4 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger vedrørende miljøeffekter 79

6 EKSPONERING AF MENNESKER SAMT SUNDHEDSEFFEKTER 83

6.1 Eksponering og effekter på beskæftigede i jordbruget 83

- 6.1.1 Indledning 83
- 6.1.2 Ulykker og skader 85
- 6.1.3 Arbejdsbetingede forhold ved henholdsvis pesticider og mekaniske metoder 88
- 6.1.4 Risiko for kræft 90
- 6.1.5 Andre effekter 92
- 6.1.6 Konklusioner 94

6.2 Eksponering og effekter på befolkningen 96

- 6.2.1 Anvendelse og risikogrupper 96
- 6.2.2 Risikopopulation og individuel sårbarhed 97
- 6.2.3 Eksponering af befolkningen 98
- 6.2.4 Beregninger af befolkningens indtagelse af pesticider 103
- 6.2.5 Bestemmelse af pesticiders effekter på befolkningen 112
- 6.2.6 Langtidseffekter af lavdosis-eksponering 116
- 6.2.7 Konklusioner 120

6.3 Forgiftninger på grund af pesticider 123

- 6.3.1 Konklusioner 123

6.4 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger 124

- 6.4.1 Underudvalgets anbefalinger 125

7 HJÆLPESTOFFER OG ANDRE KEMISKE STOFFER, HERUNDER NATURLIGT FOREKOMMENDE STOFFER I LANDBRUGET 127

7.1 Hjælpestoffer i bekæmpelsesmidler 127

7.2 Proportionalitet: den kemiske påvirkning i jordbruget 128

- 7.2.1 Kemiske stoffer i jordbruget 128
- 7.2.2 Kemiske stoffer i fødevarer 131

7.3 Naturstoffer 132

7.4 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger 134

8 IDENTIFIKATION AF MILJØ- OG SUNDHEDSSKADELIGE PESTICIDER, SAMT OPERATIONALISERING AF FORSİGTIGHEDSPRINCIPPET 137

8.1 Rangordning af miljø- og sundhedsskadelige pesticider 137

- 8.1.1 Risiko for grundvandsforurening 138
- 8.1.2 Effekter på miljøet 147
- 8.1.3 Effekter på sundheden 148
- 8.1.4 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger 149

8.2 Forsigtighed og risiko 151

- 8.2.1 Tilgange til forsigtighedsprincippet 153
- 8.2.2 Grundvand og drikkevand som case 155
- 8.2.3 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger 157

9 MILJØ- OG SUNDHEDSMÆSSIG VURDERING AF ALTERNATIVE ELLER NYE METODER TIL UKRUDTSBEKÆMPELSE OG KONTROL AF SKADEVOLDERE 159

9.1 Indledning 159

- 9.2 Ukrudtsbekæmpelse 159
- 9.3 Sygdomsbekæmpelse 160
- 9.4 Skadedyrsbekæmpelse 161
- 9.5 Anvendelse af genmodificerede afgrøder i jordbrugserhvervet 163
- 9.6 Sprøjtetekniske muligheder for at reducere afdrift ved sprøjtning 164
- 9.7 Mindsket forurening under rengøring og påfyldning af sprøjter 165
- 9.8 Samspil mellem pesticider, herunder vækstreguleringsmidler, og produktion af toksiner 166
 - 9.8.1 Konklusioner 169
- 9.9 Mineralisering i jorden og andre miljøeffekter ved øget jordbearbejdningssindsats i forbindelse med undladelse af pesticidanvendelse 170
- 9.10 Ændringer i energiforbrug og emission af drivhusgasser ved undladelse af pesticidanvendelse 171
 - 9.10.1 Konklusion 172
- 9.11 Nye pesticider 172
- 9.12 Konklusioner 173

10 MODELBEREGNINGER AF KONSEKVENSERNE AF MILJØ- OG SUNDHEDSMÆSSIGE SCENARIER FOR UDFASNING AF PESTICIDER 177

- 10.1 Beskrivelse af scenarierne 177
- 10.2 Forurening og eksponering af forskellige medier 180
 - 10.2.1 Pesticider i grundvand 180
 - 10.2.2 Pesticider i jord, overfladevand og atmosfæren 181
- 10.3 Miljøeffekter 183
 - 10.3.1 Faunaen i dyrkede og udyrkede terrestriske økosystemer 183
 - 10.3.2 Floraen i dyrkede og udyrkede terrestriske økosystemer 189
 - 10.3.3 Det akvatiske miljø 194
- 10.4 Eksponering af mennesker 197
 - 10.4.1 Eksponering og effekter på sprøjteføreren 197
 - 10.4.2 Scenarier for befolkningens indtagelse af pesticider 198

11 UNDERUDVALGETS SAMMENDRAG MED KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER 201

- 11.1 Indledning og kommissorium 201
- 11.2 Pesticiders forekomst i miljøet 202
- 11.3 Pesticiders effekter i miljøet 205
- 11.4 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger vedrørende arbejdsmiljøet 209
- 11.5 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger vedrørende sundheden 210

**11.6 Underudvalgets konklusioner og anbefaling om forsigtighedsprincippet
211**

**11.7 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger vedrørende rangordning
213**

**11.8 Underudvalgets konklusioner om energiforbruget, emissionen af
drivhusgasser og næringsstofudvaskningen 214**

**11.9 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger vedrørende proportionalitet
215**

12 LITTERATUR 219

Bilag 1 235

Bilag 2 239

1 Indledning

Folketinget vedtog den 15. maj 1997 en motiveret dagsorden som opfordrer regeringen til at nedsætte et udvalg med uafhængig sagkundskab, som bl.a. skal foretage en vurdering af de samlede konsekvenser af en afvikling af pesticidforbruget inden for jordbrugserhvervene, herunder skal alternative muligheder for bekæmpelse af plantesygdomme, skadedyr og ukrudt i jordbrugserhvervet belyses.

Ved vurderingen skal produktionsmæssige, økonomiske, juridiske, sundhedsmæssige beskæftigelsesmæssige og miljømæssige konsekvenser belyses. Underudvalget har desuden i forlængelse af sit kommissorium (se kapitel 2) behandlet spørgsmål vedrørende forsigtighedsprincippet (se kapitel 8) og proportionalitet mellem pesticidbelastningen og belastningen fra andre kemiske påvirkninger i jordbruget (se kapitel 7).

Resultatet af udvalgsarbejdet skal indgå i det kommende arbejde med en ny pesticidhandlingsplan.

Miljøministeren har ved kommissoriet af 4. juli 1998 bestemt, at der nedsættes et hovedudvalg med sagkyndige medlemmer fra forskningsverdenen, jordbrugserhvervene, de grønne organisationer, forbrugerorganisationer, fødevare- og agrokemisk industri, fagbevægelsen og de relevante ministerier. Medlemmerne skal dække fagområderne jordbrugsproduktion, økonomi, jura, beskæftigelse, sundhed, miljø og økologi.

Der nedsættes herudover 4 faglige underudvalg, som udarbejder faglige baggrundsrapporter til brug for hovedudvalgets endelige afrapportering.

Hovedudvalget har til opgave dels at koordinere og diskutere underudvalgenes arbejde, dels at udarbejde den endelige rapport til ministeren.

De faglige underudvalg skal dække følgende områder:

1. Jordbrugsdyrkning
2. Produktion, økonomi og beskæftigelse
3. Miljø og sundhed
4. Lovgivning

Underudvalgene skal som reference for arbejdet anvende såvel den driftsøkonomisk optimale som den hidtidige produktion i jordbrugserhvervene, der omfatter landbrug, gartneri og skovbrug, for så vidt angår produktionsmæssige, økonomiske, juridiske, sundhedsmæssige, beskæftigelsesmæssige og miljømæssige konsekvenser.

Underudvalgene skal i deres arbejde vurdere scenarier for total og delvis udfasning af pesticiderne.

Underudvalgene skal i deres arbejde indrage de aktiviteter, der på nuværende tidspunkt findes vedrørende omlægning af jordbruget til økologisk jordbrug.

2 Underudvalgets kommissorium og sammensætning

2.1 Underudvalgets kommissorium og scenarier for pesticidafvikling

Kommissoriet specificerede at Underudvalget om miljø og sundhed på basis af de ovennævnte dyrkningssystemer, under vurderingen af de miljømæssige konsekvenser af en total eller delvis udfasning af pesticiderne, skal inddrage effekterne på grundvand som ressource for befolkningen og naturen, overfladevand som ressource for flora og fauna, samt de terrestriske økosystemer i jordbrug og skovbrug som ressource for flora og fauna.

Underudvalget skal under vurderingen af de sundhedsmæssige konsekvenser inddrage effekterne på brugerne ved anvendelse af pesticider og ved anvendelsen af de foreslåede dyrkningssystemer. Derimod indgår en vurdering af de sundheds- og miljømæssige aspekter i forbindelse med den industrielle produktion af pesticider ikke i Underudvalgets arbejde.

Underudvalget skal i deres arbejde vurdere følgende scenarier i forhold til Nudriften:

- Total udfasning af pesticiderne (Nulscenariet). Dette scenario beskrives som en referencesituation, hvor de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser af den totale udfasning sammenlignes med den nuværende situation.
- Alene anvendelse af pesticider for karantæneskadegørere (Nulplusscenariet). I dette scenario anvendes pesticider af hensyn til overholdelsen af specifikke renhedskrav eller bekæmpelse af skadegørere, som findes defineret i bekendtgørelser fra Plantedirektoratet.
- Anvendelse af pesticider i afgrøder med store tab (Plusscenariet). I dette scenario anvendes pesticider alene til afgrænsede områder, hvor store udbyttmæssige tab forventes, eller hvor en produktion af specifikke afgrøder ikke vil kunne opretholdes. Desuden omfattes Nulplussceniets områder.
- Nedsættelse af pesticidforbruget til et niveau uden afgrødetab (Plusplusscenariet). I dette scenario anvendes alle tilgængelige landbrugstekniske metoder, som reducerer anvendelsen af pesticider uden væsentlige økonomiske tab. Scenariet omfatter Nul-plus- og Plusplussceniets områder og er bl.a. baseret på princippet om integreret bekæmpelse.

2.2 Underudvalgets sammensætning

Underudvalget havde følgende medlemmer:

Formand

Direktør Henrik Sandbech, Danmarks Miljøundersøgelser

Medlemmer

Professor Poul Bjerregård, Odense Universitet
Forskningschef Hans Løkke, Danmarks Miljøundersøgelser
Dr. Agro. Arne Helweg, Danmarks JordbrugsForskning
Statsgeolog Erik Thomsen, Danmarks og Grønlands Geologiske Under-
søgelser
Institutchef Ib Knudsen, Veterinær- og Fødevarerdirektoratet
Dyrlæge Ole Ladefoged, Veterinær- og Fødevarerdirektoratet
Afd. forstander Lars Ovesen, Veterinær- og Fødevarerdirektoratet
Professor Finn Bro-Rasmussen, Danmarks Tekniske Universitet
Lektor Ib Johnsen, Botanisk Institut, Økologisk Afdeling, Københavns
Universitet
Læge Peter Jantzen, Sundhedsstyrelsen (udtrådt januar 1998)
Afdelingslæge Elle Laursen, Sundhedsstyrelsen (indtrådt januar 1998)
Fuldmægtig Sonja Plough Jensen, Direktoratet for Arbejdstilsynet
(udtrådt januar 1998)
Specialkonsulent Kjeld Mann Nielsen, Arbejdstilsynet (indtrådt januar
1998, udtrådt december 1998)
Specialkonsulent Bent Horn Andersen, Arbejdstilsynet (indtrådt decem-
ber 1998).

Herudover har cand. scient. Claus Vangsgård fra Danske Vandværkers
Forening deltaget i nogle af Underudvalgets møder.

Sekretariatet har bestået af lic. agro. Kaj Juhl Madsen, Miljøstyrelsen,
seniorforsker Lise Nistrup Jørgensen, Danmarks JordbrugsForskning og
afdelingsleder Anne Marie Linderstrøm, Miljøstyrelsen.

Underudvalgsrapporten er redigeret af forskningschef Hans Løkke,
Danmarks Miljøundersøgelser og layout og rapportskrivning er udført af
kontorfuldmægtig Birgit Nygaard Sørensen, Danmarks Miljøundersøgel-
ser.

3 Underudvalgets arbejdsform

Med henblik på at vurdere konsekvenserne af en hel eller delvis afvikling af pesticiderne har underudvalget indledningsvis foretaget en indsamling af den eksisterende viden om de kendte miljø- og sundhedsmæssige effekter af pesticidanvendelsen, idet denne viden vil udgøre referencerammen for vurdering af de forskellige dyrkningssystemer opstillet af Underudvalget for jordbrugsdyrkning.

Definition af pesticider

Underudvalget har anvendt den definition af pesticider, der er foreslået af underudvalget om lovgivning. Definitionen gengives her til orientering.

“I det følgende anvendes udtrykkene pesticider, plantebeskyttelsesmidler og aktivstoffer hyppigt. Der er derfor behov for en nærmere forklaring af disse og enkelte andre ord.

Pesticider (som ofte også kaldes bekæmpelsesmidler) er et overbegreb eller en samlebetegnelse for plantebeskyttelsesmidler og biocider.

Plantebeskyttelsesmidler (eller sprøjtemidler) er de midler, som i jordbrugerhvervene (landbrug, skovbrug og gartnerier, gartnerier og frugtavl) anvendes til bekæmpelse af ukrudt, skadedyr eller svampeangreb eller til at regulere væksten (bl.a. stråforkortning). Plantebeskyttelsesmidler kan også - for så vidt det er lovligt - anvendes i private haver. og lignende, herunder udyrkede og offentlige arealer.

Biocider er bl.a. træbeskyttelsesmidler, rottemidler og midler til bekæmpelse af slim i papirproduktion m.v.

Et pesticid består af et eller flere aktivstoffer og en række hjælpestoffer. Aktivstoffet er det stof, der specifikt retter sig mod skadegørere m.v. Hjælpestofferne er stoffer, der tilsættes for at forbedre den tilsigtede virkning”.

Underudvalget har noteret, at drikkevandsudvalget, der blev nedsat af Miljøstyrelsen i marts 1996, afrapporterede den 17. december 1997. Af denne afrapportering fremgår, at drikkevandsudvalget har gennemgået den nuværende regulering af bekæmpelsesmidler samt risikoen for forurening af drikkevand med pesticider. Underudvalget om miljø og sundhed har, hvor det er relevant, støttet sig til denne afrapportering.

Underudvalget har på baggrund af den eksisterende viden vurderet vor generelle videnniveau og herunder, hvordan eventuelt manglende viden påvirker mulighederne for at vurdere konsekvenserne af en hel eller delvis afvikling af pesticidanvendelsen.

Underudvalget har ligeledes efter anmodning fra hovedudvalget vurderet, om det vil være muligt at identificere de mest miljø- og sundhedsskadelige af de pesticider, der er godkendt i dag.

I den forbindelse har underudvalget vurderet, hvordan forsigtighedsprincippet kan operationaliseres for så vidt angår pesticiderne, samt vurderet pesticidproblematikken proportionalt med anvendelsen af andre kemiske stoffer i landbruget.

Underudvalget har i dets arbejde ikke foretaget en systematisk vurdering af den nuværende godkendelsesordning, idet dette ligger uden for dels underudvalgets kommissorium, dels er foretaget vedrørende grundvandsbeskyttelsen ved en international ekspertvurdering foråret og sommeren 1997. Underudvalget henviser i øvrigt til en kortfattet gennemgang i bilag 1 af de datakrav, der stilles til godkendelsen af pesticider, samt til bilag 2 vedrørende de overordnede retningslinier for risikovurdering af miljøeffekter og klassifikation for sundhedseffekter.

Liste over konsulentrapporter

Fund af pesticider i grundvandet. *Walter Brüsch, Bo Lindhardt, Martin Hansen, GEUS*

Eksposering og effekt af pesticider på skadevoldende insekter i dyrkede og terrestriske økosystemer. *Lars Monrad Hansen, DJF*

Effekter på flora i dyrkede og udyrkede økosystemer. *Gösta Kjellsson, DMU, Kathrine Hauge Madsen, KVL*

Fund af pesticider i nedbør, nedbørsbidrag til jord og grundvand samt internationalt bidrag til pesticidbelastningen. *Gitte Felding, DJF*

Fund af pesticider i dræn- og jordvand. *Niels Henrik Spliid, DJF*

Reduktionspotentialer på fylde- og vaskepladser. *Niels Henrik Spliid, DJF*

Eksposering og effekter af pesticidanvendelsen på nyttefauna og den øvrige lavere og højere fauna i agerlandet. *Niels Elmegård, DMU*

Pesticider i jord. *Inge S. Fomsgaard, DJF*

Effekter på flora og fauna i ferskvand. *Nikolaj Friberg, DMU*

Fund af pesticider i vandløb og søer, samt overfladiske afstrømning. *Betty Bügel Mogensen, DMU*

Indtagelse af pesticider gennem kosten. *Arne Büchert, VFD*

Pesticiders effekt på folkesundheden. *Lars Rauff Skadhauge, Sundhedsstyrelsen,*

Vurdering/beskrivelse af arbejdsmiljøkonsekvenser af en afvikling af pesticidforbruget inden for jordbrugserhvervene. *Karen Gertrud Bjørn, BST Storkøbenhavn, Leif Rothmann, BST Fyn*

Samspil mellem pesticider og produktion af toxiner i fødevarer. *Susanne Elmholt, DJF*

Input vedrørende: Nitratudvaskning ved forskellig jordbearbejdning. *Elly Møller Hansen, Jørgen Djurhuus, DJF*

Ændring i forbrug af fossil energi ved omlægning til pesticidfrit landbrug. *Tommy Dalgaard*

Syntese af de kendte effekter af pesticider på agro-økosystemets organismer samt modellering af effekter på agerlandets fuglebestande ved hel eller delvis udfasning af pesticider. *Bo Svenning Petersen, Flemming Pagh Jensen, Ornis Consult*

Pesticidscenarier: Effekter på den lavere fauna. *Niels Elmegård, Jørgen A. Axelsen, DMU*

Vurdering af miljøpåvirkningen som følge af pesticidanvendelsen i det private skovbrug. *Morten Strandberg, DMU*

Belysning af pesticiders påvirkning af det akvatiske miljø ved forskellige behandlingshyppigheder. *Flemming Møhlenberg, Kim Gustavson, VKI*

Teknisk baggrundsrapport om identifikation af de mest miljø- og sundhedsskadelige af de på nuværende tidspunkt godkendte pesticider. *Bo Lindhardt, GEUS, Peter B Sørensen, DMU, Niels Elmegård, DMU, Inge S. Fomsgård, DJF, Else Nielsen, VFD, Jim Hart, VFD, Lene Gravesen, MST, Lerke Ambo Nielsen, MST, Lene Lorenzen, MST, Kaj Juhl Madsen, MST.*

Liste over indkomne bemærkninger fra personer/institutioner, der ikke er medlem af udvalget

Novartis, Ole Jensen: Midtvejskonferencen i Bichel-udvalget.

Novartis, Mads Kristensen. Kommentarer, spørgsmål til pesticidudvalget.

Bayer, Frank Rothweiler, Opfølgning på midtvejskonferencen i Bichel-udvalget.

Cheminova, Lars-Erik K. Pedersen, Kommentarer til udvalget efter midtvejskonferencen i Bichel-udvalget.

Hans Sanderson, Bemærkninger til underudvalg for miljø og sundhed.

Peter Højer, spørgsmål til pesticidudvalget.

Jens Husby, Spørgsmål til Bichel-udvalget.

Instituttet for Produktudvikling, DTU, Bente Mortensen.

Kommentarer til Henrik Sandbechs indlæg på midtvejskonferencen i Bichel-udvalget.

Helga Moos, MF Venstre, bemærkninger til midtvejskonferencen.

Zeneca Agro, Freddy Kjøng Pedersen: Midtvejskonferencen d. 21. september 1998

Erik Faurholt, spørgsmål til pesticidudvalget.

4 Forekomst af pesticider i miljøet

Pesticider spredes til miljøet ved sprøjtning, udbringning som granulat, med bejdsset såsæd, ved pensling mm. Under sprøjtningen kan stofferne føres med vinden over såvel kortere som lange afstande. Nogle af stofferne kan også fordampe fra plante- eller jordoverflader. Den atmosfæriske transport kan være af en betydelig størrelse, og den er ofte langtrækkende og grænseoverskridende. Pesticiderne kan udvaske fra atmosfæren med regnvand eller de kan afsættes på overflader ved den såkaldte tørdeposition. Pesticiderne kan med regnvand spredes til vandmiljøet, hvor de kan forekomme i jordvand, drænvand, grundvand, vandløb og søer. Endelig kan pesticider tilføres miljøet ved uheld eller ulovlig anvendelse.

I dette afsnit beskrives forekomsten af pesticider i de forskellige medier som vist i tabel 4.1. I denne tabel er desuden vist hvilke organismetyper, der eksponeres for pesticiderne. I afsnit 4.1.6 beskrives desuden forskellige veje, som kan føre til spredning af pesticiderne i miljøet og dermed bidrage til eksponering af mennesker og miljø. De mulige effekter, som kan forårsages af pesticiderne, beskrives i afsnit 4.2. De væsentligste effekter sker i forbindelse med udbringningen af pesticiderne, hvor organismer direkte rammes, og hvor indirekte effekter opstår som følge af påvirkningen af fødekæder. Bioakkumulationen af pesticider i organismer og evt. opkoncentrering i fødekæder er ikke medtaget i rapporten. Miljøstyrelsens vurdering af pesticidernes biokoncentreringsevne vil med stor sikkerhed føre til, at pesticider med evne til at bioakkumulere ikke godkendes i Danmark.

Tabel 4.1

Oversigt over medier, hvor pesticider kan forekomme, samt organismetyper, som eksponeres. Desuden angives de afsnit, hvor forekomsten er beskrevet, samt de afsnit, hvor de mulige effekter af pesticider i de forskellige medier er beskrevet.

Medier	Se afsnit:	Organismer, som eksponeres:	Effekter, se afsnit:
Grundvand	4.1	Befolkningen, flora og fauna i vandløb, søer og kystnære farvande	6, 5.3
Vandløb	4.2	Flora og fauna i vandløb	5.3
Vandhuller	4.3	Flora og fauna i søer, vandhuller og vandløb	5.3
Dræn- og jordvand	4.4	Jordfauna og terrestrisk flora, samt flora og fauna i vandløb, søer, vandhuller og kystnære farvande	5.1
Regnvand	4.5	Terrestrisk flora	5.2

Der foreligger ikke systematiske data for pesticiders forekomst i søer og kystnære farvande. Data fra disse medier er derfor ikke medtaget i rapporten.

4.1 Pesticider i grundvand

Danmarks vandforsyning er baseret på rent grundvand, som kan leveres til forbrugerne uden rensning. Igennem de seneste årtier er der konstateret forurening af grundvandet med industrikemikalier, udsivninger fra lossepladser, nitrat, tungmetaller og senest pesticider. I 1994 førte forurening af grundvandet i Ejstrupholm med ukrudtsmidlet atrazin til store overskrifter i medierne. Samtidig viste landsdækkende analyser, at pesticider i grundvandet er almindeligt udbredt. Nye forskningsresultater kunne desuden dokumentere, at selv i lerjord gør sprækker og revner fra istiden det muligt for pesticider relativt hurtigt at sive ned til grundvandet.

Grundvandets kvalitet er et centralt element i den danske miljølovgivning. For pesticider gælder EU's grænseværdier på 0,1 mikrogram pr. liter vand for hvert stof og 0,5 mikrogram pr. liter vand for summen af pesticider uanset stoffets art. Disse grænseværdier er fastsat som "hygiejniske grænseværdier" ud fra det synspunkt, at grundvandet er en basal resurse, som skal holdes fri fra forurening. Dette understøttes yderligere af, at det grundvand, der anvendes som drikkevand, kan dannes over lange perioder. En forurening vil derfor først kunne måles i selve grundvandsmagasinet på et tidspunkt, hvor den ikke kan afværges, og hvor omfanget ikke kan styres

Datagrundlaget

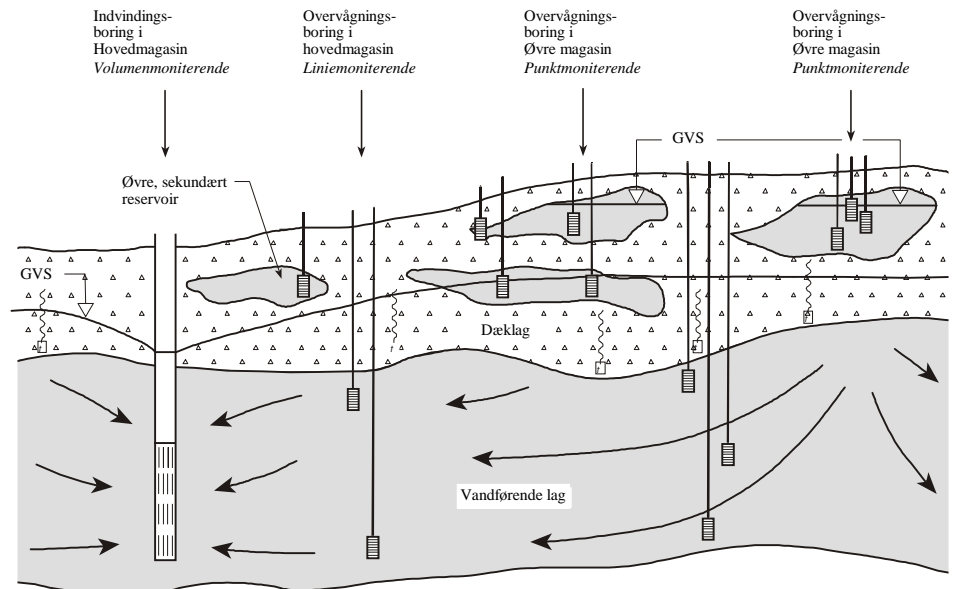
Der analyseres i Danmark for pesticider og i nogle tilfælde for nedbrydningsprodukter i forskellige sammenhænge:

- Vandmiljøplanens grundvandsovervågningsprogram, GRUMO.
- Vandmiljøplanens Landovervågningsprogram, LOOP.
- Vandværkernes boringskontrol.
- Udvidede analyseprogrammer, fx gennemført af amter og vandværker.

Grundvandsovervågningsprogrammet GRUMO

Grundvandsovervågningen (GRUMO) omfatter 67 overvågningsområder fordelt i hele landet. Områderne er udvalgt med henblik på at give et repræsentativt billede af de danske grundvandsmagasiner. For størstedelens vedkommende er overvågningsområderne placeret i områder, hvor den fremherskende arealanvendelse er landbrug. I de fleste områder indgår en indvindingsboring til et vandværk samt 10-20 specielt etablerede overvågningsboringer, der principielt karakteriserer grundvandets hovedstrømningsmønster (Figur 4.1).

Vandprøverne udtages fra filtre. Ved et "filter" forstås et lukket rør, som er placeret nederst på grundvandsboringens rør. Filtret er forsynet med slidser eller lignende åbninger, som i samspil med en "gruskastning" omkring boringens filter skal tilbageholde de finkornede partikler i jorden. Filtrets længde kan variere, således at det oppumpede vand stammer fra det dybdeinterval, hvor filtret er placeret. I grundvandsovervågningen skelnes mellem tre typer monitoringsfiltre: punkt-, linie- og volumenmoniterende. Sidstnævnte er ofte en vandværksboring. I de punkt- og linie-moniterende filtre repræsenterer vandprøverne kemien i et bestemt punkt til en bestemt tid i de undersøgte grundvandsmagasiner. I modsætning hertil repræsenterer de volumenmoniterende filtre ofte blandingsvand, jfr. afsnit om boringskontrol.



Figur 4.1

Moniteringstyper i overvågningsprogrammet. GVS = Grundvandsspejl.

Landovervågningsprogrammet LOOP

Landovervågningen (LOOP) foretages i 5 velafgrænsede afstrømningsoplande i landbrugsområder, hvor landbrugspraksis er kendt. Der overvåges bl.a. overfladenært grundvand, og der er derfor mulighed for at relatere udvaskede stoffer til arealanvendelsen. Imidlertid foreligger der kun i begrænset omfang data vedrørende pesticider fra LOOP.

Vandværkernes boringskontrol

Boringskontrollen omfatter overvågning af vandet fra vandværkernes indvindingsboringer. Ofte er det interval i boringen, der indvindes vand fra, af betydelig længde, ligesom vandindvindingen kan foregå fra flere adskilte vandførende lag. Vandprøverne fra boringskontrollen er derfor ofte en "blandingsprøve" af forskellige vandtyper med forskellig alder og stofindhold. Da en række vandværkers indvindingsboringer er placeret bynært, vil fund af pesticider i boringskontrollen ofte være præget af den ikke-landbrugsmæssige anvendelse.

Ved den årlige afrapportering af resultaterne fra grundvandsovervågningen opgør GEUS resultaterne fra GRUMO, LOOP og Boringskontrollen separat, da der er tale om forskellige typer af vandprøver.

Et fund af et pesticid, eller en metabolit, er defineret som en detektion af det pågældende stof over den til en hver tid gældende detektionsgrænse. Laboratorierne anvender forskellige detektionsgrænser, fx angiver DMU en detektionsgrænse på 0,005 mikrogram pr. liter for en række stoffer, mens andre laboratorier angiver en detektionsgrænse på 0,01 mikrogram pr. liter for de samme stoffer. De detekterede stoffer er dernæst opdelt i to grupper: én over detektionsgrænsen og én med fund større end eller lig med grænseværdien (dvs. at sidstnævnte er en delmængde af den første gruppe).

Pesticiderne er fundet i grundvand over hele landet, når undtages nogle områder nord for Limfjorden og i Nordsjælland. I tabel 4.3 er vist en oversigt over de pesticider, som er påvist ved boringskontrollen.

Grundvandsovervågningsprogrammet, GRUMO

Det landsdækkende grundvandsovervågningsprogram giver et samlet billede af grundvandets tilstand, også med hensyn til pesticider (GEUS 1998). I grundvandsovervågningen er der i perioden 1990-1997 analyseret for 8 pesticider i 1.014 filtre. Analyseprogrammet omfatter to triaziner (atrazin, simazin), 4 phenoxysyrer (dichlorprop, mechlorprop, MCPA, 2,4-D) og to nitrophenoler (dinoseb, DNOC). Ud af de 8 GRUMO-pesticider er 3 (atrazin, dinoseb og DNOC) i dag forbudt, mens 5 af de øvrige er pålagt restriktioner m.h.t. dosering, afgrøder, etc. Der er i alt gennemført 4230 analyser af vandprøver for disse 8 stoffer. Som følge af amternes udvidede analyseprogrammer er der i 1998 indberettet oplysninger fra 594 filtre i overvågningssystemet, hvor der er analyseret for flere pesticider og deres nedbrydningsprodukter.

Der er fundet ét eller flere af de 8 GRUMO-pesticider én eller flere gange i 121 filtre. Disse 121 filtre stammer fra 101 boringer, hvor der i 16 boringer er fundet pesticider i 2 eller 3 filtre. De 121 filtre svarer til godt 12% af de undersøgte filtre, mens grænseværdien for drikkevand (0,1 mikrogram pr. liter) er overskredet i 35 filtre svarende til knap 3,5%, se tabel 4.2. Der er ofte 3 år mellem hver prøvetagning, og da pesticiderne normalt forekommer som pulser, vil de ofte ikke kunne genfindes i efterfølgende prøveudtagninger.

I de 594 filtre, hvor nogle af amterne har gennemført udvidede analyseprogrammer, er der fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i 21%, og overskridelser af grænseværdien i 13%, se tabel 4.2. Der er oftest kun rapporteret oplysninger om ét sæt vandprøver fra de 594 filtre.

BAM undersøges af amter i sårbare boringer

Der må tages forbehold for, at amterne har udvalgt sårbare filtre m.h.t. fund af 2,6-dichlorbenzamid, (BAM), som er fundet i ca. 14% af de undersøgte filtre. Ved sårbare filtre forstås filtre i yngre terrænnært grundvand, eller filtre som ligger nær mulige forureningskilder. BAM er et nedbrydningsprodukt, hvor moderstoffet er dichlobenil. Dichlobenil har ikke været anvendt til landbrugsformål og er ikke længere tilladt i Danmark.

Triazin-nedbrydningsprodukterne desethylatrazin, desisopropylatrazin og hydroxyatrazin er fundet i henholdsvis 6,6%, 5% og 2,8%. Hydroxyatrazin er dog kun analyseret i ganske få filtre, og erfaringer fra udlandet viser normalt ikke høje fundprocenter for dette stof.

Tabel 4.2

Fund af pesticider i forhold til analyserede filtre i grundvandsovervågningen (GEUS 1998).

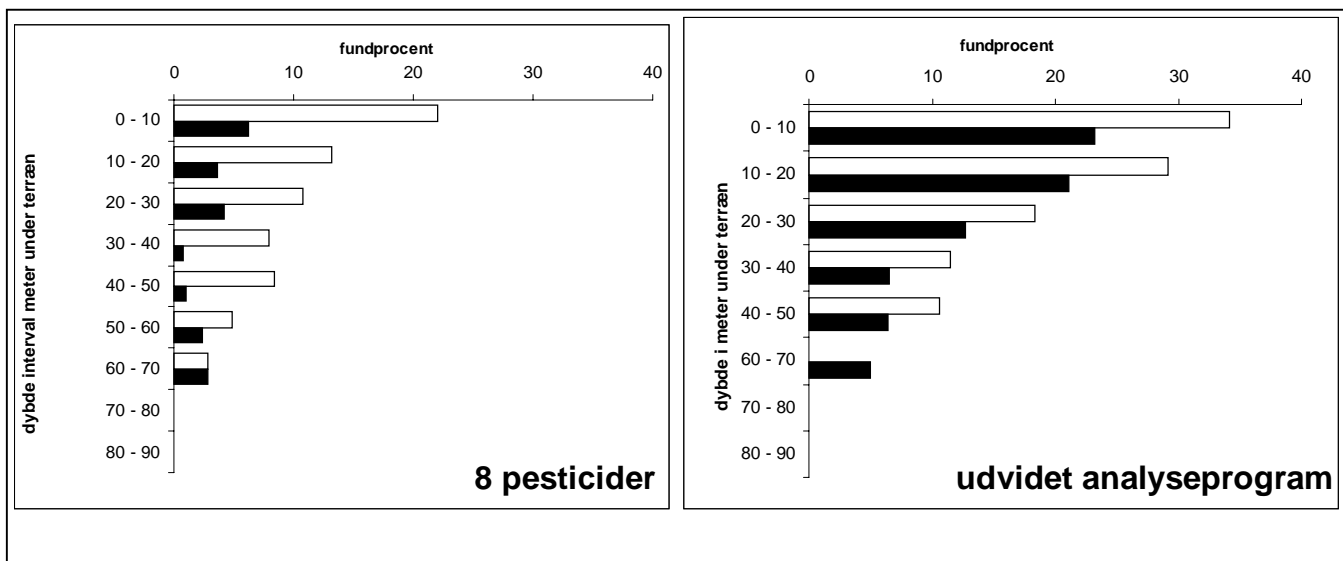
Grundvands- overvågning	Analyserede filtre	Fund større end detektionsgræn- sen (ofte 0,01 µg/L)	i %	Fund større end eller lig med grænseværdi (0,1 µg/L)	i %
8 GRUMO- pesticider	1014	121	12	35	3,5
Analyse for andre pesticider end de 8 GRUMO-pesticider	594	126	21	76	13

µg/L = mikrogram pr. liter.

Udvidelsen af overvågningsprogrammet i 1998 til ca. 50 pesticider og nedbrydningsprodukter kan vise en evt. yderligere forekomst af pesticider i grundvand, særligt fordi kun få af de 594 filtre er analyserede for alle 50 stoffer.

Den dybdemæssige fordeling af pesticiderne viser, at de 8 GRUMO-pesticider forekommer i 22% af det højtliggende og yngste grundvand i intervallet 0-10 meter under terræn, og at hyppigheden aftager med dybden. Hvor der er analyseret for flere end 8 stoffer i overvågningsprogrammet, er der påvist pesticider i 34% af det terrænnære grundvand i intervallet 0-10 meter under terræn, figur 4.2. Heraf er 23% af fundene større end eller lig med 0,1 mikrogram pr. liter.

Det kan således konkluderes, at pesticider og deres nedbrydningsprodukter især findes i det yngre grundvand. Dette kan dels skyldes, at stofferne gradvist nedbrydes under deres transport ned igennem grundvandsmagasinerne, dels at de transporteres horisontalt med grundvandet til vandløb, søer og grundvandsboringer. Der er også muligt, at pesticidernes transport mod grundvandet foregår så langsomt, at der i fremtiden konstateres en øget forekomst og stigende koncentrationer i de nedre grundvandsmagasiner af de stoffer, der i dag er konstateret i det yngre grundvand. Det vil først være muligt at vurdere dette, når der foreligger længere tidsserier i overvågningsprogrammerne, datering af grundvand med CFC samt resultater fra igangværende forskningsprojekter, som skal belyse dette.



Figur 4.2

Fundprocent af pesticider mod dybde i meter under terræn er vist som hvide søjler. Det yngste grundvand findes formodentlig oftest i intervallet 0-10 meter under terræn. Ved analyse for 8 GRUMO-pesticider i dybdeintervallet 0-10 meter under terræn findes pesticider i 22% af filtrene. Fundprocenten stiger til 34%, når der analyseres for flere end 8 pesticider. I blokdiagrammet viser de sorte vandrette søjler fundprocent for antal fund der er større end eller lig med 0,1 mikrogram pr. liter (GEUS 1998).

Vandværkernes boringskontrol

I vandværkernes boringskontrol er der påvist pesticider i 17% af 4209 undersøgte boringer, og grænseværdien er overskredet i 6%. Disse boringer er i hovedsagen analyseret for de 8 GRUMO-pesticider.

De hyppigst analyserede stoffer er vist i tabel 4.3. Antallet af analyser afspejler ikke antallet af analyserede borer, fx er dichlorprop analyseret i 5.714 vandprøver fra 3.998 borer. Blandt de 8 GRUMOPesticider er dichlorprop, mechlorprop og atrazin fundet hyppigst, mens nedbrydningsprodukter fra triaziner procentvis er fundet hyppigere i vandprøverne end fx atrazin. Den relativt hyppige forekomst af hexazinon er overraskende, fordi stoffet kun er fundet i få prøver fra grundvandsovervågningsboringer, selv om stoffet har været anvendt hyppigt ved skovdrift. En forklaring kan være, at hexazinon har været anvendt ved behandling af befæstede arealer.

Fordelingen af pesticidfund mod dybden i vandværkernes borer minder meget om fordelingen i grundvandsovervågningen. Dog forekommer de analyserede pesticider i 26% af de vandprøver, der er udtaget fra borer, der har "topfilter" i intervallet fra 10 til 20 meter under terræn, i modsætning til 13% i grundvandsovervågningen. Dette kan skyldes, at vandværkerne i nogle områder indvinder grundvand fra højtliggende opsprækket kalk, hvor grundvandet formodentligt er yngre og mere påvirket af pesticidanvendelsen på jordoverfladen.

Som følge af de sidste års mange fund af nedbrydningsproduktet BAM (2,6-dichlorbenzamid), har en del vandværker analyseret dette stof ved vandværkernes rutinemæssige kontrol. Vandværkerne har gennemført 2.310 BAM-analyser fra 1.656 borer. Der er fundet BAM i 448 af de analyserede 1656 borer, svarende til ca. 30%. Grænseværdien for drikkevand var overskredet i 187 borer, svarende til at ca. 11% af de undersøgte borer. Langt de fleste fund af BAM i vandværksboringer er gjort fra jordoverfladen til 0-30 meter under terræn, hvor også de højeste koncentrationer er målt. Moderstoffet for BAM er et spirehæmmende pesticid dichlobenil, der primært har været anvendt på befæstede arealer. BAM kan på grund af den tidligere udbredte anvendelse af det nu forbudte moderstof dichlobenil således forventes at optræde både under bymæssig bebyggelse og under gårdspladser, grusveje og andre arealer, som holdes fri for vegetation.

Udvidede analyseprogrammer

Amterne, vandværkerne og DMU har gennem de senere år gennemført en række udvidede analyseprogrammer for grund- og vandværksvand. Der foreligger resultater, som omfatter 108 pesticider og metabolitter. Ud af disse 108 stoffer er der for tiden påvist ca. 40 i dansk grundvand, heraf 29 i koncentrationer over grænseværdien for drikkevand, se tabel 4.4. DMU's udvidede analyseprogrammer omfatter i hovedsagen analyse af grundvand fra LOOP områderne. Oplysningerne i tabellen stammer fra nyere undersøgelser gennemført i 1997, fra ældre undersøgelser, som ikke er indberettet til grundvandsdatabasen ved GEUS, og fra undersøgelser, som helt eller delvis er indberettet til grundvandsdatabasen ved GEUS, fx analyseprogrammer gennemført i landovervågningsoplande og enkelte grundvandsovervågningsområder. Tabellen omfatter ikke data fra den almindelige overvågning i grundvandsovervågningsområderne. Tyve af de pesticider, som er fundet i grundvand, blev anvendt i Danmark i 1996, men nogle af disse stoffer er siden blevet pålagt restriktioner eller forbudt. Enkelte stoffer, fx nedbrydningsproduktet ETU, er dog fundet i et forskningsprojekt ved Fladerne Bæk i både jord- og grundvand, samt i en undersøgelse foretaget af Københavns Amt i 1997, hvor ETU blev fundet i pejleboringer sat tæt ved en losseplads.

Tabel 4.3 Fund af pesticider analyseret ved vandværkernes boringskontrol (Brüsch et al. 1998). Sorteret efter faldende antal analyser. Forbrugsdata fra Bekæmpelsesmiddelstatistik 1997 (Miljøstyrelsen 1998a).

Pesticid/metabolit	Analyser antal	Analyserede boringer antal	Boringer med fund antal	Boringer med fund $\geq 0,1$ $\mu\text{g/L}$ antal	Forbrug i 1997 i kg a.i.
Atrazin	5759	4015	148	31	F
Desethylatrazin ^M	1335	1169	50	6	MF
Hydroxyatrazin ^M	594	562	3		MF
Desisopropylatrazin ^M	1290	1133	33	3	MF
Dichlorprop^a	5714	3998	88	19	4560
Simazin^a	5708	4007	82	7	20270
Mechlorprop^a	5677	3985	77	15	14586
MCPA^a	5629	3989	24	4	79512
DNOC	5605	3980	1		F
Dinoseb	5599	3979	3		F
2,4-D^a	5055	3732	10		677
2,4-dichlorphenol ^M	2256	1554	8	6	
4-chlor-2-methylphenol ^M	2241	1544	9	5	
Pentachlorphenol	2058	1455	6	2	F
2,6-dichlorphenol ^M	2025	1421	5	1	
Hexazinon	1438	1253	19	6	F
Bentazon ^a	1353	1160	31	6	79317
Isoproturon	1236	1089	2	1	541365
Pendimethalin	1042	953	4		357928
Metamitron	932	854	1	1	207298
Diuron ^a	631	574	3	2	22695
Propiconazol	484	431	1		86355
Ioxynil ^a	476	430	1		92130
2-(4-chlorphenoxy)-propionsyre ^M (4-CPP)	371	332	10	2	
Metribuzin ^a	364	326	1		12389
2-(2,6-dichlorphenoxy)-propionsyre ^M (DCPP, 2,6-)	345	322	1		
2,6-dichlorbenzamid (BAM) ^M	2310	1656	448	187	MF
Dichlobenil	1480	1325	13		F
Terbuthylazin	1230	1103	3		62636
Hydroxyterbuthylazin ^M	57	54	1		
Dinoterb	46	42	1		F
Chlorpyrifos-methyl ^M	43	34	1		
Ethylentiurea (ETU) ^M	39	39	2	1	

a.i. = Aktivt stof.

$\mu\text{g/L}$ = mikrogram pr. liter.

^a = Stof revurderet, eller tilladt med begrænset/stærkt begrænset brug, eller godkendt på vilkår.

Fed tekst = Et af de 8 GRUMO-stoffer.

^M = Metabolit/nedbrydningsprodukt.

F = Forbud/afmeldt; MF = Metabolit fra pesticid, der er forbudt/afmeldt.

^u = Mulig urenhed i pesticid.

Tabel 4.4

Pesticider fundet i grundvandet ved amternes, vandværkernes og DMU' s udvidede analyseprogrammer. Status marts 1998 fra GEUS (Brüsch et al. 1998). Forbrugsdata fra Bekæmpelsesmiddelstatistik 1997 (Miljøstyrelsen 1998a).

Pesticid / metabolit	Antal analyser total	Antal fund > 0,01 µg pr. liter	Antal fund ≥ 0,1 µg pr. liter	Forbrug i 1997 i kg a.i.
Atrazin	1287	93	10	F
Desisopropylatrazin ^M	957	139	32	MF
Desethylatrazin ^M	941	110	22	MF
Hydroxyatrazin ^M	270	31	13	MF
2,4-D^a	1281	10	0	677
MCPA^a	1280	33	7	79512
Mechlorprop^a	1276	68	6	14586
Simazin^a	1275	101	6	20270
Dichlorprop^a	1265	73	5	4560
Dinoseb	1254	16	2	
DNOC	1254	19	0	F
Bentazon ^a	953	115	10	79317
Hexazinon	948	14	5	F
Cyanazin	942	9	1	F
Carbofuran ^a	861	6	0	6896
Hydroxycarbofuran ^M	182	1	1	
Terbuthylazin	856	10	1	62636
Desethylterbuthylazin ^M	223	2	1	
Hydroxyterbuthylazin ^M	182	10	0	
Isoproturon	853	13	3	541365 Under forbud
Dimethoat	773	3	0	34927
2,6 Dichlorbenzamid (BAM) ^M	753	260	125	MF
Metamitron	691	24	2	207298
Pirimicarb ^a	415	2	0	7190
Propiconazol	415	2	1	86355
Ioxynil ^a	414	2	1	92130
Diuron ^a	401	3	1	22695
Metazachlor	392	4	0	F
2,4-dichlorphenol ^M	367	3	2	
Dichlobenil	354	6	0	F
Metribuzin ^a	291	2	1	12389
Pendimethalin	190	4	0	357928
Benazolin	182	1	0	F
Fluazifop	182	1	0	10704
4-chlor-2-methylphenol ^M	152	15	12	
Ethylenthiourea (ETU) ^M	116	10	5	
2-(2,6-dichlorphenoxy)-propionsyre ^M (DCPP, 2,6-)	104	1	0	
2-(4-chlorphenoxy)-propionsyre ^{Mu} (CPP, 4-)	104	2	1	
Sebutylazin*	26	1	0	F*

a.i. = aktivt stof

^a = Stof revurderet, eller tilladt med begrænset brug/ eller godkendt på vilkår

* = Stof har ikke været tilladt i Danmark

Fed tekst = de 8 GRUMO-stoffer

^M = Metabolit/nedbrydningsprodukt

^u = Mulig urenhed i pesticid

F = Forbud/afmeldt

MF = Metabolit fra pesticid, der er forbudt/afmeldt.

I forbindelse med en litteratursøgning efter analysedata fra udenlandske monitoringsprogrammer for pesticider i grundvand er der søgt efter 544 pesticider og metabolitter, som har været eller som stadig anvendes i Danmark. Ud af disse stoffer er der samlet oplysninger om 281, som er analyseret i udlandet, hvor 159 er fundet i overvejende grad i grundvand. Ca. 55 af disse blev anvendt i Danmark i 1996. For mange af disse stoffer gælder dog, at der kun er tale om få fund i grundvand.

Fund af pesticider under forskellige arealtyper

Det er ikke muligt med sikkerhed at relatere fund af pesticider i de dybere-liggende grundvandsmagasiner til bestemte marker eller andre arealer inden for de enkelte oplandsgrænser.

Foranlediget af en dialog med Landbrugets Rådgivningscenter har GEUS foretaget en opgørelse af pesticidpåvirkningen af terrænnært grundvand i ikke-bynære områder på grundlag af data fra grundvandsovervågningen. Opgørelsen er gennemført i relation til tilladte og forbudte pesticider og i forhold til landbrugsanvendte og ikke-landbrugsanvendte pesticider. Hydroxy-terbuthylazin indgår ikke i opgørelsen grundet få data. Alle oplysninger fra Københavns og Frederiksberg kommuner samt fra Københavns Amt er udeladt. Der er kun medtaget filtre med placering i intervallet 0-10 meter under terræn, da det skønnes, at højtliggende grundvand oftest er det yngste grundvand. Alderen af dette grundvand kan dog variere.

I tabel 4.5-4.7 er vist, at pesticider, som er fundet i grundvandsovervågningen i ikke-bynære områder i terrænnært grundvand, fordeler sig ligeligt mellem landbrugsanvendte- og ikke-landbrugsanvendte stoffer. Den overvejende del af de fundne stoffer er i dag forbudte eller regulerede med anvendelsesbegrænsninger.

Tabel 4.5

Tilladte og forbudte pesticider. Af de 4 phenoxysyrer er kun MCPA medtaget som tilladt pga. stort forbrug, mens de øvrige 3 er talt med som stoffer med forbud, selv om der forsat sælges små mængder. Desisopropylatrazin er medtaget med 50% på hver gruppe, fordi metabolitten kan stamme fra i dag tilladte pesticider.

GRUMO-filtre mindre end 10 meter under terræn	Forbudte pesticider Relativ %	Tilladte pesticider Relativ %
0,01-0,1 µg/L	52,7	16,6
≥ 0,1µg/L	24,4	6,7

µg/L = mikrogram pr. liter

Tabel 4.6

Landbrugs- /ikke-landbrugsanvendte pesticider. Alle triaziner er delt ligeligt mellem landbrugs- og ikke-landbrugsanvendte, da disse stoffer også har været anvendt i både skovbrug, frugtavl og på befæstede arealer. Dog er simazin og hexazinon ikke medtaget som landbrugsanvendt stof. Der er i denne opgørelse ikke skelnet mellem tilladte og forbudte stoffer.

GRUMO-filtre mindre end 10 meter under terræn	Ikke landbrugsanvendte pesticider. Relativ %.	Landbrugsanvendte pesticider. Relativ %.
0,01-0,1 µg/L	33,6	35,2
≥ 0,1 µg/L	17,1	14,1

µg/L = mikrogram pr. liter.

Tabel 4.7

Baggrundsdata, terrænnært grundvand. Grundvandsovervågningsdata. Byområder udeladt. Kun filtre 0-10 meter under terræn er medtaget. T = tilladt; R = tilladt med begrænset brug/eller godkendt på vilkår; F = forbud; L = landbrugsanvendt; B = ikke-landbrugsanvendt; Fr = frugt, bær, skov, plantage etc. "Antal filtre $\geq 0,1 \mu\text{g/L}$ " er en delmængde af "antal filtre med fund" ($\mu\text{g/L}$ = mikrogram pr. liter).

Grundvandsovervågning, 1990-1997, byområder udeladt

Stof	Tilladt/forbudt landbrug/by	Antal analyser	Antal analyser med fund	Antal filtre analyseret	Antal filtre med fund	Antal filtre $\geq 0,1 \mu\text{g/L}$	Fund % > detekt	Fund % $\geq 0,1 \mu\text{g/L}$
Dichlobenil	F / B	67	1	48	1	0	2,1	
BAM	F / B	154	34	78	13	6	16,7	7,7
Atrazin	F / LB	710	44	138	14	5	10,1	3,6
Desethylatrazin	F / LB	135	26	75	11	3	14,7	4,0
Desisopropylatrazin	T-F / LB	133	14	75	10	3	13,3	4,0
Hydroxyatrazin	F / LB	39	2	37	2	1	5,4	2,7
Chloridazon	T / L	30	0	21	0	0		
Hexazinon	F / B	128	1	74	1	0	1,4	
Metamitron	T / L	67	0	53	0	0		
Metribuzin	T / L	30	0	21	0	0		
Terbuthylazin	T / L	124	1	75	1	0	1,3	
Hydroxyterbuthylazin	T / L	9	1	9	1	0	11,1	
Dichlorprop	R / L	719	19	138	7	2	5,1	1,4
MCPA	R / L	714	5	138	5	1	3,6	0,7
Mechlorprop	R / L	715	16	138	6	1	4,3	0,7
DNOC	F / L	713	1	137	1	0	0,7	
Dinoseb	F / L	713	1	138	1	0	0,7	
Simazin	T / L Fr	707	6	138	6	1	4,3	0,7
2,4-D	R/L	509	3	127	3	0	2,4	0,7
Bentazon	T / L	133	12	76	3	2	3,9	2,6
Isoproturon	T / L	131	1	76	1	0	1,3	
Alle stoffer		765	113	141	48	15	34,0	10,6

Tabel 4.8

Pesticider og nedbrydningsprodukter fundet i grundvand i de 5 landovervågningsoplande i perioden 1990-1997. Medianværdien er beregnet på grundlag af medianværdier på filterniveau. GRUMO-pesticider markeret med **fed** (GEUS 1998) ($\mu\text{g/L}$ = mikrogram pr. liter).

Grundvandsovervågning, LOOP	Analyser	Filtre m. analyser	Filtre med fund	Filtre med fund $\geq 0,1 \mu\text{g/L}$	Medianværdi	Max. Konc.
	Antal	Antal	Antal	%	antal	%
Atrazin	471	105	7	6,7	1	1,0
Desethylatrazin	173	59	13	22,0	1	1,7
Desisopropylatrazin	150	53	15	28,3	5	9,4
Hydroxyatrazin	46	37	2	5,4	0	
2,4-D	386	94	4	4,3	1	1,1
Bentazon	223	62	14	22,6	0	
Cyanazin	173	59	2	3,4	0	
Dichlorprop	466	104	7	6,7	0	
Dinoseb	467	105	4	3,8	1	1,0
DNOC	467	105	5	4,8	1	1,0
Isoproturon	236	62	5	8,1	0	
MCPA	467	105	10	9,5	0	
Mechlorprop	463	105	12	11,4	0	
Metamitron	143	57	3	5,3	0	
Pirimicarb	23	11	2	18,2	0	
Propyzamid	18	9	1	11,1	1	11,1
Simazin	461	105	3	2,9	0	

Triaziner (herunder atrazin) og deres nedbrydningsprodukter er medtaget i opgørelsen som ligeligt fordelt mellem anvendelsen i landbrug og by. Da landbrugsarealer imidlertid dominerer i grundvandsovervågningen, burde disse stoffer formodentlig vægtes højere som landbrugsanvendte. Dette underbygges af de foreliggende data for pesticidfund i terrænnært grundvand i LOOP områderne, hvor der udelukkende monitoreres landbrugsarealer med kendt landbrugspraksis. Her findes høje fundprocenter specielt for triaziners nedbrydningsprodukter (Tabel 4.8).

4.1.2 Konklusioner

Der foreligger i Danmark et omfattende materiale der indeholder oplysninger om 8 GRUMO-pesticiders fordeling og forekomst i dansk grundvand. Et mindre datagrundlag omfatter andre pesticider og metabolitter. Dette samlede datagrundlag viser, at pesticider og metabolitter særligt forekommer i de øverste og yngste grundvandsmagasiner, hvor der i filtre med udvidede analysepakker er fundet pesticider i 34% af de undersøgte filtre i intervallet 0-10 meter under terræn. Den fremtidige udvidelse af overvågningssystemet og vandværkernes udvidede analyseprogrammer vil vise, i hvilket omfang det højtliggende grundvand indeholder pesticider og metabolitter. Fundhyppigheden af metabolitter fra de nu forbudte stoffer atrazin og dichlobenil er stor både i grundvandsovervågningssystemet og i vandværkernes råvandkontrol. Det skal bemærkes, at vandværkernes råvand ofte stammer fra boringer i bynære områder, således at fundene er præget af den ikke-landbrugsmæssige anvendelse af pesticider.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Der er fundet ét eller flere af de 8 GRUMO-pesticider (dichlorprop, mechlorprop, MCPA, 2,4-D, dinoseb, DNOC, atrazin og simazin), i godt 12% af de analyserede 1014 filtre i grundvandsovervågningsområderne. Grænseværdien er overskredet i 3,5%. I 42 filtre er et pesticid fundet mere end én gang, svarende til godt 4% af de undersøgte filtre.
- I 594 GRUMO-filtre analyseret med udvidede analyseprogrammer, er der fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i 21%, og overskridelser af grænseværdien i 13%. Udelades BAM er der fundet pesticider i ca. 16% af 551 filtre, hvor der er analyseret for flere end de 8 GRUMO-pesticider.
- Den dybdemæssige fordeling i grundvandsovervågningsområderne viser, at de 8 GRUMO-pesticider forekommer i 22% af det højtliggende grundvand, og at hyppigheden aftager med dybden. Hvor der er analyseret for flere stoffer end de 8 GRUMO-stoffer er der påvist pesticider i 34% af det terrænnære grundvand. Heraf er 23% af fundene større end eller lig med 0,1 mikrogram pr. liter
- I en række udvidede analyseprogrammer er der for tiden påvist ca. 40 pesticider og metabolitter i grundvand, heraf 29 i koncentrationer over grænseværdien. I udenlandske monitoringsprogrammer er der fundet 159 stoffer i grundvand, som har været eller som stadig anvendes i Danmark.
- I vandværkernes boringskontrol er der påvist pesticider i 17% af de undersøgte boringer, og grænseværdien er overskredet i 6%. Fordelin-

gen af pesticidfund mod dybden i vandværkernes borerer minder meget om fordelingen i grundvandsovervågningen.

- Vandværkerne har fundet BAM, (2,6-dichlorbenzamid), i ca. 30% af 1656 analyserede borerer, mens grænseværdien var overskredet i ca. 11%.
- Det er ikke muligt i grundvandsovervågningsområderne at relatere fund af pesticider i grundvandsmagasiner til bestemte arealanvendelser på marker eller andre arealer.
- En opgørelse af pesticidfund i terrænnært grundvand i ikke-bynære grundvandsovervågningsområder viser en ligelig fordeling af landbrugsanvendte og ikke-landbrugsanvendte pesticider. Den overvejende del af de fundne stoffer er i dag forbudte eller regulerede.
- Fundene af pesticider i grundvandet udviser overskridelser af grænseværdien for drikkevand på 0,1 mikrogram pr. liter i op til 13% af prøverne. Nedbrydningsproduktet BAM fra totalukrudtsmidlet dichlobenil er påvist i 30% af vandværkernes borerer, men en lang række stoffer, som anvendes i jordbruget til behandling af afgrøder, er ligeledes til stede i relativt mange borerer. Fundene af pesticider i drænvand og jordvand er højere end fundene i grundvandet, og de afspejler de koncentrationer, som senere kan bevæge sig mod grundvandet, hvorunder de kan undergå en nedbrydning og evt. dannelse af metabolitter. I såvel vandløb som vandhuller påvises koncentrationer af en række pesticider, som er højere end de effektniveauer, der måles i laboratorieundersøgelser med vandlevende dyr.

4.2 Forekomst af pesticider i vandløb

I det følgende beskrives forekomsten af pesticider i vandløb. Effekterne af denne forekomst beskrives i afsnit 5.3. Desuden indgår disse data i kalibrering af modellerne for beregning af konsekvenserne af en delvis afvikling af pesticiderne.

Pesticider kan tilføres vandløb ved:

- Vinddrift .
- Oversprøjtning ved kørsel for tæt på vandløbet.
- Deposition fra luften ved fjerntransport i atmosfæren.
- Nedvaskning fra behandlede marker og transport til vandløbet via drænrør eller via grundvandet.
- Overfladisk afstrømning.
- Forurening fra punktkilder, fx vaskepladser.

De kilder, som mængdemæssigt betyder mest for vandløb er henholdsvis afstrømning fra pesticidbehandlede arealer og nedvaskning med transport i drænvand. Direkte oversprøjtning og udsivning fra vaskepladser for sprøjteudstyr er ulovlige forureningshændelser, som i givet fald kan medføre betydelig risiko for skadelige effekter i vandløbet. Den overfladiske afstrømning fra skrånede marker kan føre både vandopløselige stoffer, og stoffer, som bindes til jordpartikler, ud i vandløbet. Den partikelbårne

transport sker ved kraftig afstrømning af regn- eller smeltevand og jorderosion.

Der er til og med 1996 fundet 32 forskellige pesticider i danske vandløb svarende til ca. 30% af de pesticider, der er analyseret for (se tabel 4.9). Der kan findes flere forskellige pesticider samtidig i de enkelte vandløb. Pesticider kan findes i vandløb på alle årstider, men findes hyppigst i sprøjtesæsonen og under forhøjet vandafstrømning efter regn. Hyppigheden af pesticidfund og koncentrationen af pesticider er generelt størst i landbrugsoplande med lerede jorder. Nogle af pesticiderne findes kun i få procent af prøverne, mens andre findes i op til 64% af prøverne.

Fundhyppigheden er størst i sprøjteperioderne og i forbindelse med nedbørshændelser med forøget afstrømning i vandløb. Den højeste værdi i undersøgelserne frem til og med 1996 er på 10 mikrogram pr. liter (bentazon). 12 af pesticiderne blev påvist i koncentrationer over 1 mikrogram pr. liter og 31 stoffer blev påvist i koncentrationer større end 0,1 mikrogram pr. liter. Glyphosat blev undersøgt i 6 prøver og påvist i alle prøver i koncentrationer mellem 0,02 og 0,21 mikrogram pr. liter (Fyns Amt 1997; Kronvang 1998; Spliid, Mogensen 1995).

Undersøgelser af overfladevand i Fyns Amt 1997

Efter 1996 findes der endnu kun få opgørelser fra amter og kommuner. Fyns amt har offentliggjort resultaterne fra undersøgelser af 6 vandløb, 4 kildevæld og 11 dræn i landbrugsområder (Fyns Amt 1999). Der er undersøgt 94 aktivstoffer og 5 omdannelsesprodukter. Heraf er påvist 33 forskellige stoffer i et koncentrationsniveau op til 10 mikrogram pr. liter (herbicidet bentazon). Ud af disse er de 26 i dag godkendte. Det skal nævnes, at det påviste stof metazachlor ikke har været godkendt i Danmark. De fleste stoffer fundet i et koncentrationsniveau over 0,1 mikrogram pr. liter. Der er inden for samme døgn påvist op til 18 forskellige pesticider i de enkelte vandløb. De stoffer, som blev fundet hyppigst i 33 prøver fra vandløb med en koncentration på eller over 0,1 mikrogram pr. liter var nedbrydningsproduktet AMPA fra glyphosat (79%), nedbrydningsproduktet BAM fra det forbudte herbicid dichlobenil (48%), isoproturon (36%), glyphosat (31%), det forbudte herbicid hexazinon (30%) og diuron (24%). De fundne stoffer og koncentrationer svarer stort set til tidligere fund.

Undersøgelsen tyder på, at en stor del af pesticidforekomsterne i vandløbene tilføres via dræn og særligt i sprøjtesæsonen. Der er desuden påvist en tilførsel af pesticider med byspildevand. Afdriften synes ikke at være særligt betydende for pesticidforekomsten i de undersøgte vandløb. Fyns Amt vurderer på grundlag af iagttagelser over 10 år, at over 200 km vandløb, svarende til ca. 20% af de undersøgte vandløb, har været udsat for akutte skader, idet krebsdyr og vandinsekter i stort antal er blevet slået ihjel.

Undersøgelser af et vandløb i Kolding Kommune i 1998

Kolding Kommune har i maj-juni 1998 gennemført en undersøgelse af 14 vandprøver fra Dalby Møllebæk, der ligger i et landbrugsopland, der overvejende består af moræneler (Kolding Kommune 1998). Undersøgelsen omfattede 33 pesticider eller omdannelsesprodukter, hvoraf de 21 blev påvist i koncentrationer op til 11 mikrogram pr. liter (simazin). Heraf er de 14 godkendt til brug i dag, men 5 heraf er pålagt restriktioner. De 3 hyppigst fundne stoffer er BAM, isoproturon og simazin, som alle blev fundet i samtlige analyserede vandprøver. Desuden optræder stofferne MCPA, mechlorprop, atrazin, bentazon, desisopropylatrazin, ethofumesat, meta-

mitron, terbutylazin, bromoxynil, propiconazol, dichlobenil, dichlorprop og ioxynil i mindst halvdelen af prøverne. De højeste koncentrationer blev påvist i forbindelse med nedbørshændelser. Den hyppige forekomst af atrazin (79% af prøverne) og atrazins omdannelsesprodukter tyder på, at forekomsten stammer fra anvendelse af stoffet før det blev forbudt i 1994 og dermed fra grundvandet.

Opgørelserne fra Fyns Amt og Kolding Kommune for henholdsvis 1997 og 1998 vil indgå i de samlede opgørelser for disse år, når fundene bliver rapporteret. De optræder derfor ikke i tabellerne i dette afsnit, da der er tale om ufuldstændige datasæt set på landsplan.

Tabel 4.9

Forekomst af pesticider i danske vandløb med angivelse af antal positive fund i forhold til antal prøver. H = herbicid, F = fungicid, I = insekticid. Prøverne er udtaget i perioden 1989-1996 (Mogensen 1998).

Aktivstof	Koncentration µg/L	Fund (%)	Antal prøver
<i>Atrazin (H)</i>	0,005 – 1	27	305
<i>Bentazon^a (H)</i>	0,01 – 10	27	155
<i>Bromoxynil (H)</i>	0,01 – 0,5	8	102
<i>Clopyralid (H)</i>	0,1 – 0,4	2	101
<i>Cyanazin (H)</i>	0,09 – 0,3	2	97
<i>2,4-D^a (H)</i>	0,02 – 6,6	15	139
<i>Diazinon (H)</i>	0,05	20	5
<i>Dichlobenil (H)</i>	0,01 – 1,7	33	156
<i>Dichlorprop^a (H)</i>	0,01 – 2,8	12	290
<i>Dimethoat (I)</i>	0,08 – 0,6	4	140
<i>Dinoseb (H)</i>	0,01 – 0,12	5	98
<i>Diuron^a (H)</i>	0,02 – 2	35	106
<i>DNOC (H)</i>	0,01 – 0,7	14	199
<i>Esfenvalerat (I)</i>	0,03 – 0,2	9	43
<i>Ethofumesat (H)</i>	0,03 – 0,6	20	105
<i>Fenpropimorph (F)</i>	0,02 – 0,4	13	97
<i>Glyphosat (H)</i>	0,02 – 0,21	100	6
<i>Hexazinon (H)</i>	0,04 – 4	39	132
<i>Ioxynil^a (H)</i>	0,01 – 0,3	10	120
<i>Isoproturon (H)</i>	0,01 – 3	23	280
<i>Linuron (H)</i>	0,05 – 0,6	10	42
<i>MCPA^a (H)</i>	0,005 – 7	19	303
<i>Mechlorprop^a (H)</i>	0,01 – 7	31	313
<i>Metamitron (H)</i>	1 – 7	8	25
<i>Methabenzthiazuron (H)</i>	0,3	20	5
<i>Pendimethalin (H)</i>	0,1	20	10
<i>Pirimicarb (I)</i>	0,06 – 0,6	17	126
<i>Propiconazol (F)</i>	0,03 – 0,8	6	142
<i>Propyzamid (H)</i>	0,01 – 0,8	6	120
<i>Simazin^a (H)</i>	0,01 – 4	16	307
<i>Terbutylazin (H)</i>	0,01 – 0,1	20	164
<i>Tribenuron-methyl (H)</i>	0,008 – 0,03	4	48

Stoffer, som er fremhævet med kursiv er forbudt.

^a = tilladt med begrænset brug/eller godkendt på særlige vilkår.

µg/L = mikrogram pr. liter.

Tabel 4.10 Forekomst af pesticider i vandløb fordelt på oplandstyper. Der er angivet antal fund ud af samlet antal prøver samt koncentrationsområdet i mikrogram. pr. liter. De første undersøgelser blev udført af DMU i 1989-1991. I 1994-1996 blev udført en stor undersøgelse i Fyns amt. I 1996 omfatter tabellen data fra flere amter (Mogensen 1998).

Aktiv stof/ Oplandstype	Byområde	Blandet opland, ler	Blandet opland	Leret landbrugs- opl.	Sandet land- brugsopl.	Sand/ler opland	Skovvandløb	Natur- opland	Kilder
2,4-D (H)	1/5; 0,02	6/58; 0,05-0,1	i.p./5	16/78; 0,03-7	5/86; 0,02-0,3	i.p./10	i.p./25	i.p./5	i.p./12
atrazin (H)	5/5; 0,04-0,2	14/57; 0,005-0,4	i.p./5	59/151; 0,01-1	7/86; 0,01-0,08	i.p./10	1/25; 0,07	i.p./5	i.p./12
bentazon (H)	i.p./5	7/58; 0,05-0,3	i.p./5	25/72; 0,01-10	10/25; 0,02-0,2	i.p./10	i.p./25	i.p./5	i.p./12
bromoxynil (H)	i.u.	i.p./58	i.u.	6/47; 0,01-0,5	2/55; 0,02-0,03	i.u.	i.u.	i.u.	i.p./12
clopyralid (H)	i.u.	i.p./58	i.u.	2/101; 0,1-0,4	i.p./10	i.u.	i.p./25	i.p./5	i.p./12
cyanazin (H)	i.p./5	i.p./55	i.p./5	2/97; 0,09-0,3	i.p./25	i.p./10	i.p./25	i.p./5	i.p./12
diazinon (I)	i.p./5	i.p./58	i.p./5	1/5; 0,05	i.p./25	i.p./10	i.p./25	i.p./5	i.p./12
dichlobenil (H)	5/5; 0,02-0,3	15/54; 0,04-0,2	1/5; 0,01	25/62; 0,01-2	2/5; 0,06-0,1	4/10; 0,04-0,06	i.p./25	i.p./5	i.p./12
dichlorprop (H)	3/5; 0,02-0,2	11/58; 0,1-0,2	i.p./5	12/141; 0,01-3	8/76; 0,01-0,6	i.p./10	i.p./25	i.p./5	i.p./12
dimethoat (I)	i.p./5	1/53; 0,1	i.p./5	4/62; 0,08-0,6	i.p./25	i.p./10	1/25; 0,1	i.p./5	i.p./12
dinoseb (H)	i.p./5	i.u.	i.p./5	5/98; 0,01-0,1	i.p./15	i.p./10	i.u.	i.p./5	i.u.
diuron (H)	i.u.	24/54; 0,07-1	i.u.	13/52; 0,02-2	i.p./10	i.u.	i.p./25	i.u.	i.p./12
DNOC (H)	3/5; 0,2-0,7	i.u.	2/5; 0,04-0,2	16/98; 0,01-0,6	3/76; 0,01-0,07	1/10; 0,03	i.u.	1/5; 0,01	i.u.
esfenvalerat (I)	i.p./5	i.p./58	i.p./5	4/43; 0,03-0,2	i.p./25	i.p./10	i.p./25	i.p./5	i.p./12
ethofumesat (H)	i.u.	7/55; 0,03-0,1	i.u.	14/50; 0,03-0,6	i.p./10	i.u.	i.p./25	i.u.	i.p./12
fenpropimorph (F)	2/5; 0,1-0,3	i.p./58	i.p./5	9/67; 0,02-0,4	1/25; 0,05	1/10; 0,1	i.p./25	i.p./5	i.p./12
glyphosat (H)	i.u.	5/5; 0,02-0,2	i.u.	1/1; 0,2	i.u.	i.u.	i.u.	i.u.	i.u.
hexazinon (H)	i.p./5	17/54; 0,04-0,08	i.p./5	17/42; 0,04-4	i.p./25	i.p./10	16/25; 0,07-0,3	i.p./5	2/12; 3
ioxynil (H)	i.p./3	i.p./58	i.p./3	10/64; 0,01-0,3	2/56; 0,01-0,05	i.p./6	i.p./25	i.p./5	i.p./12
isoproturon (H)	2/5; 0,02-0,04	16/54; 0,08-1	i.p./5	38/139; 0,02-3	6/75; 0,01-0,2	2/10; 0,01-0,02	i.p./25	i.p./5	2/12; 0,06-0,2
linuron (H)	i.u.	i.p./58	i.u.	4/42; 0,05-0,6	i.p./10	i.u.	i.p./25	i.u.	i.p./12
MCPA (H)	3/5; 0,03-0,09	13/58; 0,07-0,2	i.p./5	33/149; 0,01-7	8/81; 0,005-0,2	i.p./10	i.p./25	i.p./5	i.p./12
mechlorprop (H)p	3/5; 0,05-4	24/58; 0,08-0,4	2/5; 0,01-0,03	55/149; 0,01-7	9/81; 0,05-0,2	2/10; 0,02-0,07	i.p./25	1/5; 0,02	i.p./12
metamitron (H)	i.p./5	i.p./58	i.p./5	2/53; 1-7	i.p./25	i.p./10	i.p./25	i.p./5	i.p./12
methabenzthiazuron (H)	i.u.	i.p./58	i.u.	1/53; 0,3	i.p./10	i.u.	i.p./25	i.u.	i.p./12
pendimethalin (H)	i.u.	i.p./58	i.u.	2/50; 0,1	i.p./10	i.u.	i.p./25	i.u.	i.p./12
pirimicarb (I)	i.p./5	15/54; 0,03-0,08	i.p./5	6/62; 0,03-0,6	i.p./25	i.p./10	i.p./25	i.p./5	i.p./12
propiconazol (F)	i.p./5	1/53; 0,08	i.p./5	6/64; 0,033-0,8	1/25; 0,03	i.p./10	i.p./25	i.p./5	i.p./12
propyzamid (H)	i.u.	2/54; 0,5-0,8	i.u.	5/66; 0,01-0,2	i.p./10	i.u.	i.p./25	i.u.	i.p./12
simazin (H)	5/5; 0,05-4	10/54; 0,09-0,3	i.p./5	23/145; 0,01-0,03	10/88; 0,01-0,2	i.p./10	i.p./25	i.p./5	i.p./12
terbutylazin (H)	3/5; 0,01-0,02	16/54; 0,03-0,1	i.p./5	11/67; 0,01-0,1	i.p./25	1/25; 0,01	i.p./25	i.p./5	1/13; 0,4
tribenuron-methyl (H)	i.u.	2/48; 0,008-0,03	i.u.	i.p./53	i.p./10	i.u.	i.p./25	i.u.	i.p./12

i.u. = ikke undersøgt; i.p. = ikke påvist. H = Herbicid; F = Fungicid; I = Insekticid.

Af tabel 4.10 fremgår det, at hyppigheden af pesticidfund og koncentrationen af pesticiderne generelt er størst i landbrugsoplande med lerede jorder. Dette skyldes formentlig, at der ofte dyrkes mere intensivt på de fede jorder med større sprøjtehyppighed til følge, samt, at pesticider hurtigt kan transporteres til vandløb via dræn gennem sprækker i lerjorden. Fund af pesticider i kilder indikerer specifikt, at pesticider kan føres via grundvandet til vandløb. I skovvandløb er der ikke konstateret så mange forskellige pesticider, men de herbicider, der anvendes i skove, optræder hyppigt i vandløbene, især hexazinon. Der er konstateret mange forskellige pesticider i byvandløb, der både dækker ”byvandløb” og ”blandede oplande”. Derfor forekommer der også landbrugspesticider. Dichlobenil, som anvendes som totalukrudtsmiddel, og især dets nedbrydningsprodukt, BAM (2,6-dichlorbenzamid), optræder meget hyppigt både i byområder, landbrugsområder og i skovvandløb, se tabel 4.11. Vedrørende BAM henvises i øvrigt til afsnit 4.1, hvor en tilsvarende hyppighed i grundvandet beskrives.

I de fleste af vandløbene findes mange forskellige pesticider på samme tid, hvilket har betydning for vurderingen af effekterne på flora og fauna i det akvatiske miljø, se afsnit 5.3.

Tabel 4.11

Forekomst af metabolitter (af henholdsvis a dichlobenil, b glyphosat, c atrazin) af pesticider i vandløb fordelt på oplandstyper. Der er angivet antal fund ud af samlet antal prøver samt koncentrationsområdet i mikrogram pr. liter. Dichlorbenil og atrazin er ikke længere tilladt anvendt i Danmark. De første undersøgelser blev udført af DMU i 1989-1991. I 1994-1996 blev udført en stor undersøgelse i Fyns amt. I 1996 omfatter tabellen data fra flere amter (Mogensen 1998).

Oplandstype/Metabolit	2,6-dichlorbenzamid (BAM) ^a	AMPA ^{*, b}	desethyl-atrazin ^c	desisopropyl-atrazin ^c
Byområde	5/5; 0,03-0,4	i.u.	3/5; 0,01-0,03	4/5; 0,01-0,1
Blandet oplander	46/54; 0,05-0,2	5/5; 0,1-0,5	i.p./57	i.p./57
Blandet opland	5/5; 0,04-0,07	i.u.	i.p./5	i.p./5
Leret landbrugsopl.	63/72; 0,03-0,4	1/1; 0,5	6/72; 0,01-0,1	8/72; 0,01-0,2
Sandet landbrugsopl.	12/25; 0,01-0,01	i.u.	i.p./25	i.p./25
Sand/ler opland	8/10; 0,01-0,009	i.u.	i.p./10	1/10; 0,02
Skovvandløb	4/25; 0,08-0,5	i.u.	i.p./25	i.p./25
Natur-opland	i.p./5	i.u.	i.p./5	i.p./5
Kilder	3/12; 0,1-0,5	i.u.	i.p./12	i.p./12

* = AMPA er fundet i de samme prøver som udgangsstoffet glyphosat. Det er derfor sandsynligt, at nedbrydningsproduktet stammer fra glyphosat, men andre kilder kan ikke udelukkes.

i.u. = ikke undersøgt.

i.p. = ikke påvist.

4.2.1 Konklusioner

Der er fundet 32 forskellige pesticider i danske vandløb svarende til ca. 30% af de stoffer, der er analyseret for. Dertil kommer 4 nedbrydningsprodukter. Fundhyppigheden er størst i sprøjteperioderne og i forbindelse med nedbørshændelser med forøget afstrømning. Den højeste værdi på 10 mikrogram pr. liter er fundet for bentazon. 12 af pesticiderne blev påvist i koncentrationer over 1 mikrogram pr. liter og 31 stoffer blev

påvist i koncentrationer større end 0,1 mikrogram pr. liter. Glyphosat blev undersøgt i 6 prøver og påvist i alle prøver i koncentrationer mellem 0,02 og 0,21 mikrogram pr. liter (Fyns Amt 1997; Kronvang 1998; Spliid, Mogensen 1995). Pesticiderne forekommer i alle typer af vandløb, men mest i lerede landbrugsoplande. Ved overfladisk afstrømning kan pesticider blive transporteret til søer og vandløb. Det gælder både de mere vandopløselige stoffer, og stoffer, som bindes til jordpartikler og som kun transporteres ved kraftig afstrømning, som medfører jorderosion. Derfor påvises både stoffer, som bl.a. er forbudt på grund af deres mobilitet i jord (fx atrazin, dichlorprop og hexazinon), og stoffer, som ud fra den nuværende viden kun under ekstreme betingelser vil kunne transporteres med nedsvivende regnvand til grundvandet (fx glyphosat, esfenvalerat og pirimicarb). Der er desuden påvist DNOC, som dels kan stamme fra grænseoverskridende atmosfærisk transport, dels kan dannes ved atmosfærekemiske processer ud fra emissioner fra biler (se afsnit 4.5).

Undersøgelserne af vandløb er repræsentative for Danmark

De første undersøgelser blev udført i perioden 1989-91 og de øvrige ligger i tidsrummet 1994-97. Der er stor forskel på prøvetagningsintensitet og -strategi i de enkelte undersøgelser. Nogle er taget på i forvejen udpegede datoer, nogle er koncentreret i sprøjtesæsonen og andre strækker sig over hele året. Nogle prøver er taget i forbindelse med øget afstrømning i vandløbet. Undersøgelserne omfatter ikke prøver, der er taget på grund af mistanke om forurening, fx fra punktkilder. De undersøgte vandløb dækker en række amter, og forskellige oplandstyper og jordbundstyper og må samlet anses for at være repræsentative for Danmark. Der foreligger endnu ikke længere tidsserier af målinger af pesticider i vandløb, men igangsatte overvågningsprogrammer i amterne og landsdækkende undersøgelser vil resultere i det nødvendige datagrundlag for at bedømme udviklingen med tiden.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Der er påvist 32 pesticider i vandløbene, svarende til 30% af de stoffer der er undersøgt for.
- I mange vandløb findes flere pesticider på samme tid.
- Fund af pesticider i kilder indikerer, at pesticider kan føres via grundvandet til vandløb.
- Fundhyppigheden er størst i sprøjteperioder og i forbindelse med store nedbørsmængder, men der påvises også pesticider i vandløb uden for sprøjteperioderne.
- Hyppigheden af pesticidfund er størst i landbrugsoplande med lerede jorder.
- Der er ikke mange forskellige pesticider i skovvandløb, men de pesticider, der er eller har været anvendt i skoven, optræder hyppigst (atrazin, hexazinon og dimethoat).
- Der er mange forskellige pesticider i byvandløb.

- Afstandskravene, som stilles i forbindelse med godkendelsen af pesticiderne, forventes at nedsætte fundhyppigheden i fremtiden.

4.3 Pesticider i søer og vandhuller

I det følgende beskrives forekomsten af pesticider i søer og vandhuller med henblik på at belyse forekomsten. Pesticider tilføres til søer, kystnære farvande og vandhuller via vandløb, overfladisk afstrømning fra tilgrænsende arealer, grundvand og atmosfærisk deposition, herunder sprøjteafdrift. Effekterne af pesticider i stillestående vand beskrives i afsnit 5.3. Der foreligger endnu ikke systematiske data for pesticiders forekomst i danske søer og kystnære farvande. Data fra disse medier er derfor ikke medtaget i rapporten. I forbindelse med Vandmiljøplan II igangsættes et måleprogram, hvorfra der ikke kan forventes resultater for søer inden for det kommende år.

Undersøgelserne fra stillestående vand omfatter resultater fra to projekter. I det ene indgår prøver fra fire vandhuller på Køgeegnen (Spliid, Mogensen 1995), i det andet indgår en række vandhuller på Sydfyn og Avernakø (Briggs in press). I begge områder er der tale om markvandhuller i lerede jorder. Mange markvandhuller har hverken tilløb eller afløb. Det må derfor forventes, at opholdstiden af pesticiderne her er længere end i vandløb, og at risikoen for vandorganismerne er større. Resultaterne af disse undersøgelser er samlet i tabel 4.12.

I tabellen er angivet et koncentrationsinterval, som angiver laveste og højeste koncentration i de prøver, hvor det pågældende pesticid er fundet. Kolonne 3 angiver hvor mange prøver, der er analyseret for det pågældende pesticid og i hvor mange af prøverne, stoffet blev påvist. Samtlige undersøgte stoffer er påvist, dog ikke bromoxynil og simazin. Den højeste koncentration for et enkeltstof er 11 mikrogram pr. liter.

Tabel 4.12

Fund af pesticider i danske vandhuller i agerlandet udført af DMU i 1989-1991 og i 1994-1995 af Amphiconsult (Mogensen, Spliid 1997).

Aktivstof	Koncentration µg/L	Antal fund/ Antal prøver
Atrazin	0,01-0,2	2/24
Bromoxynil	-	0/13
2,4-D	0,1-0,4	3/25
Dichlorprop	0,01-0,3	11/40
Dimethoat (I)	0,13	1/20
Dinoseb	0,04	2/25
DNOC	0,07-0,6	4/25
Ethofumesat	0,1-0,2	2/2
Fenpropimorph (F)	0,1-7	6/10
Fenvalerat (I)	0,12	1/3
Ioxynil	0,02-1	3/16
Isoproturon	0,08	1/13
MCPA	0,009-1	9/40
Mechlorprop	0,01-11	18/41
Pirimicarb (I)	0,13	1/2
Propiconazol (F)	0,1-3	4/6
Simazin	-	0/25

µg/L = mikrogram pr. liter.

4.3.1 Konklusioner

Der foreligger kun få undersøgelser af stillestående vand og kun af vandhuller. Der er påvist mechlorprop i koncentrationer op til 11 mikrogram pr. liter. 5 stoffer havde koncentrationer større end 1,0 mikrogram pr. liter og 13 ud af de 15 undersøgte stoffer havde koncentrationer større end 0,1 mikrogram pr. liter.

Undersøgelserne i vandhuller omfatter flere vandhuller på Køgeegnen og på Avernakø og er udført i begyndelsen af 1990'erne. Prøveudtagningen har især ligget i sprøjtesæsonen. Undersøgelserne i vandhuller er ikke så omfattende som undersøgelserne i vandløb, og de kan ikke anses for at være repræsentative for Danmark som helhed.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Der er påvist 15 pesticider i vandhuller
- Der igangsættes danske undersøgelser af pesticidkoncentrationer i søer og kystnære farvande i forbindelse med Vandmiljøplan II.
- Der er kun foretaget få undersøgelser af pesticidkoncentrationer i søer og havvand i Danmark.

4.4 Pesticider i dræn- og jordvand

Jordvand kan defineres som vand, der er til stede i den øverste del af jordlaget. Jordvand kan opsamles ved at installere sugeceller af keramik eller teflon i jorden og suge vandet fri af jordmatricen. Drænvand er vand, der gennem jorden frit løber til drænrør, der typisk er placeret i ca. 1 meters dybde. Pesticider i drænvand har således haft en opholdstid i jorden, som for mobile stoffer, der udbringes i perioder med megen nedbør, kan være på kun dage eller uger. For pesticider, som bindes i jorden eller som udbringes i perioder uden nedadgående vandbevægelse i jorden, kan opholdstiden være måneder eller år.

Jordvandsprøver med forekomst af pesticider vil generelt være udtryk for en anvendelse af de pågældende pesticider på jordoverfladen umiddelbart over prøvetagningsstedet eller for tilførsel med regnvand. Spild af pesticider på jordoverfladen eller nedgravet pesticidaffald ved prøvetagningsstedet vil kunne påvises i jordvand eller drænvand, men ved at etablere flere sugeceller under samme mark vil en punktkildeforekomst ved en af sugecellerne kunne afsløres.

Drænvandsprøver repræsenterer hele det opland, der afdrænes af det pågældende drænrørssystem. Der kan være tale om mange marker med forskellig anvendelse, tildækkede mergelgrave, nedgravet affald, vaskepladser, drivhuse etc. For at kunne fortolke resultatet af en drænvandsprøve er det vigtigt at vide, hvilket opland den pågældende prøve repræsenterer. Ved at placere lodrette drænrør med filtre i 1 meters dybde, vil der kunne udtages drænvandsprøver, der repræsenterer det nære område ved filteret, når jorden er vandmættet.

Der foreligger undersøgelser af pesticider i jord- og drænvand fra 10 forskellige lokaliteter i Danmark. Heri indgår prøver fra Højvands Rende og Bolbro Bæk, der indgår som landovervågningsoplande (LOOP) i

Vandmiljøplan I. Der er desuden foretaget en række målinger i særlige undersøgelser og forskningsprojekter igennem de seneste 10 år. Der foreligger imidlertid ikke systematiske undersøgelser af pesticider i jordvand og drænvand, som det kendes fra undersøgelserne af forekomsten i grundvand.

Resultaterne af samtlige undersøgelser af pesticider og deres metabolitter i jord- og drænvand er vist i tabel 4.13 og 4.14, idet tabel 4.13 viser forekomsterne på sandjordslokaliteter og tabel 4.14 viser forekomsterne på lerjord. Disse undersøgelser omfatter ikke analyser af afløb fra vaskepladser, gartnerier og andre punktkilder, hvor der i særlige undersøgelser er fundet høje indhold af pesticider.

Der indgår i alt 27 pesticider og metabolitter i undersøgelserne. Det udførte antal analyser fremgår af tabellerne. Resultaterne er angivet som fund mindre end 0,1 mikrogram pr. liter, fund større end 0,1 mikrogram pr. liter og den højeste påviste koncentration. Det ses umiddelbart ved sammenligning af tabel 4.13 og 4.14, at både koncentrationsniveauerne og hyppigheden af fund er størst på lerjordslokaliteterne sammenlignet med sandjordslokaliteterne. De største koncentrationer er fundet af atrazin (7,8 mikrogram pr. liter), hexazinon (4,3 mikrogram pr. liter), dichlorprop (1,4 mikrogram pr. liter) og 2,4-D (1,2 mikrogram pr. liter). Der er desuden påvist koncentrationer, som er større end 0,1 mikrogram pr. liter for pesticiderne isoproturon, bentazon, MCPA, og mechlorprop, samt for nedbrydningsprodukterne desisopropylatrazin, 2,4-dichlorphenol og ETU.

Nogle af disse fund kan korreleres til pesticider, som er anvendt på forsøgsarealer eller som er oplyst anvendt på det pågældende areal. Således blev herbiciderne atrazin og hexazinon begge påvist i relativt høje koncentrationer under en juletræsplantage, hvor disse stoffer tidligere blev anvendt (Felding 1992). I nogle tilfælde er der gjort fund af pesticider i lave koncentrationer, hvor de pågældende stoffer ikke har været anvendt i en årrække. Dette kunne tyde på, at opholdstiden for pesticiderne i jorden har været lang i disse tilfælde. I en særlig undersøgelse af chlorphenoxysyrerne MCPA, dichlorprop, 2,4-D og mechlorprop blev alle stofferne påvist efter 3 års forløb i jordvandet i en meters dybde i koncentrationer, som i flere tilfælde var større end 0,1 mikrogram pr. liter (Felding 1993). Fundene af ETU stammer fra et forsøgsområde, hvor der var foretaget talrige behandlinger med dithiocarbamat-fungicider, som nedbrydes til ETU (Spliid 1998a).

Som en mellemting mellem undersøgelser i felten i fuld skala og simple laboratorieforsøg, kan lysimeterforsøg med uforstyrrede jordsøjler bruges til at forudsige, om et pesticid eller dets nedbrydningsprodukter vil kunne udvaskes af en jordsøjle. Sådanne lysimeterforsøg indgår i dag i det dokumentationsmateriale, der ligger til grund for godkendelsen af nye pesticider. Et lysimeter kan bestå af en jordblok, som udtages på stedet i en stålramme og uden at blive forstyrret. Lysimetret flyttes til testlokaliteten, hvor der dyrkes afgrøder i lysimetret og behandles med pesticidet på normal vis. Den naturlige eller kunstigt tilførte vandmængde, der passerer jordblokken, opsamles. Ved at anvende radioaktivt mærket pesticid kan det måles, om der er gennembrud af radioaktivitet og dermed af pesticid eller nedbrydningsprodukter. Så vidt muligt identificeres de stoffer,

der passerer jordsøjlen, ved hjælp af kromatografiske metoder og ved sammenligning med referencestoffer. Et lysimeterforsøg vil typisk udføres gennem flere år efter, at pesticidet er tilført. Det kan bruges til at afprøve udvaskningsrisikoen for et pesticid ved forskellige jordtyper, forskellige dyrkningsforhold og forskellige nedbørssituationer med et overfladeareal fra 0,25 til 1 m².

Skal mobiliteten undersøges i jordsøjler i de dybereliggende jordlag, kan der udtages jordsøjler, fx med et overfladeareal på 0,25 m², der i en stålcylinder overføres til laboratoriet. Her kan temperatur og grundvandets bevægelser efterlignes og styres.

Table 4.13

Fund af pesticider og metabolitter på sandjordslokaliteter (Spliid 1998a).

Komponent	Jord- og drænvandsanalyser Sandjordslokaliteter			
	Fund < 0,1 µg/L	Fund > 0,1 µg/L	Højeste værdi (µg/L)	Antal analyser
Atrazin	10	1	0,11	98
Cyanazin	i.p.	i.p.	i.p.	21
Desethylatrazin ^M	i.p.	i.p.	i.p.	21
Desisopropylatrazin ^M	1	1	0,11	21
Dimethoat	i.p.	i.p.	i.p.	21
Hexazinon	1	i.p.	0,02	21
Hydroxy-carbofuran ^M	i.p.	i.p.	i.p.	21
Isoproturon	4	1	0,29	75
Metamitron	4	i.p.	0,01	21
Simazin	8	i.p.	0,09	82
Terbutylazin	i.p.	i.p.	i.p.	21
2,4-D	2	3	1,2	82
2,4-dichlorphenol ^M	7	5	0,22	54
2,6-dichlorphenol ^M	1	i.p.	0,05	54
4-chlor-,2-methylphenol ^M	i.p.	i.p.	i.p.	54
Bentazon	3	2	0,1	21
Bromoxynil	3	i.p.	0,04	54
DNOC	4	i.p.	0,02	82
Dichlorprop	2	2	1,4	82
Dinoseb	1	i.p.	0,01	82
Ioxynil	i.p.	i.p.	i.p.	54
MCPA	4	3	0,17	82
Mechlorprop	3	3	0,17	82
Metazachlor	i.p.	i.p.	i.p.	21
Alachlor	i.p.	i.p.	i.p.	21
Ethylthiourea ^M (ETU)	i.p.	2	0,34	28

i.p. = ikke påvist.

^M = metabolitter.

Kursiv = stoffer, som er godkendt i 1998, evt. med dispensation.

µg/L = mikrogram pr. liter.

Tabel 4.14

Fund af pesticider og metabolitter på lerjordslokaliteter (Spliid 1998a).

Komponent	Jord- og drænvandsanalyser Lerjordslokaliteter			
	Fund < 0,1 µg/L	Fund > 0,1 µg/L	Højeste værdi (µg/L)	Antal analyser
Atrazin	8	34	7,8	160
Hexazinon	3	37	4,3	41
Isoproturon	i.p.	2	0,15	68
<i>Simazin</i>	1	i.p.	0,04	119
2,4-D	10	4	0,24	184
2,4-dichlorphenol ^M	3	4	0,29	68
2,6-dichlorphenol ^M	6	i.p.	0,08	68
4-chlor-,2-methylphenol ^M	1	i.p.	0,01	68
<i>Bromoxynil</i>	3	i.p.	0,03	68
DNOC	1	i.p.	0,005	119
<i>Dichlorprop</i>	20	11	0,30	184
Dinoseb	i.p.	i.p.	i.p.	119
<i>Ioxynil</i>	1	i.p.	0,09	68
MCPA	22	8	0,29	184
<i>Mechlorprop</i>	15	11	0,34	184

i.p. = ikke påvist.

^M = metabolitter*Kursiv = stoffer, som er godkendt i 1998, evt. med dispensation.*

µg/L = mikrogram pr. liter.

4.4.1 Konklusioner

I en række undersøgelser er der påvist pesticider i jordvand og drænvand fra arealer, der har været behandlet med pesticider. I de beskrevne undersøgelser er der oplysninger om pesticidanvendelsen på de overliggende marker i flere projekter, mens der for enkelte lokaliteter er tale om opgørelser, der dækker oplandet generelt, hvorfor der ikke kan vises en sammenhæng mellem dosering og fund for den enkelte mark. På baggrund af det foreliggende datamateriale skønnes det ikke forsvarligt at drage konklusioner om sammenhæng mellem dosering og koncentration af pesticider i de analyserede vandprøver.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Fundene af pesticider i jord- og drænvand er ofte de samme stoffer, der også er fundet i grundvandsmagasinerne, se afsnit 4.1.
- De fundne koncentrationer af pesticider i jord- og drænvand overskrider grænseværdien for drikkevand med større hyppighed end i grundvandsundersøgelserne. Mange af de påviste pesticider er ikke længere tilladt til brug i Danmark, men var dog tilladt, da undersøgelserne blev udført.
- På grund af begrænset datamateriale skønnes det ikke forsvarligt at drage konklusioner om sammenhæng mellem dosering på marken og koncentration af pesticider i dræn- og jordvandet.
- Under forudsætning af, at drænvandsoplandets udstrækning er kendt, og at det vides, hvilke pesticider, der er anvendt på arealet, giver en drænvandsundersøgelse et bud på, om anvendte pesticider eller deres nedbrydningsprodukter vil kunne nå grundvandet. Imidlertid vil re-

sultaterne være afhængige af de lokale forhold og af vejret, og det vil ikke være muligt at foretage en massestrømsanalyse, som beskriver pesticidernes skæbne i tid og rum.

- Lysimeterstudier og laboratorieforsøg af radioaktivt mærkede pesticider og nedbrydningsprodukter i uforstyrrede jordsøjler kan være egnede værktøjer til bedømmelse af udvaskningsrisikoen ved brug af pesticider på jorder med forskellige sammensætning.
- Både koncentrationsniveauet og hyppigheden af fund er størst på lerjorder sammenlignet med sandjorder. Datamaterialet er imidlertid begrænset og kan forbedres med supplerende undersøgelser.

4.5 Pesticider i regnvand

Der foreligger forholdsvis få undersøgelser i Danmark som opsummeret af Felding (1998ab). I et samarbejdsprojekt i Nordisk Ministerråds regi er der fra 1992 til 1994 udtaget regnvandsprøver fra 2 lokaliteter i Danmark, henholdsvis fra Ulfborg plantage 10 km fra den jyske vestkyst og fra Gadevang ved Gribskov. Der indgik 10 pesticider: propiconazol, prochloraz, lambda-cyhalothrin, cypermethrin, esfenvalerat, deltamethrin, atrazin, mechlorprop, dichlorprop og MCPA. Kun phenoxysyrerne blev påvist, idet de højeste koncentrationer var på knapt 0,4 mikrogram pr. liter (Kirknel et al. 1997). De fundne koncentrationer er meget små i forhold til doseringen i marksprøjtning. Effekterne af pesticider i regnvand er vurderet i afsnit 5.2.

I et igangværende projekt udtages nedbørsprøver fra 3 sjællandske lokaliteter, Gadevang, Gisselfeld og Lorup, som analyseres for phenoxysyrerne: MCPA, mechlorprop og dichlorprop samt for herbicidet isoproturon. Den p.t. højeste koncentration af phenoxysyrerne var på godt 0,6 mikrogram pr. liter. For isoproturons vedkommende er den maksimale koncentration knap 0,4 mikrogram pr. liter. I langt de fleste tilfælde er der sammenfald mellem det tidspunkt, hvor herbiciderne bliver påvist i nedbøren, og anvendelsestidspunktet (Felding 1998a).

I efteråret 1997 blev der yderligere analyseret 13 blandingsprøver fra de ovennævnte 3 lokaliteter fra perioden fra september 1996 til november 1997. Der blev undersøgt for 44 pesticidkemikalier. Indholdet i de 13 prøver fremgår af tabel 4.15. Der er i alt påvist 8 forskellige pesticidkemikalier: isoproturon, metamidron, DNOC, mechlorprop, methabenzthiazuron, 2-hydroxyterbutylazin, terbutylazin og 2,4-D. Der blev påvist DNOC igennem hele perioden i et forholdsvis højt koncentrationsområde fra 0,3 til 4,5 mikrogram pr. liter. Stoffet har ikke været anvendt i Danmark de sidste 10 år. Desuden kan stoffet dannes ved atmosfærekemiske reaktioner, se afsnit 4.5. Der kan således være tale om grænseoverskridende luftforurening. DNOC er også påvist i overfladenært grundvand og i vandløb (Spliid et al. 1996), se afsnit 4.1.1 og 4.1.2.

DMU har i 1990-1991 målt indholdet af α -HCH og γ -HCH (lindan) i regnvand på 2 lokaliteter i Danmark henholdsvis Husby og Ulborg i Vestjylland. I 1992 blev der målt på 3 lokaliteter, henholdsvis Ulborg, Bagenkop og Anholt. De maksimale koncentrationer blev målt til 0,1

mikrogram pr. liter. Undersøgelsen pegede på, at forekomsten af lindan stammede fra brugen i lande syd og vest for Danmark (Cleemann et al. 1995).

Tabel 4.15

Pesticider og nedbrydningsprodukter i regnvandsprøver udtaget i perioden fra september 1996 til november 1997. I alt 13 prøver er opsamlet over 2-3 uger i Lorup, Gisselfeld og Gadevang på Sjælland. DMU har analyseret for 36 aktivstoffer og 8 omdannelsesprodukter. Koncentrationerne er opgivet i mikrogram pr. liter. Det ses, at koncentrationen for isoproturon og DNOC overstiger drikkevandsgrænsen på 0,1 mikrogram pr. liter (markeret med fed) (Felding 1998a).

Udtaget	Isoproturon ^a	Metamitron	DNOC ^b	Mechlorprop ^c	Methabenzthiazuron	2-hydroxyterbutylazin ^M	Terbutylazin ^M	2,4-D ^c
Sept. 96	0,007	i.p.	0,61	0,005	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Okt. 96	0,20	0,019	4,5	0,23	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Okt. 96	0,054	0,039	0,69	0,07	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Nov. 96	0,017	0,038	0,89	0,07	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Nov. 96	i.p.	i.p.	0,77	0,030	0,013	i.p.	i.p.	i.p.
April 97	i.p.	i.p.	0,82	0,016	0,008	0,096	i.p.	i.p.
Maj 97	i.p.	i.p.	0,31	0,015	i.p.	0,098	0,008	i.p.
Juni 97	i.p.	i.p.	0,57	0,012	i.p.	i.p.	0,009	i.p.
Aug. 97	i.p.	0,024	1,6	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Sept. 97	i.p.	i.p.	0,38	0,005	i.p.	i.p.	i.p.	0,046
Sept. 97	0,17	0,088	1,3	0,068	i.p.	0,015	0,008	0,059
Okt. 97	i.p.	i.p.	0,44	0,016	i.p.	i.p.	i.p.	0,013
Okt. 97	0,29	i.p.	0,47	0,076	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.

i.p. = ikke påvist; ^a = indstillet til forbud i 1998

^b = forbudt; ^c = forbudt med dispensation i 1997

^M = metabolit (af atrazin)

Tabel 4.16

Pesticider og nedbrydningsprodukter i regnvandsprøver fra Sjælland. Tabellen viser tallene fra tabel 4.15 for nedfaldet af pesticider beregnet som g pr. hektar (Felding 1998a). Undersøgelsen omfatter 36 aktivstoffer og 8 omdannelsesprodukter.

Udtaget	Isoproturon ^a	Metamitron	DNOC ^b	Mechlorprop ^c	Methabenzthiazuron	2-hydroxyterbutylazin ^M	Terbutylazin ^M	2,4-D ^c
Sept. 96	0,007	i.p.	0,63	0,005	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Okt. 96	0,050	0,005	1,13	0,058	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Okt. 96	0,053	0,038	0,68	0,069	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Nov. 96	0,018	0,040	0,94	0,074	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Nov. 96	i.p.	i.p.	0,66	0,026	0,011	i.p.	i.p.	i.p.
April 97	i.p.	i.p.	0,64	0,012	0,006	0,075	i.p.	i.p.
Maj 97	i.p.	i.p.	0,27	0,013	i.p.	0,086	0,007	i.p.
Juni 97	i.p.	i.p.	0,36	0,007	i.p.	i.p.	0,006	i.p.
Aug. 97	i.p.	0,014	0,92		i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Sept. 97	i.p.	i.p.	0,08	0,001	i.p.	i.p.	i.p.	0,009
Sept. 97	0,072	0,037	0,55	0,029	i.p.	0,006	0,003	0,025
Okt. 97	i.p.	i.p.	0,45	0,017	i.p.	i.p.	i.p.	0,013
Okt. 97	0,116	i.p.	0,19	0,030	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Total	0,32	0,13	7,5	0,34	0,017	0,17	0,016	0,048

Summen af fundene af de undersøgte pesticidkemikalier 8,5 g/ha

i.p. = ikke påvist; ^a = indstillet til forbud i 1998.

^b = forbudt; ^c = forbudt med dispensation i 1997.

^M = omdannelsesprodukt (af atrazin).

I tabel 4.16 er den målte koncentration af pesticidkemikalier fra tabel 4.15 omregnet fra mikrogram pr. liter til gram pr. ha. DNOC (4,6-dinitro-2-methylphenol) udgør i denne undersøgelse, som ikke omfatter alle fordampelige pesticider, knap 90% af den totale mængde pesticidkemikalier i den atmosfæriske tilførsel med regnvand. Fordelingen af phenoler og nitrophenoler i skyer og forekomsten og dannelsen af phenoler i atmosfæren er beskrevet af Lüttke og Levsen (1997) og Lüttke et al. (1997). Det konkluderes i disse studier, at DNOC overvejende forefindes på gasform frem for væskeform i atmosfæren. Dinitrophenoler dannes overvejende ved reaktioner i atmosfæren i modsætning til mononitrophenoler, som primært dannes i forbindelse med bilers udstødning.

4.5.1 Konklusioner

Der er påvist pesticidkemikalier i nedbør opsamlet i Danmark. Der er tale om en begrænset undersøgelse, som kun omfatter få stoffer og ikke dem, der har størst potentiale for at fordampe. I de fleste tilfælde er der en sammenhæng mellem sprøjtesæsonen og påvisningstidspunktet. Der er dog også påvist pesticider, som ikke længere finder anvendelse i Danmark. Disse stoffer er formentlig blevet transporteret hertil over længere strækninger eller har deres oprindelse fra andre kilder end pesticidbehandling i jordbruget. Blandt de forbudte stoffer i nedbøren er DNOC, som er påvist i regnvandet gennem hele året og i langt de største koncentrationer blandt de undersøgte stoffer. Det er derfor overvejende sandsynligt, at dets tilstedeværelse primært skyldes dannelsen af nitrophenoler i atmosfæren. Den udenlandske litteratur beskriver dannelsen af nitrophenoler i atmosfæren som en reaktion mellem benzen, toluen og NO_x . Udstødningen fra biler indeholder mononitrophenoler og andre nitrophenoler, der bidrager til atmosfærens indhold af disse stoffer. Anvendelsen af DNOC som pesticid uden for Danmark kan dog også bidrage til indholdet af nitrophenol i atmosfæren.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Insekticidet lindan er påvist som eksempel på en formodet grænseoverskridende atmosfærisk transport af pesticider.
- Den eksisterende landsdækkende monitorering af indholdet af pesticidkemikalier i nedbøren er af begrænset omfang, og der mangler data, som kan sammenholdes med meteorologien.
- Der findes ingen danske in situ målinger af indholdet af pesticidkemikalier i luften i forbindelse med sprøjtning.

4.6 Eksponeringsveje

Eksponeringen af såvel mennesker som miljøet kan ske under håndteringen af pesticiderne, under og umiddelbart efter behandlingen, samt som følge af spredning i miljøet. Spredningen afhænger af pesticidernes fysiske-kemiske forhold og den måde, de udbringes på. Ved et pesticides persistens forstås dets bestandighed i miljøet: man siger, at stoffer med en lang nedbrydningstid har en høj persistens. Miljøeffekterne af pesticider behandles i kapitel 5. Den humane eksponering ved indtagelse af pesticidrester behandles i afsnit 6.2. Eksponering af brugerne af pesti-

der behandles i afsnit 6.1. I det følgende omtales spredningen i miljøet, som er grundlæggende for både det ydre miljø og eksponeringen af mennesket. Følgende processer og spredningsveje behandles:

- Overfladisk afstrømning.
- Afdrift.
- Fordampning.
- Nedbrydning og udvaskning af pesticider.
- Fylde og vaskepladser.

4.6.1 Overfladisk afstrømning

Pesticider kan transporteres med vand, der løber på jordoverfladen. Overfladisk afstrømning fra skrånende marker kan føre både vandopløselige stoffer, og stoffer, som bindes til jordpartikler, ud i vandløb og søer. Den partikelbårne transport sker ved kraftig afstrømning af regn- eller smeltevand og jorderosion.

I et projekt i Miljøstyrelsens Pesticidforskningsprogram (Felding et al. 1997) blev den overfladiske afstrømning af to forholdsvis vandopløselige herbicider (mechlorprop og dichlorprop) og et tungtopløseligt, partikelbundet insekticid (alfacypermethrin) undersøgt gennem to vækstsæsoner (1992-1993). Marken havde en gennemsnitlig hældning på 12 % og blev begge år dyrket med vinterhvede.

I tabel 4.17 er det angivet, hvor store mængder pesticid, der blev transporteret med overfladisk afstrømning de pågældende år. Opgjort som promille af det udsprøjtede pesticid for begge forsøgsår er det for mechlorprop 0,08, dichlorprop 0,002 og alfacypermethrin 0,001.

Mechlorprop og dichlorprop fandtes især i vandfasen af den overfladiske afstrømning, mens alfacypermethrin kun blev påvist i vandprøver med indhold af jordpartikler, hvilket stemmer med, at stoffet bindes kraftigt til jordpartikler. Det fremgår, at der har været størst afstrømning af det efterårsudbragte stof.

Tabel 4.17

Udsprøjtning af pesticider på forsøgsmarken og fund af pesticider i overfladisk afstrømning. (Felding et al. 1997). De nævnte stoffer var godkendt på sprøjtetidspunktet.

Sprøjtetidspunkt	Pesticid	Dosis, kg a.i. pr. ha	Koncentration i prøver (mikrogram pr. liter)	Samlet mængde i afstrømning (milligram)	Tidsrum med forekomst af pesticid efter sprøjtning
21-11-1991	mechlorprop	0,584	0,05-3,5 0,29-15	8	28/11-91 til 10/11-92
14-05-1992	dichlorprop	3,00	0,04-4,6	4	26/07-92 til 22/2-93
02-07-1992	alfacypermethrin	0,0125	ikke påvist	-	-
13-11-1992	mechlorprop	0,584	0,13-6,2 0,11-7,2	42	20/11-92 til 02/08-93
28-04-1993	dichlorprop	3,00	0,21-0,39	1	28/6-93 til 31/8- 93
30-06-1993	alfacypermethrin	0,0125	0,01-0,21	0,009	25/07-93 til 11/09-93

a.i. = aktivt stof.

Hændelser med afstrømning sker kun og momentant, når nedbøren inden for 24 timer overstiger 10 mm (Danmarks Miljøundersøgelser 1995;

Groenendijk et al. 1994; Liess et al. 1999; Møhlenberg, Gustavson 1999). Dette forekommer i gennemsnit tre gange årligt i Danmark (Fyns Amt, Sønderjyllands Amt). Ved nedbørshændelser over 10 mm udgør overfladeafstrømningen af pesticider 0,2 % af pesticidpuljen fra de nærmeste 2 ha i marken, hvilket ifølge Groenendijk et al. 1994 er et godt estimat i landskaber med svage hældninger. Svenske undersøgelser fra 1990-1996 (Kreuger 1998; Kreuger, Tornqvist 1998) estimerer tilsvarende, at 0,1-0,3% af det pesticid, som spredes på markerne i oplandet, tabes til vandmiljøet. Nye tyske undersøgelser udført ved Braunschweig, som har samme jordtype og marktopografi som i Østdanmark, har vist, at afstrømningen af bl.a. fenvalerat skete i pulser og entydigt var knyttet til nedbørshændelser større end 10 mm pr. døgn (Liess et al. 1999). Den samlede tilførsel til et vandløb blev opgjort til mellem 0,012% og 0,068% af den samlede mængde tilført en mark på 9 ha. Omregnet til et afstrømningsareal på 2 ha og under hensyntagen til nedbrydningen som anvendt i modellen i afsnit 10.3.3, svarer det til et tab på 0,05-0,3 % ved overfladisk afstrømning (Møhlenberg, Gustavson 1999). Møhlenberg og Gustavson anvender et tab på 0,2% fra 2 ha som et konservativt estimat i modelberegningerne i afsnit 10.3.3.

Man søger at forhindre, at vandløb og søer bliver forurenede ved at have bræmmer langs vandløb og søer, hvor man ikke må dyrke jorden. Denne bræmme virker som et filter og nedsætter den overfladiske afstrømning.

4.6.2 Konklusioner

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Pesticider kan ved overfladisk afstrømning blive transporteret til vandløb og søer.
- Den overfladiske afstrømning af pesticider sker kun i forbindelse med nedbørshændelser over 10 mm pr. døgn. Afstrømningens størrelse afhænger af afstrømningsarealet og dets hældning. I scenarieberegningerne i afsnit 10.3.3 er afstrømningen estimeret til 0,2% af den udbragte pesticidmængde fra de nærmeste 2 ha.
- Dette gælder for både vandopløselige stoffer og stoffer, som bindes til jordpartikler.
- Den overfladiske afstrømning er størst for pesticider, som udbringes om efteråret.
- Mængden af pesticid, der når ud til vandløb og søer, kan reduceres ved at etablere græsbræmmer mellem marken og recipienten.

4.6.3 Afdrift

Ved "afdrift" forstås den mængde pesticider, der ikke havner på den mark, som man ønsker at sprøjte. Pesticider kan via atmosfæren tilføres til arealer uden for det sprøjtede areal på følgende to måder:

1. Den virkelige afdrift, dvs. den mængde, der havner i dråbeform på overflader uden for det område, som man ønsker at behandle.
2. Deposition længere væk fra det område, man har behandlet.

Afdriftsmodeller omhandler normalt kun det førstnævnte aspekt.

Under marksprøjtningen forstøves sprøjtevæsken forholdsvis fint for at opnå en ensartet fordeling på arealet samt en god afsætning af sprøjtevæsken på afgrøde og skadegørere. Under dråbernes transport frem til afgrøden og dens skadegørere kan der ske tab ved at dråberne i partikelform føres ud af det sprøjtede areal som afdrift eller i dampform. Tabet kan foregå dels under dråbens vej mod målet og dels fra sprøjtemålet i en periode efter udsprøjtningen. Afdriften er sammen med fordampning af pesticider medvirkende til, at pesticider kan påvises i nedbør, overfladevand og i ikke-sprøjtede arealer. Afdriften er årsagen til, at pesticider med meget lavt damptryk kan måles i atmosfæren og i nedbør, idet disse stoffer vil kunne transporteres som små partikler, der er dannet ud fra dråber af sprøjtevæske, som bæres og indtørres i luften.

En række faktorer påvirker afdriftens omfang. Talrige målinger viser, at i stille vejr når det meste af sprøjtevæsken målet. Under forhold med mere vind eller atmosfærisk ustabilitet vil en del af sprøjtevæsken blive transporteret ud af det behandlede areal. Hvor stor denne andel er afgøres af følgende faktorer (Jensen et al. 1998):

- Vindhastigheden og luftfugtighed.
- Middeldråbestørrelse og dråbestørrelsesfordeling, som er en funktion af dysetype og -størrelse, væsketryk samt sprøjtevæskens overfladespænding og viskositet.
- Afstanden mellem dysemunding og sprøjtemål (bomhøjde).
- Det anvendte sprøjteudstyr (konventionel, ledsageluft, afskærmning, sprøjteudstyrets størrelse og udformning, elektrisk ladning af dråberne etc.).

De sprøjtetekniske muligheder for at reducere afdriften er behandlet i afsnit 9.6. Ved marksprøjtning kan landmanden således selv påvirke afdriften gennem sit valg af sprøjteudstyr og dets indstilling, mens den faktiske afdrift er stærkt påvirket af de klimatiske forhold, især vinden. Afdriften er alt andet lige langt større på bar jord eller jord med lille plantebestand, end ved sprøjtning på de sene stadier hos afgrøden med en kraftig plantebestand.

Dråbestørrelse, fordampning og luftfugtighed

Fordampning fra sådanne små dråber vil blot reducere dråbestørrelsen yderligere og frembringe meget små dråber, som vil blive transporteret med vinden over længere afstande. Små dråber med diameter mindre end 50 mikrogram har en kritisk størrelse, fordi de holder sig svævende i relativt lang tid. Hvis luftfugtigheden er lav, vil også større dråber kunne nå at blive formindsket, således at risikoen for afdrift øges betydeligt. Således er det beregnet, at andelen af luftbårne dråber i 500 meters afstand fra det sprøjtede areal mere end tidobledes, hvis luftfugtigheden faldt fra 100% til 50% ved 20^o C (Thomson, Ley 1982).

Sprøjtebombens højde over jorden

Bomhøjden har en væsentlig indflydelse på afdriften. Det er primært de små dråber på 100 mikrometer og derunder, der påvirkes stærkt ved ændringer i bomhøjde. Således fordobles afdriften, når bomhøjden øges fra 50 cm til 70 cm med en traditionel fladsprededyse (Miller 1988).

Som omtalt i afsnit 9.6 er der udvikling af sprøjteudstyr i gang, som vil kunne medvirke til at reducere afdriften.

4.6.4 Konklusioner

Afdriften til de omkringliggende arealer indebærer en risiko for eksponering af såvel hegn, diger, gærder og småbiotoper i agerlandet som terrestriske og akvatiske naturarealer. Afdriften er sammen med fordampning af pesticider medvirkende til, at pesticider kan påvises i nedbør, overfladevand og i ikke-sprøjtede arealer. Afdriften er især afhængig af dråbestørrelsen og vindhastigheden. Dråbestørrelsen afhænger af sprøjteudstyret og sprøjteteknikken.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Det er primært små dråber på under 100 mikrometer, som transporteres med vinden.
- Der dannes små dråber når større dråber fordamper i tør luft.
- Pesticider med meget lavt damptryk vil ikke kunne overføres til atmosfæren ved fordampning. Alligevel kan de findes i atmosfæren og i nedbør, idet disse stoffer vil kunne transporteres som små partikler, der er dannet ud fra dråber af sprøjtevæske, som bæres og indtørres i luften.
- Lav sprøjtebombhøjde nedsætter mængden af små dråber, som dannes ved fordampning.
- I tør luft omdannes større dråber til små dråber ved fordampning. Sprøjtning i fugtig luft nedsætter fordampningen. Luften er ofte fugtig tidligt om morgenen og vindhastigheden er oftest lav, således at risikoen for afdrift som regel er mindst om morgenen.
- Der findes kun begrænset viden om afdriftens størrelse og eksponeringen af terrestriske og akvatiske biotoper. Den gældende praksis er, at terrestriske biotoper kan beskyttes ved anvendelse af sprøjtefri randzoner, medens de akvatiske beskyttes ved anvendelse af stofspekifikke afstandskrav i godkendelsen af pesticiderne.

4.6.5 Fordampning

Pesticider fordamper både under og ikke mindst efter sprøjtningen. Sammen med afdriften, se afsnit 4.6.2, overfører fordampningen relativt store mængder pesticider til atmosfæren, som således bliver den mængdemæssigt væsentligste transportvej for pesticider bort fra det sprøjtede areal. Endelig skal det nævnes, at betydelige mængder af pesticider kan transporteres ved vinderosion, fx hvis der indtræder stormvejr om foråret efter sprøjtning af afgrøder, hvor plantetætheden er lille. Fordampningen afhænger af stoffets egenskaber og især af stoffets damptryk. Desuden spiller temperaturen, vandopløseligheden, adsorptionen (bindingen) til jord og planteoverflader, jordens fugtighed, luftens bevægelser, herunder vindhastigheden og turbulensen, samt koncentrationen af pesticidet, herunder dets nedbrydning, alle en vigtig rolle. Det er vanskeligt at måle fordampningen på grund af dens store naturlige variabilitet (Løkke 1998).

Modeller for fordampningen

Pesticiders fordampning afhænger af de nævnte faktorer og kan beregnes ved brug af matematiske modeller, som medtager de vigtigste faktorer, der styrer fordampningen. Jansma og Linders (1995) beregnede fordampningen fra jordoverfladen ved anvendelse af den såkaldte "Dow-metode", som medtager pesticidernes damptryk, vandopløselighed og adsorption til jord som de faktorer, der styrer fordampningen. Metoden blev valideret ved sammenligning med målte værdier. Denne metode er således anvendelig for rækkeafgrøder og stadier for afgrøderne, hvor plantedækket er lille og størstedelen af pesticiderne rammer jordoverfladen. Generelt lå de beregnede værdier inden for en faktor 7 fra de målte. Denne model har dog en tendens til at overestimere fordampningen. Der findes endnu ikke egnede modeller, som kan estimere fordampningen af pesticider, som er blandet op med jorden ved harvning og pløjning. Ligeledes er det vanskeligt at lave en generel model for fordampningen af pesticider fra planter overflade.

Fordampning fra jord

For mange pesticider gælder, at hovedparten af den udsprøjtede stofmængde, som lander på jordens overflade, teoretisk set vil kunne fordampe inden for få døgn afhængigt af de klimatiske forhold. Fordampningen øges med stigende temperatur og vindhastighed. Hvis luftfugtigheden er lav, vil jordoverfladen udtørre, hvilket nedsætter fordampningen.

Fordampning fra planter

Pesticidernes fordampning fra planter er dårligt belyst. Høj luftfugtighed øger fordampningen, men kan samtidig øge optagelsen af pesticider i planten. Er pesticidet først trængt ind i planten, vil 95% forblive dér. Fordampningen afhænger af plantearten, mængden af planteløv pr. arealenhed og planteoverfladernes beskaffenhed. Desuden har sprøjteteknikken og de tekniske hjælpestoffer i pesticidformuleringen betydning. Disse stoffer skal sikre, at pesticider spredes, vedhæftes og trænger ind i planten. Hjælpestofferne kan således medvirke til at reducere fordampningen og dermed øge stoffets virkningstid i og på planten. Fordampningen er størst fra små dråber, som har den relativt største overflade, og mindst fra store dråber, bl.a. fordi optagelsen i planten er størst fra de store dråber. Det er skønnet af de hollandske myndigheder, at ca. 20% af den udsprøjtede pesticidmængde vil fordampe fra planteoverflader og overføres til atmosfæren (Ministerie van L.N.V. 1991).

Målinger af fordampningen i laboratoriet og felten

Der er foretaget mange undersøgelser af fordampningen af pesticider i udlandet. De fleste undersøgelser er udført for mere end 10 år siden med pesticider som ikke længere anvendes i Danmark. Jansma og Linders (1995) har foretaget en sammenstilling af data fra litteraturen. Der fremgår bl.a. heraf, at såvel ukrudtsmidlet DNOC som det chlorerede insekticid lindan, som er påvist i regnvand i Danmark (se afsnit 4.1.5), fordamper meget hurtigt fra planteoverflader. I tyske feltforsøg med forskellige afgrøder blev fx én time efter sprøjtning målt 45% fordampning af lindan fra grønne bønner, 50% fra hovedsalat, 30% fra kålrabi og 25% fra vårhvede (Boehncke et al. 1990). Fra vårhveden var 88% fordampet efter 3,1 døgn og mere end 90% fra de øvrige afgrøder. Målinger af fordampningen af lindan fra jordoverflader viser i flere undersøgelser en lavere fordampningshastighed, men dog stadigvæk så stor, at hovedparten af det udsprøjtede overføres til atmosfæren.

Der foreligger måledata for fordampningen af enkelte stoffer, som indgår i målinger af indholdet af pesticider i dansk regnvand. Blandt disse er atrazin og simazin.

For atrazin viser målinger i feltstudier i USA, at der kan fordampe op til 9% fra jordoverfladen på 35 dage. I en anden undersøgelse er målt 1,3% fordampning af simazin fra jordoverfladen i løbet af 21 dage. Blandt de stoffer, som for tiden anvendes i Nordeuropa, er der fra jordoverflader målt op til 49% fordampning af chlorpyrifos efter 26 dage, op til 52% deltamethrin efter 3,1 dag og 90% trifluralin efter 2,5-7 dage. Fra planteoverflader er der i feltforsøg i Tyskland efter 3,1 dag målt henholdsvis 72, 34, 70 og 24% fordampning af insekticidet deltamethrin fra henholdsvis grønne bønner, kålrabi, hovedsalt og vårhvede (Boehncke et al. 1990). Samme forfattere har målt op til 100% fordampning af mevinphos fra planter efter 3,1 døgn.

Beregning af fordampningen fra jordoverflader

Den simpleste model til beregning af fordampningen er en såkaldt 1. ordensmodel. I "Dow-modellen" forudsættes det, at den såkaldte hastighedskonstant for fordampningen er ligefrem proportional med damptrykket og omvendt proportional med vandopløseligheden og bindingskonstanten til jord (Jansma, Linders 1995). Denne model anvendes i EU's PC-baserede ekspertsystem til vurdering af kemiske stoffer, EUSES (EC 1996). Fordampningen ifølge denne model fremgår af tabel 4.18 for stoffer med stor fordampning og samtidig stor anvendelse. Imidlertid overestimerer denne model fordampningen. En nyere model er netop blevet udviklet i Holland. Denne model inkluderer stoffernes skæbne i atmosfæren, deposition og effekter på planter. Resultaterne indikerer, at i Holland fordamper totalt 5,5% af den udbragte mængde *herbicer* med det anvendelsesmønster, som gjaldt i Holland i perioden 1985-1995. Den atmosfæriske deposition svarede til en gennemsnitlig behandlingshyppighed på naturarealer på 0,02 pr. år (Klepper et al. 1998).

Tabel 4.18

Beregnet fordampning for pesticider med potentiel fordampning fra jordoverflader (Jansma, Linders 1995; Løkke 1998).

Pesticid	Solgt mængde i 1997 (1000 kg)	Procent fordampning efter:	
		1 døgn	4 døgn
Chlorothalonil	39	1	6
Bentazon	79	7	24
Cypermethrin ^m	2	1	5
Dimethoat	35	1	6
Diuron	23	3	11
Fenpropimorph	278	11	38
Flamprop-M-isopropyl	13	1	6
Pendimethalin	358	99<	99<
Permethrin	2	31	77
Propyzamid	22	57	96
Prosulfocarb	75	26	69
Terbutylazin	63	8	27

Disse beregninger viste dog også, at de fleste pesticider, som bruges i Danmark i dag, kun i ringe grad fordamper fra jordoverflader. Tilsyneladende sker der mængdemæssigt en betydelig fordampning af fenpropi-

morph, pendimethalin, permethrin, propyzamid og prosulfocarb. Der er således en risiko for, at disse stoffer vil kunne spredes i atmosfæren og påvises i regnvand og overfladevand. Skæbnen og forekomsten af disse stoffer i atmosfæren over Danmark er ikke undersøgt og de indgår ikke i DMU's analyseprogram for regnvand (Løkke 1998).

4.6.6 Konklusioner

Pesticider fordamper både under og ikke mindst efter sprøjtningen. Sammen med afdriften, se afsnit 4.6.2, og lejlighedsvis vinderosion af pesticidbehandlede jorder, overfører fordampningen relativt store mængder pesticider til atmosfæren, som således bliver den mængdemæssigt væsentligste transportvej for pesticider bort fra det sprøjtede areal. Fordampningen afhænger af stoffets egenskaber og især af stoffets damptryk. Desuden spiller temperaturen, vandopløseligheden, adsorptionen (bindingen) til jord og planteoverflader, jordens fugtighed, luftens bevægelser, herunder vindhastigheden og turbulensen, samt koncentrationen af pesticidet, herunder dets nedbrydning, alle en vigtig rolle. Det er muligt at beregne fordampningen fra jordoverflader ved brug af simple matematiske modeller, medens der endnu ikke findes tilsvarende modeller for fordampningen fra planteoverflader. Fordampningen fra jordoverflader kan ifølge modelberegninger være betydelig og teoretisk set for nogle stoffer helt op til 100% i løbet af få døgn. Det er i Holland skønnet, at den samlede fordampning fra planteoverflader udgør ca. 20% af den udbragte mængde af samtlige typer pesticider.

Modelberegninger viser, at de fleste pesticider, som anvendes i Danmark, kun i ringe grad overføres fra jordoverflader til atmosfæren ved fordampning. Enkelte stoffer udviser imidlertid et stort potentiale for fordampning.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Beregninger indikerer, at der mængdemæssigt kan ske en betydelig fordampning af stofferne fenpropimorph, pendimethalin, permethrin, propyzamid, prosulfocarb og trifluralin. Det er således en risiko for, at disse stoffer vil kunne spredes i atmosfæren og påvises i regnvand og overfladevand. Skæbnen og forekomsten af disse stoffer i atmosfæren over Danmark er ikke undersøgt.
- Der er behov for undersøgelser af den reelle fordampning af de pesticider, som anvendes i Danmark, med henblik på senere at kunne modellere fordampningen.
- For at kunne estimere betydningen af atmosfærisk deposition af pesticider i Danmark i forhold til andre kilder er det nødvendigt, at der fremskaffes viden om fjernelseshastigheden fra atmosfæren ved tør- og våddeposition.
- Der mangler viden om pesticidernes skæbne i atmosfæren, specielt vedr. nedbrydningen, dens hastighed og den evt. dannelse af miljøfremmede reaktionsprodukter.

4.6.7 Nedbrydning og udvaskning af pesticider

Nedbrydningen af pesticider er en trinvis proces, som ofte forløber via dannelsen af metabolitter, der i kemisk struktur kan ligne de oprindelige pesticider. Et pesticides metabolitter kan være mere toksiske og lettere udvaskelige end det oprindelige pesticid, som fx atrazin-metabolitterne deethylatrazin og desisopropylatrazin. Det er således af stor vigtighed, at undersøgelser af pesticiders persistens i jordmiljøet og udvaskning herfra også inkluderer tilsvarende undersøgelser af metabolitter (Fomsgaard 1998).

Nedbrydning og binding (sorption) er nøglefaktorer i vurderingen af pesticiders persistens i jordmiljøet. Anvendelsestidspunktet og lokaliteten påvirker ligeledes pesticiders persistens. Mængden af organisk stof i jorden kan føre til en større sorption og dermed en langsommere nedbrydning og en langsommere udvaskning. Omvendt kan det organiske stof også øge tilstedeværelsen af mikroorganismer, hvilket igen kan øge nedbrydningshastigheden. Ekstreme jordmiljøer som fx jordoverfladen på jernbaner, stier og parkeringspladser er så dårlige miljøer for biologisk aktivitet, at stoffer anvendt til ukrudtsbekæmpelse på disse arealer vil blive meget langsomt nedbrudt. Når disse jordtyper yderligere binder pesticider dårligt, udgør de et stort potentiale for forurening af grundvand.

Processer, som fjerner pesticider i jorden

En lang række processer, overfladisk afstrømning, fordampning, optagelse i planter, udvaskning og nedbrydning medvirker til fjernelse af pesticidrester fra jordmiljøet efter udsprøjtning. Nedbrydning og omsætning i planter adskiller sig fra de øvrige processer ved at omdanne eller fjerne stoffet permanent fra miljøet. Overfladisk afstrømning og udvaskning kan bringe stoffet over i overfladevand eller grundvand, fordampning kan føre til forekomst af pesticidrester i regnvand, og optagelse i planter kan føre til forurenede fødevarer, hvis pesticidet ikke nedbrydes under optagelsen i planterne. Pesticidresterne kan desuden bindes i jordmiljøet uden at blive nedbrudt.

Persistente pesticider

Generelt nedbrydes pesticider abiotisk, fx ved fotonedbrydning, eller biologisk, primært ved biologisk omsætning udført af mikroorganismer. Et persistent pesticid er kendetegnet ved at forblive intakt i den aktive form, hvis det ikke er følsomt over for fysisk-kemiske faktorer, eller hvis mikroorganismene ikke kan nedbryde det. Desuden kan der dannes metabolitter, nedbrydnings- eller reaktionsprodukter, som tilsvarende kan være persistente. Pesticidet og/eller disse stoffer kan være utilgængelige for nedbrydning, hvis de er bundet til humus eller til lerminerale. Fordelingen af pesticider mellem jordens porevand og jordpartikler er en ligevægt mellem frie molekyler og molekyler bundet til enten opløste organiske stoffer eller til fastsiddende jordpartikler. Det kan derfor ikke udelukkes, at pesticider, som er bundet i jorden, kan frigøres på et senere tidspunkt som følge af en forandring i det fysisk-kemiske miljø, fx forsurening af jorden eller nedbrydning af humus eller lerminerale.

Persistensundersøgelser i godkendelsen af pesticider

I godkendelsen af pesticider vurderes på baggrund af laboratorieforsøg, hvorvidt aktivstoffet eller dets metabolitter, nedbrydnings- eller reaktionsprodukter af miljømæssig betydning har en halveringstid på højst 3 måneder, eller at der højst er 10% tilbage af den doserede mængde efter ét år. Hvis aktivstoffet kun i ringe grad (dvs. mindre end 5% på 100

døgn) nedbrydes helt til CO₂, vand og salte, er der risiko for, at det bindes uændret i jorden. Det kræves derfor, at højst 50% af det aktive stof må bindes i jorden efter 30 døgn eller højst 70% efter 100 døgn. Hvis der er tale om en overskridelse heraf, foretages en vurdering af brugsbetingelserne og evt. inddrages relevante feltforsøg i vurderingen. Aktive stoffer, som har halveringstider, der er større end 6 måneder, og som indebærer en risiko for eksponering af det ydre miljø, anses for at besidde en uacceptabel persistens, som ikke kan resultere i en godkendelse.

I tilfælde, hvor relativt store mængder af et persistent pesticid bindes i jorden efter gentagen anvendelse uden umiddelbart at være tilgængelige, er det kendt, at små mængder af pesticidet kan blive optaget af planter, regnorme og mikroorganismer. Ved stadig akkumulering af persistente pesticider i jorden må man forvente, at dette optag kan øges. Det er ikke kendt, hvorledes et sådan optag vil påvirke organismer i jordmiljøet på længere sigt (de såkaldte kroniske effekter). I de tilfælde, hvor et pesticid bindes meget kraftigt til jorden uden nedbrydning, vil det ikke være muligt inden for en overskuelig årrække at udføre langtidsforsøg, som kan vise, om stoffet og dets relevante metabolitter, nedbrydnings- og reaktionsprodukter frigøres og medfører skadevirkning på jordens økosystem. I dette tilfælde kan myndighederne afgøre, at et aktivt stof ikke godkendes som følge af uacceptabel persistens. Denne godkendelsespraksis, som anvendes i Danmark og Holland, søges implementeret i EU på dansk initiativ.

Jordbearbejdning

Jordbearbejdningen påvirker såvel de kemiske som fysiske og biologiske faktorer i jorden og har derfor indirekte stor betydning for pesticidernes persistens og udvaskning. I den internationale litteratur er sammenhængen mellem udvaskning og jordbearbejdning blandt andet søgt belyst af Hatfield (1996), Locke og Harper (1991) og Gaston et al. (1996). Hvis jordbearbejdningen øges, vil det medføre, at nogle af makroporerne bliver ødelagt. Det betyder, at pesticidernes opholdstid formentlig forøges i pløjelaget, hvor nedbrydningspotentialer er størst, og udvaskningen formindskes, men til gengæld kan den overfladiske afstrømning øges. Reduceres eller elimineres jordbearbejdningen, vil der foregå en øget transport i makroporer, hvorved udsivningen af pesticiderne forøges. Reduceret jordbearbejdning kan også virke modsat, idet fordampningen forøges, når jorden ikke bearbejdes.

Metabolitter

Nedbrydningen af et pesticid er en trinvis proces, som ofte forløber via dannelsen af metabolitter, der i kemisk struktur ofte ligner det oprindelige pesticid. En fuldstændig mineralisering fører til dannelsen af CO₂, salte og H₂O. Kun en del af den mængde pesticider, der eventuelt er endt i jorden efter udsprøjtning, vil blive fuldstændig mineraliseret (dvs. omdannet til vand, CO₂ og salte). Resten vil enten blive udvasket eller blive stærkt bundet eller kemisk bygget ind i jordens humus og/eller biomasse. Både mineralisering, stærk binding (ikke-desorberbart) eller kemisk indbygning i fx humus fjerner pesticidets/metabolitternes miljøskadelige effekter. De metabolitter, der dannes ved nedbrydningen af pesticider, kan både være mere giftige for miljøet, og mere vandopløselige og ofte lettere udvaskelige end det oprindelige pesticid. Hvis metabolitten er mere toksisk eller lettere udvaskelig, kan den udgøre et større problem end det oprindelige pesticid. Fund af metabolitter efter dichlobenil og atrazin i grundvand illustrerer dette.

I Grundvandsovervågningen (GEUS 1997) blev der i 1997 i mange amter analyseret for metabolitten 2,6-dichlorbenzamid (BAM), som er nedbrydningsproduktet af ukrudtsmidlet dichlobenil, samt for atrazins tre primære nedbrydningsprodukter deethylatrazin, desisopropylatrazin og hydroxyatrazin (se afsnit 4.1). Forekomsten i grundvandet er en vigtig indikator for, at fremtidige undersøgelser af pesticiders persistens i jordmiljøet bør inkludere persistensen af de metabolitter, der har høj opløselighed i vand og/eller lille sorption. Sorptionen kan udtrykkes ved bindingskonstanten K_d . Værdien for K_d vokser oftest med jordens indhold af organisk stof. Bindingskonstanten og opløseligheden af atrazin og de tre primære metabolitter er vist i tabel 4.19. Deethylatrazin og desisopropylatrazin bindes mindre end atrazin.

Tabel 4.19

Vandopløselighed og bindingskonstanter (K_d) for atrazin og primære atrazinmetabolitter. Atrazin er forbudt i Danmark.

	Vandopl. mM (a)	K_d i jord med 14 % organisk stof (b)	K_d i jord med 4 % organisk stof (b)	K_d i jord med 2,3 % organisk stof (b)	K_d i jord med 1,0 % organisk stof (b)
Atrazin	0,15	14	2,6	1,5	0,44
Deethylatrazin	2,0	6,5	0,96	0,58	0,24
Desisopropylatrazin	1,2	8,6	1,2	0,73	0,41
Hydroxyatrazin	0,24	82	4,1	3,7	1,7

(a): Erickson, Lee 1989

(b): Brouwer et al. 1990

Miljøstyrelsen har publiceret en liste over pesticider, der aktuelt anvendes i Danmark med tilhørende metabolitter (Miljøstyrelsen 1997). Udvalgte eksempler herfra er vist i Tabel 4.20. Persistensen af metabolitter er lige så nødvendig af belyse som persistensen af pesticiderne, da metabolitterne som nævnt i nogle tilfælde kan være mere giftige end det pesticid, de er dannet ud fra.

Tabel 4.20

Pesticider med tilhørende metabolitter. Udvalgt fra Miljøstyrelsen (1997).

Aktivt stof	Metabolitter
dichlorprop	2,4-dichlorphenol 3,5-dichlorcatechol
glyphosat	aminomethylphosphorsyre (AMPA) formaldehyd glysin methylphosphorsyre sarcosin
mancozeb	ethylthiouram disulfid ethylthiouram monosulfid ethylthiourea
terbutylazin	2-chlor-4-ethylamino-6-amino-1,3,5-triazin

Nedbrydningens sammenhæng med bindingen, transporten, sprøjtetidspunktet og lokaliteten

De fleste pesticider, som bindes kraftigt i jorden, nedbrydes langsomt. Dette skyldes, at bindingen (adsorptionen) mindsker kontakten mellem pesticidet og de mikroorganismer, der udfører nedbrydningen. Pesticiderne kan igen frigives (desorberes). Hastighederne for henholdsvis adsorptionen og desorptionen spiller en vigtig rolle for udvaskningen. Jo større adsorption og langsommere desorption, desto mindre er sandsyn-

ligheden for, at stofferne transporteres ned gennem jordlagene til grundvandet.

Tilstedeværelsen af organisk stof kan modsat øge nedbrydningshastigheden, hvis det organiske stof giver næring til og dermed vækst af de mikroorganismer, der nedbryder pesticidet. Dette er bl.a. vist af Mueller et al. (1992) for fluometuron, af Veeh et al. (1996) for 2,4-D og af Walker et al. (1983) for simazin. Mængden af organisk stof i jorden på den enkelte lokalitet vil altså påvirke nedbrydningshastigheden, uden at det dog entydigt kan siges hvordan.

Temperaturen kan påvirke omsætningen af mange herbicider, således at nedbrydningshastigheden i gennemsnit reduceres 2,2 gange ved en temperatursænkning fra 20° til 10°C (Walker et al. 1996). Derfor er der betydeligt langsommere omsætning af pesticider om vinteren. Efterårsanvendelse med efterfølgende lave temperaturer og nedsivning af nedbør udgør derfor et væsentligt større potentiale for grundvandsforurening end forårs- eller sommeranvendelse af samme stof.

4.6.8 Konklusioner

Nedbrydningshastighed og binding af pesticider er nøglefaktorer i vurderingen af deres persistens i jordmiljøet. Nedbrydningshastigheden er under indflydelse af en række miljøfaktorer. Der har især været interesse i at vurdere temperaturens, jorddybdens og vandindholdets indflydelse. Lavere temperatur og større jorddybde reducerer generelt nedbrydningshastigheden. Et meget lavt vandindhold vil reducere nedbrydningshastigheden, idet en udtørring af jorden vil reducere kontaktmulighederne mellem pesticid og mikroorganismer. Et meget stort vandindhold reducerer ofte nedbrydningshastigheden, idet tilgangen af ilt kan være reduceret. I nyere undersøgelser er det konstateret, at en lang række andre faktorer også influerer på nedbrydningen, hvor bl.a. begyndelseskonzentrationen af pesticidet påvirker nedbrydningshastigheden i udstrakt grad. Ved høje koncentrationer af pesticidet er nedbrydningsprocessen meget langsom.

Et pesticides metabolitter kan være mere toksiske og lettere udvaskelige end det oprindelige pesticid, som fx atrazin-metabolitterne deethylatrazin og desisopropylatrazin. Det er således af stor vigtighed, at undersøgelser af pesticides persistens i jordmiljøet og udvaskning herfra også inkluderer tilsvarende undersøgelser af metabolitter.

Ekstreme jordmiljøer som fx jordoverfladen på jernbaner, stier og parkeringspladser er så dårlige miljøer for biologisk aktivitet, at stoffer anvendt til ukrudtsbekæmpelse på disse arealer vil blive meget langsomt nedbrudt. Når disse jordtyper yderligere binder pesticider dårligt, udgør de et stort potentiale for forurening af grundvand. Efterårsanvendelse med nedsat temperatur og større nedbørsmængder kan for mange stoffer udgøre en større risiko for grundvandsforurening end sommer- og forårsanvendelse.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Lavere temperatur og større jorddybde reducerer generelt et pesticides nedbrydningshastighed,

- Meget lavt og meget højt vandindhold reducerer ligeledes nedbrydningen
- En lang række andre faktorer influerer på nedbrydningen, herunder bl. a. begyndelseskonzentrationen (den initiale koncentration).

4.6.9 Forurening fra fylde- og vaskepladser

Der foreligger ikke oplysninger om omfanget af fylde- og vaskepladser som punktkilder til forurening af grundvand og overfladevand. Det er således ikke dokumenteret, om dette er et reelt problem. Der findes dog indikationer på, at punktkilder med pesticider forurener. Blandt andet findes pesticider til tider i grundvand eller vandløb i koncentrationer, der er så høje, at det er usandsynligt, at kilden er markanvendelse. Punktforureninger kan således forklare nogle af de lokale overskridelser, man i dag konstaterer i grundvand og brønde.

Blandt de få undersøgelser, der er udført, har Jørgensen og Spliid (1993) undersøgt en vaske- og fyldeplads på en frugtplantage. Undersøgelserne viste meget store indhold af phenoxysyrer i den undersøgte jord.

Andre undersøgelser har vist, at landbrugets brønde og boringer kan være kraftigt påvirket med pesticider (Anon 1995; Spliid 1998b) forårsaget enten af punktkilder eller af anvendelse af totalukrudtsmidler på gårdspladser. Arealtyper befæstede med grus og sten udgør en særlig risiko for udvaskning af pesticider sammenlignet med almindelig landbrugsjord. Disse arealtyper er ofte til stede på gårdspladser (Jacobsen et al. 1998). En tysk undersøgelse udført af Fischer et al. (1996) har vist, at 98% af et vandløbs betydelige påvirkning var forårsaget af isoproturon-udledninger direkte fra gårdområder via kloaksystemer eller dræn.

Mulige kilder til pesticider i grundvand

De steder, hvor pesticiderne anvendes og håndteres uden for den almindelige marksprøjtning, er der en risiko for at forurene det omgivende miljø. Det drejer sig om påvirkning af grundvandet, egen brønd eller boring og vandløb via drænsystemer fra gårdområdet. I tabel 4.21 er vist en oversigt over den potentielle vandforurening fra fylde- og vaskepladser.

Der findes ikke oplysninger om, at vaskevand eller spild af pesticider er skyld i betydende grundvandspåvirkninger. Der er heller ikke stor viden om, hvorvidt nedgravet emballage udgør et stort problem. Før 1980 blev det af myndighederne anbefalet at nedgrave tom emballage.

I en vejledning fra Landbrugsministeriets Giftnævn fra 1966 skrives under "Bortskaffelse af restbeholdninger af bekæmpelsesmidler", at små rester af bekæmpelsesmidler og op til ca. 1 kg, tømmes ned i et 0,5 meter dybt hul, og emballagen ødelægges. Nedgravningsstedet skal ligge mindst 50 m fra brønde, vandløb, søer og drænledninger. Større mængder bør nedgraves på losseplads efter indhentet tilladelse hos embedslægen.

Tabel 4.21

Oversigt over potentiel vandforurening fra fylde- og vaskepladser (Jensen et al. 1998).

Risikoområder	
<ul style="list-style-type: none"> • Spild af koncentreret sprøjtemiddel under påfyldning. Fx 100 ml IPU-middel • Overløb af sprøjtebeholderen under påfyldning. Fx 10 l Express sprøjtevæske • Udvendig vask af sprøjteredskaber 	<ul style="list-style-type: none"> • Kan forurene 500.000 m³ vand over grænseværdien. • Kan forurene 5.000 m³ vand over grænseværdien.
<ul style="list-style-type: none"> • Ukrudtsbekæmpelse på gårdspladser • Opbevaring og bortskaffelse af emballage og kemikalieaffald • Udtømning af restsprøjtevæske på muldjord eller grusbefæstet areal 	<ul style="list-style-type: none"> • Den engelske IPU UK Task Force har vurderet, at udvendig vask af sprøjten kan forurene 2.500 m³ vand, og vask af handsker 100 m³ vand. • Arealbelastningen er generelt høj, og der er stor risiko for påvirkning af grund- og brøndvand. • Få udsivende ml kan give forurening af store mængder vand. • (se tabel 4.22)

IPU = Isoproturon.

En række forhold gør, at de nævnte områder kan være specielt kritiske. Pesticiderne fra nedgravet emballage og fra fylde- og vaskepladserne kan påvirke omgivelserne på meget koncentreret form. De kan desuden hæmme den mikrobielle aktivitet, således at nedbrydningen går mere eller mindre i stå. Vaske/fyldepladser benyttes jævnlige og over en lang årrække. Det gør arealbelastningen stor sammenlignet med anvendelse af pesticidet til marksprøjtning. Desuden er vaske- og fyldepladser ofte placeret uhensigtsmæssigt på arealer, som er befæstet med grus og sten, men uden muldlag. Det forøger risikoen for forurening væsentligt. Med den muldholdige overjord fjernes de mikroorganismer, der danner det største grundlag for en biologisk nedbrydning af de spildte pesticider. Med muldjorden fjernes også det store potentiale for binding og tilbageholdelse. Det bevirker, at transporthastigheden af vand og pesticider er relativt høj. Ukrudtsbekæmpelse på gårdspladser og markveje udgør af samme grund en risiko for brønd- og grundvandet.

Blandt yderligere forhold, som gør forureningen fra fylde- og vaskepladser særlig problematisk er det forhold, at pesticiderne tilledes jorden med en relativ stor mængde vand, hvilket øger risikoen for nedvaskning. Pladserne kan desuden stå i forbindelse med drænrør eller afløb, således at der kan ske udledning til vandløb eller søer. Hertil kommer, at håndteringen ofte sker tæt på brønde og borer, således at der kan ske nedsvivning direkte i brønden eller boringen, hvis den ikke er særligt sikret.

Tabel 4.22

Eksempler på indhold af pesticider i skyllevand ved sprøjterengøring. Som eksemplerne viser, kan selv det fortyndede skyllevand ikke risikofrit udtømmes på jorden. Sprøjtebeholderen kan med fordel skylles flere gange selv med mindre mængder vand. Som eksemplet viser, vil 2 gange fortynding af 10 liter til 100 liter give en 100 gange fortynding. Såfremt de 10 liter fyldes op til 50 liter af fire gange, vil vandforbruget kun være 160 l, men fortyndingen er nu 625 gange (Jensen et al. 1998).

<i>Forudsætninger:</i> Bekæmpelsesmidlet opblandes i 150 l vand pr. ha. Efter endt sprøjtning indeholder sprøjtebeholderen en teknisk sprøjterest, der normalt udgør 5-50 l. Såfremt sprøjteresten er 10 l, og fortyndes op til 100 l med rent vand to gange, opnås en fortynding på 100 gange.		
	Sprøjte- og skyllevand indeholder mængde aktivstof:	Grænseværdien på 0,1 µg/L kan overskrides i følgende mængder vand
Eksempel 1: IPU dosering 1000 g aktiv stof pr. ha: - 10 l teknisk sprøjterest - 100 gange fortyndet	67 g 0,7 g	670.000 m ³ 6.700 m ³
Eksempel 2: Express dosering 7,5 g aktiv stof pr. ha: - 10 l teknisk sprøjterest - 100 gange fortyndet	0,5 g 5 mg	5.000 m ³ 50 m ³

IPU = isoproturon.

µg/L = mikrogram pr. liter.

En modelberegning foretaget af GEUS om punktkildernes mulige betydning for grundvandspåvirkningen viser, at kun en minimal andel af pesticidfundene hidrører fra punktkilder (GEUS 1996). Beregningerne er baseret på en række forudsætninger, fx at udstrækningen af punktkilden blot er 0,3 x 0,3 m. Da vaskepladser eller sprøjtede gårdspladser som regel udgør et væsentligt større areal, vil nedsivningen ligeledes kunne være væsentligt større end den beregnede.

Et igangværende projekt med deltagelse af DJF, GEUS og DMU, hvor udbredelsen af en pesticidfane fra en vaske- og fyldeplads undersøges, vil give en supplerende viden om punktkildernes betydning.

4.6.10 Konklusioner

- Anvendelse af pesticider samt rengøring af traktorer og sprøjter nær brønde og borer og bekæmpelse af ukrudt på gårdspladser og lignende. kan føre til forurening af vandforsyninger.
- Fylde- og vaskepladser er kraftige, men afgrænsede potentielle forureningskilder, da koncentration og arealbelastningen er høj.
- Der kan forekomme kraftig forurening, hvis fyldning af sprøjten sker direkte fra vandforsyning og ved neddyppet vandslange, i tilfælde hvor der sker en tilbagesugning i ledningsnettet.
- Det antages, at punktkilder med pesticider forurener grundvand og overfladevand. En vejledning fra 1966 tilrådede landmændene at nedgrave mindre rester af bekæmpelsesmidler, men trods senere advarsler og omfattende information findes pesticider til tider i grundvand eller vandløb i koncentrationer, der er så høje, at det er usandsynligt, at kil-

den er markanvendelse. Det er ikke dokumenteret, at sådanne punktforureninger forårsager de lokale overskridelser, man i dag konstaterer i grundvand og brønde.

- Der er ikke foretaget en samlet opgørelse over fylde- og vaskepladser som forureningskilder.

4.7 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger

1. Der foreligger undersøgelser af pesticider i de forskellige medier grundvand, vandløb, drænvand, jordvand og regnvand. Der er kun få målinger af pesticider i vandhuller og søer. Kun for grundvandet foreligger tidsserier, men måleprogrammerne har endnu ikke været gennemført i en tilstrækkelig lang periode til at kunne beskrive udviklingstendenserne.
2. I de udvidede analyseprogrammer i grundvandsovervågningen er der påvist pesticider eller nedbrydningsprodukter i 34% af de undersøgte terrænnære filtre i intervallet 0 til 10 meter under terræn. Grænseværdien er overskredet i 23% af de undersøgte filtre. Fundhyppigheden aftager med dybden, hvilket kan afspejle, at rester af de seneste 50 års stigende forbrug af pesticider, er i bevægelse mod de dybere grundvandsmagasiner med en stigende fremtidig grundvandsforurening som konsekvens. En anden mulig forklaring kan være, at der sker en nedbrydning under den nedadgående bevægelse, idet koncentrationerne i de dybere jordlag har været udsat for biologisk og kemisk nedbrydning i længere tid end de koncentrationer, der findes i de øverste jordlag. Først når der foreligger tilstrækkeligt lange tidsserier fra overvågningsprogrammerne om 5-10 år, vil det være muligt at vurdere disse hypoteser. Den nyeste forskning indikerer, at nedbrydningen af visse pesticider i grundvandsmagasinerne er meget langsom, medens andre udviser nedbrydning.
3. I de udvidede analyseprogrammer i grundvandsovervågningen er der fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i 21% af de undersøgte filtre. Grænseværdien er overskredet i 13% af de undersøgte filtre.. Nedbrydningsproduktet BAM fra det nu forbudte totalukrudsmiddel dichlobenil er påvist i ca. 30% af borerne, som er undersøgt i forbindelse med vandværkernes boringskontrol. Men en lang række stoffer, som anvendes i jordbruget til behandling af afgrøder, er ligeledes til stede i relativt mange borer undersøgt ved vandværkernes boringskontrol. Fundene af pesticider i drænvand og jordvand er højere end fundene i grundvandet, og de afspejler de koncentrationer, som senere kan bevæge sig mod grundvandet, hvorunder de kan undergå en nedbrydning og evt. dannelse af metabolitter. I såvel vandløb som vandhuller påvises koncentrationer af en række pesticider, som er højere end de effektive niveauer, der måles i laboratorieundersøgelser med vandlevende dyr.
4. Det er en forudsætning for godkendelsen af pesticider, at de nedbrydes i miljøet og omdannes til vand, kuldioxid og salte eller til uskadelige organiske forbindelser. Imidlertid noterer Underudvalget sig, at der vedrørende fund af pesticider i de forskellige medier ofte kun kan

redegøres for en brøkdel af de anvendte pesticidmængder, når der ses bort fra nedbrydningen. Der mangler således oplysninger om de samlede massestrømme og de største flow, herunder fordampningen og afdriften, samt konkrete systematiske målinger i miljøet af nedbrydningen og omdannelsen som en del af den overordnede massestrømsanalyse. Det er således ikke muligt at udføre en reel og fuldstændig beskrivelse af pesticidernes skæbne i relation til de miljø- og sundhedsmæssige belastninger.

5. Fundene af godkendte pesticider over grænseværdien i såvel overfladenært grundvand som i dybere liggende magasiner indikerer, at den nuværende godkendelsesordning ikke giver fuldstændig sikkerhed mod fremtidige forureninger af grundvandet. For at opnå en større grad af sikkerhed, er der startet et varslingsystem for pesticider, som skal gøre det muligt hurtigt at vurdere og eventuelt fjerne godkendte pesticider, der er en trussel mod grundvandet.

Den nuværende godkendelse af pesticider i Danmark og i EU er baseret på analyser af forskningsresultater og vurderingen af konsekvenser for sundhed og miljø. Specielt pesticidernes skæbne er således ikke underkastet en analyse af de usikkerheder og faktiske variationer, som indgår i en helhedsorienteret massestrømsanalyse, bl.a. fordi en sådan analyse vil kræve data om den faktiske anvendelse, spredning og nedbrydning under danske forhold. Underudvalget anbefaler, at der indføres en konkret massestrømsanalyse i forbindelse med revurderingen af pesticiderne med henblik på fornyelse af godkendelsen i henhold til Lov om kemiske stoffer og produkter, §33, stk. 4. Denne analyse skal indeholde såvel gennemsnits- som "worst-case"-situationer baseret på målinger og erfaringer indhentet i den periode, det konkrete stof har været i anvendelse. Såfremt der er manglende viden om de enkelte flow i denne massestrømsanalyse, anbefaler udvalget, at forsigtighedsprincippet anvendes i vurderingen af stofferne til imødegåelse, henholdsvis forhindring af eventuelle konsekvenser af pesticidernes spredning og eksponering af mennesker og miljø.

Underudvalget anbefaler, at den opstillede bruttoliste med henblik på revurdering af pesticiders nedvaskning kan indgå i anbefalinger om substitution med mindre farlige stoffer i anvendelsessituationen. Det anbefales endvidere, at nye midler vurderes i forhold til bruttolisten og i forhold til eventuelle ikke-kemiske, alternative metoder.

Underudvalget anbefaler endvidere, at pesticiders fordampning og atmosfærekemiske omdannelse inddrages i godkendelsen af pesticider.

5 Miljøeffekter

I dette afsnit beskrives pesticidernes kendte direkte og indirekte effekter på flora og fauna i terrestriske og akvatiske økosystemer. De væsentligste effekter sker i forbindelse med udbringningen af pesticiderne, hvor organismer direkte rammes. Men også indirekte effekter der opstår som følge af påvirkningen af fødekæder kan være væsentlig. Bioakkumuleringen af pesticider i organismer og evt. opkoncentrering i fødekæder er ikke medtaget i rapporten. Dette skyldes, at pesticider med evne til at bioakkumulere ikke godkendes i Danmark.

Tabel 5.1

Oversigt over sundheds- og miljømæssige områder, hvor effekten af pesticider kan beskrives.

Område	Se afsnit:	Effekter:
Fauna i dyrkede og udyrkede arealer	5.1	Bestandsnedgange, ændret biodiversitet, ændring af dyrkningsmediet og naturlig skadedyrsregulering, fødekæde- og indirekte effekter
Flora i dyrkede og udyrkede arealer	5.2	Påvirkning af arters forekomst, ændret biodiversitet
Flora og fauna i akvatiske systemer	5.3	Ændringer af flora og fauna i søer, vandhuller og vandløb

Ved sprøjtning sker der afdrift til de omkringliggende arealer. Hegn, diger, gærder og andre småbiotoper har dog så lille bredde, at de i praksis bør regnes med til det areal, som er påvirket af sprøjtemidler. Afdriften kan påvirke såvel terrestriske som akvatiske økosystemer. Blandt de akvatiske økosystemer er det især de marknære vandhuller, vandløb og søer, som potentielt vil kunne blive påvirket. Overordnet set er det ikke den enkelte mark og dens evt. tab af vilde planter, som er problemet, men snarere den landsdækkende, samlede påvirkning af agerlandets karakteristiske flora. Populært sagt kan små, udyrkede biotoper som vandhuller, hegn, diger og gærder opfattes som små oaser i store flader af monokulturer. Store afstande mellem disse oaser nedsætter spredningen og genindvandringen af arter og øger derfor risikoen for lokal udryddelse. Det er blevet vanskeligere for nogle fuglearter at finde redepladser i de store ensartede marker. Hvis der er for lidt føde i én type afgrøde, er der tilmed ofte langt at flyve til den næste. Effekten af pesticiderne skal således også ses i sammenhæng med den fysiske struktur i det dyrkede land og med andre påvirkningsfaktorer, såsom gødsning og sædskifter.

5.1 Effekt af pesticider på faunaen i dyrkede og udyrkede terrestriske økosystemer

Miljøbelastningen fra pesticidanvendelsen forstået som effekten på flora og fauna i agerlandet og skovbruget er nøje knyttet til, hvordan det enkelte pesticid anvendes og hvor hyppigt der sprøjtes, hvordan dets skæbne i miljøet er, og hvilke toksiske egenskaber det besidder. Effekten på

den enkelte plante- eller dyreart afhænger af, hvor arten opholder sig i tid og rum, hvor følsom arten er over for et givet pesticid (direkte effekter), og hvor påvirket arten er af ændringer i andre arters populationer og andre indirekte effekter. Pesticidernes virkning skal ses i sammenhæng med andre faktorer, som påvirker faunaen i jordbruget, specielt gødskning, jordbearbejdning, sædskifte og andre driftsmæssige foranstaltninger. Desuden har anvendelsen af reducerede doseringer, split-doseringer, samt brugen af stofblandinger betydning for pesticidernes virkning på faunaen direkte eller indirekte ved påvirkning af floraen. Oplysninger i dette afsnit er yderligere uddybet i Elmegaard (1998) og Strandberg (1998).

Eksponering af markens fauna ved insekticidbehandlinger

Eksponeringen af faunaen i dyrkede marker afhænger bl.a. af, hvorledes præparaterne udbringes. Tre metoder er almindelige, nemlig: udsprøjtning ved hjælp af bomsprøjte, spredning på jorden som granulat, og bejdsning af frø (udsæd). Sprøjtning er langt den hyppigst anvendte metode. Ved udbringning af insekticid med bomsprøjte sprøjtes der normalt i en udviklet afgrøde med nogen dækningsgrad. Insekticidet afsættes i små vanddråber på blade og stængler ned igennem afgrøden og resten på jordoverfladen. Ved insekticidsprøjtninger i kornafgrøder ender 10-30 % af sprøjtemidlet normalt på jordoverfladen. Afsætningen er størst i toppen af afgrøden tæt ved dyserne og aftager ned igennem afgrøden. For dyr, der lever oppe i vegetationen, kan eksponeringen endvidere foregå ved færdsel på kontaminerede bladoverflader (residual optagelse) eller via føden, hvad enten den består af plantedele eller andre leddyr.

For arter, der lever på eller i jorden, kan der på samme måde være flere eksponeringsveje. Effekten af det stof, som afsættes på jordoverfladen, afhænger af, hvor stærkt stoffet bindes til organisk stof og jordpartikler, og dermed også af jordens sammensætning. Mange insekticider bindes meget stærkt til ler eller organisk materiale og har derfor en lav biotilgængelighed i jord.

Direkte effekter på nyttedyrsfaunaen i pesticidbehandlede marker

Nyttedyrene, forstået som skadevoldernes naturlige fjender, kan opdeles i to grupper: de generelle og de specifikke prædatorer. De generelle prædatorer lever af mange slags føde og de vigtigste arter findes blandt løbebiller, rovbiller og edderkopper. De betydende arter søger føde på jordoverfladen og for nogle edderkoppearternes vedkommende ved hjælp af net i vegetationen. Den anden gruppe af nyttedyr er de specifikke rovdyr, der udelukkende eller for en stor del lever af en afgrænset gruppe af skadedyr. I kornafgrøder er bladlus det vigtigste skadedyr og de specifikke rovdyr er mariehøns, snyltehvepse, svirrefluelarver og guldøjelarver.

Direkte toksiske effekter af pesticidbehandlinger udført ved hjælp af bomsprøjte på markens fauna af leddyr forårsages primært af insekticiderne, men også herbicider og fungicider kan have direkte toksisk effekt på nogle leddyr. Skadedyret er ofte et insekt, som lever oppe i afgrøden, hvor det udsættes for store koncentrationer af sprøjtemidlet. Det gør de specialiserede rovdyr også, da de normalt opholder sig de samme steder som skadedyret. I korn er mariehøns, svirrefluer, guldøjer og snyltehvepse derfor udsatte ved insekticidbehandlinger.

Faunaen på jordoverfladen kan i nogle tilfælde være betydeligt påvirket af insekticidbehandlinger, mens den i andre tilfælde ikke er påvirket.

Mange af de generelle prædatorer blandt nyttedyrsarterne opholder sig i jordsprækker, under sten og lignende om dagen, når der sprøjtes, og rammes derfor kun i mindre omfang direkte af sprøjtetågen. Eksponeringen sker om natten, når dyrene bevæger sig ud fra deres skjulesteder og vandrer rundt på behandlet jord og plantemateriale (Unal, Jepson 1991).

Til nyttefaunaen kan også regnes bier, der som bestøvere spiller en betydelig økonomisk rolle i visse afgrøder. Bierne er dagaktive og besøger blomstrende afgrøder for at samle pollen og nektar. Sprøjtning med midler, der er farlige for bier, i blomstrende afgrøder om dagen er derfor ikke tilladt. Herved reduceres risikoen for direkte eksponering af bierne, men residual optagelse og optagelse via føden kan ikke undgås, hvis bierne fortsætter med at trække på en behandlet afgrøde. Visse midler har en repellerende virkning på bl.a. bier. Det betyder, at bierne undgår de sprøjtede planter.

Effekter på den øvrige ikke-mål-leddyrfauna i agerlandet; generelle aspekter

Artens biologi har betydning for, hvor længe sprøjteeffekten varer. Fluer og myg, som i de første stadier lever beskyttet nede i jorden eller i gange i planters stængler, vil kun være udsat i den korte periode, de lever frit. Hertil kommer, at voksne individer, der rammes af insekticider, vil blive efterfulgt af nye individer, der klækker fra pupper. For former med larvestadier uden på vegetationen eller lignende, samt former med lange voksenstadier kan effekten dog være betydelig (Nielsen et al. 1996; Vickerman, Sunderland 1977).

Edderkopper

Edderkoppefaunaen er ofte udsat for kraftige effekter af insekticidbehandlinger ved direkte eksponering af dråbeskyen eller ved efterfølgende optagelse fra omgivelserne. For de netspindende edderkopper kan opsamling af sprøjtemiddel i nettet være betydelig (Samu et al. 1992). Nogle arter er meget følsomme over for pyrethroider (Wiles, Jepson 1992).

Springhaler

Effekten på springhaler er ligeledes bestemt af livsformen; arter der lever på jordoverfladen er mere udsat for sprøjtninger med pesticider end arter, der lever i jorden (Frampton 1988).

Herbiciders effekter på jordbundens biologi

Der er i store træk ikke fundet direkte effekter af herbicider på jordbundens biologi i laboratorietests, hvor der blev anvendt mark-doser af herbiciderne (Wardle 1995). Bakterier har dog vist en vis følsomhed i omkring 40% af de gennemførte tests. Derimod er der kendte indirekte effekter på flere organismegrupper. Efter en herbicidsprøjtning tilføres jorden dødt organisk materiale, der på kort sigt stimulerer mikroorganismerne og de trofiske led, der lever af dem. Samtidig er der set reduktioner i mængden af regnorm og løbebiller, der har gavn af en ukrudtsdækket habitat, der giver skjul og fugtighed. Der har ikke vist sig nogen klare effekter af herbicider på svampe, nematoder (dog tendens til stimulering), mider og springhaler i feltforsøg med markrelevante doser (Wardle 1995). Endelig er diversiteten af overjordiske insekter i en mark afhængig af mængden af ukrudt, og går derfor ned, når ukrudtet bekæmpes (Wardle 1995).

Der findes både insekticider, fungicider og herbicider, som er giftige over for regnorme, men i dag er kun de færreste på det danske marked. Carbamaterne er den eneste stofgruppe, der antages generelt at være gif-

tig over for regnorme (Edwards, Bohlen 1992). Nogle af disse stoffer er på markedet i Danmark.

Bladbiller

Pileurtsbladbillen er en bladbiller der udgør en fødekilde for markens fugle. Det er beregnet, at ved behandling med dimethoat i en kornafgrøde udsættes 7-40% af populationen for en dosis af insekticidet, der er umiddelbart dødelig (Kjær, Jepson 1995; Kjær et al. 1998). Der er stort set ingen bladbiller, som overlever insekticidbehandlingen, da de overlevende æder blade med indhold af dimethoat (Elmegaard et al. 1998).

Direkte effekter af afdrift af pesticider på leddyrfaunaen i marknære områder

Der kan ved sprøjtning af marken forekomme afdrift til arealer i umiddelbar nærhed af det sprøjtede areal. Størrelsen af denne afdrift er afhængig af både sprøjteudstyr og klimatiske forhold, primært vindhastigheden (se afsnit 4.1.6.2). Der er lavet en række undersøgelser af effekten af afdriften på den store kålsommerfugl. Disse studier viste, at sommerfuglen blev påvirket af insekticider helt ud til 24 m fra markkanten. Effekten var naturligvis afhængig af det givne sprøjtemiddel og varierede mellem 2 og 24 m (Davis et al. 1991, 1993, 1994; Sinha et al. 1990; de Jong, van der Nagel 1994). Langtidseffekten kan forventes at være større, da de nævnte undersøgelser kun fulgte sommerfuglene i kort tid, efter at de var blevet eksponeret. Cilgi og Jepson (1995) fandt således for den samme art, at eksponerede larver blev ved med at have en overdødelighed 10 dage efter, at de var blevet fjernet fra planteoverflader, som var behandlet med sprøjtemidlet deltamethrin.

Vej- og grøftekanter

Vejkanter har ligesom andre småbiotoper vigtige økologiske funktioner for planter og dyrs overlevelse i landskabet. Floraen på de danske vejkanter omfatter flere hundrede arter og mange forskellige plantesamfund, der spænder fra de helt tørre til udprægede våde og fra helt lysåbne til stærkt skyggede. Undersøgelser af grøftekanter i slutningen af 1960'erne viste, at de flerårige arter dækkede ca. 90% af vejkantens areal, de toårige 2% og de énarige 9%. Blandt disse arter har kun mælkebøtten betydning for frøspredning til énarige afgrøder. Mælkebøtten begunstiges i øvrigt af den udbredte slåning af grøftekanterne. Nogle kommunale eller amtslige forvaltninger anvender endnu mange steder kemisk ukrudtsbekæmpelse ca. 30 cm ind langs vejene og under og omkring autoværn og vejskilte (Bisschop-Larsen 1995). Hertil kommer, at der ofte ses skader efter ukrudtssprøjtning af marker, og i visse tilfælde sprøjtes der direkte ud på vejkanterne. Der findes ikke en systematisk dansk opgørelse af pesticiders påvirkning af flora og fauna i vej- og grøftekanter.

Direkte effekter på den højere fauna

Direkte forgiftning af fugle og pattedyr er rapporteret adskillige gange, også fra Danmark. Dødfundne individer efter normal landbrugsmæssig anvendelse af pesticider forekommer imidlertid sjældent. Mange af de forgiftninger, der er observeret og beskrevet, skyldes bejdsede frø eller granulater, der frister pattedyr og fugle. Bejdsede frø og granulater, som ligger tilgængeligt, gør det muligt for dyrene at konsumere store mængder pesticid på kort tid. Da det kan være vanskeligt at finde ådslerne efter en forgiftning og i givet fald afgøre, om døden skyldes forgiftning, skal man være forsigtig med at afvise en sådan risiko på baggrund af manglende registreringer. På den anden side peger talrige feltundersøgelser og laboratorieforsøg på, at langt de fleste af de pesticider, der anvendes lovligt i Danmark, ikke har direkte toksiske virkninger i de koncentrationer, hvormed de forekommer i marken. Det gælder også de fleste midler, der

benyttes til bejdsning eller som granulater, idet midler, der udgør en stor risiko for faunaen, ikke længere er på det danske marked.

Hormonlignende effekter

Inden for de seneste årtier er der fundet øget evidens for, at menneskeskabte stoffer kan efterligne eller påvirke reguleringen af hormoner i dyr og mennesker (Colborn et al. 1993). Sådanne stoffer omtales ofte som hormonlignende stoffer. De kan have stor indflydelse på reproduktionen og væksten af organismer. Der har været speciel opmærksomhed på stoffer, der efterligner eller påvirker kønshormonerne, de såkaldte østrogen- og androgenlignende stoffer (Toppari et al. 1995). Menneskeskabte stoffer, der påvirker hormonsystemerne, har været kendt i mere end 40 år, og inkluderer bl.a. tidligere og nuværende anvendte pesticider og industrikemikalier. Langt den største viden på dette område findes for mennesker og fisk, hvorimod kun ringe viden findes for landdyr (Janssen et al. 1998). For pesticider er der fundet hormonlignende stoffer blandt nu forbudte organochlorede pesticider og organotinforbindelser. Alkylphenoler og alkylphenoethoxylater, der har været anvendt som hjælpestoffer i pesticidformuleringer, er eksempler på industrikemikalier, der kan påvirke hormonsystemerne i dyrevæv (Györkös 1996; Janssen et al. 1998). Der er med disse stoffer primært udført forsøg på rotter, mus og enkelte fuglearter. De observerede virkninger må dog antages også at gælde for en stor gruppe pattedyr og fugle. Ifølge Janssen et al. (1998) findes der ikke tilsvarende viden for andre dyregrupper. De pesticider, som er godkendt i dag, vurderes ikke at udgøre en risiko for den terrestriske fauna med hensyn til hormonlignende effekter. Den mængde alkylphenoler og alkylphenoethoxylater, som har været anvendt som hjælpestoffer i pesticider, repræsenterer under 10% af den samlede anvendelse af denne stofgruppe i samfundet. Pesticiderne er som den eneste produktgruppe pålagt en udfasning med hensyn til disse stoffer inden år 2000. Denne udfasning er stort set gennemført.

Indirekte effekter af pesticidbehandlinger på led-dyrsfaunaen

Formålet med herbicid-, fungicid-, og insekticidbehandlinger er at fjerne de respektive skadevoldere. Da midlerne generelt har toksiske effekter, der går ud over det tilstræbte, må det forventes, at planter, svampe og insekter i forskellig grad påvirkes af sprøjtninger. Dette påvirker organismer, hvis fødegrundlag findes blandt de påvirkede arter. Det er da også påvist, at insekter, der lever af planter, forekommer ved væsentligt lavere tætheder på herbicidbehandlede arealer (Potts, Vickerman 1974; Hald et al. 1988; Hald et al. 1994; Reddersen et al. 1998), og at svampeædende insekter findes i lavere antal i fungicidbehandlede parceller (Hald et al. 1994; Reddersen et al. 1998). For rovlevende og parasitterende insekter kan det være vanskeligt at skelne den direkte effekt fra den indirekte effekt på fødegrundlaget ved insekticidbehandlinger. Det er dog for eksempel konstateret, at frekvensen af løbebiller med tom mave er højere i insekticidbehandlede marker end i ikke-behandlede marker (Chiverton 1984).

Der er således talrige eksempler på, at pesticider påvirker tætheden af byttedyr, således at rovdyrene mangler føde. Hvis rovdyrene derimod er den mest følsomme part over for et givet pesticid, kan virkningen være den modsatte. Behandlingen kan herved afstedkomme formindsket tæthed af rovdyr og heraf følgende vækst i antallet af byttedyr (Croft 1990). Hvis byttedyrene primært er skadedyr, vil der således kunne ske en utilsigtet vækst i antallet af skadedyr.

I flere lande, herunder Danmark, er der konstateret en rigere flora i økologiske marker (Moreby et al. 1994; Hald, Reddersen 1990) og dette - sammen med andre forhold, der adskiller de to dyrkningssystemer - fulgtes af en væsentligt arts- og individrigere insektfauna i økologiske marker (Reddersen 1998).

Flere undersøgelser har påvist en negativ indirekte effekt på insektfaunaen af herbicidsprøjtning ud over den, der berører de planteædende insekter. Specielt er det veldokumenteret, at forskellige generelle prædatorer som løbe- og rovbiller findes talrigere i kornafgrøder med bunddække af vilde planter (Speight, Lawton 1976; Powell et al. 1985; Chiverton, Sotherton 1991; Reddersen et al. 1998). Her er det antagelig bunddækket, som giver mulighed for skjul, og som ændrer mikroklimaet i gunstig retning, der er afgørende. Dog tyder det ikke på, at edderkopper påvirkes af bunddækket (Chiverton, Sotherton 1991; Reddersen et al. 1998). Det er yderligere påvist, at en lang række andre insektgrupper er indirekte påvirkede af herbicider via ukrudtsmængden, herunder mange biller, fluer og myg. Der er observeret kraftige og langvarige indirekte effekter af herbicidbehandling på hele insektsamfundet i kornmarkerne - med stærkt reducerede totale tætheder (20-85%) og tillige en konsekvent lavere artsdiversitet (Reddersen et al. 1998).

Indirekte effekter på pattedyrs- og fuglefaunaen

Et trin højere i fødekæden er der ligeledes fundet indirekte effekter af pesticidbehandling. Almindelige fuglearter i agerlandet som agerhøne, fasan, gulspurv og sanglærke har ringere ynglesucces i pesticidbehandlede marker sammenlignet med usprøjtede eller økologiske marker, selvom de anvendte midler ikke er direkte giftige for fuglene i de benyttede doseringer (Potts 1986; Hill 1985; Petersen et al. 1995; Odderskær et al. 1997). Interessen er derfor rettet mod effekter på fuglenes fødegrundlag. Fuglenes og især ungerens fødegrundlag består i yngleperioden hovedsagelig af insekter fra alle trofiske lag, eksempelvis herbivorer, fungivorer og insektivorer.

Sammenhængen mellem fødegrundlaget og fuglenes ynglesucces er blevet nøje undersøgt for sanglærken i Danmark (Odderskær et al. 1997). Denne undersøgelse er en af de mest detaljerede og statistisk bedst designede med hensyn til at belyse sammenhængen mellem pesticider, fødegrundlaget og fuglenes ynglesucces.

Undersøgelsen viste, at herbicid- og insekticidbehandlinger forringede lærkernes fødegrundlag, men sammenhængene er komplekse, idet andre faktorer end pesticidbehandlinger påvirker systemet. Vejret påvirker for eksempel også fødemængden, og desuden fødebehovet og den tid, som forældrefuglene har til fødesøgning, idet ungerne i dårligt vejr ikke tåler at ligge alene og ubeskyttede i reden. Teoretisk set kan man forestille sig et optimalt år, hvor pesticidbehandlingen ingen effekt har på lærkerne pga. rigelig føde og et katastrofalt år, hvor pesticidbehandlingen vil reducere ynglesuccesen til 0. Sådanne ekstremer kan dog kun forventes at forekomme meget sjældent.

I de fire år lærkeundersøgelsen stod på, reduceredes antallet af unger, der forlod reden, gennemsnitligt med 38% i sprøjtede marker i forhold til marker, der ikke blev sprøjtet med ukrudtsmidler og insektmidler. Forskellen skyldes, at lærkerne i behandlede marker havde flere mislykkede

yngeforsøg og i stort omfang opgav at yngle efter insekticidbehandlingen, hvorimod mange lærkepar fortsat yngede i ubehandlede marker. I 2 uger efter insekticidbehandlingen var insekttødemængden i gennemsnit 3 gange lavere på behandlede marker. Herefter aftog forskellen mellem behandlede og ubehandlede marker betydeligt. Insekticidbehandlingen i bygmarker falder ofte sammen med, at lærkernes yngleaktivitet toppe. En væsentlig del af lærkeungernes føde bestod af løbebiller (42%), der forekom uafhængigt af pesticidbehandlingerne i markerne. Men fødemængden er ikke nødvendigvis den eneste kritiske variable, også fødekvaliteten kan have betydning. Analyse af lærkeungernes fækalier afslørede, at indholdet var væsentligt forskelligt på behandlede og ubehandlede marker. Andelen af løbebiller var størst på sprøjtede marker, mens sommerfuglelarver, tæger, bladbillelarver og flere andre arter var hyppigere på usprøjtede marker, hvor kosten var mere varieret. Netop blandt sommerfugle, tæger og bladbiller er en stor del af arterne knyttet til vilde planter. Mange af de planteædende insekter forekommer stærkt reduceret i behandlede marker, da deres vilkår forringes betydeligt af både ukrudtsbekæmpelsen og insektbekæmpelsen.

I engelske undersøgelser af agerhønen konkluderedes det ligeledes, at den fauna, der er tilknyttet planter, samt bladhvæpse tilknyttet kornplanter er et betydningsfuldt kvantitativt og kvalitativt kostindslag (Potts 1986). Både agerhønekyllinger og fasankyllinger er i England fundet at have en større overlevelse i marker med usprøjtede randzoner (Rands 1985). Markens randzoner er vigtige for de nævnte hønsefuglearter, da de hyppigt benytter markkanten til fouragering. Markkanten er den artsrigeste del af marken både mht. flora og fauna, samtidig med at udbyttet ofte er reduceret (Hald, Elmegaard 1989; Hald et al. 1994; Wilson, Aebischer 1995). Randzonen er følgelig den del af marken, hvor man får mest for pengene ved at undlade sprøjtninger.

Gulspurvens kuldstørrelser er i Danmark undersøgt på økologiske og konventionelle marker og fundet at være ca. 15% større på økologiske marker (Petersen et al. 1995). Effekten tilskrives også i denne undersøgelse forekomsten af en større, mere divers og mere stabil føderessource på de økologiske marker, om end gulspurvens føde ikke blev analyseret. Samtidig er der registreret højere tætheder af gulspurve på økologiske marker om vinteren, hvilket kan skyldes den rigere flora med hertil hørende større frøpulje (Petersen, Nøhr 1992).

Fuglene er særligt interessante, da der hvert år udarbejdes et ynglefugleindeks på baggrund af optællinger over hele landet. Fuglene er således den eneste organismegruppe, for hvilken man har overvågningsdata, der kan relateres til pesticidforbruget over tid. Det er kendt, at fuglene også er påvirket af en række andre agronomiske variable og endvidere udviser klimatisk betingede populationsfluktuationer. Nogle arter er trækfugle, som i vinterperioden er påvirket af forholdene, herunder også pesticidanvendelsen, i andre lande. Sammenfattende kan det derfor siges, at sammenhængen mellem ynglefugleindekset og pesticidanvendelsen er kompliceret, og pesticidanvendelsen kan betragtes som én faktor blandt flere i et multifaktoriel kompleks. Dette betyder, at kvalitative eller kvantitative ændringer i pesticidanvendelsen næppe afspejles umiddelbart i årets indeks, men måske i udviklingen over en årrække.

Seksten fuglearters populationssvingninger i perioden 1976 -1996 er blevet beskrevet med matematiske modeller som funktion af en række klimatiske variable, arealanvendelsen, behandlingshyppigheden for pesticider, bestandsstørrelsen det forrige år og flere andre faktorer (Petersen, Jacobsen 1997). For tre arter, skovdue, gråspurv og gulspurv, indikerede modellen, at herbicid og/eller insekticidanvendelsen havde negativ indvirkning på bestandsstørrelsen. For disse tre arter simuleredes hvilken effekt, en reduceret behandlingshyppighed (handlingsplanens mål) ville have haft på bestandsstørrelsen. For skovdue og gråspurv indikerede simuleringerne en betydelig forøget bestand, mens effekten på gulspurvepopulationen var ubetydelig. Det er usikkert, hvorledes resultaterne skal tolkes, da metoden bygger på en række antagelser, og da det er uklart, hvor stor betydning størrelsen af sidste års bestand skal tillægges. Sanglærkens ynglesucces var således stærkt påvirket af pesticidanvendelsen i det enkelte år, men udviste ikke følsomhed over for pesticidanvendelsen i den samlede analyserede periode.

I tabel 5.2 er vist de fuglearter i agerlandet, som indgår i scenarieberegninger i denne rapport (se 10.3.1). Tabellen viser disse arters bestandsstørrelse og -udvikling i perioden fra 1976 til 1996. Udviklingen har nu stabiliseret sig og enkelte agerlandsfugle som kragen har vist nogen fremgang. En af de mest sårbare og specialiserede agerlandsfugle, bomlærken, er ikke inddraget, idet datagrundlaget er skønnet at være for spinkelt (Petersen, Jensen 1998).

Tabel 5.2

Liste over de af agerlandets karakterfugle, hvor der foreligger tilstrækkelige data til at en modellering af bestandsudviklingen i de forskellige scenarier kan gennemføres. Tabellen viser endvidere det seneste skøn over hver arts bestandsstørrelse i Danmark samt bestandsudviklingen i Danmark siden 1976 og frem til 1996 ved anvendelse af følgende symboler: -: tilbagegang, +: fremgang, 0: uændret (+/- 20%), 1: 20-50% ændring, 2: >50% ændring (Efter Petersen, Jensen 1998).

Art	Antal ynglepar i Danmark	Udviklingstendens
Agerhøne	20.000 - 30.000	-1
Vibe ^a	30.000 - 50.000	-2
Sanglærke	1.360.000	-1
Landsvale	200.000 - 300.000	0/-1
Tornsanger	358.000	-1
Krage	21.000 - 220.000	+1
Stær	660.000	-1
Tornirisk	283.000	-1
Gulspurv	567.000	0/-1

^aOpført på Rød-/gullisten over truede arter som "Opmærksomhedskrævende".

De mange indirekte virkninger af pesticidanvendelsen betyder, at arter, der ikke er direkte påvirkede af sprøjtningen, alligevel har ændrede vilkår efter en behandling. Afhængigt af, hvilke midler der anvendes, og i hvilken situation, vil de indirekte effekter i mange tilfælde være de mest omfattende. Da de indirekte effekter ikke skyldes toksiske effekter på de betragtede organismer, fx fugle, kan man ikke beskytte disse ved at stille skærpede krav til midlernes giftighed.

Der er ikke noget, der tyder på, at pattedyr, på samme måde som fuglene, generelt er påvirkede af sideeffekter af pesticidanvendelsen. I undersøgelser over harens populationsdynamik nævnes pesticider ikke som mulig forklarende faktor til tilbagegangen siden 1960'erne (Hansen 1991). Blandt pattedyrene er der ikke så mange arter, der er afhængige af insekter o.l. i dyrkede marker. For de insektædende arter foreligger ingen undersøgelser, der belyser problemstillingen.

Sprøjtetfri randzoner

Sprøjtetfri randzoner anlægges langs marker, hvor der normalt sprøjtes med herbicider og andre pesticider. Sprøjtetfri randzoner er i princippet en etårig ordning, som indgår i sædskiftet. På grund af problemer med ukrudt anvendes sprøjtetfri randzoner ikke i sædskifte med roer og kartofler. Placeringen i kanten af marken, evt. op mod hegn eller anden skyggende bevoksning, giver normalt det mindste driftsøkonomiske tab. Dette skyldes, at udbyttet ofte er lavere langs markkanterne på grund af skyggevirksomheden og konkurrence om næringsstoffer og vand. Sprøjtetfri randzoner giver forbedrede muligheder for overlevelse og vækst af vilde planter i randzonen. Samtidig virker de som en buffer mod afdrift ind i de tilgrænsende småbiotoper. Hovedparten af insektfaunaen vender efter hver vinter tilbage til marken fra de udyrkede arealer. Da formeringssevnen er høj, er virkningen af sprøjtetfri forhold stor og hurtig. Insekter vil derfor kunne reagere med en kraftig og hurtig øgning i antal, selv om randzonerne kun er enårige og med vekslende placering. I danske forsøg i korn kender man effekten af sprøjtetfri randzoner ved et sprøjtetniveau, som ligger lidt under det nationale gennemsnit (Hald et al. 1994). Under disse forhold var de totale insekttætheder knap 50% højere og artsdiversiteten ca. 25% højere end i den sprøjtede mark. De insekter, der regnes som de foretrukne fødeemner for agerlandsfugle, var hele 65% talrigere. Disse gennemsnitstal dækker over en stor variation inden for forskellige insektgrupper. Effekterne var større på larver end på voksne insekter og større på biller, fluer, snyltehvepse, tæger og cikader end på andre grupper. Den største effekt blev iagttaget på de grupper, som æder henholdsvis planter og svampe. De sidstnævnte effekter er overvejende indirekte, idet henholdsvis ukrudtsmidler og svampemidler fjerner fødegrundlaget for disse insektgrupper (Hald et al. 1994; Reddersen et al. 1998).

Randzonevegetationens betydning for faunaen

Specielt fraværet af ukrudtsmidler spiller en stor økologisk rolle i randzonerne, idet der herved fremkommer en væsentlig rigere flora med mulighed for såvel blomstring som frøsætning. Bunddækket med forskellige plantearter er vigtigt som føderessource for planteædere, blomsterbesøgende insekter og frøædere, men også mikroklimaet og muligheden for skjul spiller en rolle (Reddersen et al. 1998). Randzoner, som grænser op til udyrkede småbiotoper, betinger desuden, at løbe- og rovbiller kan overvintre og derfra vende tilbage til marken om foråret. Visse almindelige insektgrupper forekommer i marken alene i randzonen langs udyrkede småbiotoper, hvadenten de som tæger og cikader lever der, eller blot er gæster fra kantbiotopen som mejere, myrer og bænkebidere.

Kun få arter af fugle og småpattedyr er knyttet til markfladen, mens de mange arter, der er knyttet til de udyrkede småbiotoper, ofte foretager fourageringsekskursioner til de nærmestliggende mark-randzoner: Det gælder fx forskellige musearter og fuglearter som gulspurv, agerhøne og fasan. Sådanne arter vil naturligvis potentielt gavnnes af de rigere fødemuligheder ved sprøjtetfri randzoner.

Vilde planter er et vigtigt og grundlæggende element i agroøkosystemets artsdiversitet også for faunaen, se tidligere afsnit. Anvendelsen af reducerede herbiciddoseringer kunne forventes i gennemsnit at efterlade mere ukrudt på danske marker. Overlevende planter kan danne fødegrundlag for bl.a. herbivore insekter under forudsætning af, at værtsplantens fødekvalitet er tilstrækkelig. Dette forhold er undersøgt for pileurtbladbillen og herbicidet Glean (Elmegaard, Kjær 1995; Kjær, Elmegaard 1996).

Generelt er der grund til at antage, at subletalt behandlede planter kan danne fødegrundlag for planteædende dyr. De behandlede planter har ikke i alle tilfælde samme kvalitet som ubehandlede planter, men for plante- og frøædere, blomsterbesøgere med flere er lidt føde bedre end ingenting.

Imidlertid har der ikke været tydelige tendenser til, at ukrudtmængden er øget på grund af den udbredte brug af reducerede doser, i hvert fald ikke når opgørelsen sker ved høst (Kristensen 1994). Landmændene er altså blevet dygtigere til at sprøjte optimalt og opnå den samme effekt med reduceret dosering. Der er ikke udført undersøgelser over ukrudtets udvikling gennem sæsonen som funktion af ændringer i sprøjtemønstret.

Reducerede doseringer af insekticider er ikke udbredt anvendte, men anbefales i visse tilfælde af Landbrugets Rådgivningscenter.

For arter med en LD_{50} tæt på eller over den omregnede markdosering vil gentagne sprøjtninger øge sandsynligheden for, at det enkelte individ rammes og påvirkes af en sprøjtning. Fordelen eller ulempen ved splitdosering (dvs. at fuld dosis fordeles over flere behandlinger med reduceret dosis) for harmløse organismer synes således at være afhængig af arternes følsomhed i forhold til den anvendte dosering. Det er derfor interessant at sammenligne disse betragtninger med observationer i felten. Split-doseringer er p.t. mest relevant for fungiciderne. Sideeffekterne drejer sig derfor især om effekter på harmløse svampe og de afledte effekter af reducerede svampetætheder.

I en undersøgelse af effekten af splitdoseringer af et bladfungicid viste det sig, at effekten af 1/3 dosering er forholdsvis høj, og især af de to første (primo-ultimo maj) sprøjtninger. Afhængig af året har 3 gange 1/3 dosering oftest en større effekt på såvel harmløse som skadelige svampe end én gang fuld dosis (Reddersen et al. 1998). Det må forventes, at resultaterne af sådanne sammenligninger vil være afhængige af året (vejret) og hvilke faktiske og relative tidspunkter, man udfører de enkelte sprøjtninger på. Det er sandsynligt, at det for fungiciderne gælder som for herbiciderne: Den anbefalede dosering er normalt mere end rigelig til at opnå den ønskede effekt. Udbragt optimalt vil effekten af 3 gange 1/3 dosering over for følsomme svampe derfor i højere grad være sammenlignelig med 3 gange fuld dosis end med én gang fuld dosering.

Overskuelige analyser af betydningen af splitdoseringer, reducerede doseringer, sprøjtetidspunkt, vejrforhold kræver simuleringsmodeller og følsomhedsanalyser. Sådanne redskaber er først nu under udvikling.

Siden begyndelsen af 1980'erne er der traditionelt sprøjtet 2 gange i vintersæd med fungicider. For 10 år siden skete det med 2 fulde doserin-

ger. I dag har optimering af anvendelsestidspunktet og faldende kornpriser bevirket, at 2 sprøjtninger med 1/3 dosering er det mest økonomisk optimale. I dag sprøjtes der med 2 x 1/3 dosis i gennemsnit, som har afløst 2 x fuld dosering. De reducerede doseringer giver afhængigt af midlet en varierende doseringsrespons. Splitdosering har ikke øget risikoen for, at insekticider udbringes rutinemæssigt. Men når der traditionelt sprøjtes med fungicider omkring skridning, er mange fristet til at tilsætte et insekticid, hvis de har set nogle enkelte lus. Dette sker for at afbøde, at der måske skal sprøjtes ugen efter når skadetærsklen er overskredet. De direkte effekter af pesticider vil alt andet lige være mindre ved anvendelse af reducerede doser.

Stofblandinger i præparater og sprøjtetanke

Effekten af stofblandinger er en ubekendt faktor i vurderingen af virkningerne over for skadevolderen og ikke-målorganismer. Det skyldes, at stofferne kan påvirke hinandens toksicitet. Udbringning af flere aktivstoffer på én gang er i mange afgrøder det almindeligste enten som færdige præparater eller ved opblanding i tanken. I Danmark har man ikke lavet undersøgelser af, i hvilket omfang tankblandinger anvendes i praksis. Stofferne kan have additiv, forstærkende eller hæmmende virkning. Det er umuligt at danne sig et overblik over, hvilke stoffer der forstærker hinandens virkning, bl.a. fordi der er mange kombinationsmuligheder, og fordi det afhænger af, hvilke arter man tester det på, hvilke doseringer man anvender og til hvilket tidspunkt. For mange insekticider er der påvist forstærket virkning ved tilstedeværelsen af andre stoffer med en helt anden giftvirkning. Den forstærkende virkning kan skyldes, at stofferne indvirker på den enzymatiske nedbrydning af giftstoffet, på indtrængningen af stoffet eller på bindingen af stoffet. Der kan således i nogle tilfælde iagttages en op til 100 gange forøgelse af giftigheden, hvilket radikalt kan ændre et stofs fareklassificering. I 32% af de konstaterede tilfælde, hvor der indgår et insekticid, er effekten over for pattedyr en faktor 10 eller større.

Der er ligeledes konstateret forstærkende virkning i samspil mellem ergosterolhæmmende (EBI) fungicider og pyrethroider. I England er det fundet, at svampemidlet prochloraz forøger insekticidet lambdacyhalothrins toksicitet over for honningbier 18 gange ved markdoseringer. EBI-fungicider påvirker også giftigheden af organofosforinsekticiderne dimethoat og malathion over for agerhøns, når fuglene har været eksponeret med et EBI-middel, før de udsættes for insekticiderne. Virkningen antages at skyldes en aktivering af de enzymer, som er ansvarlige for omdannelsen af organofosfor-midlerne til den aktive metabolit. Da EBI-midlerne, samt dimethoat og pyrethroiderne er henholdsvis de mest anvendte fungicider og insekticider i Danmark, er det meget sandsynligt, at forstærkende virkninger forekommer og bevirker større effekter end forventet på ikke-målorganismer. Dette understøttes også af, at der i England er observeret større effekter på bier end forventet ved sprøjtninger med stofblandinger under normale forhold.

Pesticiders effekter i skovbruget

Der findes meget få undersøgelser, der specifikt belyser miljøeffekten ved pesticidanvendelse i skovbruget. Derfor er de miljøkonsekvensvurderinger af skovbrugets anvendelse af pesticider, der er foretaget, i meget høj grad baseret på erfaringer fra undersøgelser uden for skoven, samt på viden om skovøkosystemets funktion (Elmegaard et al. 1996; Strandberg 1998). Hvad angår den højere fauna, vurderes det, at direkte

effekter af pesticider er meget ringe i skoven, medens der vil være en direkte effekt på den lavere fauna i forbindelse med bekæmpelse af lus og andre skadevoldende insekter i forbindelse med produktion af juletræer og pyntegrønt. Det er særligt Nordmannsgrankulturer, der behandles med insekticider (Østergaard et al. 1998).

Hvad angår indirekte effekter er det primært herbicidanvendelsen, der giver effekter på både den højere og lavere fauna. Det er primært i pyntegrønns- og juletræskulturer, man ser indirekte effekter på faunaen, men den anvendelse af herbicider, der finder sted i forbindelse med renafdrift i det vedproducerende skovbrug, har også betydning ved for en periode at fjerne en stor del af fødegrundlaget, samt ved en påvirkning af mikroklimaet og mulighederne for at finde skjul (MacKinnon, Freedman 1993). I skovbruget opereres med lange omdriftstider, bestemt af de forskellige træarters generationslængde, som godt kan overstige 100 år. Da langtidseffekter på faunaen ikke kan udelukkes, er det derfor uheldigt, at der ikke findes sådanne undersøgelser ved pesticidanvendelse i skov.

5.1.1 Konklusioner

Effekten af pesticidanvendelsen på faunaen kan opdeles i de direkte toksiske effekter og de indirekte effekter. De direkte toksiske virkninger forårsages især af behandlinger rettet mod skadevoldende faunaelementer. Ud over de skadevoldende arter sker der en kraftig påvirkning af en lang række beslægtede arter, herunder også skadedyrenes naturlige fjender og bestøvende insekter, afhængigt af arternes udbredelse i tid og rum. Pesticidernes effekter på faunaen sker desuden ved fjernelse af fødegrundlaget ved herbicidpåvirkning af floraen, se afsnit 5.2. Effekterne skal desuden ses i sammenhæng med andre påvirkninger, herunder sædskifte og jordbehandling.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- De indirekte effekter af pesticidanvendelsen forårsages oftest af ændringer i arternes fødegrundlag og skyldes både insekticider, herbicider og fungicider mv., idet faunaens fødegrundlag findes blandt insekter, planter og svampe mv. Dette påvirker både skadevoldende og nyttige arter såvel som arter tilhørende den højere fauna. De indirekte effekters betydning i agerlandet og skovbruget vurderes i almindelighed at være betydeligt mere omfattende end de direkte.
- Agerlandets fuglefauna har været genstand for omfattende undersøgelser, som i perioden 1976-1996 har vist en signifikant nedgang for de fleste af de arter, der er tilknyttet agerlandet. Årsagen til tilbagegangen skyldes en række faktorer, hvor anvendelsen af pesticider indgår sammen med bl.a. sædskiftet og forvaltningen af hegn og andre småbiotoper.
- Bejdsede frø og granulater udgør en risiko for fugle og pattedyr.
- Der foreligger kun få uddybende studier af pesticiders påvirkning af jordboende organismer. Da diversiteten og antallet af processer i jorden er stor og udviser en tilsvarende stor variation i følsomheden over for pesticider, er langtidseffekten ikke tilstrækkeligt belyst.

- Måden hvorpå pesticiderne anvendes, kan have betydning for miljøbelastningen. Således kan anvendelsen af reducerede doser reducere de direkte effekter på faunaen. For ukrudtbekæmpelsens vedkommende er det usikkert, om de reducerede doser har gavnet faunaen væsentligt, da der opnås meget effektiv bekæmpelse med lave doser.
- Splitdoseringer ved fungicidbehandlinger i korn udgør en større risiko for svampefloraen og den dertil knyttede fauna. Til vurderinger på nationalt niveau mangler oplysninger om sprøjtepraksis.
- Ved pesticidanvendelse i skov er det for faunaens vedkommende de indirekte effekter, der medfører den væsentligste påvirkning. Hvad angår langtidseffekter på faunaen mangler der redskaber/viden til at foretage en vurdering.
- Det er dokumenteret, at der er en risiko for forstærkede effekter ved anvendelse af stofblandinger, men det er uklart hvilken betydning, dette har i felten, lige som der mangler viden om anvendelsespraksis.
- Underudvalget anbefaler, at der fremover mere konsekvent og systematisk end hidtil anvendes permanente sprøjtefri zoner og beskyttelsesbræmmer. Det skal herunder sikres, at der etableres sammenhængende spredningskorridorer. Det anbefales desuden at gennemføre naturgenopretning ved introduktion af dyrearter med lille spredningspotentialer.

5.2 Effekt på floraen i dyrkede og udyrkede terrestriske økosystemer

Gentagen sprøjtning ændrer floraen

En række forsøg har vist, at den gentagne og effektive sprøjtning med herbicider år efter år nedsætter antallet af vilde planter i det dyrkede land. På halvkulturarealerne har herbicider lejlighedsvis været anvendt, typisk med midler mod tokimbladede arter med henblik på at fremme græsarterne og øge foderværdien af græsning/høslet. Meget ofte har der her også været tilført kunstgødning med henblik på at øge foderproduktionen på arealet. Dette har også været tilfældet på arealer med §3-status i forhold til Naturbeskyttelsesloven, som ikke alle steder er en sikring imod herbicid- og gødningsanvendelsen, idet lovgivningen blot fastfryser den eksisterende driftspraksis.

Afdrift

Ved sprøjtning sker der afdrift til de omkringliggende arealer, idet afdriften dog kan reduceres med moderne sprøjteudstyr. For 10-20 år siden har direkte herbicidsprøjtning med endedyse på sprøjtebommen været anbefalet og anvendt mange steder. Afdrift i forbindelse med den almindelige herbicidanvendelse er et særligt problem for kantbiotoperne pga. deres relativt store kantareal i forhold til det totale areal. Af de samme årsager er langt de fleste småbiotoper, der grænser til sædskiftemarken, stærkt prægede af eutrofiering især pga. bidrag fra centrifugalspredt kunstgødning på de tilstødende marker.

Floraen ændres ved belastning med herbicider og næringsstoffer

Som resultat af denne udbredte belastning med herbicider og næringsstoffer er vegetationssammensætningen i disse biotopyper de fleste steder konvergeret hen imod en højt voksende og artsfattig græs- og urteve-

getation, som fuldstændigt er domineret af arter som stor nælde, vild kørvel, alm. kvik, hundegræs, draphavre, ager-tidsel, grå-bynke og burre-snerre. Disse arter er relativt tolerante over for de fleste herbicider og kan udnytte rig næringsstofforsyning til hurtig og høj vækst, hvorved de bortskygger de fleste konkurrenter. Der vil typisk være en forøget planteproduktion og plantebiomasse pr. arealenhed i sådanne forstyrrede biotoper. Samlet set bliver der således færre arter og mindre lokalt og regionalt karakteristiske vegetationer, medens arter med stort næringsbehov dominerer.

Genetablering af floraen er vanskelig

I naturgenopretningen har man vurderet, hvorvidt de oprindelige, men tabte naturværdier kan genskabes ved blokering af disse negative direkte og indirekte input af herbicider og gødningsstoffer. Erfaringerne hermed er skuffende: Der er i praksis en stor 'økologisk inert', der modvirker reversibilitet i vegetationsudviklingen, og som især begrunder sig i to forhold:

- Tendensen til langvarig fastholdelse af den forhøjede næringsstofstatus i biotoperne på næsten enhver jordbundstype på nær de mest sandede og tørre. Derved fastholdes den konkurrencedygtige højstaudevegetation, der effektivt forhindrer genindvandring af oprindelige arter.
- Arternes lille og ofte kortlivede frøpulje og ringe spredningsevne vanskeliggør retableringen. Der er som regel stor afstand, få og dårlige spredningsveje eller egentlige spredningsbarrierer, der alle modvirker genindvandring.

Effekter på frøpuljen og vilde planter i marken

Forekomsten af de almindeligste planter i danske marker er generelt blevet mindre hyppig i løbet af en tyveårsperiode fra 1967-70 til 1987-89 (Andreasen et al. 1996). Ukrudtsbekæmpelse foretages netop for at minimere nogle arter (ukrudt) og favorisere andre (afgrøder) og jo færre vilde planter, jo mindre sprøjtebehov vil den pågældende mark have. Nogle arter er gået særlig kraftigt tilbage på grund af den intensive ukrudtsbekæmpelse med herbicider. I en 25-års periode, fra 1964 til 1989, har bl.a. en øget herbicidanvendelse reduceret det gennemsnitlige antal af arter i frøpuljen fra 12 til 5 pr. mark (Jensen, Kjellsson 1995). Samtidig er det samlede antal levende frø i agerjorden blevet halveret i samme periode.

Med henblik på at undersøge sammenhængen mellem herbiciders effekter på ukrudtsarter og tilbagegangen i antal levende frø i agerjorden er korrelationen undersøgt mellem effekt ved fuld dosis af herbicidblandinger, der hyppigt blev anvendt i korn i 70'erne og 80'erne (effektal fra PC-Planteværn, Per Rydahl, personlig kommunikation) og den procentvise tilbagegang i enkeltarters frøpulje (Kjellsson, Madsen 1998a). Der var dog ingen tydelig sammenhæng, hvilket muligvis skyldes, at andre faktorer også har haft indflydelse på frøpuljen (fx sædskifte, jordbehandling og gødningsniveau). En engelsk undersøgelse viser, at sædskiftet har stor betydning for frøbankens størrelse (Jones et al. 1997).

Sprøjtefri randzoner

Sprøjtefri randzoner anlægges langs marker med énarige afgrøder, hvor der normalt sprøjtes med herbicider og andre pesticider som beskrevet i afsnit 5.1. Den vilde flora som helhed reagerer typisk stærkt og øjeblik-

keligt på sprøjtefri forhold, idet der er rigeligt med frø i frøpuljen til at sikre en høj plantetæthed. Mange vilde planter er netop karakteriseret ved et fleksibelt og stort individuelt vækstopotentiale. Man kan især forvente betydelige kvantitative ændringer og først i anden række kvalitative ændringer i floraen. I sprøjtefrie zoner i vinterhvede er der således inden for samme år observeret en øgning i den totale biomasse af vilde planter på mellem 10 til 40 gange (Reddersen et al. 1998). Den øgede vækst og frøsætning vil også forøge frøpuljen klart efter blot 2-3 år (Hald et al. 1994; Kjellsson, Rasmussen 1995). Sprøjtefri randzoner i kornafgrøder vil fremme almindelige tokimbladede plantearter, såsom hyrdeta-ske, stedmoder, forglemmigej, ærenpris, fuglegræs, hvidmelet gåsefod og tvetand sammen med en lang række mindre hyppige arter. Samtidig vil nogle få græsser, især enårig rapgræs, aftage noget. På kort sigt kan man således primært forvente en øget total biomasse af vilde planter ved en stor fremgang af ret få almindelige arter, mens en fremgang for de mindre almindelige arter generelt vil kræve mere faste sprøjtefrie zoner. Hald et al. (1994) kunne således ikke observere en klar øgning i antallet af arter i permanente sprøjtefrie zoner over 5-6 år.

Permanente sprøjte- og gødningsfrie randzoner

Permanente sprøjtefrie zoner vil som bufferzoner kunne bidrage til at beskytte velbevaret vegetation i småbiotoper, hvor en sådan stadig forekommer. Imidlertid er småbiotopernes vegetation langt de fleste steder kraftigt påvirket gennem de seneste årtiers belastning med både herbicider og gødningsstoffer. For at sikre rekoloniseringen, som normalt vil ske meget langsomt, vil det være nødvendigt med permanente såvel sprøjte- som gødningsfrie randzoner.

Påvirkning af frøproduktionen

Det er påvist, at subletale doser af herbicider medfører en nedgang i planternes frøproduktion. Nedgangen er relateret til dosis, og denne er sandsynligvis direkte relateret til en mindre biomasseproduktion (Rasmussen 1993; Andersson 1994). Således gav også en subletal dosis (1/2 normaldosis) af isoproturon en halveret frøproduktion hos alm. pengeurt (Hald 1993). I en dansk undersøgelse er det påvist, at frøproduktionen i usprøjtede markparceller er 6-14 gange større end i sprøjtede parceller (Kjellsson, Rasmussen 1995). Samtidig medførte herbicidsprøjtningen (dichlorprop + 2,4-D/MCPA i normaldosis), at en lavere andel af de overlevende planter kunne formere sig. Det er påvist, at nogle herbicider (tribenuron-methyl og i mindre grad MCPA) kan give mindre frøstørrelse hos nogle arter, såsom snerle-pileurt, burre-snerre og alm. pengeurt (Andersson 1994). På baggrund af den nævnte viden og forskellige scenarier over herbicidanvendelsen (0 og 100%), vil det være muligt at modellere og estimere effekterne på frøpuljen i agerlandet og konsekvenserne for ændringer i hyppighed og sammensætning af vegetationen (Kjellsson, Rasmussen 1995; Madsen et al. 1996, 1997, 1999).

Den vilde flora i hegn og småbiotoper

Herbicider anvendes normalt ikke i hegn og småbiotoper, så en påvirkning af disse områder skyldes utilsigtede effekter fra herbicidbehandling i jordbruget, fx på grund af afdrift (se afsnit 4.1.6.2). Floraen i danske markhegn viste, under en 5-årig periode, en svag tendens til at indeholde flere arter langs usprøjtede end langs sprøjtede markkanter (Hald et al. 1994). En 50% standard forsøgsbehandling med herbicidet fluroxypyr af en brakmark på sandet jord i Holland formindskede artsindholdet (Kleijn, Snoeijs 1997). Effekter på overlevelsen ved lavere dosis (5 og 10 %) blev kun påvist for enkelte arter i enkelte år. En anden hollandsk under-

søgelse (de Snoo 1997) fandt i et treårigt forsøg, at usprøjtede markkanter i sukkerroer, kartofler og vinterhvede havde en forøget artsdiversitet, primært som følge af en forøgelse af antallet af tokimbladede planter.

Påvirkning af floraen ved afdrift

Der foreligger standardiserede værdier fra Tyskland over afdrift af sprøjtemidler. Disse er baseret på 16 markforsøg i perioden fra 1989-92, hvor man, på basis af en 95% procentil, fastsætter en såkaldt "realistic worst case" (Ganzelmeier et al. 1995). På grundlag af disse og kendte effekttærskler (PC-Planteværn) kan der foretages en kvalitativ vurdering af effekterne på plantevæksten. Den teknik, som Ganzelmeier anvendte, er ikke nødvendigvis økologisk relevant. Afsætningen blev målt ved sprøjtning med en enkelt sprøjtefane, og sprøjtemidlet blev opsamlet på flade mål, som blev lagt på jorden. Sådanne data er relevante til at estimere effekten på planter, der endnu ikke er fremspiret og for "flade" områder som damme og søer. Men planter, der er spiret frem og er etableret, har en større "fangst" af sprøjtemiddel. Således har både Davis et al. (1993) og Bui et al. (1998) fundet, at forskellige "mål" har forskellig "fangsteffektivitet". "Mål", der hæver sig over jorden og har en kompleks struktur, fanger mere sprøjtemiddel end objekter fladt på jorden. Endelig har Nordby og Skuterud (1975) fundet, at den sprøjtemiddeldosis, der skal til for at udløse en given effekt, er mindre for planter i afdriftszonen end for planter direkte under sprøjtningen. En amerikansk undersøgelse viser, at der kan påvises skader på fugle-kirsebærtræer af herbicidafdrift (chlorsulfuron) ved dosis helt ned til 1/100 af normal markdosis (Al-Khatib et al. 1992). Ved påvirkninger på 1/3 - 1/10 af normaldosis gav flere herbicider (2,4-D, glyphosat) tydelige skadeeffekter. En række undersøgelser (Marrs et al. 1989, 1993; Davis et al. 1993, 1994) af effekten af sprøjtemiddelafdrift på planter har vist, at planter, der stod op til 50 m fra det sprøjtede areal blev påvirket. Hovedparten af planterne er dog kun påvirket i et område mellem 0 og 5 m fra marken.

Effekter på skovbundsflora

Egentlige undersøgelser af pesticiders effekt på skovbundsfloraen er sjældne, hvorfor vurderingen er foretaget på baggrund af viden om herbiciders virkemåde og viden om skovbundsfloraens økologi. Der er kun taget hensyn til herbiciders effekt på skovbundsfloraen, fordi der ifølge Elmegaard et al. (1996) ikke angives at være kendte effekter af andre pesticidgrupper på skovbundsfloraen.

Østergaard et al. (1998) angiver brugen af glyphosat i forbindelse med afdrift af løv og nål til at være én gang før afdrift og 1-2 gange i de første år derefter. Denne anvendelsespraksis vurderes at medføre en radikal påvirkning af skovbundsfloraen, således at alle individer af den flora, der er tilknyttet den pågældende skovtype, kan blive udryddet (F. Rune, Forskningscenter for Skov og Landskab, pers. komm.). Der vil stadig være en frøpulje, men denne reduceres også kraftigt, dels på grund af de gentagne sprøjtninger, dels på grund af, at skovklimaet forsvinder for en periode, når fornyelse sker ved hjælp af renafdrift. Planter fra frø, der spirer i den første periode efter afdrift, eventuelt provokeret til spiring af den forøgede lysmængde, vil ofte dø enten som følge af sprøjtning eller som følge af tørke eller svidning (frost, sol). Desuden har skovbundsfloraens arter generelt en kortlivet frøbank, således at flere arter ikke har muligheden for at overleve den ugunstige periode på frøstadiet (Graae 1999). Selv om behandlingen således udføres over en begrænset årrække, vil den medføre en betydelig negativ påvirkning af skovbundsfloraen. Set

over en omdriftsperiode har den relativt lille behandlingshyppighed således en stor effekt. I juletræs- og pyntegrøntskulturer, hvor herbicidanvendelse finder sted i hele kulturens levetid, er det irrelevant at tale om en skovbundsflora. Her er påvirkningen så massiv, at der ikke er nogen flora, hvilket jo er hele ideen med herbicidanvendelsen i disse kulturer. Ved produktion af juletræer og pyntegrønt uden herbicider udvikles der en flora, som afhængig af jordbehandlingen og fornyelsesmetode kan være mere eller mindre skovbundsagtig (M. Strandberg, Danmarks Miljøundersøgelser, pers. komm.).

Typisk har skovbundsfloraens arter en meget langsom genindvandringshastighed (0 - 1m/år) (Brunet, von Oheimb 1998), hvorfor det kun er i områder med upåvirket skov i umiddelbar nærhed til det afdrevne og behandlede område, man kan forvente en delvis genindvandring af de forsvundne arter inden for en omdriftsperiode. Brunet og von Oheimb (1998) anbefaler da også, at skovbundsfloraens langsomme genindvandringshastighed tages i betragtning i forbindelse med planlægning af skovdrift. Inghe og Tamm (1985) har i svenske skove vist, at individer af blå anemone er mere end 40 år gamle, og det er ikke usandsynligt, at mange arter i skovbundens flora kan opnå en alder, der er højere end træernes. Danske undersøgelser har vist, at skove med lang kontinuitet (>200 år) har en bedre udviklet skovbundsflora end skove, der er yngre (Graae 1999), så også for danske skove er det rimeligt at forvente effekter på skovbundsfloraen, hvis herbicider anvendes i forbindelse med afdrift og kulturetablering. I følge Graae (1999) er det specielt arter, der overvejende spredes ved klonal vækst, som genindvandrer meget langsomt, medens dem, som har dyre- og vindspredning, indvandrer hurtigere. Mekanisk jordbehandling som erstatning for herbicidanvendelse har formentlig tilsvarende effekter på skovbundsfloraen, men dette mangler endnu at blive undersøgt.

Påvirkning af naturarealers flora ved atmosfærisk transport af pesticider

Herbicider anvendes normalt ikke på naturarealer, men mange herbicider langtransporteres og afsættes derved i små mængder på naturarealer. Der er endnu ikke fundet oplysninger om målinger af direkte effekter af afdrift af pesticider på floraen på naturarealer bortset fra randområder som hegn. Det er derfor nødvendigt at anvende modelberegninger. I Holland er det gennemsnitlige kombinerede herbicidforbrug på 1,35 dosisækvivalenter pr. år, hvoraf 5,5% fordamper. På baggrund af dette og import/eksportbetragtninger ved atmosfærisk transport blev det i et hollandsk modelstudie (Klepper et al. 1998) beregnet, at de hollandske naturarealer som gennemsnit modtager 0,02 dosisækvivalenter pr. år. Denne deposition blev ved hjælp af en dosis-respons-model for den potentielt påvirkede naturlige vegetation brugt til at forudsige, hvor stor en del af arterne, der påvirkes ud over NOEC (No Observed Effect Concentration). Resultatet var, at 2% (medianværdi) af arterne påvirkedes over deres NOEC. Påvirkningsprocenten var højest i landbrugsområder og i områder med dyrkning af frugt og bær. For danske forhold findes lignende beregninger ikke, men anvendelsen af herbicider med en behandlingshyppighed på 1,65 i 1997 (Miljøstyrelsen 1998a) er sammenlignelig med det hollandske forbrug, idet behandlingshyppigheden modsvarer den hollandske dosisækvivalent. Der kan ikke konkluderes direkte ud fra de hollandske beregninger, at ca. 2% af arterne i de danske naturområder påvirkes uacceptabelt af herbicider. Påvirkningsgraden afhænger blandt andet af, hvordan naturarealerne ligger placeret i forhold til områder med

herbicidanvendelse, samt af emissionens størrelse, vindforholdene og de lokale plantesamfunds følsomhed. I den hollandske opgørelse skyldes de største usikkerheder angiveligt emissionsopgørelsen og effektmodellerne (Klepper et al. 1998). En diffus spredning af pesticider, fx via atmosfæren med nedbør, må anses at have mindre betydning for ændringer i florasammensætningen på naturarealer end hvad øget næringstilførsel og ændret arealpleje har haft.

Effekten af pesticider i regnvand

Forekomsten af pesticider i regnvand i Danmark er omtalt i afsnit 4.5. Der er ligeledes påvist indhold af herbicider i regnvand i Skandinavien og det nordlige Europa (Kirknel, Felding 1995ab), men der er endnu ikke påvist direkte effekter på floraen som følge heraf (Felding 1998b). Det er kendt fra amerikanske undersøgelser, at nedfald af atmosfæriske herbicidrester (sulfonylurea) kan give skade-symptomer på nogle afgrøder såsom ærter og bønner (Felsot et al. 1996). Det er tilsvarende vist, at selv små doser af chlorsulfuron (fra 1/100 til 1/1000 del af normaldosering) formindsker plantebiomassen og frøproduktionen kraftigt hos ferskenpileurt (Fletcher et al. 1996). I et dansk projekt om forekomst af pesticider i nedbør og effekter på planter og plantesamfund er effekterne af mechlorprop undersøgt i koncentrationer svarende til fund i regnvand. Undersøgelsen omfatter følsomme arter, specielt korsblomstrede, men der er ikke påvist nogen effekter (Solveig Mathiassen, DJF, personlig kommunikation). Man kan foretage en vurdering af mulige effekter ved at sammenholde data for depositionen af pesticider og data for effekter.

5.2.1 Konklusioner

Herbicidanvendelsen har i samspil med sædskifte og andre dyrknings-tekniske foranstaltninger reduceret floraen væsentligt i det dyrkede land. Utsigtet afdrift ved sprøjtningen kan give negative effekter på planter i hegn og småbiotoper. Herbicider i regnvand kan formentlig under særlige omstændigheder forårsage skader på planter uden for det dyrkede areal.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Antallet af plantearter og disses hyppighed i en gennemsnitlig mark er blevet halveret i løbet af de sidste 20-25 år. Dette har ud fra et landbrugsmæssigt synspunkt været en ønskelig udvikling, men med negative konsekvenser for naturindholdet. Hovedårsagen til tilbagegangen er herbicidanvendelsen, men ændret dyrkningspraksis har også været af stor betydning.
- Afdrift af herbicider kan have betydning for floraen i hegn, småbiotoper og naturarealer.
- I Danmark er der påvist pesticider i regnvand, men der er endnu ikke påvist effekter af disse på planter. Amerikanske undersøgelser har dog vist, at nogle herbicider kan skade specielle plantearter selv i små doser. Der er i alt tale om få undersøgelser og kun af enkelte pesticider.
- Der mangler systematiske undersøgelser af, hvorledes pesticider i større sammenhængende områder påvirker vilde planter og de dertil knyttede dyr i hegn, grøftekanter og andre småbiotoper, samt nabo-naturarealer.

- Påvirkningen af floraen som følge af deposition af langtransporterede herbicider kendes ikke i Danmark. Vi ved fra et hollandsk studie, at effekter er sandsynlige, men en nærmere fastlæggelse kræver undersøgelser både hvad angår effekterne og den atmosfæriske transport.
- Der mangler specifikke undersøgelser af herbicidanvendelsens effekt på skovbundsfloraen, men der ingen tvivl om, at selv den begrænsede anvendelse der finder sted i skovbruget, påvirker den egentlige skovbundsflora meget og i negativ retning. Mange arter i skovbundsfloraen har en meget langsom genindvandringshastighed (0-1 meter pr. år), hvilket gør dem særligt følsomme over for herbicidanvendelse, selv om denne kun finder sted i forbindelse med afdrift og etablering.
- Der mangler systematiske undersøgelser af den kombinerede virkning af gødning, pesticider og sædskifte på floraen i de marknære arealer.
- Underudvalget anbefaler, at der fremover mere konsekvent og systematisk end hidtil anvendes permanente sprøjtefri zoner og beskyttelsesbræmmer, der som bufferzoner vil kunne bidrage til at beskytte velbevaret vegetation i småbiotoper og naturarealer, hvor en sådan stadig forekommer. Det skal herunder sikres, at der etableres sammenhængende spredningskorridorer. Hvor de terrestriske småbiotopers vegetation er kraftigt påvirket gennem de seneste årtiers belastning med både herbicider og gødningsstoffer, vil en rekolonisering normalt ske meget langsomt. Det vil her være nødvendigt med permanente såvel sprøjte- som gødningsfrie randzoner, hvor vegetationen og den hertil knyttede fauna ønskes genoprettet. Det anbefales desuden at gennemføre naturgenopretning ved udsåning af vilde planter.

5.3 Effekter på flora og fauna i vandløb, søer og kystnære farvande

Pesticider kan tilføres til vandløb via atmosfæren ved afdrift fra marksprøjtning eller langtransport, via grundvand, drænvand, overfladisk afstrømning, samt ved ulovlig sprøjtning i eller nær vandløbet inden for sikkerhedsbræmmerne på 2 meter. Fra vandløbene kan pesticiderne føres til søer eller kystnære farvande. Disse kan ligeledes få en tilførsel ad de samme transportveje som til vandløb. Enhver tilførsel af pesticider til ferskvand i Danmark er uønsket. Der foreligger data for forekomsten af pesticider i vandløb og vandhuller som beskrevet i afsnit 4.2 og 4.3, men der er endnu ingen systematiske undersøgelser af forekomsten i danske søer og kystnære farvande. I forbindelse med Vandmiljøplan II vil undersøgelser i søer blive iværksat.

I dette afsnit beskrives effekter af pesticider i ferske vande. Da der kun foreligger få danske undersøgelser er gennemgangen primært baseret på udenlandske undersøgelser, og der er lagt vægt på feltstudier (Friberg 1998). For at vurdere mulige effekter af nuværende praksis for brug af pesticider sammenholdes koncentrationsniveauer opgivet i Mogensen og Spliid (1997) med resultater fra artiklerne. I Danmark har mange pesticider afstandskrav, således at de ikke må udbringes nærmere end 10 eller 20 meter fra søer og vandløb. Tabel 5.3 viser hvilke aktive stoffer, der p.t. har sådanne afstandskrav. En del af disse påvirker organismer i

vandmiljøet ved koncentrationer, som er lavere end 1 mikrogram pr. liter og enkelte ved koncentrationer lavere end 0,1 mikrogram pr. liter.

Table 5.3

Pesticider med særlige afstandskrav. Der gælder et generelt afstandskrav på 2 m til vandløb og søer. I tabellen er angivet bekæmpelsesmidlet, de aktive stoffer i midlet, typen (F = svampemidler; H = ukrudtsmidler; I = insektmidler; P = vækstregulerende midler). Desuden er vist den laveste koncentration for enkeltstoffer, som forårsager 50% dødelighed eller hæmning i laboratorietests med akvatiske organismer (fisk, krebsdyr og alger) ($\mu\text{g/L}$ = mikrogram pr. liter).

Bekæmpelsesmiddel	Aktive stoffer	Type	Afstandskrav		Akut effekt
			10 m	20 m	$\mu\text{g/L}$
Daconil 500 F	chlorothalonil	F	x		44
Corbel	fenpropimorph	F		x	290
Folicur EW 250	tebuconazol	F	x		6400
Rival	fenpropimorph og prochloraz	F		x	73
Sportak EW	prochloraz	F	x		73
Tilt 250 EC	propiconazol	F		x	680
Tilt Megaturbo	fenpropimorph og propiconazol	F		x	73
Tattoo	propamocarb og mancozeb	F	x		1500
Tilt top	fenpropimorph og propiconazol	F		x	73
Vondac DG	maneb	F	x		220
Dimethoat/Perfekthion	dimethoat	I	x		30000
Cyperb/CympaTi Ekstra	cypermethrin	I		x	0,9
Malathion/Maladan	malathion	I	x		2,2
Mavrik 2F	tau-fluvalinat	I		x	0,018
Karate	lambda-cyhalothrin	I	x		0,21
Pirimor/Pirimicarb	pirimicarb	I	x		19
Cycocelextra	chlormequat-chlorid	P	x		7400
Cycocelextra/CCC 750/	chlormequat-chlorid	P	x		7400
Stabilan Extra/Tricorta 750	chlormequat-chlorid	P	x		7400
Terpal	mepiquat-chlorid og ethephon	P	x		68500
Agil/Propaquisafob	propaquizafob	H	x		190
Ally	metsulfuron-methyl	H		x	2900
Ariane Super	MCPA, fluroxypyr og clopyralid	H	x		10000
Oxitril	ioxynil (octansyre-ester) og bromoxynil (octansyre-ester)	H		x	60
Avenge 150	difenzoquat-methyl-sulfat	H	x		290
Briotril	bromoxynil og ioxynil (som octansyreester)	H		x	60
Barnon Plus	flamprop-M-isopropyl	H	x		2400
Totril	ioxynil (octansyre-ester)	H		x	3900
Basagran 480	bentazon	H	x		47000
Basagran M 75	bentazon og MCPA	H	x		10000
Betanal SC/Herbasan	phenmedipham	H	x		130
Betanal Optima/	ethofumesat, phenmedipham og desmedipham	H	x		130
Betaron/Spar 2	phenmedipham og ethofumesat	H	x		130
Boxer	prosulfocarb	H	x		90
Ethosan	ethofumesat	H	x		15000
Ethuron	ethofumesat	H	x		15000
Ethofumesat/Nortron SC	ethofumesat	H	x		15000
Gallant/Haloxifob	haloxifob-ethoxy-ethyl	H	x		284
Gardoprim	terbuthylazin	H	x		20
Folar	terbuthylazin og glyphosat	H	x		20
Karmex/Diuron	diuron	H	x		42
Laddok TE	bentazon og terbuthylazin	H	x		20
Logran 20 WG	triasulfuron	H	x		770
Primera	fenoxaprop-P-ethyl	H	x		460
Puma Super	fenoxaprop-P-ethyl	H	x		460
Safari	trisulfuron-methyl	H	x		500
Sencor	metribuzin	H	x		7,8
Simazin/Gesatop 500 FW	simazin	H	x		290
Stomp SC	pendimethalin	H	x		33
Toloran	terbuthylazin og isoxaben	H	x		20
Treflan/Trifluralin	trifluralin	H	x		>12

Effekten af pesticider vil være afhængig af, hvorvidt recipienten er et vandløb eller stillestående vand. Generelt er opholdstiden og dermed eksponeringstiden for de akvatiske organismer afgørende for effekten af pesticider. I vandløb vil den gennemsnitlige strømhastighed og tilstedeværelsen af områder med lav strømhastighed være afgørende for opholdstiden. I et vandløb, hvor der blev tilført et herbicid, blev en strækning med høj strømhastighed umiddelbart nedstrøms fra det behandlede område undersøgt og sammenlignet med en mere langsomtflydende strækning 225 m nedstrøms (Thomson et al. 1995). Selvom koncentrationen kortvarigt var højere på opstrømsstrækningen i forbindelse med sprøjtningen, var opholdstiden af stoffet i en koncentration over 1 mikrogram pr. liter over dobbelt så lang på strækningen 225 m nedstrøms. I vandløb vil koncentrationen af pesticider desuden aftage i en given afstand nedstrøms fra kilden afhængig af fortynding og deponering/omsætning. I stillestående vand vil især vandvolumen og vandudskiftningsraten være afgørende for effekten af pesticider.

Små og langsomtflydende vandløb samt mindre vandhuller er derfor mest udsatte for en eventuel pesticidpåvirkning. Disse systemer er desuden tæt koblet til omgivelserne og er derfor mere påvirkelige af en eventuel anvendelse af pesticider på de omgivende arealer.

Biologisk adskiller vandløb sig fra de stillestående vandområder ved at være åbne systemer. Der er en permanent drift af organismer med strømmen, hvilket betyder, at vandløbsstrækninger generelt hurtigt rekoloniseres. Det bevirker, at vandløb generelt er meget resiliente og derfor hurtigt vil vende tilbage til en normal tilstand, efter at en kemisk påvirkning er ophørt.

Effekter på primærproducenter

Der er mange dokumenterede tilfælde af effekter af herbicider på primærproducenter i ferskvandsøkosystemer, mens insekticider sjældent synes at have nogen direkte effekt på planter. Effekterne af herbicider er oftest, at de nedsætter produktiviteten, mens biomassen på kort sigt ikke påvirkes. Der er en klar tendens til, at de negative effekter ophører meget hurtigt efter endt eksponering. Udover de direkte effekter af herbicider på primærproducenter i vandløb er der påvist indirekte effekter i en række undersøgelser. Således øgedes fotosyntesen hos et algesamfund ved en koncentration på mere end 4 mikrogram pr. liter af insekticidet lindan pga. nedgang i antallet af græssende invertebrater (Pearson, Crossland 1996).

Med de koncentrationer, som er fundet for herbicidet atrazin, er det ikke sandsynligt, at det vil påvirke alger og makrofytter. Generelt skal koncentrationen være højere end 50 mikrogram pr. liter før økosystemerne vil blive påvirket (Solomon et al. 1996). Med hensyn til herbicidet hexazinon er de målte koncentrationer ligeledes så lave, at der ikke forventes nogen væsentlig effekt på primærproducenterne. Imidlertid er der fundet op til 43 mikrogram pr. liter i en drænprøve, hvilket lokalt vil kunne påvirke vandplanter, såfremt der er ringe fortynding i det modtagende vandløb. EC_{50} (4 timer) for hexazinon er fundet til 3,6 mikrogram pr. liter for vandplanter i vandløb, og en koncentration på mellem 145-432 mikrogram pr. liter reducerede produktiviteten hos vandplanter med 80% (Schneider et al. 1995).

Effekter på dyrelivet af insekticider

En lang række undersøgelser dokumenterer, at pesticider kan påvirke dyrelivet i ferskvandsøkosystemer direkte og indirekte. Generelt har især insekticiderne en negativ indflydelse på dyrelivet, mens direkte effekter af herbicider ofte kun ses ved relativt høje koncentrationer. Indirekte effekter ses især for de højeste trofiske niveauer (fisk, padder og fugle) pga. af reducerede mængder af byttedyr eller som ændringer i hele økosystemets funktion. Således fandt Wallace et al. (1991), at omsætningen af blade til fint organisk stof faldt markant i et skovvandløb efter behandling med insekticidet methoxychlor pga., at de insekter, der finder bladene, var udryddet. Methoxychlor er ikke længere tilladt i Danmark. Såfremt mulighederne for rekolonisering af vandløbet er ringe, fx som følge af spærringer eller geografisk placering, kan det tage lang tid (år) før de vandløbsbiologiske forhold rehabiliteres, selv om pesticidtilledningen ophører. For stillestående ferskvandssystemer synes effekter af pesticidpåvirkningen at forsvinde inden for en lignende tidsperiode. Disse økosystemer er generelt påvirket af både gødningsstoffer og pesticider.

Effekter på dyrelivet af herbicider

For herbicidet atrazin er de fundne koncentrationer i vandløb generelt så lave, at man ikke kan forvente nogen påvirkning af dyrelivet. For eksempel udviser ørredyngel, som er mere følsom end voksne fisk, først øget dødelighed ved atrazinkoncentrationer over 50 mikrogram pr. liter (Grande et al. 1994). Imidlertid har Lampert et al. (1989) påvist, at koncentrationer på helt ned til 0,1 mikrogram pr. liter atrazin kan påvirke dafnier i stillestående vand, selvom EC_{50} i enkelartstest er 2 mikrogram pr. liter. Undersøgelsen viser, at følsomheden på samfundsniveau er langt større, pga. at både direkte og indirekte effekter spiller ind. Der er fundet atrazinkoncentrationer på over 0,1 mikrogram pr. liter i et vandhul ved Køge, men der findes i øvrigt kun meget få målinger. Som for atrazin er de fundne koncentrationer af hexazinon så små, at der ikke forventes nogen væsentlig påvirkning af dyrelivet.

Fungicidet propiconazol er fundet i koncentrationer i vandløb op til 0,8 mikrogram pr. liter og 0,1 mikrogram pr. liter i et vandhul. Disse koncentrationer ligger under, hvad der i undersøgelser er fundet at have en effekt på zooplankton, invertebrater og fisk.

Insekticidet dimethoat er fundet til at påvirke (øge) aktiviteten hos vandløbsinvertebrater ved koncentrationer over 1 mikrogram pr. liter samt reducere tætheden af visse arter (Bækken, Aanes 1994). Med hensyn til zooplankton er der for *Daphnia magna* og *D. pulex* fundet en LC_{50} -værdi på ca. 20 mikrogram pr. liter i mesokosmoseksperimenter (Hessen et al. 1994). Koncentrationerne i danske vandløb og søer ligger under disse værdier, men ikke væsentligt under de koncentrationer, der giver effekt.

Pyrethroid-insekticiderne er generelt meget toksiske over for stort set alt dyreliv i ferskvand, dvs. zooplankton, invertebrater, krebs samt fisk og padder, i meget små koncentrationer, som regel mindre end 1 mikrogram pr. liter. Desuden opkoncentreres stofferne i organismernes (fx Anderson 1982), men udskilles når eksponeringen ophører. Der er fundet koncentrationer af pyrethroidet fenvalerat på 0,12 mikrogram pr. liter i vandhuller. Anderson (1982) har observeret adfærdsændringer og mortalitet hos invertebrater, især amphipoder, ved fenvaleratkoncentrationer fra

0,022 mikrogram pr. liter.

Effekter på padder

Der foreligger kun få undersøgelser af pesticiders effekt på padder. I en dansk undersøgelse gav insektmidlet esfenvalerat lammelser hos embryoner af klokkefrø og sporefrø ved en koncentration på 1 mikrogram pr. liter. Ved 5 mikrogram pr. liter fik 80% af embryonerne af sporefrø kropsskævhed, ødemer og deformiteter i ryggrad, hjerne og tarm (Larsen, Sørensen in prep). Esfenvalerat er påvist i Lillebæk på Fyn i perioden 1994-1996 i en koncentration på 0,2 mikrogram pr liter. (Fyns Amt. 1997) I denne periode lå den anbefalede markdosering af esfenvalerat på 25 gram pr. hektar. Der foreligger et vandhulsforsøg med esfenvalerat fra det nordlige USA, hvor der blev konstateret negative effekter på populationer af dafnier og copepoder ved en koncentration på 0,01 mikrogram pr. liter (Lozano et al. 1992).

Ulovlig pesticidanvendelse

Det er umuligt ud fra det nuværende videngrundlag at vurdere, hvor stor en del af de målte koncentrationer af pesticider i ferskvand, der skyldes ulovlig anvendelse.

Generelt må det vurderes, at vandløb er meget sårbare over for uheld med pesticider på vaskepladser o.lign., da vandet i mange tilfælde vil ledes direkte til nærmeste vandløb. Danske vandløb er desuden overvejende små, dvs. mere end 80% er mindre end 2 m bredde, og de har lave strømhastigheder. Derfor vil selv kortvarige udslip af pesticider kunne have en stor akut effekt på vandløbenes økologiske forhold.

Effekter af pesticider i regnvand

Med udgangspunkt i regnvandsdata opgivet i Mogensen og Spliid (1997) må det vurderes, at pesticidindholdet generelt er så lavt, at det ikke vil have nogen effekt på de biologiske forhold efter en yderligere fortynding i et ferskvandssystem (uanset størrelse). Det udelukker imidlertid ikke, at afdrift fra nabomarker kan give lokale stigninger i koncentrationen af pesticider til et niveau, der kan være skadeligt for ferskvandsmiljøet. Sandsynligvis er dette problem imidlertid af begrænset omfang i den udstrækning, at afstandskravene for sprøjtning overholdes.

Andre miljøforhold og pesticider

Effekterne af et givet pesticid er afhængige af de øvrige miljøforhold i ferskvandsmiljøet. For eksempel fandt Caux og Kent (1995), at en grøn alge *Selenastrum capricornutum* blev påvirket forskelligt af atrazin alt efter vandets kemiske sammensætning. Der er i denne rapport ikke taget højde for, hvorledes de vandkemiske forhold spiller ind. Yderligere vil pesticider i vandløb ofte forekomme i pulse, især ved ulovlig anvendelse. Det er under en sådan episode, at koncentrationen af pesticider skal måles, for at effekterne skal kunne vurderes. Dette vil formentlig sjældent være muligt, da passagen af det pesticidholdige vand i prøveudtagningsstedet sker inden for et meget kort tidsrum, således at chancen for at udtage en prøve af det forurenede vand er ekstremt lille. De målte koncentrationer er derfor nok ofte lavere, end hvad der maksimalt har forekommet i systemet. En anden faktor, der formentlig har væsentlig indflydelse på pesticiders effekt i vandløb, er de fysiske forhold. De fleste af danske vandløb er blevet fysisk ændret for at sikre dræningen af omkringliggende marker, hvorved de er blevet gjort unaturligt brede og fysisk ensartede. Både nedbrydningstid og effekt på de økologiske forhold vil formentlig afhænge af den fysiske heterogenitet, således at fysisk ensartede vandløb alt andet lige påvirkes mest af en pesticidtilførsel.

5.3.1 Konklusioner

Der foreligger kun få danske undersøgelser af forekomst og effekter i danske vandløb og vandhuller, og endnu ingen systematiske undersøgelser i søer og kystnære farvande. Vurderingen af effekterne af pesticiderne er derfor primært baseret på udenlandske undersøgelser, og der er lagt vægt på feltstudier. Det har desuden ikke været muligt at finde undersøgelser af effekterne af alle de pesticider, der er fundet danske ferskvandsøkosystemer. Da der ofte er forskel i artssammensætning og økosystemernes struktur og funktion i Danmark sammenlignet med de udenlandske undersøgelser, vil følsomheden over for et givet pesticid skulle tages med et forbehold. På grund af de relativt lave vandtemperaturer i Danmark i sammenligning med sydligere beliggende lande, hvor mange af undersøgelseerne er udført, vil nedbrydningstiden for pesticiderne være reduceret i Danmark, således at eksponeringstiden og dermed risikoen for effekter vil være øget. På baggrund af det eksisterende videngrundlag er det derfor vanskeligt at vurdere, hvorledes den nuværende pesticid anvendelse påvirker de danske ferskvandssystemer. Flere målinger tyder imidlertid på, at der for pyrethroider og visse thiofosfatinsækticider er fundet koncentrationer tæt på det niveau, der giver effekt i følge den eksisterende litteratur. Især tyder de tilgængelige koncentrationsniveauer på, at det er insekticiderne, og især pyrethroiderne, der kan have en negativ effekt. Pyrethroiderne vil i kraft af deres persistens desuden kunne forekomme i ferskvandsøkosystemerne i en lang periode, hvor de kan optages fx af hvirvelløse dyr, som lever af dødt organisk materiale.

Der foretages undersøgelse af pesticiders giftvirkning på enkeltarter af alger, dafnier, fisk og andre organismer i forbindelse med godkendelsen af pesticider. Der udføres også mesokosmosundersøgelser, som simulerer hele økosystemer. Disse undersøgelser giver dog ikke indblik i de mange naturlige faktorer, som spiller sammen i naturen, og de omfatter ikke kombinationen af de mange forskellige pesticider, som påvises i vandmiljøet.

Ferskvandsmiljøet er således med overvejende sandsynlighed påvirket af den nuværende anvendelse af pesticider, men det er endnu ikke muligt at kvantificere påvirkningens størrelse på grund af manglende data og viden. Amtskommunerne har som tilsynsmyndigheder i overensstemmelse hermed foreløbigt angivet, at ca. 2% af de ikke opfyldte målsætninger på ca. 11.000 km vandløbsstrækninger skyldes giftstoffer, herunder pesticider (Windolf 1997). Dette tal er imidlertid baseret på en subjektiv vurdering og vil derudover variere med region, prøvetagningsmetode og frekvens.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Nogle pesticider, specielt pyrethroidinsekticider og thiofosfater, er giftige for vandlevende organismer i koncentrationer, der er lavere end drikkevandsgrænseværdien på 0,1 mikrogram pr. liter.
- Pesticidkoncentrationer i vandløb vil transporteres med strømmen. Det er formentlig sjældent, at de højeste koncentrationer påvises, da passagen af det pesticidholdige vand i prøveudtagningsstedet sker inden for et så kort tidsrum, at chancen for at udtage en prøve af det forurenede vand er ekstremt lille.

- Små langsomt flydende vandløb samt mindre vandhuller er mest udsat for eventuel pesticidpåvirkning.
- Påvirkningen af flora og fauna i vandløb er kortvarig, men selv kortvarige udslip af pesticider kan have en stor akut effekt på vandløbenes økologiske forhold. Såfremt mulighederne for rekolonisering af vandløbet er ringe, fx som følge af spærringer eller geografisk placering, kan effekter i nogle tilfælde observeres i mere end 1 år.
- Pesticidkoncentrationen i vandhuller og søer vil være længerevarende i forhold til koncentrationen i vandløb. Det vil først være muligt at vurdere forekomsten og effekten af pesticidkoncentrationer i søer, når der foreligger data fra det kommende overvågningsprogram i forbindelse med Vandmiljøplan II.
- Der er påvist koncentrationer af insekticider i vandløb, som med overvejende sandsynlighed påvirker faunaen, og der er dokumenterede tilfælde af effekter af herbicider på alger og andre primærproducenter.
- Der mangler en national opgørelse over effekterne på den akvatiske flora og fauna.
- Underudvalget anbefaler, at der fremover mere konsekvent og systematisk end hidtil anvendes permanente sprøjtrefri zoner og beskyttelsesbræmmer, der som bufferzoner vil kunne bidrage til at beskytte vandløb, søer og vandhuller.

5.4 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger vedrørende miljøeffekter

De væsentligste effekter optræder i forbindelse med udbringningen af pesticiderne, hvor organismer direkte rammes, og hvor indirekte effekter opstår som følge af påvirkningen af fødekæder. Her spiller planter en nøglerolle som første led i fødekæderne. En dansk undersøgelse har vist, at i de undersøgte marker var antallet af plantearter og disses hyppighed blevet halveret i løbet af de sidste 20-25 år. Dette har ud fra et landbrugsmæssigt synspunkt været en ønskelig udvikling, men med negative konsekvenser for naturindholdet. Hovedårsagen til tilbagegangen er anvendelse af ukrudtsmidler og den ændrede dyrkningspraksis, herunder anvendelsen af gødning.

Ved sprøjtning sker der afdrift til de omkringliggende arealer. Hegn, diger, gærder og andre småbiotoper har dog så lille bredde, at de i praksis bør regnes med til det areal, som er påvirket af sprøjtemidler. Afdriften kan påvirke såvel terrestriske som akvatiske økosystemer. For det akvatiske miljø er enhver påvirkning med pesticider uønsket, herunder ændringer af flora og fauna i kystnære farvande, søer, vandhuller og vandløb. Blandt de akvatiske økosystemer er det især de marknære vandhuller, vandløb og søer, som potentielt vil kunne blive påvirket.

Ferskvandsmiljøet er med overvejende sandsynlighed påvirket af den nuværende anvendelse af pesticider, men det er ikke muligt på grundlag

af de eksisterende data at kvantificere påvirkningens størrelse på landsplan. Det er på baggrund af oplysninger fra amterne foreløbigt skønnet, at ca. 2% af de ikke opfyldte målsætninger på ca. 11.000 km vandløbsstrækninger kan skyldes giftstoffer, herunder pesticider. Især tyder de målte koncentrationsniveauer på, at det er insekticiderne, og især pyrethroiderne, der kan have en negativ effekt. Pyrethroiderne vil i kraft af deres persistens desuden kunne forekomme i ferskvandsøkosystemerne i en lang periode. Der er ligeledes dokumenteret tilfælde af effekter af herbicider på alger og andre primærproducenter. Flere målinger tyder på, at der for pyrethroider og visse thiofosfatinsekticider er fundet koncentrationer tæt på det niveau, der giver effekt ifølge den eksisterende litteratur. Dette niveau er for nogle pesticider lavere end grænseværdien for drikkevand på 0,1 mikrogram pr. liter.

På såvel de dyrkede arealer som i de tilstødende biotoper er der i forbindelse med anvendelsen af pesticider risiko for nedgange i bestande af planter og dyr, ændret biodiversitet, ændring af dyrkningsmediet og naturlig skadedyrsregulering, samt fødekæde- og indirekte effekter. Overordnet set er det ikke den enkelte mark og dens evt. tab af vilde planter, som er problemet, men snarere den landsdækkende, samlede påvirkning af agerlandets karakteristiske flora og den dertil knyttede fauna.

I skovbruget er anvendelsen af pesticider mængdemæssigt lille, hvormod den i juletræs- og pyntegrøntkulturer er i samme størrelsesorden som i landbrug. Behandlingshyppigheden i planteskoler er ligesom i gartnerierne høj. Der mangler specifikke undersøgelser af herbiciders effekt på skovbundsfloraen, men der ingen tvivl om, at selv den begrænsede anvendelse, der finder sted i skovbruget, påvirker den egentlige skovbundsflora i negativ retning. Mange arter i skovbundsfloraen har en meget langsom genindvandringshastighed på mindre end 1 meter pr. år, hvilket gør dem særligt følsomme over for anvendelsen af herbicider, selv om denne kun finder sted i forbindelse med fældning og nyplantning.

Underudvalgets anbefalinger vedrørende pesticiders effekter i miljøet

For de scenarier, hvor der anvendes pesticider, mangler der systematiske undersøgelser af, hvorledes pesticider i større sammenhængende områder påvirker vilde planter og de dertil knyttede dyr i hegn, grøftkanter og andre småbiotoper, samt nabo-naturarealer. Påvirkningen af floraen som følge af nedbørens indhold af langtransporterede herbicider kendes ikke i Danmark. Udenlandske studier viser, at effekter er sandsynlige, men en nærmere fastlæggelse kræver undersøgelser både hvad angår effekterne og den atmosfæriske transport. Der er ligeledes behov for at vurdere effekten af pesticider på akvatiske organismer i relation til de faktiske fund i vandløb og overfladevand. Underudvalget anbefaler, at den manglende viden opbygges og at der etableres tidsserier, som kan dokumentere evt. effekter på de terrestriske og de akvatiske økosystemer set i relation til den påviste forekomst af pesticider i miljøet.

Underudvalget anbefaler, at der fremover mere konsekvent og systematisk end hidtil anvendes permanente sprøjtefrie zoner og beskyttelsesbræmmer, der som bufferzoner vil kunne bidrage til at beskytte vandløb, søer og vandhuller, samt velbevaret vegetation i småbiotoper og naturarealer, hvor en sådan stadig forekommer. Det skal herunder sikres, at der etableres sammenhængende spredningskorridorer. Hvor de terrestri-

ske småbiotopers vegetation er kraftigt påvirket gennem de seneste årtiers belastning med både herbicider og gødningsstoffer, vil en rekolonisering normalt ske meget langsomt. Det vil her være nødvendigt med permanente såvel sprøjte- som gødningsfrie randzoner, hvor vegetationen og den hertil knyttede fauna ønskes genoprettet. Det anbefales desuden at gennemføre naturgenopretning ved udsåning af vilde planter og introduktion af dyrearter med lille spredningspotentiale.

6 Eksponering af mennesker samt sundhedseffekter

6.1 Eksponering og effekter på beskæftigede i jordbruget

Jordbruget og arbejdsmiljø

6.1.1 Indledning

Det primære jordbrug omfatter landbrugsbedrifter, gartnerier, hønsierier, pelsdyrfarme og planteskoler. De beskæftiger totalt ca. 96.000 svarende til knap 4% af den samlede beskæftigelse. Ca. 12.000 af disse er beskæftiget inden for havebrugsområdet. Antallet af bedrifter var i 1997 på 60.900, med en gennemsnitlig bedriftstørrelse på 44 ha. Heraf har ca. 400 bedrifter fem eller flere ansatte (Danmarks Statistik 1998). Disse bedrifter skal have en sikkerhedsrepræsentant pr. 1. januar 1999. Jordbrugerens gennemsnitsalder er 52 år.

Der findes relativt få oplysninger om arbejdsmiljøforholdene i havebruget, idet der foreligger flere oplysninger om landbruget. I landbruget findes ud over arbejdsulykker mange af de klassiske arbejdsmiljøbelastninger, som kendes fra andre erhverv. Disse arbejdsmiljøbelastninger kan fx være:

- Arbejde i støvende omgivelser (stalde), der bl.a. indeholder allergifremkaldende materialer fra dyr og planter.
- Meget fysisk belastende arbejde (malkning, løft af tunge byrder, traktorkørsel, arbejde med dyr).
- Støjpåvirkning (svinestalde, traktorkørsel).
- Håndtering af og arbejde med kemiske stoffer (sprøjtemidler - blanding, udbringning).
- Kontakt til andre kemiske produkter i forbindelse med reparation og vedligeholdelse af maskiner/bygninger (maling, organiske opløsningsmidler, svejserøg).
- Forskelligt håndværktøj (vinkelsliber, motorsave).
- Alenearbejde.

Som baggrund for afsnit 6.1 er der bl.a. i oktober-november 1998 gennemført interview med nøglepersoner inden for området (Bjørn, Rothmann 1998) og telefoniske henvendelser til en række forskellige aktører inden for landbruget. Afsnittet er i øvrigt baseret på den offentligt tilgængelige viden.

Behandlingshyppigheden med pesticider inden for gartneri og frugtplantager er væsentligt større end i landbruget. I produktionen af æbler er behandlingshyppigheden således typisk 20-25, i jordbær 11 og i produktionen af grøntsager 4-12. I planteskoler anvendes pesticider med en behandlingshyppighed på 4-14. Der findes ingen opgørelser for behandlingshyppigheden i væksthuse, men den er formentlig højere end behandlingshyppigheden på friland. En undtagelse er produktionen af agurker og tomater mm. i væksthuse, hvor der anvendes biologisk bekæmpelse.

I tabel 6.1 er vist en oversigt over de forhold, som har betydning for arbejdsmiljøet henholdsvis uden og med pesticider. Det er i tabellen nævnt, at grøntsager ud over den mekaniske ukrudtsbehandling også kræver manuel lugning. Som eksempel skal gulerødder luges manuelt én gang pr. sæson og løg to gange. I større brug benyttes en "liggevogn". På den ligger 10-15 personer på maven med bl.a. støtte af hovedet. Vognen køres med en hastighed på ca. 600 meter i timen over rækkerne, og disse luges manuelt.

Tabel 6.1

Forhold af betydning for arbejdsmiljøet henholdsvis uden og med pesticider (Efter Bjørn, Rothmann 1998).

Uden pesticider	Med pesticider
Mekanisk og manuel ukrudtsbekæmpelse.	Kemisk bekæmpelse og (mekanisk) ukrudtsbekæmpelse.
Korn, raps, frø, majs og grøntsager: Bearbejdning 2-3 gange med radrensning, harve og strigle. Grøntsager kræver også manuel lugning.	Sprøjtning 3-20 gange, bl.a. afhængig af afgrøde, vejrforhold, insekt- og svampeangreb. Oftest vil der være én sprøjtning med herbicider.
Tid på traktor/maskine.	Tid på traktor.
Støveksposition kan forekomme, hvis førerhuset på traktoren ikke er lukket.	Støv- og pesticideksposition kan forekomme, hvis førerhuset ikke er lukket.
Siddende arbejdsstilling på traktor. Ofte drejes/vrides kroppen og nakken for at se bagud. Det er vanskeligt at benytte spejle.	Siddende arbejdsstilling på traktor eller selvkørende sprøjte. Ofte drejes/vrides kroppen og nakken for at se bagud. Det er vanskeligt at benytte spejle.
Støj fra traktor og maskiner afhængig af førerhusets dæmpning.	Støj fra traktor og maskiner afhængig af førerhusets dæmpning.
Ulykker i forbindelse med traktorkørsel, reparation og vedligeholdelse af maskiner.	Ulykker i forbindelse med traktorkørsel, reparation og vedligeholdelse af maskiner.
Psykisk velbefindende større, når man ikke skal sprøjte.	Psykisk bekymring og usikkerhed i forhold til arbejde med sprøjtemidler: Vandmiljø, langtidseffekter på helbredet og miljøet, omdømme i befolkningen.
Ingen eksponering for pesticider.	Eksponering for pesticider under påfyldning, tømning, rensning og reparation af sprøjteudstyret.
Astma og bronchitis som følge af støv fra planter og dyr.	Astma og bronchitis som følge af støv fra planter og dyr.

Kørsel med traktor kan medføre kraftig belastning af ryggen, da føreren ofte må sidde med drejet ryg for at følge arbejdsgangen. Dette gælder såvel pløjning, harvning og andre former for ukrudtsbehandling, såvel som såning og sprøjtning. I forbindelse med såningen er der risiko for rygskader, da sække med såsæd vejer 50 kg. Desuden frembyder manuel indsamling af marksten risiko for fysiske skader, både ved håndtering af tunge sten og ved brug af stengreb til mindre sten. Staldarbejde, herunder håndtering af husdyr, er ofte hårdt fysisk arbejde. Det synes at være generelt accepteret blandt de beskæftigede i landbruget, at arbejdet indebærer en betydelig risiko for nedslidning og for at komme til skade. De almindeligt forekommende skader drejer sig om "rygproblemer", "dårlig fod" eller "klemte fingre". Derimod ser det ud til, at de unge ikke vil

udsættes for store belastninger eller benytte metoder, der betragtes som fysisk nedslidende.

Specielle problemer med pesticider

Risikoen ved brug af pesticider kan reduceres betydeligt ved brug af egnet sikkerhedsudstyr og ved at følge de foreskrevne sikkerhedsmæssige regler. Alligevel er nogle brugere ikke trygge ved at bruge pesticider, idet der kan opstå tvivl om handsker, åndedrætsværn og andet sikkerhedsudstyr virker (Bjørn, Rothmann 1998). Da kontakt med midlerne i praksis ikke helt kan undgås, føler nogle brugere usikkerhed over for evt. kroniske effekter. Hos andre sættes evt. langtidseffekter i anden række i forhold til sikring af høsten, således at arbejdsmiljøet ikke får den højeste prioritet.

Anmeldte arbejdsskader

6.1.2 Ulykker og skader

Arbejdstilsynet har for perioden 1993-1997 behandlet de statistiske oplysninger vedrørende anmeldte arbejdsskader i landbruget (Bjørn, Rothmann 1998). Arbejdstilsynet har anvendt beskæftigelsestal fra landbruget pr. 1. januar 1994. I de tre største detailbrancher er der beskæftiget:

1. Malkekvæghold	29.564 personer
2. Kornavl	25.498 personer
3. Blandet landbrugsdrift	21.284 personer

Disse tre detailbrancher omfattede ca. 75% af de beskæftigede inden for landbruget, og er også de tre detailbrancher, der har det største antal anmeldte arbejdsulykker.

I perioden 1993-1995 er der anmeldt 26 dødsulykker, hvoraf 20 fandt sted i de nævnte tre detailbrancher. For meget alvorlige ulykker som amputation, knoglebrud eller skade på omfattende dele af legemet var der også flest fra disse tre detailbrancher, nemlig 256 anmeldelser ud af 395. Der blev for hele landbruget anmeldt arbejdsulykker for 1.318 personer.

For personer på 45 år eller derunder anmeldtes flest "meget alvorlige ulykker" (311 ud af 395). For personer over 45 år anmeldtes flest dødsulykker (21 ud af 26). Det bemærkes, at selvom ca. 50% af de beskæftigede er over 50 år, er det de yngre aldersgrupper, der har de højeste anmeldeincidenser (8-12 anmeldelser pr. 1000 beskæftigede). Den gennemsnitlige incidens for anmeldte arbejdsulykker er i hele landbruget 4 anmeldelser pr. 1000 beskæftigede. Grupperne 18-24 år, 25-29 år samt 30-34 år står for 54% af samtlige anmeldte arbejdsulykker. Anmeldelse af ulykker i aldersgruppen 18-24 år udgør for meget alvorlige arbejdsulykker 27%. Tidspunktet på året, hvor der forekom flest arbejdsulykker, var i august-september.

For børn og unge under 18 år fandtes de fleste anmeldelser i aldersgruppen 16-17 år. Denne aldersgruppe udgjorde 84% af børn og unge under 18 år i beskæftigelse i landbruget. For denne gruppe anmeldtes de fleste arbejdsulykker inden for de første seks måneders ansættelse. Tidspunktet på året for de fleste anmeldelser for børn og unge var juni-juli. Landbruget er den branche, hvor der forekommer det største antal dødsulykker, sammenlignet med alle andre brancher.

<i>Ulykkeshændelsestype</i>	Ca. 1/3 af ulykkeshændelsestyperne er rubriceret under “mistet kontrol med maskiner, hjælpemidler og systemer”, men også ulykker i forbindelse med arbejdet med dyr (aggressive dyr/dyr uden for kontrol) samt faldulykker tegner sig tilsammen for ca. 1/3. I perioden 1993-1997 er der i alt anmeldt 2.429 arbejdsulykker og 979 arbejdsbetingede lidelser. Kun materialet for perioden 1993-1995 er blevet grundigt gennemanalyseret.
<i>Traktorulykker</i>	I perioden 1993-1995 var der 26 dødsulykker, heraf 12 dødsulykker, hvor årsagen var “mistet kontrol med maskiner, hjælpemidler og systemer“, og i de 6 af dødsulykkerne var traktorer involveret. Af 4 dødsulykker ved fald fra højere til lavere niveau var de to ulykker ved fald fra traktor. Af 2 dødsulykker ved trafikale hændelser var den ene dødsulykke forårsaget af bakkende traktor. I perioden er der i alt anmeldt 72 arbejdsulykker med traktorer. Disse skader er ofte meget alvorlige. Der er således forholdsvis mange dødsulykker, nemlig 9 ud af 72, hvor traktorer har været involveret.
<i>Ulykker med skade på bevægeapparatet</i>	Under kategorien “mistet kontrol med egen bevægelse” (bevægeapparat-skade) er anmeldt 79 arbejdsulykker i perioden 1993-1995, heraf 6 alvorlige arbejdsulykker (primært knoglebrud). Disse ulykker sker hyppigst ved arbejde med løft, skub og/eller træk af genstande og dyr.
<i>Arbejdsbetingede lidelser</i>	Blandt de anmeldte arbejdsbetingede lidelser er der i perioden 1993-1995 anmeldt flest i diagnosegruppen “bevæge-apparatsygdomme”. Herefter kommer høreskader og hudsygdomme efterfulgt af lungesygdomme, såvel allergiske som ikke-allergiske. Der er i perioden anmeldt ét kræfttilfælde. Det har ikke været muligt at finde mere end én navngiven pesticideksponering, nemlig methylparathion, rubriceret under “andre sygdomme”. Der er således heller ikke oplyst hvilken specifik sygdom, den eksponering medførte. Enkelte andre pesticideksponeringer kan være rubriceret i gruppen “kemisk påvirkning uden specifikation”.
<i>“Ringkøbing undersøgelsen”</i>	Med baggrund i det store antal ulykker, der forekommer i landbrugserhvervet, har man fra Ringkøbing Amt, Arbejdsmedicinsk Klinik, Herning Centralsygehus i samarbejde med Landbrugets Rådgivningscenter analyseret på mulige årsager til ulykker i landbruget. Selve projektet var opdelt i 3 faser (citeret af Bjørn, Rothmann 1998).
<i>Første fase</i>	Første fase bestod i en registrering af alle alvorlige landbrugsulykker i Ringkøbing Amt, som blev udført i 1992. Der blev konstateret 257 alvorlige arbejdsulykker, heraf 4 dødsulykker. I hele amtet findes ca. 8000 bedrifter.
<i>Anden fase</i>	I anden fase blev ca. 400 bedrifter med ca. 1600 landmænd, medhjælpere, ægtefæller og børn tilfældigt udvalgt fra tre landbocentre i Herning og Holstebro. Igennem et år (1993-1994) skulle landmanden én gang om ugen registrere såvel små som store ulykkesbegivenheder opstået ved landbrugsarbejdet. Der blev samtidig registreret arbejdstimer ved de forskellige typer arbejde, så som mark-, stald-, og reparationsarbejde m.v. Der blev bl.a. registreret 389 ulykker med personskaade til følge. Heraf krævede 28% lægebehandling. Arbejdsulykkerne rammer alle aldersgrupper ligeligt, når der korrigeres for anvendt arbejdstid. 62% af alle selvstændige landmænd havde en personskaadeulykke pr. år. Det tilsvarende tal for medhjælper var 22%. Med hensyn til arbejdet viste det sig,

at 45% af ulykkerne fandt sted i forbindelse med den direkte kontakt til dyr. Hvis faldulykker i stald og arbejdsulykker ved anvendelse af staldmaskiner taltes med, var ulykkesandelen i stalde på 51% af samtlige ulykker.

Arbejdet med dyr kræver mange arbejdstimer. Tages der hensyn hertil, bliver dyre- og maskinulykker relativt set næsten lige hyppige. Hvis der foretages denne tidsvægtning vil reparation og vedligeholdelse have en 7 gange øget risiko for arbejdsulykke sammenlignet med det gennemsnitlige landbrugsarbejde.

Der forekommer flest arbejdsulykker om efteråret, hvor der også anvendes flest timer med arbejdet på bedriften. Hvis man har flere arbejdstimer, øges antallet af arbejdsulykker, men foretages der en korrektion for den øgede risikotid, er der ikke nogen øget hyppighed på grund af lang arbejdstid.

Tredje fase

I tredje fase foretog man en sikkerhedsmæssig gennemgang af bedriften. Samtidig havde man hold af 10-15 personer til undervisning på et sikkerhedskursus, hvor bl.a. arbejdsvaner og arbejdsmetoder blev diskuteret. De bedrifter, der var med i forsøgsgruppen, havde før den forebyggelsesmæssige intervention 29,2 ulykke pr. 100.000 arbejdstimer. Efter interventionen var der et fald på knap 40% til 17,5 ulykke pr. 100.000 arbejdstimer. I kontrolgruppen blev der i samme tidsperiode registreret 21,3 ulykke pr. 100.000 arbejdstimer ved starten af projektet, og 20,0 ulykke pr. 100.000 arbejdstimer ved projektets afslutning. Også de mere alvorlige arbejdsulykker blev reduceret med ca. 40% i forsøgsgruppen. Der fandtes i undersøgelsen en sammenhæng mellem stress og arbejdsulykke, således at de, der havde angivet de fleste stress-symptomer, også var dem, der havde de fleste ulykker. I projektet blev der spurgt til anvendt tid til marksprøjtning. I gennemsnit anvendtes 39,5 time pr. brug pr. år. For det enkelte brug varierede anvendt tid til sprøjtning pr. år fra 0 til 1.133 timer (Bjørn, Rothmann 1998).

Den økologiske sektors status i Sønderjylland

Arbejds miljøforholdene hos økologiske landmænd indgår i en særlig spørgeskemaundersøgelse i Sønderjyllands Amt blandt landmænd fra såvel økologiske som konventionelle brug samt blandt landbrugskonsulenter. Undersøgelsen, som omfatter 90 personer, er refereret af Bjørn og Rothmann (1998). Der indkom i alt 48 besvarelser.

Vedrørende arbejdsmiljø indkom 36 svar. Heraf fandt 24 landmænd, at den økologiske driftsform ikke har givet mere manuelt arbejde. 12 landmænd syntes, det har givet anledning til mere manuelt arbejde i form af fodring, roeoptagning, flytning af kvier samt strøning af halm. Én landmand angiver slidgigt, der figurerer som den eneste opgivne arbejdsskade.

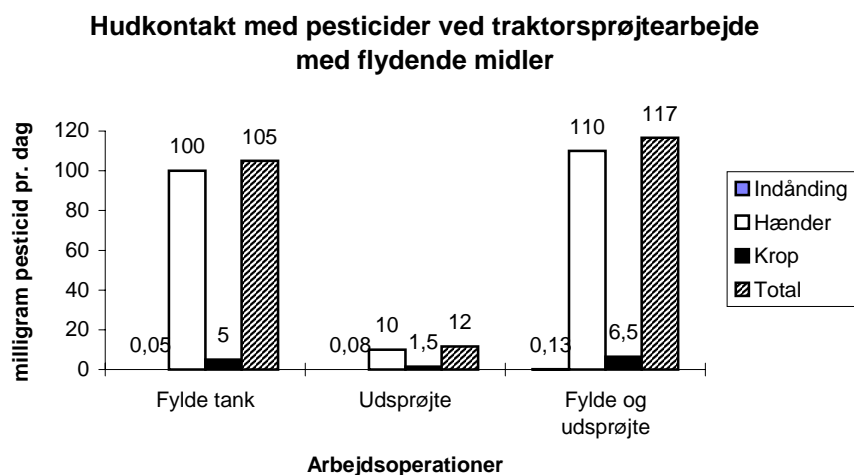
På spørgsmålet om omlægningen har givet gener med hensyn til støv, svarede 41 personer "nej", mens to landmænd sagde "ja" og nævnte halmstrøning og kartoffelhypning. På spørgsmålet, om der er oplevet positiv effekt ved ikke længere at anvende sprøjtemidler, svarer 26 landmænd, at de har oplevet positiv effekt, mens 8 landmænd svarer, at de ikke har oplevet nogen positiv effekt. Som væsentlige årsager til, at en omlægning har fundet sted, er det især ønsket om nye udfordringer samt

mistillid til pesticider, der ligger til grund for beslutningen om omlægning til økologisk drift.

6.1.3 Arbejdsbetingede forhold ved henholdsvis pesticider og mekaniske metoder

Sprøjteførerens udsættelse for pesticider

Der foreligger en betydelig viden om, hvor stor en eksponering sprøjtemandskabet udsættes for ved forskellige sprøjtescenarier (EUROPOEM 1997). Denne viden er bl.a. lagt på internettet (DJF 1998). Figur 6.1 og 6.2 viser scenarier for et dansk gennemsnitligt landbrugssceneri ved anvendelse af en traktorbomsprøjte, hvor sprøjteførerens dels fylder tank og udsprøjter, enten ved at anvende en sprøjtevæske (figur 6.1), eller et pulverformigt pesticidprodukt (WP, wetable powder) (DJF 1998). Det er i scenarierne antaget, at sprøjteførerens anvender værnemidler, og at handskerne henholdsvis klæderne tilbageholder 50%. Der regnes med en daglig arbejdstid på 6 timer, hvorunder 20 ha sprøjtes. Der er tale om den potentielle eksponering af huden, dvs. den mængde pesticid, der ligger uden på huden, idet den mængde, som optages i organismen, afhænger af det enkelte pesticides evne til at trænge gennem huden. Det ses af figurerne, at 85-99% af eksponeringen sker under påfyldningen af tanken, selvom dette arbejde kun udgør en tidsmæssig lille del af den samlede arbejdstid ved sprøjtning.

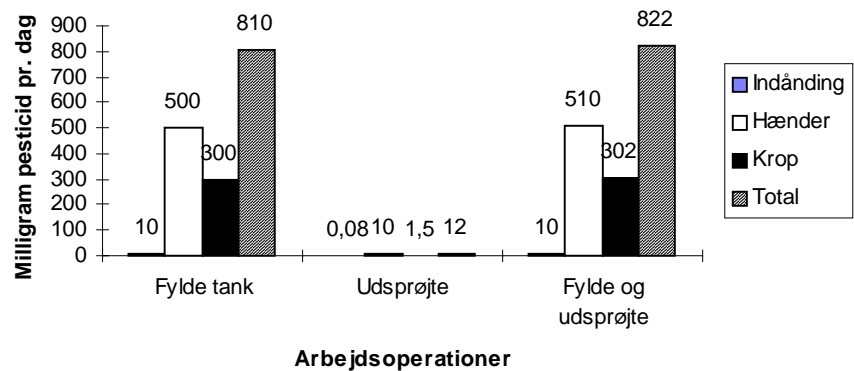


Figur 6.1

Traktorførerens eksponering for væskeformige produkter via henholdsvis indånding, hænder og krop ved forskellige arbejdsoperationer (fyldning af tank og selve sprøjtningen). Den totale eksponering for de to operationer er anført til højre (DJF 1998; EUROPOEM 1997).

Hændernes andel af den samlede belastning udgør 62-94% af den samlede belastning. De pulverformige produkter giver desuden en relativt stor eksponering af den øvrige krop. Eksponeringen gennem lungerne er minimal i forhold til den samlede belastning. Det skal dog bemærkes, at eksponering gennem lungerne normalt er farligere end eksponering gennem huden. Belastningen er gennemsnitligt 117 mg pr. dag ved anvendelse af væskeformige produkter, mens pulverformige produkter, der opløses i tanken, giver en gennemsnitlig eksponering på 822 mg pr. dag. Der er tale om en lav beskyttelsesgrad (50%) af værnemidler og klæder, men hvis der ikke anvendes værnemidler, eller de ikke fungerer efter hensigten, kan eksponeringen være dobbelt så stor.

Hudkontakt ved sprøjtearbejde med pulverformige midler



Figur 6.2

Sprøjteførerens eksponering for pulverformige produkter via henholdsvis indånding, hænder og krop ved forskellige arbejdsoperationer (fyldning af tank og selve sprøjtningen). Den totale eksponering for de to operationer er anført til højre (DJF 1998; EUROPOEM 1997).

Det er vist, at den potentielle eksponering kan reduceres ca. 75% ved anvendelse af ekstraudstyr bestående af bl.a. præparatfyldestyr, hydraulisk bomlift, hydraulisk ind- og udfoldning af bom, non-dryp-ventiler, selvrensende filter samt tankskylledyse (Lund, Kirknel 1995). Den årlige eksponering af sprøjteførere for pesticider vil afhænge af, hvor mange dage om året de udfører sprøjtning. Idet eksponeringen pr. sprøjtedag kan være 500-4000 gange større end den gennemsnitlige daglige indtagelse af pesticider med fødevarer (se afsnit 6.2), vil den årlige eksponering af sprøjteførere med mange arbejdsdage være betydeligt større end den årlige eksponering via fødevarer.

Eksponering af væksthusegartnere

For gartnere i væksthuse kan eksponeringen ske ved selve sprøjtningen samt ved arbejdsprocesser i væksthuset efter sprøjtning. Efter sprøjtning afhænger eksponeringen af, hvor lang tid der går efter sprøjtningen, før arbejdet i væksthuset udføres, den såkaldte re-entry. Under arbejdet har mængden af pesticider og det areal af blade, som bliver berørt af gartneren i løbet af en arbejdsdag, afgørende betydning. Herunder har arbejdsdagens længde, samt stoffernes nedbrydning, fordampning og evne til at overføres til gartneren fra de behandlede planteoverflader væsentlig betydning.

Der findes meget få undersøgelser af væksthusegartneres eksponering med pesticider, som kan anvendes til modeller for eksponering. Kirknel et al. (1997) angiver enkelte tyske og nogle hollandske undersøgelser på dette område. Resultatet af de danske undersøgelser er i overensstemmelse med de tyske og hollandske undersøgelser. De danske undersøgelser må anses for at være repræsentative for et bredt udsnit af arbejdsfunktioner i potteplantegartnerier, idet ikke kun arbejde direkte med planter, men også flytning af borde og pakning af planter er inkluderet. Hollandske undersøgelser i høje afgrøder i væksthuse, såsom tomater og agurker, falder inden for resultatet af den danske model. Resultatet af den danske model er udtrykt som 90-percentilen, det vil sige den højeste eksponering som 90% af en gruppe gartnere kan udsættes for. Dette afskæringspunkt

er generelt anset for højt med en god sikkerhed. Udsprøjtningen af pesticider er ikke inkluderet i de danske undersøgelser. De fleste udsprøjtninger af pesticider i væksthuse foretages automatisk med lille risiko for eksponering. Der foretages dog i begrænset omfang sprøjtning i danske væksthuse med håndholdt sprøjteriffel, hvor eksponeringen vurderes til at være relativt høj. Målinger af denne arbejdsfunktion er ved at blive undersøgt i England (pers. oplysning, Erik Kirknel).

Kirknel et al. (1997) har udarbejdet en model for eksponeringen og optagelsen af pesticider ved re-entry i væksthuse. Den daglige potentielle eksponering kan her nå ca. 100 milligram pesticid pr. arbejdsdag, men vil typisk ligge i intervallet 1-60 milligram på en arbejdsdag på 6 timer med kontakt til de behandlede planter, som falder dagen efter pesticidbehandlingen. Den mest kritiske variabel er den hastighed, hvormed pesticidet forsvinder fra plantens overflade. I modellen for eksponering tages der også hensyn til den mængde pesticid, der kan trænge gennem huden. Det er kun den mængde, der trænger gennem huden, der giver evt. sundhedseffekter. Den mængde vil normalt være mindre end den mængde, der lander på huden.

6.1.4 Risiko for kræft

Pesticider og kræft

Humane data om eksponering for pesticider og kræft er overvejende baseret på erhvervsmæssig eksponering i land-, skov- og havebrug samt blandt arbejdere beskæftiget med fremstilling af pesticider. Ved reviews af disse studier er ikke fundet signifikant stigning i den samlede dødelighed af kræft blandt personer erhvervsmæssigt eksponeret for pesticider (Dich et al. 1997; Maroni, Fait 1993; Blair, Zahm 1991). Endvidere fandtes den samlede dødelighed lavere for disse grupper af pesticideksponerede sammenlignet med den generelle befolkning, hvilket oftest blev tilskrevet en "healthy worker effect" og for arbejdere beskæftiget i landbruget tilskrevet en sundere livsstil blandt landbrugsfamilier. Imidlertid synes specielt landmænd at have en højere forekomst end den generelle befolkning for visse typer af kræft omfattende non-Hodgkin's lymfom, Hodgkin's sygdom, multipel myelom, leukæmi, bløddelssarkom, og kræft i hjernen, huden, læbe, mave og prostata (Dich et al. 1997; Blair, Zahm 1995; Blair et al. 1992). Epidemiologiske studier om kræft og pesticider har sædvanligvis beskæftiget sig med pesticider som en samlet gruppe og mangler detaljeret information om eksponeringen. Der findes meget få studier, der har evalueret enkelte stoffer eller klasser af pesticider. Sådanne studier er både vanskelige at designe og vanskelige at fortolke, idet personer sjældent er eksponeret for kun et pesticid. Organochlorforbindelser (hvortil det forbudte stof DDT hører) er blevet associeret med kronisk lymfatisk leukæmi, maligne lymfomer, multipelt myelom og bløddelssarkomer, og organofosfater og phenoxy-syrer er blevet associeret med non-Hodgkin's lymfom. I kohortestudier er insekticider som gruppe blevet associeret med øget risiko for lungekræft, malignt lymfom, multipelt myelom, leukæmi, hudkræft og kræft i hjerne og bugspytkirtel. Et review af epidemiologiske undersøgelser om herbicider og kræft fandt rimelig evidens for at antage en association mellem non-Hodgkin's lymfom og phenoxy-syre-herbicider (Morrison et al. 1992). Endvidere fandt flere studier store stigninger i risikoen for bløddelssarkomer ved eksponering for phenoxy-syrer, men manglende bevis for et dosis-respons forhold. Triazin-herbicider er ligeledes blevet associeret med non-Hodgkin's lymfom og bløddelssarkomer samt endvidere med

leukæmi, multipelt myelom, colon- og ovariecancer. Et review finder imidlertid de epidemiologiske data for utilstrækkelige til at afgøre, hvorvidt der eksisterer en association mellem eksponering for triaziner og kræft blandt mennesker (Sathiakumar, Delzell 1997).

Kræft hos børn af brugere af pesticider

Kun få studier foreligger om sammenhængen mellem lavdosis-eksponering for pesticider og kræft blandt børn. Studierne er baseret på forskellige scenarier for eksponering - prænatalt, postnatalt, eksponering i hjemmet og forældres potentielle eksponering for pesticider i deres erhverv. De fleste data er fra case-kontrolundersøgelser, og den meste forskning har været koncentreret om leukæmi og hjernekræft formentlig som udtryk for den lave forekomst af andre kræfttyper blandt børn. Studierne er ofte begrænset af uspecifikke oplysninger om pesticideksponeringen, potentiel recall bias, få tilfælde, og de fleste sammenligninger er sædvanligvis baseret på mindre end 10 eksponerede personer. Imidlertid er mange af de kræfttyper, der hos børn er associeret med pesticider, de samme typer, som gentagne gange associeres med pesticideksponering blandt voksne (Zahm et al. 1997), hvilket kunne tyde på en sandsynlig association. Endvidere er de observerede risici ofte større blandt børn end voksne, hvilket kunne tyde på, at børn er mere sårbare for den carcinogene effekt af pesticider. Hjernekræft er et eksempel på en kræfttype blandt børn, der hyppigt relateres til eksponering for pesticider.

Andre kræfttyper, der er blevet associeret med eksponering for pesticider omfatter bl.a. osteosarkom, bløddelssarkom, colorektalcancer, testikelkræft samt anden malignitet i kønsceller, Hodgkin's sygdom og retinoblastom. Med ganske få studier for hver type kan der ikke drages konklusioner om pesticiders mulige betydning for ætiologien til disse kræfttyper.

Begrænsninger i undersøgelsen af kræft hos børn

Samlet betragtet er undersøgelserne præget af metodologiske begrænsninger. Fejlklassifikation af eksponering, utilstrækkelige gruppestørrelser, bias i valg af kontrolpersoner og ukontrolleret konfundering er nogle af de primære begrænsninger i case-kontrolstudierne af pesticider og kræft blandt børn. Kun få studier har skelnet mellem de forskellige pesticidgrupper, og oftest er eksponeringen dikotomiseret til på et eller andet tidspunkt eller aldrig nogensinde at have brugt pesticider uden hensyn til hyppigheden eller varigheden af eksponeringen. Eksponeringsoplysningerne i alle studier er indirekte og baseret på forældrenes jobtitler, erhverv og brug af pesticider i boligen. Endvidere må der formodes en vis grad af recall bias vedrørende detaljer omkring hyppighed og timing af brugen af pesticider i forhold til konceptionen, graviditeten og barnets diagnose - forhold, der kan ligge mange år tilbage i tiden. De studier, der fandt en association mellem pesticider og kræft, syntes at være dem, der havde fået mere detaljerede oplysninger om eksponeringen med hensyn til timing, intensitet eller pesticidtype. Selvom adskillige studier antyder en association mellem pesticideksponering og visse kræfttyper, synes der ikke at være tilstrækkelig epidemiologisk evidens for et ætiologisk forhold mellem eksponering for pesticider og kræft blandt børn (Daniels et al. 1997; Zahm, Ward 1998).

Undersøgelser af kræftisiko i forbindelse med brug af pesticider kompliceres ofte af, at den enkelte landmand anvender mange forskellige slags sprøjtemidler, samt at de enkelte pesticider har forskellige toksici-

kologiske profiler. Der har været flere undersøgelser, der har rejst mistanke om pesticideksponering som mulig årsag til øget hyppighed af bestemte kræftformer i blod- og lymfevæv (Zahm et al. 1997). Genotoksiske skader, som ses hos non-Hodgkin's lymfom patienter, er også fundet i lymfocytter fra perifert blod hos pesticideksponerede (Garry et al. 1996). I forbindelse hermed skal det nævnes, at beskæftigede i landbruget udsættes for en lang række eksponeringer, der også kan påvirke den enkelte landmands immunapparat (Blair, Zahm 1995).

I Danmark har der ikke været foretaget egentlige epidemiologiske undersøgelser vedrørende pesticidudsættelse af beskæftigede inden for landbruget, men flere forskere har undersøgt pesticidudsættelse blandt beskæftigede i gartnerier. Der er foretaget enkelte undersøgelser af "dødelighed og erhverv".

Undersøgelser af kræft- hyppighed

En analyse af kræfttilfælde i årene 1970-79 relateret til erhverv viste inden for landbruget en overhyppighed af nogle kræftformer udgået fra blod og lymfatisk væv. For mænd beskæftiget inden for landbrug fandtes for akut leukæmi 22 tilfælde mod forventet 12. Endvidere fandtes en signifikant øget risiko for kronisk leukæmi blandt mænd i landbruget med 32 tilfælde af ikke-akutte leukæmier mod forventet 19,2 tilfælde. Lungekræfttilfælde blandt landbrugsbeskæftigede var i denne undersøgelse signifikant mindre end forventet (Olsen, Jensen 1987). Der foreligger ingen opfølgning af denne undersøgelse fra perioden efter 1979.

6.1.5 Andre effekter

Undersøgelser i dette afsnit er omtalt af Skadhauge (1998). De bedst dokumenterede undersøgelser af pesticider er imidlertid udført med stoffer, som ikke længere anvendes eller som ikke har været anvendt i Danmark.

Reproduktionstoksicitet

Det er dokumenteret, at den erhvervsmæssige eksponering for pesticider kan udvise en negativ effekt på fertiliteten (Smith et al. 1997; Strohmmer et al. 1993; de Cock et al. 1994). Et kendt eksempel er stoffet dibromchlorpropan (DBCP), der medførte azoospermi og oligospermi blandt californiske arbejdere beskæftiget med stoffet (Whorton, Foliart 1983). Andre pesticider som fx. ethylendibromid, kepon og carbaryl har været associeret med mandlige reproduktive effekter (Baker, Wilkinson 1990). Nogle studier har fundet en association mellem spontane aborter og fosterdød og erhvervsmæssig eksponering for pesticider (Pastore et al. 1997; Goulet, Thériault 1991), hvorimod andre ikke har kunnet påvise en sådan sammenhæng (Restrepo et al. 1990; Willis et al. 1993; Kristensen et al. 1997a).

I en reviewartikel fra 1995 konkluderes det, at der ikke findes klar epidemiologisk evidens for en sammenhæng mellem eksponering for pesticider og øget reproduktiv risiko (Nurminen 1995). En stor norsk undersøgelse af medfødte misdannelser blandt børn, som var født af forældre, der var registreret som landmænd, fandt en association med pesticider for misdannede kønsorganer (Kristensen et al. 1997b). For nylig blev der publiceret en omfattende reviewartikel, der undersøgte studier vedrørende potentielle associationer mellem fosterdød, både spontane aborter og dødfødsler, og specifikke pesticider samt forældres beskæftigelse i erhverv med potentiel eksponering (Arbuckle, Sever 1998). Data antydede

en øget risiko for fosterdød associeret med pesticider i almindelighed og moderens beskæftigelse i det landbrugsmæssige erhverv. Undersøgelsen konkluderede imidlertid, at de studier, der er foretaget til dato, ikke giver svar på spørgsmålet vedrørende individuelle pesticiders toksiske effekt på den humane reproduktion.

Effekter på forplantningen

En undersøgelse af væksthushavere viste signifikant reduceret plasma-cholinesterase aktivitet sammenlignet med en ueksponeret kontrolgruppe (Lander et al. 1995). I en undersøgelse af sædkvalitet og kromosomska-der hos pesticideksponerede væksthushavere blev der ikke fundet en kobling mellem enkeltfaktorer, herunder eksponering for pesticider. Dette gjaldt både en specifik sammenkædning med målte eksponeringer for pesticider og bredt med gartneriets forbrug af pesticider (Abell et al. 1997). Undersøgelsens vigtigste iagttagelse var, at både kromosomska-der og sædkvalitet var relateret til den aktuelle pesticideksponering, og at sprøjtning var af mindre betydning end eksponering ved re-entry. I un-der-søgelsen blev der ikke påvist forskelle mellem gartnerens sædkvalitet og sædkvaliteten hos økologiske dyrkere. Desuden havde gartnerne gene-relt en højere sædkvalitet end den øvrige befolkning. På den anden side blev det iagttaget, at jo længere tid, de undersøgte personer havde arbej-det som gartner, desto dårligere sædkvalitet kunne påvises. Dette var dog ikke entydigt korreleret til pesticideksponeringen. Der blev desuden ikke fundet en korrelation mellem det pågældende gartneris pesticidforbrug og sædkvaliteten, men de lavt eksponerede gartnerne havde bedre sæd-kvalitet end de højt eksponerede. Undersøgelsens resultater tilskynder derfor til en øget indsats mod at mindske eksponering af væksthushavere ved håndtering af sprøjtede planter.

Udviklingsmæssig tok-sicitet

Udviklingsmæssige effekter som følge af forældres erhvervmæssige eksponering for pesticider er vist i flere studier. I det ovennævnte norske studie af medfødte misdannelser blandt nyfødte til forældre, der var regi-streret som landmænd, fandtes en moderat øget risiko for spina bifida og hydrocephalus, som var stærkest for eksponering for pesticider i frugt-plantager og drivhuse sammenlignet med børn, som var født af ikke-landmænd i landbrugskommuner (Kristensen et al. 1997b). Eksponering for pesticider, især for kornavlere, var også associeret med defekter af lemmer. Et hollandsk studie fra 1996 viste en øget risiko for spina bifida blandt børn født af mødre beskæftiget i landbruget sammenlignet med en kontrolgruppe, men associationen kunne ikke forklares ved brug af pesti-cider (Blatter et al. 1996). I et finsk studie af medfødte misdannelser og mødre beskæftiget i landbruget fandtes imidlertid ingen øget risiko for arbejde med pesticideksponering sammenlignet med ueksponerede land-brugsarbejdere (Nurminen et al. 1995). En nylig reviewartikel beskriver metoder og resultater af studier vedrørende erhvervmæssig eksponering for pesticider, fortrinsvis blandt landbrugsarbejdere, og risikoen for med-fødte misdannelser. På baggrund af den tilgængelige information synes der imidlertid ikke til dato at være tilstrækkeligt bevis til hverken at be-eller afkræfte en sammenhæng mellem eksponering for pesticider og misdannelser (García 1998).

Neurotoksicitet

Med hensyn til pesticiders neurotoksiske effekter i voksenpopulationer har adskillige studier af pesticideksponerede arbejdere fundet, at effekter i det perifere nervesystem kan optræde blandt arbejdere med enten akut forgiftning eller ved kronisk erhvervmæssig eksponering uden åbenlyse

neuropatiske syndromer (Keifer, Mahurin 1997; Ecobichon 1996). De kognitive effekter af eksponering for pesticider er oftest blevet studeret for organofosfater på grund af den udbredte anvendelse.

Efter akutte eksponeringer for høje doser af organofosfater med gentagne akutte kliniske signifikante intoksikationer er lejlighedsvis observeret toksiske effekter, der på langt sigt berører adfærd samt den mentale og visuelle funktion (Rosenstock et al. 1991; Ames et al. 1995; Steenland et al. 1994). De tilgængelige data indikerer imidlertid ikke, at asymptomatisk eksponering for organofosfater er forbundet med en øget risiko for forsinkede eller permanente neuropsykopatologiske effekter (Daniell et al. 1992; Eyer 1995).

Blandt fungicider har dithiocarbamaterne i få tilfælde været associeret med neurotoksicitet. I et studie fra Holland fandtes både autonome og perifere neurotoksiske effekter blandt arbejdere kronisk eksponeret for zineb og maneb i blomsterproduktionen (Ruijten et al. 1994). Imidlertid er disse pesticider ikke selv mistænkt for at være perifere neurotoksiner, men carbondisulfid, der er en af de metaboliske produkter, er et kendt neurotoksin. Endvidere har erhvervsmæssig eksponering for pesticider indeholdende mangan været nævnt som en mulig årsag til manganforgiftning af centralnervesystemet. (Ferraz et al. 1988).

I et populationsbaseret studie fra Calgary, Canada fandtes en tre gange øget risiko for Parkinsons sygdom blandt personer med tidligere erhvervsmæssig eksponering for herbicider (Semchuk et al. 1992).

Immunotoksicitet og sensitivitet

Et amerikansk studie af 280 tilfælde med aplastisk anæmi fandt en association med erhvervsmæssig eksponering for organochlorforbindelser og organofosfater (Fleming, Timmeny 1993). Det kan konkluderes, at der er evidens for kontakthypersensitivitet som følge af erhvervsmæssig eksponering for pesticider.

Eksperimentelle og kliniske data har vist, at visse pesticider (chlornitrobenzen, carbamater, captan og organofosfater) kan inducere kontakthypersensitivitet (type IV-reaktionen) i forsøgsdyr og mennesker (Baker, Wilkinson 1990).

Dødelighed hos landmænd

I 3. delrapport fra Sundhedsministeriets Middellevetidsudvalg findes der angivelser af standardiserede mortalitets ratioer (SMR) for forskellige erhvervsgrupper, og inden for hvert erhverv har man også set på dødsårsager. Der er foretaget undersøgelse for perioden 1986-90. Sammenlignet med stort set alle andre erhverv har "selvstændige i landbrug" den laveste SMR (Ingerslev et al. 1994).

6.1.6 Konklusioner

Det vurderes, at risikoen for akutte effekter af pesticider er væsentligt mindre i dag end for blot 10 år siden. Ved anvendelse af de værnemidler, der anbefales for det enkelte pesticid i henhold til klassifikationen og mærkningen, vil der være en minimal risiko for at pådrage sig kroniske helbredsskader. En vis risiko kan ikke udelukkes for personer, der ikke overholder de givne forskrifter for personlig beskyttelse og korrekt anvendelse af pesticiderne, uhensigtsmæssige arbejdsrutiner og dårlig arbejdshygiejne. Underudvalget noterer sig dog, at der kan være tale om en

betydelig eksponering af sprøjteføreren og af gartnere i væksthuse og i produktionen af frugt og grøntsager, hvor pesticidanvendelsen er hyppig.

Ved traktorarbejde på marken forekommer helkropsvibrationer. Traktorførerne foretager desuden mange vrid i ryggen. De har ofte behov for at kigge bagud, hvorved hvirvelsøjlen, nakke og skuldre belastes. Der er generelt øget risiko for slidgigt hos landmænd, som er associeret til malkning, traktorkørsel samt tungt fysisk arbejde, der ofte påbegyndes før 16 års-alderen. Ved arbejde under støvfylde forhold er risikoen for astma og kronisk bronkitis forøget.

Der forekommer støjpåvirkning i landbruget, som dels er forårsaget af arbejdet i stalde, dels af støj fra traktorer og andre landbrugsmaskiner.

Følgende specifikke konklusioner kan uddrages:

- Der er ikke tradition for at beskæftige sig med arbejdsmiljø, hverken i det konventionelle eller økologiske landbrug og der foretages ikke indberetning af alle skader. Den generelle dødelighed er dog lav i forhold til andre erhvervsgrupper.
- Landbruget har mange alvorlige ulykker og har de fleste dødsulykker sammenlignet med alle andre erhverv.
- Der kan forekomme EGA (ensidigt, gentaget arbejde) ved manuel ukrudtsbekæmpelse i specialafgrøder med risiko for lidelser i lænd og ryg.
- Ulykkesrisici kan stige i forbindelse med mekanisk ukrudtsbekæmpelse ved indførelse af flere maskiner, der kræver reparation og vedligeholdelse.
- Der er i flere undersøgelser dokumenteret massiv underanmeldelse af såvel arbejdsulykker som arbejdsbetingede lidelser.
- Langtidseffekter hos mennesker ved erhvervsmæssig eksponering svarende til danske forhold er ikke vist i epidemiologiske undersøgelser.
- Underudvalget påpeger, at der mangler viden om pesticider og deres hjælpestoffers evne til at fremkalde allergi og deres påvirkning af immunsystemet.
- Langtidseffekten ved udsættelse for pesticider, der medfører en større risiko for skader, kan ikke påvises med sikkerhed svarende til danske forhold. Som følge af den intensive anvendelse af pesticider i planteskoler og produktionen af frugt, grønt og bær, anbefaler Underudvalget en øget indsats mod at mindske eksponeringen med pesticider specielt for disse produktioner.

6.2 Eksposering og effekter på befolkningen

6.2.1 Anvendelse og risikogrupper

Pesticider bruges i landbruget og gartnerierhvervet til at bekæmpe ukrudt, svampe, insekter og andre skadedyr samt til at påvirke væksten af afgrøder som frugt, grøntsager og korn. I Danmark er der i øjeblikket godkendt omkring 90 forskellige aktivstoffer, der indgår i ca. 550 midler.

Der er gennem årene sket en markant stramning af kravene til godkendelsen af de enkelte pesticider. Dette har bl.a. bevirket, at anvendelsen af en række pesticider er blevet forbudt på grund af deres uheldige miljømæssige og/eller sundhedsmæssige egenskaber. Dette gælder således en række chlorholdige pesticider, som fx DDT, dieldrin m.v.. På grund af deres manglende nedbrydelighed findes de dog fortsat i miljøet, hvorfra de finder vej til fødevarerne.

Anvendelsen af pesticider spænder vidt. Inden for fødevarerområdet er det især i forbindelse med produktionen af frugt og grøntsager, at der er størst risiko for restindhold.

Pesticider anvendes ligeledes i stor udstrækning ved dyrkning af korn til behandling mod ukrudt og mod svampeangreb samt til regulering af vækst. Ofte finder sprøjtningen sted længe før høst, hvorfor nedbrydningen af pesticidet vil være fremskreden. Ved sprøjtning kortere tid før høst, må restindhold normalt forventes at være til stede.

Akutte og kroniske effekter af pesticider er undersøgt i talrige eksperimentelle studier og i studier af personer med erhvervsmæssig eksponering både i ind- og udland. Bort set fra højdosis-eksponering i forbindelse med ulykker eller selvmord er der for den generelle befolkning i Danmark overvejende tale om lavdosis-eksponering primært som følge af pesticidrester i fødevarer og drikkevand eller ved privat brug af bekæmpelsesmidler i eller omkring boligen.

Befolkningsundersøgelser

Der findes kun yderst sparsomme epidemiologiske data vedrørende sundhedsmæssige effekter blandt den generelle befolkning som følge af lavdosis-eksponering for pesticider. Der vil være forskelle både i eksponering og følsomhed for pesticider i befolkningen afhængig af bl.a. alder, køn, spisevaner, miljømæssige faktorer og/eller livsstil. Dele af befolkningen må således kunne forventes at udvise sundhedsmæssige effekter ved eksponering for væsentligt lavere doser af pesticider end de, der giver effekter i den øvrige befolkning. Bl.a. børn udgør en særlig risikogrube specielt som følge af kvalitative og kvantitative forskelle i indtagelsen af de forskellige fødevarer mellem børn og voksne. Andre risikogrupper kan være personer med dårligt immunforsvar eller personer med visse kroniske sygdomme. For yderligere uddybning af emnet pesticiders effekt på folkesundheden henvises til Skadhauge (1998).

Metabolitter

Pesticiderne omdannes i levende organismer til metabolitter. Der vil normalt i dokumentationsmaterialet bag godkendelsen af pesticider foreligge oplysninger om de fleste metabolitter fra det pågældende stof, men der udføres normalt ikke selvstændige toksikologiske undersøgelser af de enkelte metabolitter. Generelt anses den toksiske virkning af metabolitter for mindre end af det oprindelige stof, fordi de ofte er mere vandopløse-

lige og dermed udskilles hurtigere fra organismen (Hayes, Laws 1991). Der er imidlertid en del væsentlige undtagelser, hvor biotransformation resulterer i et mere toksisk produkt (fx oxondannelse af thiophosphater og epoxyforbindelser dannet af visse insekticider som dieldrin og heptaklor). Atrazins metabolitter deethylatrazin og desisopropylatrazin er mere akut toksiske end atrazin, de er lettere udvaskelige end det oprindelige pesticid og kan dermed udgøre et større problem. I den udstrækning der er kendskab til sådanne omdannelsesprodukter, vil dette indgå i godkendelsesproceduren, herunder ved fastsættelsen af grænseværdier i fødevarer.

6.2.2 Risikopopulation og individuel sårbarhed

Ved eksponering for en potentiel toksisk faktor omfatter risikopopulationen traditionelt den del af befolkningen, der udsættes for 1) øget eksponering, 2) øget dosis ved samme eksponering eller 3) øget effekt ved samme eksponering i forhold til den øvrige befolkning.

Øget eksponering kan forekomme ved ulykker eller erhvervsmæssig eksponering, men kan fx også forekomme i en vis udstrækning i befolkningsgrupper med særlige kostvaner (fx vegetarer eller personer med et andet fødevarergrundlag) eller med naboskab til sprøjtede arealer.

Børn som risikogruppe

Børn udgør en risikogruppe, fordi de ofte udsættes for en større dosis af pesticider sammenlignet med voksne ved samme type eksponering. På grund af et hurtigere åndedræt i forhold til kropsvægten end voksne inhalerer de relativt mere luft. Børns særlige kostmønster og indtagelse af pesticidrester er behandlet i en rapport fra det amerikanske National Research Council (NRC). Her fandtes både kvalitative og kvantitative forskelle mellem børn og voksne med hensyn til eksponering for pesticidrester i levnedsmidler (National Research Council 1993). Dels indtager børn mere energi pr. kg kropsvægt end voksne, og dels indtager børn langt færre typer af levnedsmidler end voksne. Endvidere er indtagelsen af vand, både som drikkevand og som komponent i levnedsmidler, meget forskellig mellem børn og voksne. Komitéen konkluderede, at forskelle i kost og dermed kostmæssig eksponering for pesticidrester kunne forklare de fleste af forskellene i pesticidrelaterede sundhedsmæssige risici mellem børn og voksne. Forskelle i eksponering var generelt en vigtig årsag til forskelle i risiko end aldersbetingede forskelle i den måde stofferne virker på i organismen. Imidlertid fandtes påvirkninger af bl.a. neurologiske og immunologiske udviklingsmæssige processer utilstrækkelig belyst.

Med hensyn til en øget effekt ved samme eksponering for pesticider er der enighed om, at fostre og børn udgør en speciel gruppe (Goldman 1995; Reigart 1995). Som det anføres i ovennævnte NRC-rapport, findes både kvalitative og kvantitative forskelle i toksiciteten af kemiske stoffer, herunder pesticider mellem børn og voksne (National Research Council 1993). Rapporten giver eksempler, mest vedrørende lægemidler, hvor børn er henholdsvis mere eller mindre følsomme over for de enkelte stoffer. Disse forskelle beror på, om stofferne nedbrydes med forskellig hastighed i kroppen hos børn og voksne og nedbrydningsprodukternes større eller mindre toksicitet sammenlignet med moderstoffet. De kvalitative forskelle i toksicitet skyldes eksponering i specielt sårbare perioder i den tidlige udvikling, hvor eksponering for et toksisk stof permanent

kan ændre strukturen eller funktionen af et organsystem. De kvantitative forskelle i toksicitet mellem børn og voksne skyldes til dels aldersbetingede forskelle i absorption, metabolisme, detoksifikation og ekskretion af de miljøfremmede stoffer, dels forskelle i størrelse, ikke fuldt udviklede biokemiske og fysiologiske funktioner samt variation i kroppens sammensætning (vand, fedt, protein og mineralindhold), der alle kan påvirke graden af toksicitet. Da nyfødte er den gruppe, der anatomisk og fysiologisk adskiller sig mest fra voksne, må de anses for at have de mest udtalte kvantitative forskelle i sårbarhed for pesticider. Rapporten fandt, at kvantitative forskelle i toksicitet mellem børn og voksne sædvanligvis er mindre end en faktor 10.

I henhold til ovenstående skønner den amerikanske miljøstyrelse (USEPA), at børn udgør en særlig risikogruppe, hvorfor der i enkelte tilfælde i USA er anvendt en ekstra usikkerhedsfaktor foruden den sædvanlige faktor 100 ved fastsættelse af maksimalgrænseværdier i forbindelse med risikovurderinger, der er baseret på dyreforsøg, og hvor disse ikke skønnes tilstrækkelige til at belyse børnenes særlige situation. Eksempler på sådanne stoffer og de tilhørende usikkerhedsfaktorer (i parentes med angivelse af årstal) er: heptachlor (200 i 1990), triazophos (500 i 1990), fentin (200 i 1970; 500 i 1991), abamectin (500 i 1992), amitrol (midlertidig usikkerhedsfaktor på 1000 i 1993), phosalon (200 i 1993) og propylthiourinstof (metabolit fra probineb, 1000 i 1993).

Andre risikogrupper

Gravide kvinder, ældre mennesker og personer med et dårligt fungerende immunforsvar er andre grupper, der må formodes at være særligt sårbare med hensyn til sundhedsmæssige effekter af eksponering for pesticider.

6.2.3 Eksponering af befolkningen

Den generelle befolkning kan eksponeres for pesticider ved indtagelse af pesticidrester gennem fødevarer og via drikkevand eller ved anvendelse af pesticider i og omkring boligen, skoler, kontorer, offentlige anlæg, landbrug (afdrift og fordampning). Endvidere kan eksponering ske ved ulykker, lækager ved uhensigtsmæssig opbevaring, spild, forurening fra produktionsanlæg eller affaldsdepoter. Specielt børn kan eksponeres for pesticider ved indtagelse af kontamineret jord, ved kontakt med kæledyr behandlet med pesticider eller fra forældre, der er udsat for pesticider i deres erhverv.

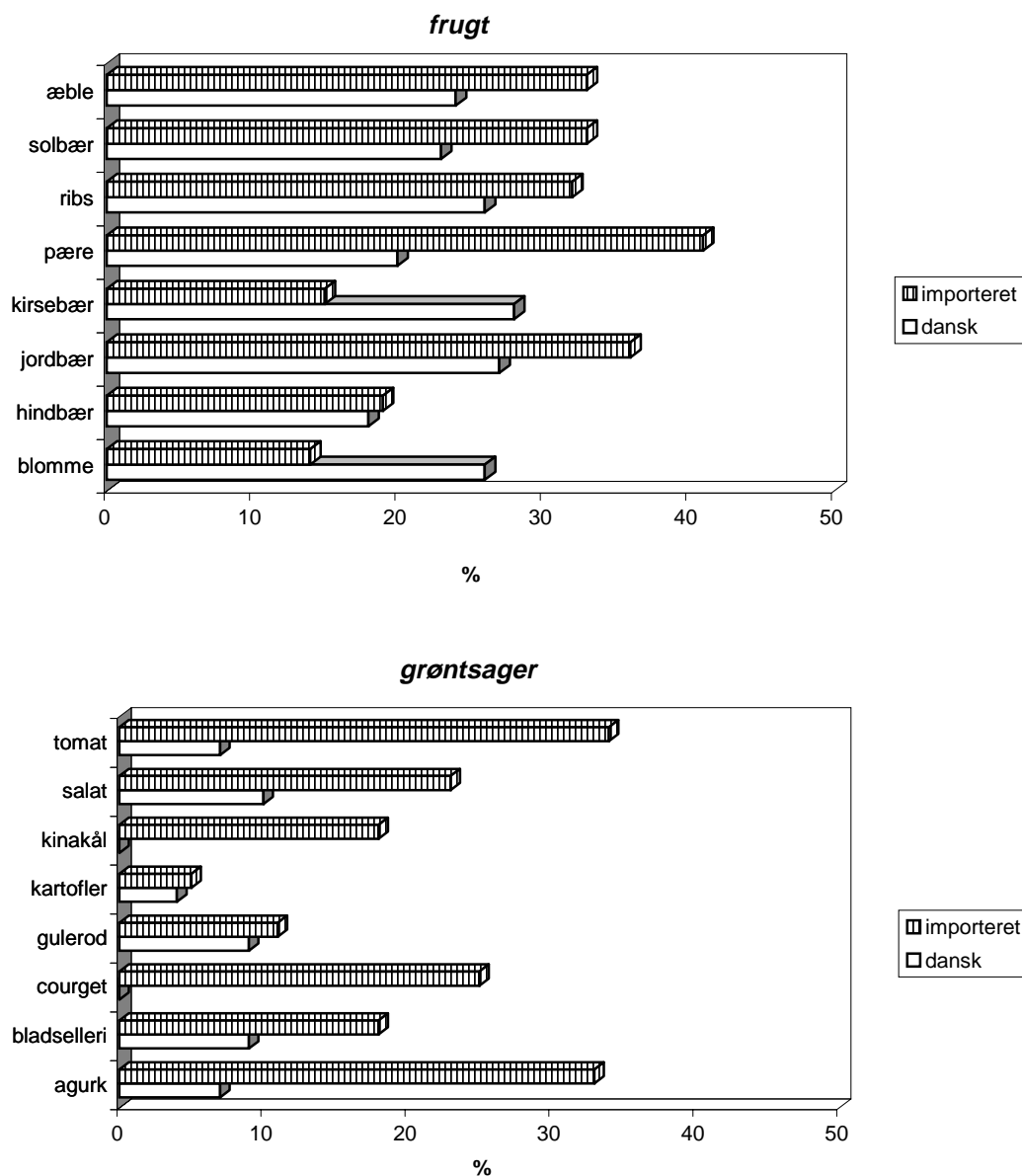
Eksponering i boligen

Der kan ske eksponering for pesticider i forbindelse med brug af pesticider i og omkring boligen, fx i insektbekæmpelse og behandling af husdyr. Ud over den direkte behandling med pesticider indendørs kan der ske en afgivelse af pesticider fra potteplanter, som behandles med pesticider i gartneriet. Der foreligger ikke undersøgelser af denne eksponering i Danmark (Skadhauge 1998).

Eksponering via fødevarer

Den væsentligste eksponering af befolkningen for pesticider må regnes at ske via fødevarer. Rundt regnet 60% af denne indtagelse sker via importerede fødevarer. Eksponering via grøntsager og især bær og frugt er dominerende. Kilderne til oplysningerne herom er Veterinær- og Fødevarerdirektoratets årlige rapporter over den landsdækkende kontrol og overvågning af restindhold af pesticider i vegetabiliske og i animalske levnedsmidler på det danske marked. Prøverne udtages i engrosleddet. Undersøgelserne omfatter både dansk producerede og udenlandske fødeva-

rer og gennemføres som en stikprøvekontrol suppleret med en målrettet mistankekontrol.



Figur 6.3

Hyppighed af frugt og grøntsager med pesticidrester for danske henholdsvis importerede afgrøder, 1993-1997 (frugt og grøntsager med de højeste prøvetal er præsenteret). Der er påvist pesticidrester i gennemsnitlig ca. en fjerdedel af den danske og importerede frugt vist på figuren. For grøntsagerne er der væsentlig flere importerede prøver med indhold, idet der er påvist pesticidrester i gennemsnitlig 20% af de importerede grøntsager i figuren mod 6% af de danske grøntsager.

Levnedsmidler

I stikprøvekontrollen udtages prøverne tilfældigt blandt de afgrøder, som det er besluttet at undersøge i det pågældende år. Denne kontrol er tilrettelagt med henblik på at bestemme niveauet af restindhold i de undersøgte afgrøder. Prøverne udtages tilfældigt (randomiseret) blandt de afgrøder, som det er besluttet at undersøge i det pågældende år. Udtagningen foregår hos grossister, producenter og importører, og den foretages af levnedsmiddelkontrolohederne, samt Plantedirektoratet og Veterinær- og Fødevaredirektoratet. Generelt udtages prøverne med en geografisk fordeling og fordelt over hele året. For frugt og grønt udtages prøver

ugentligt. I alt udtages ca. 2000 prøver årligt, heraf 600-900 prøver af dansk producerede levnedsmidler. I 1997 blev der således udtaget i alt 1947 prøver, der fordelte sig med 83% på frugt og grønt (1613 prøver), 3% på honning (dansk og udenlandsk), 8% på kød, 6% på korn (heraf 1/3 på importeret korn). De 1613 prøver på frugt og grønt fordelte sig med 919 prøver på udenlandske produkter og 694 på danske. Stikprøvekontrollens omfang udgjorde både i 1996 og 1997 ca. 0,0002% af den danske produktion af grøntsager, frugt og bær.

Generel stikprøvekontrol af fødevarer

Undersøgelserne af frugt og grønt har gennem de senere par år dækket ca. 150 forskellige pesticider omfattende almindeligt brugte insekt- og svampemidler samt nogle ukrudtsmidler. Ved fastlæggelsen af stofprofilen for undersøgelserne prioriteres de stoffer, der har danske grænseværdier (ofte svarende til EU) og/eller bruges her i landet. I øvrigt prioriteres de pesticider, der har lave grænseværdier og udbredt anvendelse. Animalske produkter og fisk indgår i undersøgelserne og kontrolleres for indhold af chlororganiske pesticider, der tidligere har været godkendt til anvendelse og i dag optræder som en udbredt miljøforurening. Samtidig undersøges for industrikemikaliet PCB. Der forekommer desuden en række chlorholdige pesticider i fisk og især i de fede fisk. Da disse stoffer længe har været forbudt, bliver de reguleret og opfattet som miljøforureninger. Forekomsten af disse stoffer i fisk vil ikke være påvirket af en reduktion eller evt. udfasning af anvendelsen af pesticider i Danmark.

Særlige undersøgelser (mistankekontrol)

Derudover foretages særlige undersøgelser, herunder såkaldt mistankekontrol, som er en målrettet kontrol, der tages i anvendelse, hvor og når der er mistanke om - overskridelser af gældende maksimale grænseværdier. Mistanken kan typisk opstå i forbindelse med den løbende stikprøvekontrol. Karakteren og omfanget af mistankekontrollen vil variere fra sag til sag og omfatte et par eller flere prøver udtaget i detail- og/eller engrosledet. Kontrollen kan evt. suppleres med inspektionsbesøg hos producent og/eller forhandler. Mistankekontrollen er normalt afgrænset til et enkelt pesticid i en enkelt fødevaretype, og der udtages alene prøver fra et bestemt område eller land.

Der er i årene 1988-1997 ikke foretaget mistankekontrol på dansk producerede afgrøder.

Overskridelser af grænseværdier

De hidtidige undersøgelser har gennem mange år vist, at restindholdet af pesticider i fødevarer på det danske marked generelt set overholder gældende regler. Der findes overskridelser af de fastsatte grænseværdier i 1 - 2% af de undersøgte prøver. Der er tale om mindre overskridelser, der sjældent overstiger grænseværdierne med mere end 50 - 100%. Det er karakteristisk for undersøgelserne, at der med de anvendte rapporteringsgrænser ikke er fundet indhold i den alt overvejende del af de undersøgte prøver. Normalt rapporteres indhold i én tredjedel eller derunder af de undersøgte prøver. I den samlede opgørelse er påvisningshyppigheden større i udenlandske prøver end i danske som vist i figur 6.3, men inden for de enkelte afgrøder varierer påvisningerne både kvalitativt og kvantitativt fra år til år, afhængig af handelsmæssige og klimatiske forhold samt forskelle i behandlingsbehov (Büchert 1998). De hyppigst påviste pesticider i 1996 var følgende (i alfabetisk rækkefølge): captan, carben-dazim, chlorothalonil, dithiocarbamater, endosulfan (sum), iprodion, quintozen, tolylfluanid og vinclozolin. Ingen af fundene har givet Veteri-

nær- og Fødevarerdirektoratet anledning til sundhedsmæssige betænkeligheder (Büchert, Engell 1998).

Fund og overskridelser i relation til afgrøder

Undersøgelserne viser en tendens til relativt flere påvisninger af restindhold i frugt, herunder bl.a. citrusfrugter og vindruer end i grøntsager som fx kål og kartofler. Den samlede, gennemsnitlige indtagelse af pesticider er domineret af især citrusfrugter (appelsiner og mandariner), kartofler og æbler samt i lidt mindre omfang tomater, pærer, vindruer og jordbær, der står for den største del af belastningen. Summen af disse stoffer omfatter imidlertid pesticidrester med meget forskellige toksikologiske egenskaber, således at disse stoffer ikke umiddelbart er sammenlignelige, ligesom deres kombinerede virkning ikke er kendt. Fødevarerministeriet har netop igangsat en undersøgelse, som i løbet af nogle år vil belyse disse spørgsmål. Et andet væsentligt forhold ved den udførte sammenligning af pesticidresterne i levnedsmidlerne er, at der ikke inkluderes reduktionsfaktorer. En del af pesticidresterne fjernes således ved tilberedningen, fx ved skræling af appelsiner, mandariner osv., hvor skrællen sjældent anvendes. Der foreligger dog endnu ikke tilstrækkelige data, som kan belyse reduktionsfaktorernes størrelse i dansk kost. Dette aspekt bliver ligeledes medtaget i en ny undersøgelse, som er igangsat af Fødevarerministeriet. En nærmere sammenligning mellem de enkelte levnedsmidler og deres betydning for indtagelsen af pesticider, og dermed deres muligt toksiske effekter, er af flere grunde vanskelig, bl.a. fordi datagrundlaget ofte er for begrænset, men også fordi de enkelte pesticider har forskellige toksikologiske egenskaber. Det skal dog nævnes, at den højere påvisningsrate i udenlandske afgrøder afspejler tendensen til, at der for sammenlignelige afgrøder er færre påvisninger i danske produkter end i udenlandske. Denne tendens er mest udtalt for afgrøder som tomater, agurker og peberfrugter, der er væksthushafte i Danmark og dyrkes på friland i udlandet. Tendensen gælder dog ikke for alle afgrøder. Der er også eksempler, fx solbær, hvor der er flere påvisninger i danske afgrøder end i udenlandske.

Beregning af pesticidindtagelse fra fødevarer og drikkevand på det danske marked

Den efterfølgende beregning af danskernes indtagelse af pesticider gennem kosten er baseret på monitoringsdata fra Veterinær- & Fødevarerdirektoratets løbende kontrol- og overvågningsundersøgelser i 1996 og 1997 (Büchert 1998). Disse data er ikke blot de nyeste, men samtidig gennemført med sammenlignelige metoder og rapporteringsgrænser. Det er karakteristisk, at der ikke påvises indhold i hovedparten af de undersøgte prøver. Uanset dette må det antages, at der i behandlede afgrøder altid vil være et vist restindhold, så den manglende påvisning kan alene tages som udtryk for, at indholdet i givet fald vil være mindre end den analytiske detektionsgrænse .

Beregningsmetoder

Der kan anvendes forskellige modeller til beregning af pesticidindtagelsen fra afgrøder, hvor der ikke er påvist noget indhold. I situationer, hvor der er tilstrækkeligt mange data over detektionsgrænsen, kan fordelingen under detektionsgrænsen bestemmes med rimelig statistisk sikkerhed. Desværre er det ikke tilfældet for de foreliggende monitoringsdata. Restindholdet i prøver uden påvist indhold må således udtrykkes på anden vis. Dette kan ske ved at sætte pesticidindholdet til 0 (nul) eller modsat, ved at antage, at det svarer til detektionsgrænsen. Begge dele er dog ret grove tilnærmelser.

I denne sammenhæng skal det understreges, at den analytiske detektionsgrænse ikke er nogen fast størrelse. Den varierer fra pesticid til pesticid og fra afgrøde til afgrøde, ligesom der er en variation fra den ene analyse til den anden af det samme stof i samme afgrøde. Da de eksakte data imidlertid ikke er umiddelbart tilgængelige, er beregningerne baseret på de mere generelle detektionsgrænser, der bl.a. er fastlagt for de enkelte stoffer ved valideringen af metoderne. Beregningerne af restindholdet i prøver med påvist indhold er foretaget ved at sætte indholdet i sådanne prøver til middelværdien mellem det højeste og laveste påviste indhold.

Beregningernes omfang

Beregningerne af restindholdet i de undersøgte afgrøder er gennemført for alle de pesticider, der blev påvist ved undersøgelserne i 1996 og 1997. Der er kalkuleret med indhold i både danske og udenlandske afgrøder af samme type, også når stoffet blot er påvist i prøver af den ene eller den anden oprindelse. Det er ligeledes en overestimering, at beregningerne gennemføres med en antagelse om, at påvisningen af et pesticid i en enkelt afgrødetype er ensbetydende med, at hele produktionen af den pågældende afgrøde har været behandlet med det pågældende pesticid og derfor har et restindhold af pesticidet, der er forskelligt fra 0.

Der er ikke kalkuleret med indtagelse af pesticider, der ikke er påvist ved kontrolundersøgelserne, hverken i danske eller udenlandske afgrøder. Dermed er der heller ikke taget hensyn til en indtagelse af sådanne stoffer, der evt. forekommer i indhold under de analytiske detektionsgrænser, eller ikke er omfattet af de anvendte analytiske metoder.

Ved beregningen af de danske forbrugeres belastning for pesticidrester gennem maden ganges det estimerede indhold i afgrøderne med det gennemsnitlige daglige kostforbrug af den pågældende afgrøde. De anvendte kostdata er baseret på Veterinær- & Fødevarerdirektoratets kostundersøgelser fra 1985 og 1995 og på handelsstatistikker.

Variationer i befolkningen

Det skal understreges, at der i praksis vil være mange afvigelser i befolkningen fra den gennemsnitlige kostmodel både i relation til køn, alder, etnisk baggrund og sociale forhold. Ved en nærmere risikovurdering for sådanne grupper er der således behov for mere præcise kostdata, men det må dog understreges, at den opstillede model på rimelig vis giver mulighed for en mere generel vurdering af pesticidindtagelsen på landsplan, herunder den bredere betydning af at friholde danske afgrøder for pesticidbehandling.

Fordelingen mellem danske og importerede fødevarer

Der foreligger ikke gode data for fordelingen af det danske konsum mellem danske og udenlandske afgrøder. Dette skyldes især, at der med det "indre marked" ikke længere føres officielle statistikker over import og eksport mellem landene i det europæiske fællesskab. Ved de gennemførte beregninger er fordeling skønnet på baggrund af tidligere handelstal og landbrugsstatistikker, der indikerer, at fordelingen mellem import og egenproduktion er 1:1 for frugt som æbler, pære, blommer, bær m.v., medens eksotiske frugter som fx citrus og kiwi udelukkende er importerede afgrøder. For grøntsager er fordelingen omkring 1:4, dog ikke for agurk, tomat og lignende, hvor importen fordelt over hele året udgør omkring 70% af det samlede forbrug. For kornområdet er majs og ris udelukkende importerede afgrøder, medens forbruget af byg helt baseres

på danske produkter. For rug, hvede og havre dækkes henholdsvis 5%, 20% og 65% af forbruget af import.

I tabel 6.2 er vist det gennemsnitlige daglige forbrug af dansk producerede, henholdsvis importerede korn og kornprodukter i Danmark.

Tabel 6.2

Det gennemsnitlige forbrug af danske og importerede korn og kornprodukter angivet som gram pr. dag.

Korn	I alt	Dansk	Import
Byg	0,40	0,40	
Havre	7,70	2,70	5,01
Hvede inkl. klid	100,00	80,00	20,00
Majs	7,10		7,10
Ris	7,20		7,20
Rug	59,00	56,05	2,95
Samlet forbrug	181,40	139,15	42,26

Danskernes kostmønster

Variationen i de danske forbrugeres kostmønster kan bedømmes på baggrund af Levnedsmiddelstyrelsens kostundersøgelse i 1995. Resultaterne af denne undersøgelse, der omfattede mere end 1800 personer er sammenfattet i den efterfølgende tabel 6.3, der angiver den gennemsnitlige indtagelse og udvalgte fraktiler for den voksne del af befolkningen.

Tabel 6.3

Variation i den danske kost angivet i g/dag for voksne m/k (Büchert 1998).

KOST	GRØNTSAGER	FRUGT	KORNPRODUKTER
	g/dag	g/dag	g/dag
Middelindtagelse	241	162	217
Standardafvigelse	265	318	215
Median	163	36	162
Minimum	0,00	0,00	0,00
Maksimum	2743	3640	2219
95%-fraktil	726	737	599
90%-fraktil	533	468	444
75%-fraktil	309	174	273
25%-fraktil	83	3,00	89
10%-fraktil	36	0,00	48
5%-fraktil	18	0,00	28

På baggrund af værdierne i tabel 6.3 kan det beregnes, at 90%-fraktilen for kostforbruget af grøntsager udgør ca. 225% af middelindtagelsen, medens den for frugt udgør ca. 300%, og for kornprodukter er omkring 200% af middelforbruget. Usikkerheden på tallene afspejles bl.a. ved, at værdierne for 90%-fraktilerne er af samme størrelsesorden som summen af middelindholdet og standardafvigelsen. Det skal tilføjes, at der ikke er foretaget beregninger over sandsynlighederne for, hvorledes befolkningsgrupper og enkeltpersoner sammensætter deres kostforbrug.

6.2.4 Beregninger af befolkningens indtagelse af pesticider

Indtagelsesberegningerne for frugt og grønt, der som beskrevet baseres på monitoringsdata, afspejler forekomsten af pesticider i råvarerne, og

Reduktionsfaktorer og korrektioner

der er således ikke taget højde for reduktion af indholdet under tilberedningen af råvarerne (skrælning, kogning m.v.). Dette hænger sammen med, at der kun er begrænset information i litteraturen om sådanne reduktionsfaktorer, og typisk er disse data af en karakter, der ikke gør dem anvendelige på danske forhold. Der er derfor ikke medtaget reduktionsfaktorer i de aktuelle beregninger af indtagelsen fra frugt og grønt, hvilket fører til en overestimering af indtagelserne i forhold til de reelle værdier. Mangel på data, for hvor stor en del af en bestemt afgrøde, der er blevet behandlet med et bestemt pesticid, har ligeledes umuliggjort en korrektion for faktisk anvendelse. Det gælder især i relation til importerede produkter. Det betyder bl.a., at indtagelsen fra citrusfrugter - og dermed fra importerede afgrøder - estimeres for højt.

Den estimerede indtagelse fra frugt og grønt

Indtagelsen af pesticidrester gennem kosten er beregnet for alle de pesticider, der blev påvist ved undersøgelserne af frugt og grønt i 1996 og 1997. Der er foretaget særskilt beregning af indtagelsen fra dansk producerede afgrøder og fra udenlandske afgrøder uden nærmere specifikation af afgrødernes oprindelsessted (for detaljer: se Büchert 1998). Resultaterne viser en samlet gennemsnitlig indtagelse af pesticider fra frugt og grønt på ca. 165 mikrogram pr. dag. Indtagelsen af 6 pesticider/pesticidgrupper, carbendazim, dithiocarbamater, iprodion, o-phenyl-phenol, procymidon og thiabendazol, svarer til halvdelen af den samlede indtagelse, medens den anden halvdel er fordelt på omkring 60 individuelle forbindelser.

Den beregnede samlede indtagelse af pesticider fra frugt og grønt på ca. 165 mikrogram pr. dag fordeles med ca. 60 mikrogram pr. dag, svarende til 36%, fra dansk producerede afgrøder og ca. 105 mikrogram/dag, svarende til 64%, fra de udenlandske afgrøder.

Det skal understreges, at enhver størrelsesmæssig sammenligning af de beregnede indtagelser bør ses i lyset af, at pesticiderne har forskellige toksiske egenskaber og potens. En mindre indtagelse af et potent stof kan således meget vel være mere betænkelig ud fra en sundhedsmæssig vurdering, end en kvantitativ større indtagelse af et mindre potent stof.

Sammenligning med ADI

For de pesticider, som godkendes til brug på spiselige afgrøder, fastsættes en acceptabel daglig indtagelse (ADI) efter samme principper som for tilsætningsstoffer og med krav om tilsvarende omfattende datagrundlag. ADI for pesticider fastsættes for at beskytte mod mulige langtidseffekter. ADI fastsættes ud fra dyreforsøg. I hvert forsøg fastlægges NOAEL (No Observed Adverse Effect Level), som er den dosis, der ikke giver nogen skadelig virkning. ADI fastsættes ved at vælge NOAEL fra den mest følsomme undersøgelse og reducere denne med en usikkerhedsfaktor, der skal tage højde for den usikkerhed, der ligger i ekstrapolationen fra dyr til menneske samt de variationer, der findes i følsomhed og levevis blandt mennesker. Der er international enighed om, at der som udgangspunkt anvendes en usikkerhedsfaktor på 100

Der er foretaget en sammenligning mellem de beregnede indtagelser og de af eksperterne anbefalede øvre grænser for acceptable indtagelser for en person på 70 kg, beregnet som ADI-værdierne multipliceret med vægten (ADI mg/kg bw/dag gange 70 kg). Alle de beregnede indtagelser udgør kun en mindre del af den indtagelse, der kunne accepteres uden at

give anledning til sundhedsmæssige betænkeligheder. Middelværdien for de beregnede indtagelser af de enkelte pesticider ligger på 0,31% af den øvre grænse for deres acceptable daglige indtagelser, med en spredning på 0,46% og med den højeste enkeltværdi (for methidathion) på ca. 2,2%. Selv med store variationer i kostforbruget af de enkelte afgrøder vil forbrugerne holde sig under ADI-værdierne.

Variationerne i pesticidbelastningen via frugt og grønt er belyst ved beregning af indtagelsen ved 90%-fraktilerne. Halvfems%-fraktilen for grøntsager og for frugt er sat til henholdsvis 225% og 300% af middelværdien for den pågældende afgrødegruppe.

En vurdering af maksimalbelastningerne af befolkningen foretages bedst på baggrund af de beregnede middelindtagelser og de angivne værdier i tabel 6.3 for hele gruppen af grøntsager eller af frugt. En vurdering af indtagelsen via de enkelte afgrøder kan ligeledes foretages på baggrund af datamaterialet, hvorimod en opsummering af det maksimale bidrag fra de enkelte afgrøder ikke er mulig uden nærmere beregninger over sandsynlighederne for at samme person eller befolkningsgruppe har maksimalt forbrug af flere kombinationer af afgrødetype og en bestemmelse af, hvilke afgrødetyper dette drejer sig om. Umiddelbart må det vurderes, at et sammenfald af maksimalt forbrug af to eller flere afgrøder vil være undtagelsen, og at en storforbruger af en afgrøde normalt vil have et begrænset forbrug af andre afgrødetyper. Dvs., at hvis der sker en maksimal belastning af pesticider via én afgrødetype, så vil belastningen fra andre typer ofte være tilsvarende lavere.

Estimerede indtagelser fra korn og kornprodukter

Korn og klid har siden 1987 været medtaget i de løbende undersøgelser af pesticidrester i fødevarer på den danske marked. Undersøgelserne er gennemført med en skiftende søgeprofil fra år til år. I de sidste par år er prøverne undersøgt med en multimetode dækkende 24 forskellige stoffer. I 1997 er der foretaget en særlig undersøgelse for restindhold af stråforkortningsmidlerne chlormequat og mepiquat. Undersøgelserne viser, at restindholdet af pesticider i korn og kornprodukter overholder gældende grænseværdier, men generelt set gælder det, at datamaterialet er for spinkelt til en mere forfinet beregning af befolkningens belastning med pesticider fra denne type produkter. Det højeste indhold af chlormequat på 3,8 mg pr. kg er fundet i en prøve havregryn fra England. Generelt er der flere og højere fund i danske kornprodukter set i sammenligning med de importerede, og der er fund af pesticider i næsten alle prøver, dog ikke i ris og i en prøve økologisk hvede. For en detaljeret gennemgang henvises til Granby og Poulsen (1998). Beregningerne af indtagelsen er gennemført ud fra en mere konservativ vurdering af restindholdet i de pågældende afgrødetyper. Beregningerne er gennemført på samme måde som for frugt og grønt, men omfatter alle de pesticider, der er påvist i hele perioden fra 1987 til 1997.

Reduktionsfaktor

Ved beregningerne er der ikke umiddelbart skelnet mellem, om restindholdet er påvist i klid, i kerner eller i mel. Hvis et stof er påvist i den ene type produkt, er det antaget, at stoffet ligeledes findes i de andre. Det vil normalt være klid, der har det største restindhold, og der vil normalt ske en reduktion af restindholdet i mel, når skaldelene fjernes, og yderligere når kernerne formales, og når melet bages til brød (brød indgår ikke i de gennemførte undersøgelser). Til gengæld befinder størstedelen af pesti-

cidresterne sig i klidproduktet. For chlormequat er der fundet en reduktion ved formaling af hvedekerner til mel med en faktor på ca. 4. På den baggrund er der ved beregningen af indtagelsen fra korn og kornprodukter forsigtigt regnet med en reduktion af restindholdene med en faktor 2 i forhold til de målte indhold. I 1997 blev der udtaget 21 klidprøver (18 prøver hvedeklid og 3 prøver havreklid), som blev undersøgt for 26 pesticider. Ingen prøver overskrider grænseværdierne, selv om restindholdene er højere i klid end i hele kerner og mel. Der skal dog tages forbehold for, at undersøgelserne af indholdet af glyphosat har været af begrænset omfang.

Resultatet af de gennemførte beregninger er sammenfattet i tabel 6.4, der angiver den beregnede pesticidindtagelse med og uden reduktion ved forarbejdning af kornet. Som det fremgår af tabellen, er den gennemsnitlige indtagelse estimeret til ca. 26 mikrogram pr. dag fordelt med ca. 2/3 fra dansk produceret korn og 1/3 fra udenlandsk.

Bromid fra begasning med methylbromid

Det bemærkes, at restindholdet af bromid ikke er medtaget ved opsummeringen af den samlede indtagelse. Bromid er ikke i sig selv et pesticid, men indgår i undersøgelserne som udtryk for evt. anvendelse af methylbromid, der anvendes til fumigering af bl.a. kornprodukter. Kontrolmetoden til måling af methylbromid er baseret på bestemmelse af bromid, men da dette findes naturligt, er det et spørgsmål om at måle, om bromidindholdet er forhøjet i forhold til det normale indhold i kornproduktet. Med andre ord svarer det absolutte indhold af bromid ikke til restindholdet af methylbromid, og det vil være en grov overestimering at medtage bromidindholdet ved opsummeringen af den samlede indtagelse.

Den gennemsnitlige indtagelse af de enkelte pesticidrester fra korn og kornprodukter er som for frugt og grønt typisk mindre end 1% af ADI-værdierne (se Büchert 1998).

Variationerne i pesticidbelastningen fra korn og kornprodukter kan vurderes ud fra tabel 6.3, hvoraf det bl.a. fremgår, at 90%-fraktilen for korn og kornprodukter svarer til ca. 200% af middelindtagelsen.

Tabel 6.4

Estimeret pesticidindtagelse fra udenlandsk og dansk korn og kornprodukter (Büchert 1998). Der foreligger meget få undersøgelser af glyphosat i korn og kornprodukter. Tomme rubrikker angiver, at der ikke er påvist rester. Undersøgelserne har omfattet pesticider, som ikke er påvist i nogen af prøverne.

Pesticid	Byg, µg/dag		Havre, µg/dag		Hvede, µg/dag		Majs, µg/dag UDL	Ris, µg/dag UDL	Rug, µg/dag		I alt, µg/dag			Samlet fordeling	
	DK	UDL	DK	UDL	DK	UDL			DK	UDL	Samlet	DK	UDL	DK%	UDL%
Bromid	1,720	0,000							69,623	3,664	75,007	71,343	3,664	95,1	4,9
Carbaryl			0,051	0,094							0,145	0,051	0,094	35,0	65,0
Chlormequat			1,243	2,309	12,531	3,133			14,635	0,770	34,620	28,409	6,212	82,1	17,9
Chlorpyrifos-methyl					1,166	0,291	0,080				1,537	1,166	0,372	75,8	24,2
p,p'-DDE			0,030	0,056							0,087	0,030	0,056	35,0	65,0
Dieldrin					0,567	0,142					0,708	0,567	0,142	80,0	20,0
Dimethoat	0,006	0,000			1,102	0,276					1,384	1,109	0,276	80,1	19,9
Dithiocarbamat					4,229	1,057					5,286	4,229	1,057	80,0	20,0
Esfenvalerat					0,439	0,110					0,549	0,439	0,110	80,0	20,0
Fenitrothion							0,103	0,078			0,181	0,000	0,181	0,0	100,0
Fenvalerat			0,036	0,067	1,343	0,336			0,299	0,016	2,098	1,679	0,419	80,0	20,0
Glyphosat	0,159	0,000									0,159	0,159	0,000	100,0	0,0
Lambda-cyhalothrin					0,428	0,107					0,535	0,428	0,107	80,0	20,0
Lindan					0,408	0,102			0,299	0,016	0,825	0,707	0,118	85,7	14,3
Malathion					0,871	0,218	0,072	0,040			1,200	0,871	0,329	72,6	27,4
Mepiquat			0,023	0,042	0,066	0,017			0,743	0,039	0,929	0,832	0,098	89,5	10,5
Nitrofen									0,850	0,045	0,894	0,850	0,045	95,0	5,0
Permethrin			0,186	0,346							0,532	0,186	0,346	35,0	65,0
Pirimicarb							0,072				0,072	0,000	0,072	0,0	100,0
Pirimiphos-methyl			0,016	0,030	1,107	0,277	0,372	0,038			1,839	1,123	0,716	61,1	38,9
Pesticidindtagelse															
Uden reduktion	1,886	0,000	1,585	2,944	24,257	6,064	0,699	0,155	86,448	4,550	53,581	42,833	10,747	65,6	34,4
Med 50% reduktion	0,943	0,000	0,793	1,472	12,129	3,032	0,350	0,078	43,224	2,275	26,791	21,417	5,374	65,6	34,4

Den estimerede indtagelse fra animalske levnedsmidler og fisk

Veterinær- og Fødevaredirektoratet har gennem mange år overvåget indholdet af pesticidrester i animalske levnedsmidler. Undersøgelserne har primært været rettet mod de chlorerede pesticider som DDT, HCB og lignende fedtopløselige forbindelser, men der er også foretaget undersøgelser for restindhold af fosforholdige pesticider i kød.

Der er ikke påvist restindhold af fosforholdige pesticider i kød, men derimod er der et kronisk indhold af chlorerede pesticidrester i både animalske levnedsmidler og i fisk. Imidlertid repræsenterer dette restindhold stoffer, der ikke har været tilladt anvendt som pesticider i mange år. Deres forekomst i fødevarerne er derfor et resultat af den anvendelse, som tidligere har fundet sted med en omfattende og permanent miljøforurening med disse meget vanskeligt nedbrydelige stoffer som resultat.

Da belastningen af forbrugerne med pesticidrester fra animalske levnedsmidler og fisk i første række er et spørgsmål om "fortidens synder" og ikke vedrører de i dag godkendte bekæmpelsesmidler, vil belastningen være uafhængig af omfanget af anvendelsen af de pesticider, der i øjeblikket anvendes i Danmark.

Den estimerede indtagelse fra drikkevand

Det er gennem de senere år erkendt, at der er en udbredt forurening af vort grundvand med pesticider, hvorfor der er en potentiel risiko for sådanne forureninger i vort drikkevand og dermed en risiko for en belastning af befolkningen gennem vandet.

Da drikkevandsboringer, hvor der er påvist restindhold, hidtil er blevet lukket, vil den reelle belastning af forbrugerne være begrænset. Dette udelukker ikke, at der kan være uopdagede forureninger af lokale boringer, der kan give en betydende belastning af beboerne i et nærområde.

Det må derfor generelt antages, at drikkevandet overholder gældende grænseværdier, der angiver, at indholdet af individuelle pesticidrester ikke må overstige 0,1 mikrogram pr. liter, medens det samlede indhold af pesticider ikke må overstige 0,5 mikrogram pr. liter.

Med et normalt forbrug på 2 liter vand i døgnet vil en forbruger således indtage mindre end 0,2 mikrogram af et enkelt pesticid, og den samlede pesticidindtagelse fra drikkevandet vil være mindre end 1 mikrogram pr. dag.

Sammenholdes den estimerede maksimalindtagelse fra drikkevand på 1 mikrogram pr. døgn med den estimerede indtagelse på ca. 190 mikrogram pr. dag fra frugt og grønt samt korn, må det konkluderes, at indtagelsen fra drikkevand generelt set er negligabelt og forsvinder i den usikkerhed, der ligger på estimatet af indtagelsen fra vegetabiliske fødevarer.

Samlet vurdering af indtagelse fra fødevarer og drikkevand

Som det fremgår af den foranstående gennemgang af pesticidindtagelsen fra de forskellige typer af fødevarer og drikkevand, vil de helt dominerende kilder til den generelle befolknings belastning med pesticider være indtagelsen fra frugt og grønt og fra korn og kornprodukter, medens indtagelsen fra drikkevand, animalske fødevarer og fisk er uden betydning for den samlede belastning.

Den samlede gennemsnitlige belastning fra de enkelte typer af fødevarer og drikkevand er opsummeret i tabel 6.5.

Tabel 6.5

Estimerede gennemsnitlige pesticidindtagelse fra danske og udenlandske fødevarer (Büchert 1998).

Fødevaretype	Samlet indtagelse, µg/dag			Samlet fordeling	
	I alt	DK	Udland	DK %	Udland %
Frugt og grønt	162	58	104	36	64
Korn og kornprodukter	27	21	5	80	20
Animalske fødevarer	<1	<1	<1	<1	<1
Fisk og fiskeprodukter	<1	<1	<1	<1	<1
Drikkevand	<1	<1	<1	<1	<1
Samlet pesticidindtagelse	190	80	110		

Som det fremgår af tabellen er den samlede gennemsnitlige belastning estimeret til ca. 200 mikrogram pesticid pr. dag, hvoraf ca. 60% kommer fra udenlandske produkter, medens danske produkter, herunder korn, bidrager med 40% af belastningen.

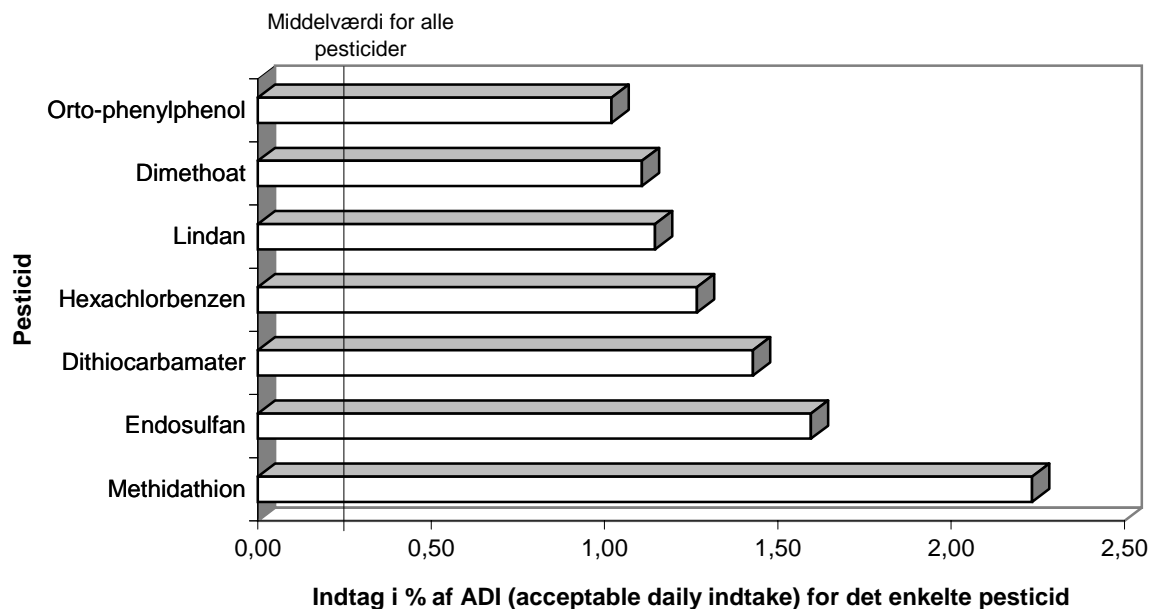
Variationsbredden i den daglige indtagelse af pesticider

Der kan foretages en overslagsberegning over variationsbredden i indtagelsen af pesticider. Disse beregnede yderpunkter skal tages med forbehold, idet en nøjere statistisk beregning forventes udført i fremtiden. Den laveste indtagelse af pesticider findes hos dem, der enten har et meget lavt forbrug af vegetabiliske fødevarer eller udelukkende baserer deres forbrug på ubehandlede, evt. økologiske produkter. På den høje side må yderpunktet formodes at være en såkaldt veganer, der baserer hele sit energiforbrug på indtagelse af traditionelt dyrkede frugt og grøntsager. Efter al sandsynlighed er der ikke mange 100% veganere, der udelukkende lever af planteføde. Typisk vil vegetarer basere en del af deres energibehov på indtagelse af mejerivarer og æg. Der er derfor heller ikke detaljerede oplysninger om den typiske sammensætning af sådanne veganeres kost, men en samlet indtagelse af frugt og grøntsager samt korn og kornprodukter på ca. 2½ kg pr. dag må klart betragtes som værende i overkanten af det reelle forbrug. Dette svarer til et forbrug på 3 gange det gennemsnitlige forbrug der er lagt til grund for beregningerne af gennemsnitsdanskerens indtagelse af pesticider gennem kosten. Vurderet på denne måde kan yderpunkterne for pesticidindtagelsen skønsmæssigt antages, at ligge fra det meget lave indtag til ca. 3 gange det beregnede gennemsnitsindtag svarende til 570 mikrogram pr. dag. På trods af, at der her er tale om en overslagsberegning af overgrænsen, er den i god overensstemmelse med den beregnede indtagelse for 90%-fraktilen af befolkningen

Belastningen i forhold til ADI

Beregningerne viser ligeledes, at den gennemsnitlige belastning på enkelt stof-niveau typisk er omkring 1% eller mindre af den acceptable daglige indtagelse (ADI-værdien) for de enkelte forbindelser. Selv ved store variationer i kostforbruget vil belastningen således ligge under de acceptable niveauer. Som vist på figur 6.4 findes 7 pesticider med restindhold over 1 % af ADI værdien for det pågældende pesticid, idet de øvrige pesticider alle ligger under 1 % af ADI (Büchert 1998). Denne figur viser ikke nødvendigvis de 7 mest spiste typer af pesticidrester, hvilket illustreres ved, at over 90 % af de to pesticider orto-phenylphenol og methidathion ifølge de benyttede kostdata indtages igennem citrusfrugter. Citrusfrugter skrælles hovedsageligt inden de spises, og der er i dag ekspe-

rimerter, som viser at methidathion reduceres med 95 % i citrusfrugter ved skrælning. Det betyder, at tallene for methidathion og formentlig også for orto-phenylphenol kan være mere end 80 % for høje. Andre pesticidrester findes hovedsageligt på afgrøder, som ikke skrælles eller forarbejdes (fx agurker, æbler og pærer) og indtagelsen af disse pesticider kunne i realiteten være mere væsentlig end det reelle indtag af pesticiderne, som er vist i figur 6.4. Det skal fremhæves, at det ikke entydigt kan hævdes, at alle beregninger uden inkludering af reduktionsfaktorer er for høje, idet pesticider ved tilberedning kan nedbrydes til forbindelser, som er ligeså skadelige eller mere skadelige end det oprindelige pesticid. Generelt vil man dog forvente, at inkludering af faktorer for forarbejdning/tilberedning af afgrøderne i beregningerne vil formindske værdien for indtagelse. Inden for indeværende år vil der foreligge endelige og gennemprøvede beregninger, som medtager reduktionsfaktorer og understøttes af toksikologiske data, som gør det muligt at bedømme indtagelsen af de forskellige pesticider over for hinanden.

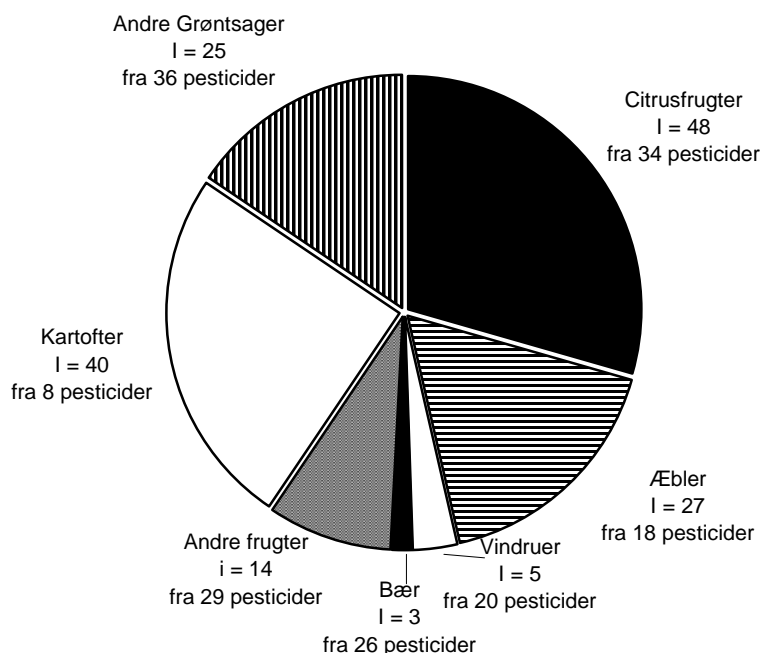


Figur 6.4

Indtagelse af pesticider, som udgør over 1% af ADI-værdien, når der ikke er taget højde for faktorer som skrælning og lignende, der reducerer restindholdet af pesticider. Den lodrette streg angiver middelværdien for alle pesticider (0,3% af ADI).

Figur 6.5 viser de vigtigste afgrøder, som ud fra beregningerne bidrager til den daglige indtagelse af pesticider. Det skal bemærkes, at der ikke er taget hensyn til skrælning og andre faktorer, som reducerer restindholdene af pesticider. Da citrusfrugter spises uden skræl, og æbler spises med skræl, kunne det reelle forhold mellem disse to indtag se en del anderledes ud end på denne figur. Dernæst skal det her tilføjes, at denne figur ikke siger noget om den sundhedsmæssige effekt, som er forbundet med de forskellige pesticidrester i de forskellige afgrøder. Som eksempel kunne det være vildledende at rapportere, at fx æbler bidrager mest til indtagelsen af pesticider, hvis toksikologerne har vist, at de pesticidre-

ster, som æbler indeholder, er mindre skadelige sammenlignet med andre pesticidrester.



Figur 6.5

Den samlede gennemsnitlige indtagelse af pesticidrester (benævnt I) fra forskellige frugt og grøntsager i mikrogram pr. dag. Beregningen har ikke medtaget skrælning og andre faktorer, som kan reducere restindholdet af pesticider i fødevarerne.

Usikkerheder og forbehold

Det skal erindres, at de gennemførte beregninger er behæftet med relativt stor usikkerhed. Det gælder fastlæggelsen af restkoncentrationsindholdet af de enkelte pesticider såvel som de anvendte kostdata. Samtidig er de anvendte restkoncentrationsindhold fastlagt ud fra en mere forsigtig vurdering, der bevirker, at værdierne må antages at ligge over de reelle indhold. Der er således tale om en overestimering af indtagelsen for såvel danske som for udenlandske produkter. Der er ligeledes tale om en stor variation på de anvendte data for indtagelse af kost. Denne variation skyldes dels en usikkerhed på bestemmelsen af middelindtagelsen af de enkelte fødevarer og dels en variation som følge af forskellige kostvaner i befolkningen. Samlet kan indtagelsen af de enkelte fødevarer, som er vist i tabel 6.5, variere med flere hundrede procent fra den ene person til den anden.

Det må dog understreges, at den person, der har et relativt stort forbrug af én type fødevarer, ofte vil have et mindre forbrug af andre typer, hvorfor variationer i den samlede pesticidbelastning ikke nødvendigvis vil variere i samme grad som kostforbruget.

Optagelse og udskillelse af pesticider

6.2.5 Bestemmelse af pesticiders effekter på befolkningen

Optagelse af pesticider sker primært ved oral indtagelse og i mindre grad, ved inhalation eller via huden. Absorption via lungerne er sædvanligvis hurtig sammenlignet med de andre eksponeringsveje på grund af den tynde alveolemembran og den rigelige blodgennemstrømning. Optagelse via huden er ofte langsom, men for pesticider, der metaboliseres hurtigt i leveren, kan hudeksponering være den mest betydende eksponeringsvej. Med hensyn til eksponering af fostret har dyreeksperimentelle studier fundet bevis for, at visse pesticider, specielt organofosfater og carbamater, kan passere moderkagen (Salama et al. 1993).

Metabolisme

Metabolisme eller biotransformation af den absorberede, biologisk tilgængelige dosis (den interne dosis) bestemmer, hvor stor en del, der når målorganet. Næsten alle de kemiske ændringer, som pesticider undergår i kroppen, skyldes specielle enzymer (Hayes, Laws 1991). Det første led i biotransformationen foregår sædvanligvis via microsomale enzymer, der katalyserer en oxidations- eller reduktionsreaktion. Disse enzymer omfatter alle cytochrom P450-enzymssystemerne i leveren, der er det vigtigste organ for biotransformation af kemikalier. Nedbrydningsprodukterne er normalt mindre toksiske og elimineres lettere end pesticidet selv. For enkelte pesticider er der dog tale om en aktivering, hvor der kan dannes mere toksiske metabolitter.

Bioakkumulation

Nogle pesticider, der akkumuleres i kroppens fedtfase, kan have halveringstider, der er meget lange. Disse såkaldte persistente stoffer tillades nu ikke længere anvendt. Til disse hører de chlorholdige pesticider som DDT og dieldrin.

Godkendelse og risikovurdering af pesticider med henblik på folkesundheden

I henhold til et EU direktiv (91/414/EØF) om markedsføring af plantebeskyttelsesmidler skal der ved godkendelse af disse foretages en risikovurdering af produktets sundhedsmæssige og miljømæssige egenskaber. Den reelle og den potentielle eksponerings størrelse skal fastlægges for såvel brugerne som forbrugerne. Ved brugerne forstås sprøjtepersonale, arbejdere og andre, som under og efter udbringningen udsættes for midlet. Forbrugerne udsættes for pesticiderne gennem kosten, drikkevand eller fx via jordforurening.

Grænseværdier

Fastlæggelse af grænseværdier for indhold i fødevarer er et led i denne godkendelse. Hvis et stof kan godkendes til anvendelse, fastsættes maksimalgrænseværdien MRL (Maximum Residue Limit), der angiver det maksimale acceptable restindhold af pesticidet eller dets nedbrydnings- eller omdannelsesprodukter i fødevarer.

Grænseværdien i fødevarer er baseret på dels en toksikologisk vurdering af den sundhedsmæssige risiko ved indtagelse af det pågældende pesticid med fastsættelse af en Acceptabel Daglig Indtagelse (ADI) og dels de restkoncentrationer i vegetabiliske levnedsmidler af pesticidet, der konstateres efter anvendelse af "god landbrugsmæssig praksis" (GAP Good Agricultural Practice). Ved GAP forstås de nationalt autoriserede brugsmetoder, som under aktuelle betingelser er nødvendige for effektiv bekæmpelse af skadedyr. For fastlæggelse af maksimalgrænseværdien kombineres det sundhedsmæssige aspekt (ADI) med anvendelsen af det pågældende pesticid (GAP). Dette gøres ved at sammenholde ADI med den teoretiske maksimale daglige indtagelse (TMDI) beregnet ved hjælp

af kostmodeller, idet man antager, at alle afgrøder, hvortil pesticidet må anvendes, indeholder den maksimalt tilladte mængde af pesticidet. TMDI skal ligge under ADI, for at en grænseværdi kan fastsættes. I Danmark er det Veterinær- og Fødevarerdirektoratet, der fastsætter grænseværdierne for fødevarer.

Godkendelse af pesticider

Ved godkendelsesproceduren skal der foruden undersøgelse af pesticidets fysiske/kemiske egenskaber samt stabilitet og nedbrydning i naturen foretages undersøgelser af stoffets toksiske egenskaber. Der foreligger internationalt vedtagne retningslinier for udførelse af de toksikologiske undersøgelser, der indgår i risikovurderingen af pesticider. Således skal både aktivstoffet og produktet undersøges for akutte effekter, og aktivstoffet undersøges for kroniske effekter ved gentagen eksponering over længere tid (carcinogenicitet, mutagenicitet samt effekter på reproduktionen inkl. fosterskader). Endvidere skal der foretages undersøgelser vedrørende stoffets absorption, metabolisering, akkumulering og elimination samt eventuel virkning på enzymer og andre biokemiske parametre. Ved gennemførelsen af den toksikologiske testning af kemikalier skal der tages højde for stoffets renhed, stabilitet i eksponeringsopstillingen samt reproducerbarhed ved eventuelt gentagne forsøg.

Ifølge sagens natur foretages der overvejende forsøg på dyr (ofte mus og rotter) frem for på mennesker, når der skal undersøges for sundhedsmæssige effekter af pesticider. Der kan være forskelle mellem forsøgsdyr og mennesket med hensyn til metabolisme, og sædvanligvis bruges langt højere doser i dyreforsøgene end de eksponeringer, som den almene befolkning vil kunne udsættes for.

Akut referencedosis

For visse pesticider er der imidlertid kun en ret snæver margen mellem de doser, der virker akut giftige, og de doser, der har langtidseffekter. For sådanne pesticider fastsættes ud over den sædvanlige ADI, også en akut referencedosis, som skal beskytte mod akutte forgiftninger. Der henvises i øvrigt til afsnit 8.3 om forsigtighedsprincippet.

Målinger af den potentielle eksponering

Den potentielle humane eksponering for pesticider kan undersøges ved direkte målinger i fødevarer, drikkevand eller i miljøet. De mest nøjagtige data for eksponering er præsenteret i kasuistikker, men ofte er der kun anvendt en gruppebetegnelse (fx insekticid, fungicid eller herbicid) ved karakterisering af eksponeringen, og den anvendte mængde er angivet i form af selvrapporering. I flere studier vedrørende børn og pesticider er fx varigheden af forældres erhverv med potentiel pesticideksponering samt hyppigheden af brug af pesticider anvendt som indirekte mål for eksponeringsgraden. Andre studier har estimeret eksponeringens størrelse ved at kombinere typer af afgrøder i et område med informationer om forbruget af pesticider, der er specifikke for denne afgrøde. Desto grovere mål, der er anvendt for klassificering af typen og omfanget af eksponering, desto større er sandsynligheden for, at en eventuel reel øget risiko for sundhedsmæssige effekter af specifikke pesticider ikke vil blive opdaget.

Indikatorerne kan være for grove

Ved mange af studierne er en vurdering af effekter ligeledes ofte baseret på grove indikatorer. En nøjagtig karakterisering af effekterne er særdeles vigtig, men kan ofte være problematisk som fx pesticiders neurotoksiske effekter, der kan være meget vanskelige at identificere og sætte tal

på. Ofte baseres vurderinger på sammenligninger af middelværdier, hvorved særligt afvigende smågrupper kan overses. For kræft kan vævsundersøgelser være nødvendige for at stille specifikke kræftdiagnoser. Undertyper af enkelte sygdomme, fx leukæmi, kan have forskellig årsag, og sammenblanding af disse undertyper vil kunne sløre en eventuel sammenhæng med en given eksponering. På grund af en ringe præcision ved vurdering af såvel eksponering som effekt i den traditionelle epidemiologi er fejlklassifikation sandsynlig, hvilket resulterer i en lav følsomhed af disse metoder, se nedenfor.

Epidemiologiske undersøgelser

Oplysninger om sammenhænge mellem udsættelse for pesticider eller andre miljøfaktorer og opståen af sygdom hos mennesket opnås ofte gennem epidemiologiske undersøgelser (også kaldet befolkningsundersøgelser). Man skal være meget forsigtig med tolkningen af resultater fra epidemiologiske undersøgelser på grund af en række fejlkilder og indbyggede svagheder ved de forskellige epidemiologiske undersøgelsesmodeller. Det skal allerede indledningsvis slås fast, at epidemiologiske undersøgelser - i klassisk forstand - alene ikke er tilstrækkelige til at bevise årsagssammenhænge.

Modellerne omfatter 1) beskrivende epidemiologiske undersøgelser (populationsbaserede) og 2) analytiske epidemiologiske undersøgelser (individbaserede).

Tværsnitsundersøgelser (beskrivende undersøgelser)

I de beskrivende epidemiologiske undersøgelser registreres typisk grupper, fx hele landes befolkningers livsstil eller levevilkår som årsagsfaktorer. Det kan dreje sig om forbruget af et givet pesticid i forskellige befolkningsgrupper, som kan sammenholdes med oplysninger fra statistikker over sygelighed og dødelighed i disse befolkningsgrupper, eller ændringer i forbruget af pesticider og sygelighed eller dødelighed over tid i samme befolkningsgruppe. En indlysende ulempe ved beskrivende undersøgelser er, at det ikke er muligt at korrigere for kendte risikofaktorer på individniveau (fx rygning, fedmegrad eller alkoholindtagelse). I beskrivende undersøgelser vil man kunne finde visse mønstre mellem eksponering og sygdom. Fx kan et højt forbrug og dermed sandsynligvis eksponering for pesticider i større afgrænsede befolkningsgrupper (fx landmænd) være forbundet med øget forekomst af kræft. En sådan sammenhæng siger imidlertid ikke noget om årsagssammenhænge, dvs. at en høj eksponering for pesticid ikke ud fra ovenstående data kan siges at være årsag til kræft. Det kan dog give mistanke om årsagssammenhænge, som så må undersøges nærmere.

Analytiske undersøgelser: case-control

Case-referent undersøgelser (også kaldet case-control undersøgelser) er de mest almindelige analytiske epidemiologiske undersøgelser. Man sammenligner årsagsfaktorer, fx livsstil, hos personer med en given sygdom eller anden faktor, som man ønsker at undersøge, med raske personer. Kontrolpersonerne bør udvælges tilfældigt og med de samme in- og eksklusionskriterier fra samme befolkningsunderlag som cases. Case-referent undersøgelser er retrospektive. Hukommelse spiller derfor en afgørende rolle. Det er desuden sådan, at netop hukommelsen hos syge ofte er stærkt påvirket af sygdommen og kan give anledning til systematisk fejl (bias). Det er ofte også usikkert, hvilken periode i den syges liv, der er mest relevant for undersøgelsen. Dette problem tiltager, jo længere tiden er mellem en skadelig påvirkning og opståen af erkendt sygdom.

En undersøgelse, som sammenligner pesticidindtagelsen gennem kosten hos kvinder, som har født et barn med en fødselsdefekt, med indtagelsen hos kvinder, som har født raske børn, er et eksempel på en case-referent undersøgelse, som er behæftet med disse fejlmuligheder.

Analytiske undersøgelser: kohorter

Svaghederne som er nævnt under case-referent undersøgelserne, er mindre ved en anden hyppigt anvendt analytisk epidemiologisk undersøgelse: den prospektive kohorteundersøgelse. Ved denne type undersøgelse indsamles relevante oplysninger hos raske mennesker, hvorefter de følges i en periode, oftest en række år, og sygeligheden registreres. Når en sygdom opstår, har man derfor mulighed for at finde tilbage til de faktorer, som var karakteristiske for personer, der senere blev syge og sammenligne med personer, der ikke blev syge. I kohorteundersøgelser har man desuden den mulighed at udtage og opbevare biologisk materiale til senere undersøgelse. Eksempelvis vil analyser af blodprøver, fedtvævsprøver og ammemælk sige noget om eksponeringen for pesticider.

Kohorteundersøgelser har den væsentlige ulempe, at de kræver mange deltagere, fordi incidensen (antal nye tilfælde pr. år) af almindelige sygdomme (fx. kræft) er relativ lav. Et andet forhold er, at forløbet kan være langvarigt. Ved kræft kan der således gå 20 år eller længere fra initieringsfasen til klinisk diagnose (se senere). Disse forhold betyder, at kohorteundersøgelser bliver betydeligt dyrere at gennemføre, og vanskeligere at håndtere end case-referent undersøgelser.

Heller ikke ved kohorteundersøgelser kan det afgøres om der er tale om en årsagssammenhæng. Personer med en høj eksponering for et pesticid adskiller sig sandsynligvis også på andre områder fra de personer, der er karakteriseret ved en lavere eksponering. I undersøgelser korrigeres ofte statistisk for faktorer, som kan sløre resultatet, fx socioøkonomisk status, rygevaner, alkoholindtagelse, fysisk aktivitet, brug af hormoner. Disse faktorer benævnes "confounders" eller konfunderende faktorer. Det er dog vigtigt at gøre sig klart, at forskellige i fx i livsstil og levevilkår omfatter et meget stort antal faktorer, hvis virkning på sygdomsudvikling er mangelfuldt kendt.

Øvrige fejlkilder

Mangel på større forskelle i eksponering i den undersøgte befolkningsgruppe kan være et problem i undersøgelser af pesticiders effekt på folkesundheden. Ovenfor er kun nævnt få af de fejlkilder, der er indbygget i epidemiologiske undersøgelser. Usikkerheden i fx indtagelse af pesticider bliver især problematisk, når der kun er en lille variation i indtagelsen i den undersøgte befolkningsgruppe. Medens den sande forskel i risiko for fx kræft mellem et nedre og øvre niveau af et snævert indtagelsesinterval sandsynligvis er lille, vil den observerede forskel blive tiltagende mindre ved større måleusikkerhed. Et negativt resultat, dvs. mangel på sammenhæng mellem eksponering for et pesticid og sygdomsrisiko, kan derfor ikke tages til indtægt for, at en sådan sammenhæng ikke eksisterer.

For en nærmere diskussion af confounding og andre fejlkilder ved epidemiologiske indtagelses-/eksponeringsundersøgelser, se Tarasuk, Brooker 1997.

Det endelige bevis findes ikke

Der kan ikke på basis af epidemiologiske undersøgelser føres bevis for, at pesticider i de mængder, den generelle befolkning udsættes for, fx gennem kosten, er sundhedsskadelige. Man kan tilsvarende heller aldrig med fuldstændig sikkerhed videnskabeligt bevise, at et pesticid ikke vil kunne medføre sundhedsrisiko, men man kan sandsynliggøre en sundhedsrisiko eller manglen på samme med større eller mindre (u)sikkerhed. Dette gælder alt videnskabeligt arbejde, herunder også forsøg udført på dyr.

6.2.6 Langtidseffekter af lavdosis-eksponering

Lavdosis-eksponering indebærer en længerevarende, enten vedvarende eller lejlighedsvis eksponering for lave niveauer af pesticider. Ved denne form for eksponering kan kroppen langsomt ophobe en mængde af et eller flere pesticider, der er tilstrækkelig til at fremkalde uhensigtsmæssige effekter i kroppen. I modsætning til sundhedsmæssige effekter af erhvervsmæssig eksponering for pesticider (se afsnit 6.1.) foreligger der kun sparsomme epidemiologiske studier af sammenhængen mellem eksponering af den generelle befolkning og sygdomsrisiko. I det følgende opsummeres fundene af eksisterende undersøgelser vedrørende pesticiders effekt på reproduktion, det hormonelle system, kræft, nervesystemet og det immunologiske system. For en mere uddybende oversigt over den eksisterende viden henvises til Skadhauge (1998).

Reproduktionstoksicitet

Reproduktionstoksiske effekter kan vise sig ved øget ventetid til graviditet (nedsat fertilitet eller ikke erkendt tidlig abort), infertilitet, abort og fosterdød (Smith et al. 1997). For kvinder kan effekterne også manifestere sig ved menstruationsforstyrrelser (som følge af ændret funktion af den neuro-endokrine funktion i hypothalamus, hypofyse og ovarier) og for mænd ved lavt antal spermatozoer eller ændringer i deres bevægelighed eller udseende.

Adskillige pesticider har i dyreforsøg vist sikre reproduktionstoksiske effekter (Traina et al. 1994). Man har især været interesseret i pesticider med hormonlignende (østrogene) effekter, men en række andre kemiske stoffer har i dyreforsøg vist sig at kunne påvirke reproduktionssystemet med bl.a. nedsat sædkvalitet og infertilitet til følge, uden at der for disse stoffer umiddelbart kan peges på en østrogenlignende virkning. Som anført tidligere har flere undersøgelser af erhvervsmæssigt højt eksponerede individer vist negative effekter på reproduktionssystemet, især på fertiliteten. Når talen imidlertid er om den generelle befolkning er data betydeligt mere usikre.

Miljøstyrelsen udgav i 1995 en rapport, som konkluderede at sædkvaliteten hos i øvrigt raske mænd har været faldende siden slutningen af 1930'erne (Miljøstyrelsen 1995a). I samme periode er der konstateret en markant stigning af testikelkræft hos især yngre mænd. Der synes også at være opstået en øget hyppighed af visse misdannelser af kønsorganerne hos drengebørn. Der var imidlertid ikke tilstrækkelig dokumentation til at afgøre, om (tidligere) eksponering af pesticider kan have været en årsag til disse reproduktionstoksiske effekter. Hvad angår de fleste kemiske forureninger, som findes i vores miljø, er det ukendt 1) om de har østrogen effekt eller ej, 2) hvor stor deres virkning er enkeltvis eller kombineret og 3) eksponeringens faktiske størrelse (Editorial 1995).

Kræft

For en række tidligere anvendte pesticider foreligger der bevis for carcinogenicitet i dyr, hvorimod arsenik og arsenikholdige blandinger er de eneste pesticider klassificeret af IARC (International Agency for Research on Cancer), der har tilstrækkelig evidens for at være carcinogene for mennesker baseret på en øget risiko for lungekræft og hudkræft. Der findes p.t. nogle få pesticider på markedet, der klassificeres som kræftfremkaldende i gruppe 3 (Carc 3), se afsnit 8.1 og Lindhart et al. (1998).

Mekanismer bag udvikling af kræft

Den kræftfremkaldende effekt kan udøves på forskellig måde. Nogle pesticider kan indvirke på cellernes arvemateriale og i værste fald inducere netop de ændringer, der sætter cellen i stand til at udvikle ondartede egenskaber (*initiatorer*). Andre pesticider kan forårsage kræftudvikling ved at stimulere initierede celler til videre deling (*promotorer*). I relation til pesticider har man især rettet blikket mod deres hormonlignende effekt, idet bl.a. østrogener kan promovere hormonafhængige initierede celler (fx brystkirtelceller). Pesticider kan imidlertid også tænkes at indvirke på kræftudviklingen på andre og mere indirekte måder, fx ved at hæmme specifikke dele af det immunologiske system.

Kræft kan ikke forudsiges

En stor vanskelighed ved at undersøge en sammenhæng mellem eksponering for en miljøfaktor og risiko for kræft er, at kræftudvikling ofte er en meget langvarig proces, der kan tage op til 20 år, måske længere. Til trods for en stor forskningsindsats er der ikke identificeret sikkert valide biomarkører for tidlige stadier i kræftudviklingen.

Fund i epidemiologiske undersøgelser

Der findes kun få epidemiologiske undersøgelser om sammenhængen mellem kræftisiko og eksponering for pesticider i den generelle del af befolkningen. De fleste studier har undersøgt sammenhængen mellem niveauet af organochlorforbindelser i blodet og risikoen for brystkræft. I 1993 vakte en undersøgelse fra New York nogen opmærksomhed (Wolf et al. 1993). I denne undersøgelse fandtes omkring 4 gange større hyppighed af brystkræft hos kvinder med høj blodkoncentration af DDE og PCB. Dieldrin blev ikke målt. I 1994 blev en lignende undersøgelse udført i Californien, og her var sammenhængen ikke nær så stærk, selv om eksponeringen for DDT var betydeligt større (Krieger et al. 1994). Et tredje stort amerikansk studie kunne ikke påvise nogen sammenhæng mellem blodindholdet af organochlorforbindelser og risiko for brystkræft. Opfølgingsperioden var dog kort, og problemer med confounderkorrektur medførte en dårlig statistisk styrke (Hunter et al. 1997). Endelig viste et nyligt publiceret dansk studie en statistisk signifikant dosisrelateret sammenhæng mellem blodindholdet af dieldrin og brystkræftisiko (Høyer et al. 1998). De øvrige sammenhænge mellem kræftisiko og blodindholdet af henholdsvis beta-hexachlorocyclohexan, DDT og PCB var ikke statistisk signifikante.

Sammenhængen mellem pesticider og kræft ikke dokumenteret

Som resultaterne af nævnte epidemiologiske undersøgelser viser, er der informationer, der viser, at eksponering for organochlorforbindelser kan være forbundet med øget risiko for brystkræft, omend ikke med tilstrækkelige, entydige holdepunkter til at tolke betydningen for den generelle befolkning. Et videnskabeligt panel nedsat af the National Cancer Institute of Canada nåede til en lignende konklusion ved en gennemgang af studier af overvejende erhvervsmæssig eksponering og kræftisiko (Ritter 1997). Panelet konkluderede, at der ikke fandtes tilstrækkelig videnska-

belig dokumentation til støtte for, at pesticider bidrog signifikant til den samlede kræftdødelighed.

Hormonel toksicitet

Det er veldokumenteret, at en række persistente kemikalier kan påvirke det endokrine system ved indvirkning på de hormoner i kroppen, der er ansvarlige for opretholdelse af homeostase og reguleringen af de udviklingsmæssige processer (Gray, Ostby 1998; Kavlock et al. 1996; Tilson, Kavlock 1997; Porter et al. 1993). Hormonforstyrrende stoffer (endocrine disruptors) er bredt blevet defineret som eksogene stoffer, der indvirker på produktion, frigivelse, transport, metabolisme, binding, virkning eller elimination af kroppens naturlige hormoner (Kavlock et al. 1996; Tilson, Kavlock 1997). Nogle af disse stoffer kan inducere cytochrom P450 systemerne i leveren. Dette kan påvirke omsætningen af steroidhormoner (bl.a. kønshormoner) samt thyroide hormoner, hvorved der kan induceres sekundære effekter i hormonafhængige organer.

Viden om hormonforstyrrende stoffer er imidlertid ufuldstændig, og betegnelsen endocrine disruptor har i nogle tilfælde været brugt, hvor den biologiske sammenhæng er langt fra klarlagt. Mistanken mod de meget persistente stoffer, DDT, DDE og PCB er berettiget set ud fra de effekter, disse stoffer har på vildtlevende dyr (fx sæler, odder og alligatorer). Også for de hormonforstyrrende stoffer eksisterer problemer med at ekstrapolere fra studier af forsøgsdyr udsat for relativt høje eksponeringer til de relative lave eksponeringer, der forekommer i miljøet, og de ganske små mængder, som mennesker udsættes for. Disse hormonforstyrrelser er ikke påviselige i nuværende testsystemer, men der arbejdes p.t. i OECD-regi på at forbedre testprogrammet for nye kemikalier, så dyreforsøgene bedre bliver i stand til at påvise sådanne effekter.

Udviklingsmæssig toksicitet

Udviklingsmæssige effekter er effekter, der måtte opstå på individet under udvikling som resultatet af eksponering forud for konceptionen, i fostertilværelsen eller postnatalet frem til, at individet er fuldt udviklet. Resultatet af de udviklingsmæssige forstyrrelser kan være død, strukturelle abnormiteter, hæmmet vækst eller funktionelle forstyrrelser. Hvorvidt spontan abort eller fosterdød skyldes reproduktions- eller udviklingsmæssige effekter, vil imidlertid ofte være vanskeligt at afgøre.

Der findes ikke tilstrækkelige undersøgelser om sammenhæng mellem eksponering for pesticider og udviklingsmæssige effekter. Dette gælder også potentialet for, at pesticider og gødningsstoffer i kontamineret grundvand skulle kunne fremkalde reproduktive og udviklingsmæssige toksiske effekter hos mennesker.

Neurotoksicitet

Neurotoksicitet er en betegnelse, der bruges til at beskrive et stofs potentiale til at ændre nervesystemets struktur eller funktion, defineret ved neurokemiske, neuropatologiske organforandringer, adfærd og specifikke psykologiske processer som fx sansning, indlæring og hukommelse. Mange af disse forstyrrelser kan måles direkte ved neurokemiske, neurofysiologiske og neuropatologiske teknikker, hvorimod andre må tolkes alene ved at betragte adfærden. Virkningsmekanismen for adskillige grupper af pesticider, specielt insekticiderne, hvis tilsigtede mål er det perifere nervesystem, fører umiddelbart til en overvejelse af deres potentielle neurotoksicitet, hvorimod det neurotoksiske potentiale for andre grupper er mere uigennemskueligt. For undersøgelser af neurotoksiske

effekter gælder, at de er vanskelige at gennemføre og tolke, hvorfor der kun findes meget få konklusive studier.

Eksperimentelle undersøgelser har vist, at nervesystemet under udvikling er mere sårbart over for eksponering for kemiske stoffer end det fuldt udviklede nervesystem. Forsøg med dyr har vist, at neurotoksicitet som følge af lavdosis-eksponering for pesticider som organofosfater, pyrethroider, DDT og paraquat under hjernens udvikling kan føre til irreversible forandringer i den voksne hjerne og inducere adfærdsmæssige og cholinerge forandringer i det voksne dyr, hvorimod eksponering af en voksen for det samme stof kun har mindre eller ingen effekt (Eriksson 1997; Williams et al. 1997). Eksponering for kemiske stoffer under nervesystemets udvikling kan variere kvalitativt og kvantitativt afhængig af fasen i nervesystemets udvikling (non-lineær dosis-responskurve). Det kan derfor være problematisk at vurdere effekter af lavdosis-eksponering igennem længere tid på baggrund af korttidsstudier. Endvidere er udviklingen af nervesystemet afhængig af endokrine systemer, der er ansvarlige for den seksuelle udvikling og vækst og bl.a. nøje associeret med tilstedeværelsen af cirkulerende thyroide hormoner. Moderate til svære ændringer i koncentrationen af thyroindhormon under udviklingen resulterer i motorisk dysfunktion, kognitive defekter og andre neurologiske abnormiteter (Porterfield, Hendrich 1993). Neurotoksiske effekter kan som anført være vanskelige at vurdere. National Research Council (1993) fandt, at den nuværende strategi for at teste toksicitet var utilstrækkelig for vurdering af toksicitet over for flere organsystemer, bl.a. neurologiske udviklingsmæssige processer.

Parkinsons sygdom har i flere epidemiologiske undersøgelser været sat i forbindelse med pesticidanvendelse (bl.a. Semchuk et al. 1992). Der har været fokuseret på paraquat, der nu ikke længere er tilladt i Danmark, og hvis kemiske struktur kan minde om et kemikalium (MPTP), der eksperimentelt kan inducere parkinson-lignende symptomer hos forsøgsdyr. Der findes ikke undersøgelser, der specielt belyser effekten af paraquat.

Neurotoksicitet hos børn

Der foreligger kun meget få studier om børn og neurotoksiske effekter som følge af eksponering for pesticider, og fra disse kan der ikke drages klare konklusioner. Der synes ikke at være tilstrækkelig dokumentation for neurotoksiske effekter i det fuldt udviklede nervesystem som følge af lavdosis-eksponering for pesticider. På baggrund af eksperimentelle data findes derimod grundlag for at antage, at nervesystemet under udvikling er sårbart for pesticideksponering bl.a. som følge af forstyrrelse af endokrine systemer, der har betydning for nervesystemets normale udvikling.

Immunotoksicitet

De toksikologiske undersøgelser, der som minimum forlanges, før et plantebeskyttelsesmiddel kan godkendes, kan i et vist omfang påvise, om et kemisk stof har en potentiel immunotoksisk effekt, når organismen eksponeres herfor. Dog har undersøgelsesmetoderne visse begrænsninger specielt, når det gælder følsomhed, dvs. deres evne til at påvise eventuelle svage immunotoksiske effekter. Generelt gælder det, at kemiske stoffer herunder pesticider med klar immunotoksisk effekt vil blive påvist i de krævede toksikologiske undersøgelser, medens der kan være et problem med stoffer, der besidder middel til svag effekt.

Immunotoksiske effekter af kemiske stoffer, herunder pesticider, kan opstå som følge af, at immunsystemet enten svækkes eller forstærkes, eller hvis immunsystemet responderer på det kemiske stof som et antigen, hvilket kan føre til allergi eller autoimmunitet.

Adskillige dyreeksperimentelle studier har påvist immunologiske forandringer efter akut eller kronisk eksponering for pesticider (Banerjee et al. 1996; WHO 1996). I mange tilfælde er resultaterne fra disse undersøgelser vanskelige at tolke, ligesom en del af undersøgelserne kunne pege på, at den immunotoksiske effekt kan være en følge af anden, systemisk, toksisk effekt. Dog viser undersøgelserne, at pesticider såvel som andre kemiske stoffer kan besidde en potentiel effekt på organismens immunsystem (WHO 1996).

Dyreeksperimentelle undersøgelser i gnavere tyder på, at immunsystemet i organismen under udvikling er mere sårbart end det fuldt udviklede. Eksperimentelle og kliniske data fra arbejdsmiljøet har tillige vist, at kemiske stoffer herunder visse pesticider (chlornitrobenzen, captan og organofosfater) kan inducere kontakthypersensitivitet (type-IV-reaktion) i forsøgsdyr og mennesker (Cronin 1980).

Den epidemiologiske evidens for immunotoksiske effekter som følge af eksponering for pesticider er sparsom. Straks-reaktioner (type-I-reaktion) er således kun beskrevet i enkelte kasuistiske meddelelser, der har været vanskelige at bekræfte (Baker, Wilkinson 1990).

Data fra undersøgelser af kemiske stoffer herunder visse pesticider viser, at disse kan påvirke immunsystemet under særlige eksperimentelle forhold. De undersøgelser, der normalt ligger til grund for den toksikologiske vurdering, kan udpege de pesticider, der har en mulig betydelig effekt på immunsystemet. Med undtagelse af kontakthypersensitivitet som følge af erhvervsmæssig eksponering for pesticider er der utilstrækkelige data til at konkludere, at eksponering for pesticider i miljøet under normale omstændigheder vil medføre sundhedsskader for befolkningen generelt som følge af en effekt på immunsystemet (Baker, Wilkinson 1990; Banerjee et al. 1996; WHO 1996).

6.2.7 Konklusioner

Der er ikke tilstrækkelig epidemiologisk evidens for hverken at be- eller afkræfte en sammenhæng mellem sundhedsmæssige effekter og lavdosis-eksponering for pesticider igennem længere tid. Der er flere årsager til, at der er betydelige vanskeligheder med at opnå en mere sikker viden om pesticiders indflydelse på menneskers sundhed. De epidemiologiske studier vedrørende humane effekter af eksponering for pesticider er præget af upræcise mål for både eksponering og effekt, relativ kort opfølgningstid og manglende kontrol af konfunderende faktorer. Begrænsede gruppestørrelser betyder desuden, at data ofte samles i større grupper, hvorved følsomheden yderligere reduceres. På grund af lav eksponeringskontrast og mange konfunderende faktorer er der ofte problemer med at påvise evt. effekter.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Såfremt en sammenhæng skal kunne påvises ad epidemiologisk vej, vil det kræve bedre mål for både eksponering og effekt. Udviklingen af biomarkører kan være et skridt i denne retning.
- Det er vigtigt, at testmetoderne til dyreforsøg hele tiden forskningsmæssigt opdateres ud fra erfaringer i mennesker.
- Gennemgangen af pesticidindtagelsen fra fødevarer og drikkevand viser, at de dominerende kilder til befolkningens belastning er indtagelsen fra bær, frugt og grønt og tildels korn og kornprodukter, mens indtagelsen fra drikkevand, animalske fødevarer og fisk er uden betydning for den samlede belastning.
- Den samlede gennemsnitlige belastning fra fødevarer er estimeret til ca. 200 mikrogram pesticid pr. dag, hvoraf mere end halvdelen kommer fra nogle få fødevarer, nemlig citrusfrugter, kartofler og æbler. Omkring 60% kommer fra udenlandske produkter og 40% fra danske produkter. Der er store variationer i de beregnede talværdier, og den samlede indtagelse skønnes i praksis at variere fra en meget lav indtagelse til ca. 600 mikrogram pr. dag. Da hovedparten af restindholdene i citrusfrugter sidder i skrællen, som kasseres, vil den reelle daglige indtagelse af pesticider være mindre end 200 mikrogram pesticid pr. dag. I sidstnævnte scenario vil indtagelsen via danske produkter være større end 50% af den samlede indtagelse.
- I behandlede afgrøder antages der almindeligvis at være et vist restindhold af pesticider, som reduceres jo længere tid, der forløber mellem sprøjtnings- og høsttidspunkt, et forhold der dog især har betydning, såfremt behandling sker direkte på de på høsttidspunktet spiselige afgrøder eller plantedele, dvs. efter afblomstring, frøsætning og lignende. Der er imidlertid inden for den landbrugsmæssige praksis en række andre faktorer, der har indflydelse på pesticidindholdet i afgrøden. Dette gælder ikke blot plantens udviklingstrin på behandlingstidspunktet, men også behandlingskoncentration, udbringelsesmåde m.v. Manglende påvisning af rester er dog ikke ensbetydende med, at afgrøden er pesticidfri, men kan snarere tages som udtryk for, at indholdet er mindre end den analytiske detektionsgrænse.
- Restindhold i indhøstede afgrøder hidrører som oftest fra behandlinger udført på tidspunkter og ved behandlinger, hvorunder applikation af sprøjtemiddel sker direkte på planter i deres frø-, bær- eller frugt bærende vækststadier. En reduktion af restindholdet i de mest belastede vegetabiliske fødevarer vil derfor kunne opnås ved forlængede sprøjtefrister, inkl. begrænsning af sprøjtning til kun at finde sted før afblomstring, skridning el.lign.
- Den gennemsnitlige belastning på enkeltstofniveau er typisk omkring 1% eller mindre af den på et overvejende eksperimentelt, toksikologisk grundlag fastsatte acceptable daglige indtagelse (ADI-værdien), hvorved sikkerhedsmargenen mellem gennemsnitlig human eksponering og nul-effekt-niveauet for den mest følsomme effekt i det mest følsomme af de nuværende testsystemer er mere end 1000.

- Bestemmelsen af sikkerhed ved brug af pesticider baseres hovedsageligt på dyreforsøg, da sikkerheden ved lavdosis-eksponering over livstid hverken af etiske eller praktiske årsager kan etableres på basis af forsøg med mennesker.
- Opdagelsen af nye effekter, som der ikke tidligere har været undersøgt for eller lagt vægt på, fx effekter på det endokrine system og på nervesystemet under udvikling, anskueliggør vigtigheden af konstant forskningsmæssig videreudvikling. Således er en forbedring af de eksisterende dyretests til godkendelse af pesticider påkrævet for så vidt angår påvisning af stoffer med hormonelle effekter (endocrine disrupters).
- Forskelle i følsomhed fra dyr til menneske og mennesker imellem gør det nødvendigt at anvende (u)sikkerhedsfaktorer, når Acceptabel Daglig Indtagelse, ADI, skal fastlægges ud fra datagrundlaget.
- Som følge af de nævnte vanskeligheder ved gennemførelse af langtids-epidemiologiske undersøgelser af effekterne af lavdosis-eksponering kunne man imidlertid overveje at koncentrere forskningen om områder, hvor mangelfuld dokumentation bør mane til forsigtighed, fx behovet for evt. indførelse af en ekstra usikkerhedsfaktor for at beskytte børn, hvor der ikke foreligger tilstrækkelige toksikologiske oplysninger.
- Risikovurdering af de hjælpestoffer, der ofte anvendes i betragtelige mængder, bør indgå med større vægt ved den samlede vurdering af de enkelte pesticidprodukter, og der bør foretages en regelmæssig vurdering af hensigtsmæssigheden ved anvendelse af de enkelte stoffer.
- For nedbrydningsprodukter af pesticider i miljøet er der i nogle tilfælde mangel på viden om deres sundhedsmæssige effekter. Dette gælder specielt, hvis der i miljøet dannes andre metabolitter end hos forsøgsdyr og mennesker.
- Det forhold, at der indtages mange forskellige kemiske stoffer samtidigt, bør i større udstrækning inddrages i den sundhedsmæssige vurdering, specielt for risikogrupperne (børn og gravide).
- Der kan ikke på basis af epidemiologiske undersøgelser føres bevis for, at pesticider i de mængder, den generelle befolkning udsættes for, fx gennem kosten, er sundhedsskadelige. Man kan tilsvarende heller aldrig med fuldstændig sikkerhed videnskabeligt bevise, at et pesticid ikke vil kunne medføre sundhedsrisiko, men man kan sandsynliggøre en sundhedsrisiko eller manglen på samme med større eller mindre (u)sikkerhed. Dette gælder alt videnskabeligt arbejde, herunder også forsøg udført på dyr. Ethvert udsagn om sikkerhed ved anvendelsen af kemiske stoffer baserer sig desuden på den nuværende viden med mulighed for senere fund af i dag uforudsigelige effekter.
- De epidemiologiske studier vedrørende humane effekter af eksponering for pesticider er præget af upræcise mål for både eksponering og effekt, kort opfølgningstid og manglende confounderkontrol. Begræn-

sede gruppestørrelser betyder derudover, at data ofte pooler, hvorved sensitiviteten yderligere reduceres.

- Epidemiologiske undersøgelser af effekter af metabolitter, som dannes i miljøet, eksisterer stort set ikke.
- Hjælpestoffer er dårligt undersøgt i epidemiologiske undersøgelser.

6.3 Forgiftninger på grund af pesticider

Sundhedsstyrelsen har foretaget en undersøgelse af hospitalsindlæggelser, ambulante forløb og dødsfald i Danmark forårsaget af pesticider i perioden 1987-1996 ved udtræk fra henholdsvis Landspatientregistret og Dødsårsagsregistret. Imidlertid er tallene for indlæggelser fra perioden før 1994 behæftet med diagnostiske fejlkodninger (Skadhauge 1998). For perioden 1994-1996 har der været tale om i alt 88 indlæggelser. Heraf udgjorde børn under 11 år 48% og kvinder 39%. Vedrørende ambulante forløb er der først foretaget landsdækkende registreringer fra 1995. Der er registreret 127 forløb i 1995 og 51 i 1996. Det kan dog ikke udelukkes, at nogle af kodningerne i 1995 er diagnostiske fejlkodninger. Ved manuel gennemgang af dødsattester fandtes 48 dødsfald, hvoraf 45 var selvmord og 3 ulykkestilfælde hos mindreårige børn. Det er ikke muligt for indlæggelserne og de ambulante forløb at afgøre, om forgiftningerne er sket i forbindelse med erhvervsarbejde i jordbruget. De nævnte 3 dødsfald blandt børn er sket i landkommuner. To af tilfældene var forårsaget af ulovlig opbevaring i umærket emballage.

Til Giftinformationen på Bispebjerg Hospital, Arbejds- og Miljømedicinsk Klinik, har der var i 1997 været i alt 163 henvendelser vedrørende pesticider. 47% drejede sig om børn 0-14 år. Henvendelserne fordelte sig på følgende stofgrupper:

Herbicer	40	(heraf 6 indlæggelser)
Fungicider/algicider	6	(heraf 0 indlæggelser)
Insekticider	84	(heraf 21 indlæggelser)
Andre	33	(heraf 4 indlæggelser)

Nogle henvendelser var vedrørende parathion, som ikke har været brugt erhvervsmæssigt i flere år. I to tredjedele af tilfældene er skaden sket i hjem eller have, 12% er sket inden for landbruget og 5% i skovbrug eller gartnerier. Det skal dog fremhæves, at tallene ikke kan anses for at være repræsentative, da henvendelserne til Giftinformationen kun udgør en lille del af de faktiske forekommende begivenheder.

6.3.1 Konklusioner

- Der registreres årligt et forholdsvis stort antal forgiftninger med pesticider. Der konstateres dødsfald ved selvmord og ulykkestilfælde hos mindreårige børn. Ca. halvdelen af de registrerede indlæggelser i forbindelse med forgiftninger med pesticider drejer sig om børn.
- Der forekommer fortsat forgiftningstilfælde med pesticider, der har været ude af brug i flere år.

6.4 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger

Det vurderes, at risikoen for akutte effekter af pesticider er væsentligt mindre i dag end for blot 10 år siden, da de mest skadelige midler ikke længere er tilladt. En vis risiko kan ikke udelukkes for personer, der ikke overholder de givne forskrifter for personlig beskyttelse og korrekt anvendelse af pesticiderne, u hensigtsmæssige arbejdsrutiner og dårlig arbejdshygiejne. Underudvalget noterer sig dog, at der kan være tale om en betydelig eksponering af sprøjteføreren og af gartnere i væksthuse og i produktionen af frugt og grøntsager, hvor pesticidanvendelsen er hyppig.

Underudvalget konkluderer, at risikoen for arbejdsulykker kan stige i forbindelse med mekanisk ukrudtsbekæmpelse ved indførelse af flere maskiner, der kræver reparation og vedligeholdelse. Endvidere vil øget manuel lugning kunne indebære hyppigere skader i forbindelse med ensidigt, gentaget arbejde (EGA). Der er generelt øget risiko for fysiske skader, især slidgigt, hos beskæftigede i landbruget, som er associeret til staldarbejde, malkning, traktorkørsel samt tungt fysisk arbejde, som ikke er relateret til anvendelsen af pesticider.

- Gennemgangen af pesticidindtagelsen fra fødevarer og drikkevand viser, at de dominerende kilder til befolkningens belastning er indtagelsen fra bær, frugt og grønt og tildels korn og kornprodukter, medens indtagelsen fra drikkevand, animalske fødevarer og fisk er uden betydning for den samlede belastning.
- I behandlede afgrøder må der altid antages at kunne være et vist restindhold, således at den manglende påvisning alene kan tages som udtryk for, at indholdet i givet fald vil være mindre end den analytiske detektionsgrænse.
- Begrænset tilladelse til at sprøjte efter blomstring eller frøsætning vil nedsætte restindholdene.
- Den samlede gennemsnitlige belastning fra fødevarer er estimeret til ca. 200 mikrogram pesticid pr. dag, hvoraf mere end halvdelen kommer fra nogle få fødevarer, nemlig citrusfrugter, kartofler og æbler. Omkring 60% kommer fra udenlandske produkter og 40% fra danske produkter. Der er store variationer i de beregnede talværdier, og den samlede indtagelse skønnes i praksis at variere fra en meget lav indtagelse til ca. 600 mikrogram pr. dag. Da hovedparten af restindholdene i citrusfrugter sidder i skrællen, som kasseres, vil den reelle daglige indtagelse af pesticider være mindre end 200 mikrogram pesticid pr. dag. I dette scenario vil indtagelsen via danske produkter være større end 50% af den samlede indtagelse.
- Den gennemsnitlige belastning på enkeltstofniveau fra fødevarer er typisk omkring 1% eller mindre af den nuværende acceptable daglige indtagelse (ADI-værdien).
- Der kan ikke på basis af epidemiologiske undersøgelser føres bevis for, at pesticider i de mængder, den generelle befolkning udsættes for, fx gennem kosten, er sundhedsskadelige. Man kan tilsvarende heller aldrig med fuldstændig sikkerhed videnskabeligt bevise, at et pesticid

ikke vil kunne medføre sundhedsrisiko, men man kan sandsynliggøre en sundhedsrisiko eller manglen på samme med større eller mindre (u)sikkerhed. Dette gælder alt videnskabeligt arbejde, herunder også forsøg udført på dyr. Ethvert udsagn om sikkerhed ved anvendelsen af kemiske stoffer baserer sig desuden på den nuværende viden med mulighed for senere fund af i dag uforudsigelige effekter.

- Epidemiologiske undersøgelser om effekter af metabolitter og ikke-aktive stoffer, der ofte udgør en væsentlig del af produkterne, er stort set ikke eksisterende.

6.4.1 Underudvalgets anbefalinger

- Der er ikke tradition for at beskæftige sig med arbejdsmiljøet i landbruget, hverken i den konventionelle eller den økologiske driftsform, og der foretages ikke indberetning af alle skader på trods af, at landbruget har mange alvorlige ulykker og har de fleste dødsulykker sammenlignet med alle andre erhverv. Underudvalget anbefaler, at arbejdsmiljøet i landbruget opprioriteres såvel i forbindelse med konventionel som pesticidfri drift.
- Underudvalget påpeger, at der mangler viden om pesticider og deres hjælpestoffers evne til at fremkalde allergi og deres påvirkning af immunsystemet.
- Som følge af den intensive anvendelse af pesticider i planteskoler og produktionen af frugt, grønt og bær, anbefaler Underudvalget en øget indsats mod at mindske eksponeringen med pesticider.
- En mere udstrakt brug af biomarkører for eksponering for og effekt af pesticider vil kunne lette muligheden for at epidemiologisk vej at påvise en sammenhæng.
- Opdagelsen af nye effekter, som der ikke tidligere har været undersøgt for eller lagt vægt på, som fx effekter på det endokrine system (hormoner) og på nervesystemer under udvikling, anskueliggør vigtigheden af konstant udvikling af forskningen på området.
- Det forhold, at der indtages mange forskellige kemiske stoffer samtidigt, bør i større udstrækning inddrages i den sundhedsmæssige vurdering af pesticider, specielt for risikogrupper.

7 Hjælpemidler og andre kemiske stoffer, herunder naturligt forekommende stoffer i landbruget

7.1 Hjælpemidler i bekæmpelsesmidler

I formuleringer af pesticider tilsættes en række kemiske hjælpemidler, som bl.a. omfatter bærestoffer, opløsningsmidler, overfladeaktive stoffer, dispergeringsmidler, spredemidler, klæbemidler, absorptionsfremmende stoffer, antioxidanter, baktericider, farvestoffer, fyldstoffer og parfume. I 1997 bestod ca. 69% af salget af bekæmpelsesmidler i Danmark af hjælpemidler, svarende til ca. 10.000 tons. En del af mængden af hjælpemidler er vand. Disse kaldes også for ikke-aktive stoffer (Miljøstyrelsen 1998a), på engelsk "inert ingredients". Hjælpemidlerne omfatter en bred samling kemikalier, som i nogle tilfælde er mere akut giftige end det aktive stof, fx organiske opløsningsmidler (oplysning fra Arbejdstilsynet). Isophoron er et hyppigt anvendt opløsningsmiddel i en række produkter og der anvendes meget meget store mængder totalt. Stoffet er fornyligt blevet klassificeret som Carcinogen gruppe 3. Enkelte af stofferne er optaget på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer. Hjælpemidlerne har været i fokus pga. de organiske opløsningsmidler og senest i 1997, da det viste sig, at de omfattede alkylphenoler og alkylphenolethoxylater, der i eksperimentelle undersøgelser viser hormonlignende effekter på pattedyr. Efterfølgende er der iværksat en udfasning af disse hjælpemidler, hvilket betyder, at mange midler omformuleres ved substitution med hjælpemidler, hvis kendte egenskaber vurderes mindre skadelige.

Godkendelse af hjælpemidler

Hjælpemidler (eller tilsætningsstoffer) i bekæmpelsesmidler er ikke i sig selv godkendelsespligtige. De enkelte stoffer er underlagt den samme regulering som beskrevet for kemikalier i lov om kemiske stoffer og produkter. For bekæmpelsesmidler stilles der derfor ikke egentlige krav om undersøgelser af de enkelte indholdsstoffer. Dog skal den præcise sammensætning af produkterne være kendt for myndighederne, således at samtlige indholdsstoffer kan identificeres. Miljøstyrelsen kan tillige stille krav om at få såkaldte datablade for de enkelte tilsætningsstoffer. Disse datablade indeholder bl.a. korte oplysninger om stoffernes fysisk-kemiske og toksikologiske egenskaber i den udstrækning, de er undersøgt. Ved vurdering af tilsætningsstofferne jævnfører Miljøstyrelsen også med bekendtgørelsen af listen over farlige stoffer, hvor klassificering af en række kemikalier (og pesticider) fremgår.

Hjælpemidlers toksikologiske egenskaber vil i en vis udstrækning kunne ses af de tests, der forlanges på det færdigformulerede middel. Disse tests omfatter undersøgelser af akut toksicitet ved oral optagelse, optagelse gennem huden og indånding, hud og øjenirritation samt i visse tilfælde økotoksikologiske undersøgelser af akvatiske organismer, bier, regnorme, mikroflora m.m.. Såfremt et tilsætningsstof har en alvorlig langtidseffekt og indgår i midlet i en tilstrækkelig høj koncentration, vil midlet blive klassificeret efter dette, og anvendelsen af midlet vil skulle underkastes en eksponerings- og risikovurdering, også selv om det aktive

stof ikke har betænkelige effekter. Miljøstyrelsen kan trække godkendelsen tilbage på midlerne alene på grund af et hjælpestof. Endvidere skal hjælpestoffer deklarerer på etiketten, såfremt det forekommer i en koncentration i midlet på 0,2% eller derover for meget giftige og giftige stoffer og 5% eller derover for sundhedsskadelige eller ætsende stoffer.

7.2 Proportionalitet: den kemiske påvirkning i jordbruget

Definition på proportionalitet

Ved proportionalitet forstås her en forholdsmæssig vurdering af den samlede skadelige påvirkning af miljø og sundhed, som brugen af pesticider medfører set i forhold til brugen af andre kemikalier, som anvendes i jordbruget eller utilsigtet tilføres den dyrkede jord. Det ligger uden for Underudvalgets kommissorium at gennemgå brugen af kemikalier i andre samfundssektorer og at sammenligne disse miljøpåvirkninger med miljøpåvirkningen som følge af de kemikalier, der tilføres i jordbruget. Desuden er pesticiderne vurderet over for naturligt forekommende giftstoffer, ligesom brugen af naturligt forekommende stoffer som pesticider er vurderet. Vurderingen omfatter således:

- Kemiske stoffer i jordbruget.
- Kemiske stoffer i fødevarer.

Vurderingen er udført ved at bedømme den sundheds- og miljømæssige belastnings aktuelle størrelse og dens udvikling samt dens regulering. Endelig er belastningens størrelse i relation til pesticidernes forekomst og effekter vurderet.

7.2.1 Kemiske stoffer i jordbruget

Det konventionelle jordbrug er traditionelt afhængigt af kemiske stoffer lige som det resterende samfund. Den omfattende anvendelse af gødning medfører tab af kvælstof og fosfor til vandmiljøet og ammoniak til udrykkede arealer og skove. I takt med at kravet om produktivitet er steget inden for jordbrugssektorerne, er anvendelsen af kemiske hjælpemidler også blevet mere udbredt. Hjælpemidler som handelsgødning, jordbrugskalk og pesticider anvendes i produktionen af afgrøder, vedmasse, pyntegrønt mm. Der anvendes forskellige affaldsprodukter som gødning, og nogle af disse kan indeholde miljøfremmede stoffer. I husdyrproduktionen anvendes lægemidler, vækstfremmere og desinfektionsmidler. Endelig tilføres forurenende stoffer fra luften. De stammer bl.a. fra forbrænding af olie, kul, halm, affald og fra trafikken. Det herbicidaktive stof DNOC kan dannes ved atmosfærekemiske reaktioner ud fra luftforureningskomponenter, se afsnit 4.5. Luftforureningen ozon dannes i et kompliceret samspil mellem ilt, forbrændingsprodukter og solens lys. Ozon kan forårsage betydelige skader på afgrøder (Fenger 1995).

Tungmetaller

Den dyrkede jord tilføres tungmetaller som forureninger i handelsgødning, jordbrugskalk, spildevandsslam og andre affaldsprodukter, samt med husdyrgødningen. Desuden sker der en tilførsel fra atmosfæren. Der er både i Danmark og internationalt gennemført en betydelig reduktion af forureningen med tungmetaller og specielt med cadmium, bly og kviksølv. Myndighederne stiller således krav til indholdet af tungmetaller i handelsgødning, kalk, slam og andre affaldsprodukter. Især cadmium er problematisk, fordi kilderne til både menneskeskabt og naturligt fore-

kommende cadmiumspredning er mere diffus, og fordi de fleste cadmiumforbindelser er relativt mobile i miljøet. Cadmium optages i planter parallelt med fosfor og gør derfor kornafgrøder til en vigtig kilde for menneskers indtag af cadmium. Generelt er menneskets indtag af bly, cadmium og kviksølv højt. Bly optages ikke i planter, men tilføres med småpartikler fra atmosfæren til planternes overflader. Den nationale og den grænseoverskridende luftforurening med tungmetaller er imidlertid blevet væsentligt reduceret inden for de seneste 15 år. Bedre rensning af skorstensrøg og forbud mod bly i benzin har resulteret i en reduktion af luftforureningen. Siden 1978 er nedfaldet af cadmium reduceret med 66% og udslippet til luften af bly er faldet med mere end 75%. Brugen af kobber og zink som vækstfremmere i svineproduktionen medfører, at indholdet af disse metaller stiger på de jorder, som jævnlige gødes med svinegylle fra besætninger, som bruger disse vækstfremmere. Begge metaller påvirker jordens mikroorganismer og kan ved høje koncentrationer hæmme plantevæksten.

Metallerne udgør ikke et stort problem i dyrkede jorder i dag. Dette gælder dog ikke egentlig forurenede områder, fx gamle industrigrunde. Samlet set kan de forskellige kilder dog medføre en stigning i jordens indhold af tungmetaller. Derfor arbejder miljømyndighederne målrettet på at nedsætte brugen af især cadmium, bly og kviksølv i samfundet. Set i proportionalitet med pesticidpåvirkningen udgør den sundhedsmæssige påvirkning med tungmetaller et større problem end pesticider, medens de miljømæssigt ikke er et stort problem. Med den førte miljøpolitik sker der både nationalt og international en reduktion ved kilden. På grund af den stadige, men dog aftagende tilførsel skal tungmetalbelastningen følges på langt sigt.

Miljøfremmede stoffer

Samfundet anvender et meget stort antal kemiske stoffer. En del af disse havner i spildevandsslammet og tilføres på denne måde til dyrkningsjorden. Som den første i verden valgte Miljøstyrelsen med virkning fra 1997 at indføre afskæringsværdier for væsentlige og repræsentative miljøfremmede organiske stoffer i slammet. Det skete ud fra hensynet til miljøet og for at fremme udfasningen af disse stoffer fra deres kredsløb i samfundet. Der er nu afskæringsværdier for en række tjærestoffer (PAH'er), de vaskeaktive stoffer LAS, nonylphenoler samt plastblødgøreren DEHP. Der er samtidig fastsat såvel økotoksikologiske som human toksikologiske jordkvalitetskriterier for en lang række stoffer, som kan optræde som forureninger i jord eller affaldsprodukter. Der er igangsat en række undersøgelser af, om disse beskyttelsesniveauer er tilstrækkelige.

De miljøfremmede stoffer kan desuden være til stede i lave koncentrationer som forureninger i animalsk foder. Det drejer sig dels om forbudte pesticider som DDT og toxaphen eller industrielle forureninger som PCB. Disse stoffer kan tilføres planterne under deres vækst som atmosfærisk nedfald som følge af langtrækkende, grænseoverskridende luftforurening sammen med forbrændingsprodukter som PAH'er og dioxiner. De rengøringsmidler, som landmændene anvender til at rengøre staldene med, indeholder bl.a. LAS og nonylphenolforbindelser. Små mængder af plastblødgørere, fx DEHP, frigives fra slanger, beholdere, maling og genstande af plast. Den samlede tilførsel medfører, at også husdyrgødningen indeholder miljøfremmede stoffer, som på denne måde

tilføres til dyrkningsjorden. Endelig sker der en direkte tilførsel af forurenende stoffer fra luften til planteoverflader og jorden. Det drejer sig om PAH'er, PCB, dioxiner, chlorerede phenoler og benzener, samt en række andre persistente organiske forureninger. Ved hyppig anvendelse af slam på samme areal kan den samlede mængde tilførte miljøfremmede stoffer være af samme størrelsesorden som pesticidtilførslen.

De fleste af de organiske stoffer, som tilføres den dyrkede jord, er nedbrydelige, men som regel over et meget langt tidsforløb. De miljøfremmede stoffers tilstedeværelse er uønsket, og af forsigtighedshensyn begrænses forbruget og spredningen af disse stoffer mest muligt, eller der indføres forbud, fx imod de persistente organiske stoffer. Eksponeringen af jordbruget for miljøfremmede stoffer er lille i sammenligning med andre sektorer i samfundet. Set i proportionalitet med pesticidpåvirkningen er de miljøfremmede stoffers direkte påvirkning af dyrkningsjorden og dermed forurening af afgrøderne lille. Kendskabet til mulige, indirekte forureninger med de miljøfremmede stoffer, fx via luft, eller ved utilsigtede tab, spild eller udledninger til vand er dog relativt ringe og kan derfor give anledning til bekymring, idet de langsigtede effekter selv af små koncentrationer ikke er kendt. Med den førte miljøpolitik er det bestræbelsen, at der både nationalt og internationalt sker en reduktion ved kilden, men på grund af den stadige tilførsel skal belastningen med miljøfremmede stoffer følges på langt sigt.

Troposfærisk ozon

Dannelsen af troposfærisk ozon er tæt forbundet med forureningen med kvælstofoxider fra trafik, industri og energiproduktion. Den troposfæriske ozon må ikke forveksles med det ozon i atmosfærens ydre lag (stratosfæren), der er *gavnligt*, fordi det virker beskyttende mod UV-stråling. Ozon dannes ved indvirkning af solens lys på kvælstofoxider og organiske forbindelser, specielt kulbrinter. Ozon indgår i smog og påvirker øjne, svælg og lunger, og virker især skadelig for astmatikere. Ozon virker skadeligt på vegetation, når det trænger ind i plantecellerne. Skaderne optræder særligt, når luftens koncentration af ozon er over 40 milliardtedele (ppb). De økologisk og økonomisk mest betydningsfulde effekter af ozon er påvirkningen af planternes vækst og frøsætning.

Set i proportionalitet i forhold til pesticider er ozon et eksempel på en luftforureningskomponent, som dannes ud fra emissioner fra trafik, energiproduktion og industri, og som tilføjer jordbrugserhvervene betydelige økonomiske skader i form af nedsat udbytte. Der arbejdes internationalt på at reducere dannelsen af ozon såvel inden for EU som FN-ECE.

Veterinære lægemidler og vækstfremmere

I husdyrproduktionen anvendes jævnligt en række veterinære lægemidler. Foruden midler til behandling af sygdomme anvendes store mængder sygdomsforebyggende midler, bl.a. de såkaldte vækstfremmere. Vækstfremmere er oftest antibiotika, men kan også være salte af kobber eller zink. Mistanken om, at brugen af visse lægemidler kan medvirke til, at der udvikles resistente bakterier, har på det seneste været med til at sætte fokus på landbrugets anvendelse af antibiotika. Stofferne kan desuden spredes i miljøet med husdyrgødningen. Da stofferne både kan være biologisk aktive i små koncentrationer, vanskeligt nedbrydelige samt mobile i jord, kan det ikke udelukkes, at nogle af de veterinære lægemidler kan udgøre en risiko for miljøet på niveau med mange andre miljøfremmede stoffer. Der er igangsat undersøgelser inden for Det Strategi-

ske Miljøforskningsprogram, som skal belyse disse spørgsmål. Resultaterne forventes først om nogle år, men foreløbige undersøgelser tyder på, at der er kraftige effekter af specielt de bredspektrede antibiotika på mikroorganismer, medens effekterne på jordlevende leddyr er forholdsvis begrænsede. Set i proportionalitet med pesticiderne udgør de veterinære lægemidler og vækstfremmere en potentiel risiko for udvikling af resistens hos mikroorganismer, således at en effektiv behandling af infektioner hos husdyr eller mennesker kan blive vanskeliggjort. Med hensyn til effekterne i miljøet udgør de veterinære lægemidler og vækstfremmere sandsynligvis en mindre risiko end pesticiderne. Der mangler dog undersøgelser af disse forhold og specielt af risikoen for forurening af grundvandet.

7.2.2 Kemiske stoffer i fødevarer

Fødevarer indeholder ud over pesticidrester en lang række forureninger og kemiske stoffer, som dels har antropogen (menneskeskabt), dels naturlig oprindelse. I regeringens rapport om fødevarer sikkerhed er disse komponenter i føden gennemgået systematisk (Regeringen 1998). Der er i det følgende lavet en forholdsmæssig vurdering af de sundhedsmæssige konsekvenser af pesticidrester i fødevarer.

Der findes en lang række forhold der påvirker fødevarer sikkerheden. Der kan her nævnes følgende:

- Naturligt forekommende giftstoffer, fx algetoksiner i muslinger.
- Rester fra medicinsk behandling af dyr, fx antibiotika.
- Forureninger fra miljøet, fx dioxiner.
- Pesticidrester, fx fra ukrudtsbekæmpelse.
- Tilsætningsstoffer og aromaer, der med vilje er tilsat for at fremme, fx farve, smag og holdbarhed.
- Afsmitning fra emballage.
- Kemiske forbindelser der dannes under tilberedning. fx stegemutagener.

I tabel 7.1 er angivet en liste over sundhedseffekterne fra de forskellige forureninger af fødevarer. Kilden til sundhedseffekten er vist sammen med en vurdering af den humane risiko angivet som antal dødsfald eller forgiftninger pr. år eller en sikkerhedsmargen mellem den faktiske eksponering og NOAEL. Tabellen viser, at rester af de (enkelte) nuværende pesticider har en stor sikkerhedsmargen på 1000. De er således mindre farlige end de gamle, persistente, chlorholdige pesticider, som har en sikkerhedsmargen på 10-500 afhængigt af det enkelte stof. Tungmetallerne bly, cadmium og kviksølv er væsentligt mere farlige for mennesker end pesticidresterne, idet deres sikkerhedsmargen kun er 2-10. Det vurderes samtidig, at giftige indholdsstoffer i madplanter, såsom glykoalkaloïder i kartofler og tomater, lektiner i tørrede bønner, blåsyreglykosider i abrikoskerner, bambusskud og hørfrø samt phenylhydraziner i champignon udgør en større risiko end pesticidresterne. Der er stigende interesse for disse giftstoffer, bl.a. fordi deres indhold i fødevarerplanter utilsigtet kan forøges ved gensplejsning. Der bliver taget specielt hensyn hertil i risikovurderingen af gensplejsede planter. Endelig skal nævnes nitrat, som vurderes at udgøre et større problem i drikkevand end resterne af pesticider i de aktuelle koncentrationsniveauer.

Tabel 7.1

Liste over sundhedseffekter fra forskellige forureninger af fødevarer. For hver type forurening er vist hvor mange dødsfald, forgiftninger eller andre effekter, der kan forventes pr. år, eller hvor stor sikkerhedsmargen, der er mellem det faktiske niveau og det niveau, hvor effekterne begynder at kunne iagttages (Regeringen 1998). Det enkelte pesticid, som har en margen på mere end 1000, er således mindre farligt end eet af metallerne bly, cadmium og kviksølv, som har en lille margen på 2-10. Spørgsmålstegn indikerer, at der ikke er tilstrækkelig viden til at foretage en vurdering.

Påvirkning	Human risiko eller sikkerhedsmargen
Naturlige giftstoffer	
Aflatoksiner	<0,1 kræftdødsfald pr. million pr. år
Ochratoxiner	Margen>500
Trichotecener	Margen>1000
Fumoniser	Margen>1000
Algetoksiner	?
Giftige indholdsstoffer i madplanter	skøn>20 forgiftninger pr. million pr. år
Giftige indholdsstoffer i spisesvampe	?
Giftige indholdsstoffer i helsekostplanter	?
Kemien i maden	
Tilsætningsstoffer	Margen>100
Aromastoffer	?
Pesticider	Margen>1000
Veterinære lægemidler	Margen>100
Bly, cadmium, kviksølv	Margen 2 - 10
Nikkel	?
Andre metaller, bor, platin, arsen	?
Nitrat	Margen <10 (*)
Dioxiner	Margen 5-10
PCB	Margen 5-10
Persistente chlorholdige pesticider	Margen 10-500
Andre persistente organiske miljøforureninger	?
Andre organiske miljøforureninger	?
Afsmitning fra emballage, phthalater og bisphenol A	?
PAH	20-60 ekstra kræftdødsfald pr. million pr. år
Nitrosaminer	0,04-0,4 ekstra kræftdødsfald pr. million pr. år

(*): Nitrat kan omdannes til nitrit, som kan give akut forgiftning hos spædbørn og kan medvirke til dannelse af kræftfremkaldende nitrosaminer. Det er ikke muligt at fastsætte en margen.

7.3 Naturstoffer

Alle planter indeholder giftige stoffer i varierende koncentrationer for at beskytte sig mod angreb af vira, mikroorganismer og planteædende dyr, specielt insekter. Gennem evolutionen har de forskellige arter af mikroorganismer og dyr imidlertid specialiseret sig til at kunne leve af planter, der i øvrigt er giftige over for andre organismer. Almindeligt kendte eksempler på sådanne giftige planter er sort natskygge, vårbrandbæger og bjørneklo. De to sidstnævnte er indslæbte, ikke-hjemmehørende arter, der ikke reguleres af naturlige fjender, som kan tåle planternes indholds-

stoffer. Menneskets ernæring omfatter kun et fåtal af plantearter, og den almindelige ernæring tæller mindre end 100 plantearter. Selv om enkelte afgrødeplanter har indholdsstoffer, der virker giftigt på visse andre organismegrupper, er disse i de fleste tilfælde meget lidt giftige for mennesker, som bevidst har selekteret afgrøderne som acceptable og spiselige. Mennesket udnytter også giftige planter, fx kaffeplanten og tobaksplanten. Især tobaksplanten og dens særlige anvendelser frembyder en betydelig risiko for udvikling af kræft hos mennesker. I forbindelse med indførelsen af såkaldte "Novel Food"-produkter, herunder produkter fremstillet af genetisk modificerede planter, udfører myndighederne en risikovurdering på linje med vurderingen af pesticider med henblik på at beskytte forbrugerne.

Miljøeksponering med naturstoffer

Til forskel fra pesticiderne befinder de giftige naturstoffer sig hovedsageligt inde i planten og udviser først giftvirkningen, når andre organismer nærmer sig planten, berører den eller fortærer den. Pesticiderne spredes derimod normalt over et større eller mindre samlet areal med det sigte at uskadeliggøre skadevoldere med mindst 90% effekt på hele arealet. Herved eksponeres alle organismer, som befinder sig på arealet, og som rammes af pesticidet eller senere fortærer plantedele med pesticidrester.

Naturligt forekommende aktivstoffer

En optælling af godkendte bekæmpelsesmidler i 1998 (Miljøstyrelsen 1998b) viser, at der er godkendt i alt 9 aktivstoffer, der er naturligt forekommende. Hertil kommer to, som er i ansøgningsfasen. Som vist i tabel 7.2 er de 6 udvundet af planter, 2 af mineraler og 2 fra dyr. En lang række mikrobiologiske midler er ansøgt til brug som insekticider eller fungicider.

Tabel 7.2

Oversigt over naturligt forekommende stoffer, der er godkendt eller ansøgt som pesticider i Danmark. Se desuden tabel 9.1 vedrørende mikrobiologiske pesticider.

Navn	Type	Udvundet fra
"sæber"	insekticid/herbicide	plante
Pyrethrin I & II	insekticid	plante
Soyaolie	insekticid	plante
Rotenon	insekticid	plante
Citronellaolie	repellant	plante
Svovl	fungicid	mineral
Paraffinolie	insekticid	mineral
Gelatine	insekticid	dyr
Blodmel	repellant	dyr
Azadirachtin*	insekticid	plante

* i ansøgning

Bort set fra grundstoffet svovl er disse naturligt forekommende stoffer forholdsvis let nedbrydelige, således at deres virkningstid er kort. De anvendes p.t. kun på små arealer, hvor det ligesom med de syntetiske aktivstoffer tilstræbes at uskadeliggøre mere end 90% af skadevolderne. I princippet er der således ingen forskel på disse og de syntetiske pesticider, og der kan forventes lignende sideeffekter som beskrevet i afsnit 5.1 af de nævnte insekticider på ikke-målorganismer.

Sammenligning mellem naturligt forekommende og syntetiske aktivstoffer

De naturligt forekommende aktivstoffer som vist i tabel 7.2 kendetegnes ved væsentlig mindre giftighed for pattedyr og væsentligt hurtigere nedbrydning end de syntetiske pesticider. Som eksempel kan nævnes insekticidet pyrethrin I & II, der udvindes af chrysantemumblomsten. Pyrethrin er giftigt for insekter og er mindre giftigt for mennesker. Hvis stoffet injiceres direkte i blodet, er det ekstremt giftigt for pattedyr. Den lave giftighed skyldes langsom optagelse gennem huden eller i mave-tarmkanalen hos pattedyr. Pyrethrin-stofferne er meget ustabile, og de nedbrydes næsten øjeblikkeligt i sollys. Virkningen af denne stofblanding øges i sprøjtemidlet ved tilsætning af en synergist, piperonyl-butoxid. Dette stof er kun lidt giftigt i sig selv, men det hæmmer de enzymsystemer, som nedbryder pyrethrin, således at stofferne får lejlighed til at virke længere tid i insekterne.

De syntetiske pesticider har ændrede molekylære egenskaber

En af de vigtigste grupper af moderne syntetiske pesticider er de såkaldte pyrethroider, der indeholder den samme kemiske, aktive gruppe som pyrethrum, men hvor molekylet er gjort mere stabilt ved at indbygge fx benzenkerner, chloratomer, bromatomer eller cyanogrupper. Herved øges giftvirkningen over for insekter betydeligt, fx 1000 gange for delta-methrin i forhold til de naturligt forekommende pyrethrin. Molekylernes øgede stabilitet giver samtidig risiko for spredning i atmosfæren og til overfladevand og grundvand. Eksemplet med pyrethroiderne illustrerer, at de syntetiske pesticider som regel indeholder kemiske strukturer, som sjældent findes i naturen. Herved ændres molekylets fysiske-kemiske egenskaber og dermed dets giftighed. Denne virkning er især betinget af ændringer mod mindre nedbrydelighed, større persistens, ændret opløselighed og øget gennemtrængningsevne i membraner.

7.4 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger

Konklusion om hjælpestoffer

Hjælpestoffer, som tilsættes pesticidformuleringer, er ikke omfattet af en godkendelsesordning af samme omfang som for de aktive pesticidkemikalier. Der er tale om en meget bred og omfattende stofgruppe, som inden for det enkelte produkt eller type af produkter kan udvise variationer i sammensætningen. Set i proportionalitet med de aktive stoffer er hjælpestofferne normalt mindre miljø- eller sundhedsskadelige end det aktive stof, men de kan ofte forekomme i større koncentrationer, og der kan anvendes stoffer, som er skadelige for miljøet og/eller sundheden, fx akut eller kronisk toksiske stoffer. Nogle af stofferne kan således være mere belastende for miljøet eller sundheden end det aktive stof, hvortil de er tilsat. Enkelte af stofferne er optaget på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer.

Konklusion om naturstoffer i sammenligning med pesticider

Alle planter indeholder giftige stoffer i varierende koncentrationer for at beskytte sig mod angreb af vira, mikroorganismer og planteædende dyr. For de fleste planteædende dyr indgår kun specifikke fødeplanter i kosten. Menneskets ernæring omfatter således kun et begrænset antal arter, og den almindelige ernæring tæller mindre end 100 plantearter, som hver for sig er karakteriserede ved traditionelt og gennem generationer at være udvalgte som egnede komponenter i den menneskelige føde. Selv om afgrødeplanterne derfor har indholdsstoffer, der virker giftigt på visse andre organismegrupper, er disse i de fleste tilfælde meget lidt giftige for mennesker. Til forskel fra pesticiderne befinder de giftige naturstoffer sig

inde i planten og udviser først giftvirkningen, når andre organismer nærmer sig planten, berører den eller fortærer den. Pesticiderne spredes derimod normalt over et større eller mindre samlet areal med det sigte at uskadeliggøre skadevoldere ofte med omkring 90% effekt på hele arealet. Til forskel fra planteindholdsstofferne eksponeres herved alle organismer, som befinder sig på arealet, og som rammes af pesticidet eller senere fortærer plantedele med pesticidrester. De syntetiske pesticider indeholder som regel kemiske strukturer, som sjældent findes i naturen. Herved ændres molekylets fysisk-kemiske egenskaber og dermed dets giftighed. Denne virkning er især betinget af ændringer mod mindre nedbrydelighed, større persistens, ændret opløselighed og øget gennemtrængningsevne i membraner.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

- Tungmetallerne cadmium, bly og kviksølv udgør set i proportionalitet med pesticidpåvirkningen et større sundhedsmæssigt problem end pesticider, medens de miljømæssigt ikke er et stort problem. Opmærksomheden skal dog være rettet mod en potentiel akkumulation i dyrkningsjorden af specielt cadmium, bly og kobber.
- Set i proportionalitet med pesticidpåvirkningen er de miljøfremmede stoffers direkte påvirkning af dyrkningsjorden og dermed forurening af afgrøderne lille. Kendskabet til mulige, indirekte forureninger med de miljøfremmede stoffer, fx via luft, eller ved utilsigtede tab, spild eller udledninger til vand er dog relativt ringe og kan derfor give anledning til bekymring, idet de langsigtede effekter selv af små koncentrationer ikke er kendt. Med den aktuelle miljøpolitik er det bestræbelsen, at der både nationalt og internationalt sker en reduktion ved kilden, men på grund af den stadige tilførsel skal belastningen med miljøfremmede stoffer følges på langt sigt.
- Generelt udgør organiske miljøgifte ikke et problem i dyrkningsjorden. Ved hyppig anvendelse af slam på samme areal kan den samlede mængde tilførte miljøfremmede stoffer være af samme størrelsesorden som pesticidtilførslen.
- Brugen af lægemidler og vækstfremmere indebærer en risiko for udvikling af resistente mikroorganismer, og den mulige påvirkning af dyrkningsjorden som følge af tilstedeværelsen i husdyrgødning er endnu ikke tilstrækkeligt belyst til at kunne vurdere lægemidlerne og vækstfremmere i proportionalitet med pesticiderne.
- En række naturligt forekommende stoffer anvendes i begrænset omfang som pesticider. Disse er forholdsvis let nedbrydelige, således at deres virkningstid er kort, men udvalget finder, at der i princippet ikke er forskel på disse og de syntetiske pesticider. Underudvalget konkluderer, at set i proportionalitet med naturstoffer indebærer pesticiderne på grund af deres anvendelsesmåde, relativt lille nedbrydelighed og kemisk betingede, forstærkede virkemåde et betydeligt større potentiale for miljøskadende effekter. Vedr. den humane sundhed finder udvalget, at visse naturligt forekommende indholdsstoffer i planter kan frembyde en risiko, og at disse fx i forbindelse med såkaldte "Novel Food"-produkter risikovurderes på linje med pesticider.

Underudvalgets anbefalinger om hjælpestoffer

- Underudvalget anbefaler, at der arbejdes på at udvide godkendelsesordningen, således at kravene til hjælpestofferne tilnærmes de krav, der stilles til de aktive stoffer, herunder at alle kræftfremkaldende stoffer forbydes. Hjælpestofferne finder imidlertid også anvendelse til andre formål end pesticidformuleringer. Der bør derfor ske en generel stramning i anvendelsen af disse stoffer på alle anvendelsesområder.

8 Identifikation af miljø- og sundhedsskadelige pesticider, samt operationalisering af forsigtighedsprincippet

8.1 Rangordning af miljø- og sundhedsskadelige pesticider

I dette afsnit vurderes muligheden for at identificere de mest miljø- og sundhedsskadelige pesticider ved hjælp af rangordningsmetoder. Afsnittet er baseret på en undersøgelse udført af Lindhardt et al. (1998). Undersøgelsen omfatter fare/risiko for grundvandsforurening, for belastning af terrestriske- og akvatiske miljøer samt fare/risiko for effekter på menneskers sundhed.

Det er muligt at rangordne kemiske stoffers giftvirkning, fx effektmålinger eller toxicitetsækvivalenter, og en række 'iboende' farlighedsegenskaber i forbindelse med stoffernes farlighedsklassificering. Det er ligeledes muligt at rangordne udslip, spredning og belastning, fx emissioner i mængde eller koncentrationstal, immissionsmålinger, eller eksponeringer i mængder eller koncentrationer, således som en række stoffer reguleres gennem *grænseværdier* eller tærskelværdier. På andre områder sker der en rangordning efter *sårbarhed*, fx ved anbefalinger til gravide eller børn som særlige risikogrupper i sundhedsmæssig sammenhæng. På nogle områder er problemstillingen så kompleks og den tilgrundliggende viden så begrænset, at det ikke er muligt at foretage en klassifikation, som fx når en sædvanlig geologisk bestemt jordbundsklassifikation skal forsøges transformeret til brug for rangordning af jordens sårbarhed over for kemikaliedtrængning.

Det er muligt på denne baggrund at lave en simpel opstilling af forskellige kategorier af indekssystemer for miljøområdet

- *Risiko-indeksering* som kombinerer klassificeringen og grænseværdisætningen.
- *Belastnings-indeksering* som kombinerer grænseværdisætningen og sårbarhedsvurderingen.
- *'Forurenings'-indeksering*, som kombinerer såvel klassificeringen, grænseværdisætningen og sårbarhedsvurderingen.

Sådanne indekseringer, som anvendes i praksis, er som regel knyttet til nogle få enkeltelementer, der kan rangordnes hver for sig, men som uundgåeligt bliver diffuse og mister deres værdi ved kombination af mange variable, fordi usikkerheden vokser som følge af elementernes vekselvirkning. Netop i forbindelse med sådanne komplekse systemer udspringer behovet for at anlægge forsigtighedsbetragtninger med relation til de samme usikkerheder og et ønske om på en enkel måde at kunne regulere de enkeltelementer, som indgår i det komplekse system. I det

følgende vil disse forhold blive anskueliggjort, bl.a. ved anvendelse af pesticidforureningen af grundvand som case.

Internationalt samarbejde

Under OECD blev der i 1997 afholdt en konference om risikoindikatorer for pesticider med det formål at måle udviklingstendenser i de risici, der er forbundet med anvendelsen af pesticider. Der er udviklet indikatorer med forskellige formål, bl.a. at vurdere nationale risikoreduktioner og identificere de pesticider, som bidrager mest til den samlede risiko. Da de anvendte indikatorer er forskellige i deres opbygning, kan det i nogle tilfælde føre til, at pesticider indekseres forskelligt. Yderligere blev der peget på, at en række indikatorer ville være at foretrække frem for en enkelt indikator, idet der ikke er tilfredsstillende metoder, som kan kombinere forskellige typer risici for hvert pesticid. Under OECD-arbejdsgruppen Pesticide Forum arbejdes nu videre med at udvikle risikoindikatorer for pesticider på grundlag af konferencens anbefalinger. Resultaterne fra dette arbejde vil blive fremlagt på en workshop i juni 1999. Der kan derfor ikke refereres herfra.

Under EU blev der 1998 startet en Concerted Action, som skal beskrive Pesticide Environmental Risk Indicators (CAPER). Projektet har til formål at sammenligne 8 forskellige indikatorer for pesticiders miljøeffekter. De 8 indikatorer er udviklet til fx beslutningsstøttesystemer og til sammenligning af landbrugssystemer. De fleste af disse indikatorer er endnu ikke publicerede. Projektet forventes afsluttet ved udgangen af 1999. Der kan derfor heller ikke refereres fra dette arbejde, men det bemærkes, at der også i EU-sammenhænge er behov for en erkendelse af, i hvilken udstrækning rangordningsmodeller er anvendelige til at identificere de mest miljøskadelige pesticider (Lindhardt et al. 1998).

8.1.1 Risiko for grundvandsforurening

Der findes en række metoder til beregning af indeks, der giver mulighed for at rangordne pesticider med hensyn til belastning af grundvandet. Tabel 8.1 giver en oversigt over de metoder, som er relevante for danske forhold, og de parametre og oplysninger, der indgår i metoderne.

Tabel 8.1

Oversigt over metoder til rangordning af pesticiders potentiale for udvaskning til grundvandet. Metoderne er opstillet efter stigende kompleksitet og krav til data. De typer af parametre, som indgår i metoderne, er angivet.

Metode	Dosis	Nedbrydning	Binding i jord	Jordparametre	Vandtransport	Rumlig variation i jorden	Klima
GUS-indeks		x	x				
Hasse-diagram	x	(x)	x				
AF-indeks		x	x	x	x		
Hollandsk pointsystem	x	(x)	x	x	x		
Yardstick-metoden	(x)	x	x	x	x		
Fuzzy ekspertmodel	x	x	x	(x)	(x)	(x)	(x)
Ekspertvurdering	x	x	x	x	(x)	(x)	(x)
Deterministiske modeller	x	x	x	x	x	x	(x)
Stokastiske modeller	x	x	x	x	x	x	x

GUS-indekset

GUS-indekset er udviklet af California Department of Food and Agriculture (Gufstafson 1989). Der er tale om et meget simpelt indeks for

risikoen for udvaskning til grundvandet. Indekset er alene baseret på aktivstoffets iboende egenskaber. Indekset indeler pesticiderne i 3 grupper, henholdsvis "sandsynlig udvaskelig", "mulig udvaskelig" og "ikke sandsynlig udvaskelig".

Hasse-diagrammet

Hasse-diagrammet anvendes til at foretage en sammenligning af pesticiders potentielle udvaskning ved at foretage en indbyrdes sammenligning af pesticidernes dosering og binding til jord (Sørensen et al. 1997). Nedbrydning kan nemt indgå i metoden, men der synes at være en manglende sammenhæng mellem nedbrydningstiden og det aktuelle fund i miljøet i større undersøgelser. Desuden er det problematisk at inddrage nedbrydningen pga. andre forhold, der er beskrevet under det Hollandske pointsystem, se nedenfor. Dette betyder, at der i denne analyse kun foreslås anvendelse af dosering og adsorption til jord. Metodens styrke er, at den kan anvende meget lempelige modelforudsætninger til at beregne den statistiske sandsynlighed for pesticidets placering i en rangordning med hensyn til udvaskning. For at et pesticid skal kunne vurderes som "bedre" end et andet, kræves at alle de nævnte parametre udviser et mindre potentiale for udvaskning. Hvis dette ikke er tilfældet, kan de to pesticider ikke direkte sammenlignes, men bliver sammenlignet indirekte gennem deres rang i forhold til andre sammenlignelige pesticider.

AF-indekset

AF-indekset er ligeledes udviklet i USA (Rao et al. 1985). AF står for Attenuation Factor. Indekset er ikke kun baseret på pesticidets iboende nedbrydelighed og evne til at bindes i jorden, men inddrager også jordparametre, som beskriver bindingen og nedbrydningen, og den inddrager nedsivningen af nettonedbør. Det er hensigten med AF-indekset at udtrykke den andel af den tilførte pesticidmængde, der vil passere en valgt dybde i jorden, og dermed kunne give anledning til grundvandsforurening. Nedsivningen beskrives ved en simpel endimensional transportligning, idet nedbrydningen og bindingen antages at være konstant i jordprofilen. Fordelene ved AF-indekset er i forhold til GUS-indekset, at nedvaskningen kan relateres til det nedsivende vand, jordparametrene og doseringen af pesticid.

Hollandsk pointsystem

I Holland anvendes et pointsystem, som består af fire hovedelementer, nemlig forbruget af det enkelte pesticid, det behandlede areals beliggenhed i forhold til vigtige drikkevandsreservoirer, pesticidets opløselighed, der kan anvendes som et indirekte mål for bindingen til jord, og nedbrydeligheden i jord. Dog betragtes nedbrydningen separat. Dette skyldes, at der mangler data for nogle stoffers nedbrydning. Desuden kan oplysninger alene om nedbrydningen under aerobe forhold være misvisende, da der i jordmiljøer kan opstå anaerobe forhold. Endelig kan nogle stoffer nedbrydes til mere mobile metabolitter, således at data, som viser en hurtig nedbrydning af udgangsstoffet, i disse tilfælde er misvisende. De enkelte stoffer indekseres i forhold til hinanden ud fra summen af pointene. Denne metode er baseret på en risikobetonet tankegang, og er derfor ikke umiddelbart anvendelig til en rangordning af pesticider, da den afhænger af lokale miljøforhold.

Yardstick-metoden

Den hollandske "Yardstick" er udarbejdet af "Centre for Agriculture and Environment" i Holland (Boesten, Van der Linden 1991; Reus, Pak 1993). Den er beregnet til den enkelte jordbruger, som ved brug heraf kan forsøge at mindske miljøpåvirkningen af sit sprøjteprogram. Yard-

stick'en er udarbejdet som et pointsystem, hvor miljøpåvirkningen beregnes i "environmental impact points". Systemet omfatter flere miljøpåvirkninger. Modellen beregner koncentrationen af pesticider i det øverstliggende grundvand ved brug af den deterministiske model PESTLA ved anvendelse af data for nedbrydningen og bindingen til jord. Yardstick'en opererer med sandjord, som er typisk for Holland. Resultaterne angives for fem klasser af jord og forårs- og efterårssprøjtning, hvor temperatur og nedbør varierer. Da metoden bygger på de samme simple indeksmetoder eller på den deterministiske model PESTLA, vil den ikke give fundamentalt andre resultater end disse. Denne metode er ligesom det hollandske pointsystem baseret på en risikobetonet tankegang, og er derfor ikke umiddelbart anvendelig til en rangordning af pesticider, da den afhænger dels af lokale miljøforhold, dels af den aktuelle dyrkningspraksis.

Fuzzy Ekspertmodellen

Metoden er udviklet i Holland (van der Werf, Zimmer 1998). Risikoen for grundvandsforurening vurderes dels ud fra et GUS-indeks, dels ud fra en "udvaskningsrisiko"-parameter. Denne parameter kræver supplerende overvejelser eller modelberegninger. Metoden kræver en stor grad af ekspertviden før den er anvendelig, hvilket gør den tung at arbejde med. Det er derfor ikke muligt at anvende metoden under danske forhold uden en betydelig integreret indsats fra en række forskellige eksperter. Der er derfor ikke foretaget en vurdering af udvaskningen ved brug af denne model. Da metoden også omfatter andre miljøaspekter end grundvand, kunne den tages i overvejelse i det videre arbejde med miljøindeks.

Ekspertvurdering

Ved en ekspertvurdering foretager en eller flere erfarne personer en udpegning af stoffer ud fra eksisterende data og ud fra en helhedsvurdering. En ekspertvurdering indeholder således en systematisk gennemgang af data og vurderingselementer, som på normal måde kan klassificeres og rangordnes, men sideløbende må kombineres med en på erfaringsgrundlag foretaget vurdering af manglende data og ikke klassificerbare elementer. I arbejdet med vurderingen af risikoen for udvaskning til grundvandet inden for rammerne af godkendelsesordningen af pesticider indgår stoffernes og deres metabolitter og nedbrydningsprodukters iboende egenskaber i kombination med doseringen, anvendelsestidspunkt, eventuelle fund i grundvandet m.v. Det er erfaringen, at nogle stoffer vurderes at ligge tættere på den kritiske grænse for udvaskning til grundvandet end andre. Denne vurdering afgør, hvorvidt et produkt kan godkendes eller ej. En præcis udpegning af de mest problematiske stoffer forudsætter en grundig gennemgang og vurdering af dokumentationen, monitoringsresultater, og eventuelt beregninger med en udvaskningsmodel, fx MACRO (se nedenfor). Denne form for vurdering ligger til grund for vurderingen af flere af de pesticider, der er placeret på forbudslisten.

Deterministiske modeller: MACRO-modellen

Der er udviklet en række egentlige transportmodeller, der beskriver transporten af pesticider ned gennem rodzonen (fx LEACHM, PELMO, PESTLA og MACRO). Der er tale om såkaldt deterministiske modeller, hvor man antager, at udfaldet under givne forudsætninger altid bliver det samme. I modsætning hertil vil de såkaldt stokastiske (eller probalistiske) modeller tage hensyn til variationer i systemet, således at de kun udtaler sig om sandsynligheden for et givet udfald. Der findes endnu ikke egnede stokastiske modeller til rangordning af pesticiders potentielle nedsivning til grundvandet. I modsætning til de simple indeks-metoder kan

såvel deterministiske som stokastiske modeller give en mere nuanceret beskrivelse af pesticiders bevægelser i jorden.

Modellerne vil i forskellig grad kunne medtage variationerne i forskellige jordtyper (rodzone), specielle geologiske og geokemiske forhold, transportmekanismer, klimaforhold, afgrøder og anvendelsespraksis. PESTLA har været anvendt til indeksering af pesticidernes potentielle udvaskning under hollandske forhold. Der knytter sig en særlig interesse til modellen MACRO, som kan beregne både den umættede og mættede vandstrømning i en dyrket jord. Modellen kan også tage hensyn til mættet strømning til dræn. I modsætning til andre modeller, som PESTLA og PELMO, kan der tages hensyn til præferentiel strømning via makroporer. Modellen er i stand til at håndtere nedbrydningsprodukter, hvilket hverken PESTLA eller PELMO kan.

MACRO er ved at finde indpas i den danske godkendelsesprocedure, idet den anvendes, hvor den foreliggende dokumentation ikke har kunnet give et indlysende svar på, om et stof udvaskes til grundvandet eller ej. For at gøre anvendelsen håndterlig er der beskrevet to scenarier med givne jordtyper, nedbørshændelser, samt andre nødvendige parametre. Modelberegningerne er ét blandt flere elementer i den samlede vurdering. Imidlertid er hverken MACRO eller andre udvaskningsmodeller blevet valideret tilstrækkeligt til, at det vil være forsvarligt at basere en registreringsprocedure direkte på modellens resultater. Da usikkerheden på modellens udfald således ikke er kendt endnu, anvender Miljøstyrelsen i dag såkaldte "realistic worst case"-data i modellen.

Fordelen ved at anvende numeriske modeller til beskrivelse af omsætning og transport af pesticider i jord er muligheden for afprøvningen af mange flere kombinationer af jordtyper, klimaforhold, applikationstidspunkt, plantedække osv. end det er teknisk og økonomisk muligt ved lysimeter- og feltforsøg. Modellen kan derfor vise sig at være egnet til en rangordning af pesticiders potentiale for udvaskning.

Sammenligning af metoderne

Blandt de nævnte metoder er GUS-indekset, Hasse-diagrammet, AF-indekset og ekspertvurderingen anvendt til sammenligning og rangordning af 73 forskellige pesticider med jordbrugsmæssig anvendelse (Lindhardt et al. 1998). Fuzzy ekspertmodellen, Yardstick-metoden samt den hollandske point-metode har også været overvejet som grundlag for en rangordning. Da disse metoder ikke ville give et fundamentalt andet resultat end de ovenfor nævnte metoder, er de ikke anvendt. Rangordning på grundlag af beregninger efter en egentlig transportmodel som fx MACRO har også været overvejet, men er ikke gennemført af tidsmæssige årsager (Lindhardt et al. 1998). Hertil kommer, at også MACRO er baseret på de samme grundlæggende parametre til beskrivelse af pesticidernes mobilitet som de simple metoder.

Manglende overensstemmelse mellem metoderne

Undersøgelsen viste, at der ikke er god overensstemmelse mellem de forskellige metoder. Det er således ikke muligt entydigt at udpege de pesticider, som indebærer det største potentiale for nedsivning til grundvandet. En af årsagerne hertil er, at der er stor variation på data, hvilket betyder, at valg af data kan være afgørende for, hvordan et pesticid placeres i en rangorden. De opstillede rangordninger er primært baseret på data vedrørende pesticidernes binding i jord (K_{oc}) og nedbrydningstid (DT_{50}).

For Hasse-diagrammets vedkommende er der endvidere inddraget oplysninger om dosering, mens der i AF-indekset indgår nettointiltration og jordparametre. Større internationale undersøgelser peger på, at især pesticidforbruget og tildels også K_{oc} har signifikant betydning for forekomsten i nydannet grundvand, mens DT_{50} ikke synes at have nogen signifikant korrelation med felt data. Det, at Hasse-diagrammet inddrager dosering (forbrug på markniveau), samt adsorption til jord (målt som K_{oc}) er et forsøg på at tage udgangspunkt i resultatet fra disse undersøgelser.

Opstilling af en bruttoliste med henblik på revurdering af pesticiders nedvaskning

Der er således betydelig usikkerhed knyttet til de opstillede rangordner. Dette skyldes ikke mindst, at udvaskningen af pesticider til grundvandet også er betinget af faktorer, som ikke lader sig beskrive af simple indeks, fx ekstreme klimaforhold og nedsivning i sprækker i jorden (præferentiel strømning). Ud fra resultaterne af de forskellige rangordningsmetoder kan der imidlertid opstilles en *bruttoliste*, som omfatter en foreningsmængde af de pesticider, der er udpeget som problematiske ved de forskellige metoder. Bruttolisten, som omfatter 35 pesticider, er vist i tabel 8.2. Det er vigtigt at påpege, at listen er relativ, hvilket vil sige, at den primært sammenligner stoffer indbyrdes og ikke direkte udpeger stoffer som problematiske i forhold til grundvandet.

Tabel 8.2

Bruttoliste over pesticider, som ved 3 rangordningsmetoder er udpeget som potentielt udvaskelige i klasser, der er angivet som høj (h) eller lav (l). Aktivstoffer, som potentielt har høj udvaskelighed i alle 3 metoder betegnes hhh, i 2 metoder lhh, hlh eller hhl, og i 1 metode llh, lhl eller hll. Aktivstoffer med lav udvaskelighed betegnes lll.

	Klasse	AF-indeks ^a log(AF) l/kg	GUS-indeks ^b	Hasse-diagram ^c d,Koc p faktor
2,4D	hhh	-1	S	0.97
clopyralid	hhh	-2	S	1
metaldehyd	hhh	-1	S	0.99
dicamba	hhh	-3	S	1
metabenzthiazuron	hhh	-3	S	1
fluroxypyr	hhh	-3	S	1
isoproturon	hhh	-3	S	1
bentazon	hhh	-4	S	0.96
carbofuran	hhh	-5	S	1
difenzoquat	hhh	-5	S	1
mechlorprop-P	hhh	-5	S	1
MCPA	hhh	-6	S	1
metsulfuron-methyl	hhl	-1	S	0.39
flamprop-M-isopropyl	hhl	-2	S	0.87
metribuzin	hhl	-4	S	0.88
triasulfuron	hhl	-1	S	0.81
ethofumesat	hhl	-6	S	0.76
haloxyfop-ethoxyethyl	hhl	-2	S	0.79
imidacloprid	hhl	-1	S	0.58
fenitrothion	hlh	-9	M	0.99
terbuthylazin	hlh	-9	M	0.94
pirimicarb	hhl	-7	S	0.64
azoxystrobin	hll	-8	M	0.76
isoxaben	hll	-8	M	0.27
tebuconazol	hll	-3	M	0.56
dimethoat	llh	-22	I	0.97

metamitron	llh	-19	M	0.95
chlormequat-chlorid (CCC)	llh	-45	I	1
tri-allat	llh	-55	I	0.98
prosulfocarb	llh	-81	I	1
mancozeb	llh	-162	I	1
pencycuron	llh	-84	I	1
tolclofos-methyl	llh	-96	I	1
malathion	llh	-289	I	0.94
dichlorprop-P	llh	-13	M	0.97
linuron	lll	-11	M	0.85
propiconazol	lll	-11	M	0.49
phenmedipham	lll	-18	M	0.76
propaquizafop	lll	-26	M	0.47
triflusulfuron-methyl	lll	-21	M	0.65
chlorfenvinphos	lll	-26	I	0.88
esfenvalerat	lll	-19	I	0.44
fluazinam	lll	-32	I	0.53
propyzamid	lll	-74	I	0.65
ioxynil	lll	-167	I	0.7
fuberidazol	lll	-163	I	0.11
prochloraz	lll	-44	I	0.46
fenpropidin	lll	-44	I	0.6
chlorothalonil	lll	-98	I	0.84
propamocarb	lll	-171	I	0.76
mepiquat-chlorid	lll	-209	I	0.57
bromoxynil	lll	-199	I	0.64
imazalil	lll	-60	I	0.07
fenpiclonil	lll	-12	I	0.22
maneb	lll	-300	I	1
napropamid	lll	-119	I	0.46
ethephon	lll	-300	I	0.43
furathiocarb	lll	-300	I	0.33
fenpropimorph	lll	-300	I	0.57
cypermethrin	lll	-165	I	0.14
aclonifen	lll	-190	I	0.79
fluazifop-P-butyl	lll	-300	I	0.33
desmedipham	lll	-256	I	0.2
fenoxaprop-P-ethyl	lll	-300	I	0.17
pendimethalin	lll	-234	I	0.55
permethrin	lll	-300	I	0.2
trinexapac-ethyl	lll	-300	I	0.53
tefluthrin	lll	-300	I	0.18
glyphosat	lll	-300	I	0.53
alpha-cypermethrin	lll	-300	I	0.09
fludioxonil	lll	-82	I	0.09
tau-fluvalinat	lll	-300	I	0.06
lambda-cyhalothrin	lll	-300	I	0.06

^a = AF-indeks: log(AF): høj = større end eller lig med -10; lav = mindre end -10.

^b = GUS-indeks: høj = S; lav = M eller I.

^c = Hasse-diagram: høj = større end eller lig med 0,9; lav = mindre end 0,9.

Afskæringsværdierne i tabel 8.2 er kritiske for analysen og kan diskuteres. Da listen opfattes som en relativ sammenligning mellem stoffer, er afskæringsværdierne valgt således, at hvert indeks identificerer 25-30% af pesticiderne som højere udvaskelige end de andre. Undersøgelserne stemmer indbyrdes sammen, dog er GUS-indekset tættere relateret til AF-indekset end Hasse-diagrammet er til GUS- og AF-indeksene. Dette skyldes, at doseringen alene indgår i Hasse-diagrammet og at Hasse-diagrammet ikke medtager nedbrydningen, der indgår i de to andre indeks.

Stofferne på denne bruttoliste bør underkastes en nærmere risikovurdering i stil med den der finder sted i godkendelsesordningen. Desuden kunne alle stofferne underkastes en MACRO-kørsel efter en nærmere vurdering af hvilke data og scenarier, der er relevante.

Gennemgangen af rangordningsmetoderne har desuden peget på,

- At der for 9 pesticiders vedkommende ikke forelå fyldestgørende laboratoriedata for bindingen eller nedbrydningen i jord.
- At udvaskelige metabolitter ikke indgår som en del af grundlaget for rangordningen efter de undersøgte metoder, bortset fra eksperternes vurdering.
- At bruttolisten med henblik på revurdering af pesticiders nedvaskning kan indgå i anbefalinger om substitution med mindre farlige stoffer i anvendelsessituationen.

Bedre overvågning af grundvandet

For at komme til en nærmere afklaring af i hvilket omfang anvendelsen af pesticider truer vores grundvandsressource, er der igennem de sidste år iværksat en række aktiviteter, som dels har til formål af afdække i hvilket omfang vores grundvand påvirkes af de i dag godkendte pesticider, dels har til formål at nå til en afklaring af de mere grundlæggende problemstillinger, som er knyttet til risikovurderingen. For at tilvejebringe en bedre viden om nedvaskningen af pesticider til grundvandet, er de landsdækkende overvågningsprogrammer for grundvand (LOOP og GRUMO) udvidet betydeligt. Resultaterne af disse udvidelser vil begynde at foreligge medio 2000.

Tidlig varsling af risikoen for udvaskning til grundvandet

Det grundvand, der analyseres, er i hovedsagen ældre end 5 år og ofte mere end 25 år. Der kan derfor ikke ske en hurtig tilbagemelding, før væsentlige dele af grundvandsressourcen må formodes at være påvirket, hvis de godkendte pesticider eller deres metabolitter udvaskes til grundvandet. GEUS, DJF, Miljøstyrelsen og DMU skal i samarbejde planlægge og etablere et varslingsystem, der monitorer ungt grundvand for forekomsten af pesticider, der anvendes efter regler, der gælder i dag. Varslingssystemet skal gøre det muligt hurtigt at kunne vurdere og eventuelt fjerne godkendte pesticider, som ved regelret brug under danske forhold skulle vise sig at kunne udvaskes til grundvandet i koncentrationer, som overstiger grænseværdien. De første resultater forventes at kunne foreligge i anden halvdel af år 2000.

Afklaring af grundlæggende problemstillinger

Har vi den rigtige forståelse af transporten af pesticider fra pløjelaget ned til grundvandet og videre til indvindingsboringerne? I takt med at resultaterne fra monitoringsprogrammerne gennem de sidste 10 år har vist at grundvandet er forurenede med pesticider, er der fremkommet flere forskellige hypoteser om, hvorfor grundvandet er påvirket med pesticider: bl.a. præferentiel strømning, kolloid relateret transport eller den rigtige beskrivelse af nedbrydningsforløbet af de enkelte stoffer. For at nå til en større forståelse af disse problemstillinger er der igangsat en række forskningsaktiviteter, fx Det Strategiske Miljøforskningsprogram (SMP96): "Pesticider og grundvand", der løber i perioden 1996-2000 og Det tværministerielle Pesticidforskningsprogram 1995-1998. Aktiviteter under SMP96 vil belyse betydningen af præferentiel strømning for trans-

porten af pesticider i struktureret jord fra pløjelaget ned til grundvandet, transporten og omsætningen af pesticider i selve grundvandet, samt mulighederne for via matematiske modeller at beskrive transporten af pesticider på regional skala. Resultaterne af disse forskningsaktiviteter må forventes at komme inden for de næste par år.

De centrale videnbehov

Årsagerne til, at det ikke har været muligt med rimelig sikkerhed at udpege de mest grundvandstruende af de i dag godkendte pesticider, samler sig om følgende fire forhold:

- 1) Det er usikkert om vi har den rigtige forståelse af de betydende processer, der er ansvarlige for transporten af pesticiderne ned til grundvandet fx betydningen af præferentiel strømning.
- 2) Der er begrænset forståelse for variationen i en række af de centrale parametre (fx nedbrydningen og bindingen i jord), som indgår i beskrivelsen af udvaskningen af pesticider til grundvandet.
- 3) Der mangler anerkendte metoder, hvorved man hurtigt kan vurdere udvaskeligheden af det enkelte stof.
- 4) Der mangler data til de forskellige modeller og især til de komplicerede modeller som MACRO.

1) Behov for yderligere viden om de geologiske forhold

I de seneste år er der fremkommet megen ny viden om de betydende processer for udvaskningen af pesticider til grundvandet. Imidlertid peger resultaterne på, at vores forståelse af den rumlige variation i de hydrauliske parametre, der styrer transporten af pesticider fra pløjelaget ned til grundvandet, er utilstrækkelig. Der er et behov for at få omsat den viden, der er oparbejdet om strømningen i strukturerede jorder, til en kvantitativ kortlægning af disse egenskabs geografiske udstrækning.

2) Behov for yderligere viden om det enkelte pesticid

Trods de betydelige ressourcer der i disse år anvendes på forskningsaktiviteter, der skal øge vores generelle forståelse for transporten af pesticider ned til og i grundvandet, er der en række centrale problemstillinger, der stadig er uafklarede i relation til risikovurderingen af de enkelte pesticider. Det drejer sig primært om variationen i de parametre, der er væsentlige i beskrivelsen af det enkelte pesticid.

- Variation i nedbrydningsveje og -rater, samt stoffernes binding i pløjelaget, som kan variere betydeligt både inden for de enkelte marker og mellem forskellige marker.
- Variation i disse parametre ned gennem jordprofilen. Bestemmelser, som udføres i jord fra pløjelaget er ikke nødvendigvis beskrivende for skæbnen af stofferne når de kommer under pløjelaget.
- Informationen om evt. metabolitter fra de enkelte stoffer er utilstrækkelig. Det er ikke tilstrækkeligt at kende nedbrydningsvejene i pløjelaget. Det er også vigtigt at kende nedbrydningsvejene i underjorden og evt. i grundvand for relativt mobile stoffer.

Disse informationer kan fremover fremskaffes ved at skærpe kravene til godkendelse af pesticider, men denne fremgangsmåde vil kun hjælpe i vurderingen af nye stoffer, eller ved egentlige revurderinger. Det kræver

muligvis tillige, at der opnås enighed i EU for sådanne krav. Det vil i alle tilfælde tage tid, før de ønskede data foreligger. Før kravene kan skærpes, kræves der enighed om, hvilke data der er nødvendige og tilstrækkelige, og der skal fastlægges en procedure for frembringelse af disse.

3) Nye beslutningsværktøjer baseret på statistiske metoder

Selvom rangordningsmetoder bygger på en meget simpel procesforståelse og derfor ikke kan stå alene i en vurdering, tyder større undersøgelser på, at der trods alt eksisterer en hvis sammenhæng mellem relativt simple parametre og den forekomst af pesticider, der observeres. Store dele af den observerede variation i forekomst kan rent faktisk forklares ud fra relativt simple sammenhænge (Kolpin et al. 1998; Kreuger, Tornqvist 1998). Det anbefales, at der i forbindelse med, at der indløber resultater fra stadig flere undersøgelser (nationalt og internationalt), sker en udvikling af beslutningsværktøjer (simple rangordningsindeks) baseret på statistisk dokumenterede sammenhænge med henblik på at generalisere undersøgelserne til ikke undersøgte områder og pesticider. Desuden bør muligheden for at udvikle simple stokastiske (probabilistiske) modeller undersøges.

4) Bedre data til de deterministiske modeller

Der har været rejst spørgsmål, om man ville kunne anvende modelberegninger til at rangordne de godkendte pesticider efter deres udvaskningsrisiko. Beregningen af udvaskningen ved anvendelse af MACRO omfatter en række forhold, som ikke tages i betragtning i de simple indeks. I MACRO indgår den relevante doseringsmængde for en specifik afgrøde, plantedække, doseringstidspunkt, danske klimatiske forhold (nedbør og temperatur), samt præferentiel strømning for strukturerede jorder. Før der kan gennemføres en rangordning af de godkendte pesticider ved brug af MACRO er det nødvendigt at få afklaret en række forhold:

- Der skal tilvejebringes kvalitetssikrede data for nedbrydningen og bindingen i forskellige jordtyper og jordlag, samt doseringen for hvert enkelt pesticid.
- Det skal afklares, hvorledes usikkerheden på de variable størrelser, der beskriver nedbrydningen og bindingen, skal vurderes.
- Der skal defineres afskæringsværdier.
- Det skal afklares, hvor repræsentative de to scenarier, som Miljøstyrelsen anvender, er.

Rangordning ved hjælp af MACRO indeholder umiddelbart ikke en vurdering af i hvilket omfang der dannes metabolitter, hvilket må betegnes som en alvorlig begrænsning ved metoden.

Selv hvis der fremkommer tilfredsstillende data og øvrige forhold kan afklares på en tilfredsstillende vis, vil en rangordning ved anvendelse af MACRO ikke kunne stå alene. Der vil derudover være behov for en helhedsorienteret ekspertvurdering.

8.1.2 Effekter på miljøet

Pesticider kan rangordnes udelukkende ud fra deres giftighed over for forskellige organismer. Giftigheden kan også udtrykkes som den tolerable grænseværdi, der kan beregnes ud fra alle arter eller grupper af organismer, eller den kan udtrykkes som en værdi for den mest følsomme art. Pesticidernes tilsigtede effekter i det terrestriske miljø er direkte og betydelig på de dyrkede arealer og deres nærmeste omgivelser. Ukrudtsmidlernes virkning på floraen er åbenbar. De indirekte virkninger på faunaen ved påvirkning af det primære led i fødekæden er beskrevet i afsnit 4.2.1.

Behandlingshyppigheden som mål for belastningen af det terrestriske miljø

De mest komplette toksicitetsdata for det terrestriske miljø findes for pattedyr og fugle. Imidlertid er farligheden ved direkte forgiftning af mennesker, pattedyr og fugle reduceret betydeligt ved revurdering af eksisterende stoffer og ændringer af godkendelsesordningen for nye pesticider, således at alle stofferne i praksis har en lav giftighed for hvirveldyr. Det er derfor ikke muligt at rangordne moderne danske pesticider efter giftighed over for disse faunagrupper. Dette skyldes, at agerlandets karakteristiske dyrearter og især fuglene er betydeligt mere påvirkede af de indirekte effekter af pesticidanvendelsen. Disse indirekte effekter er knyttet til midlets effekt på målorganismen og andre arter tilhørende samme organismegruppe. Da de indirekte effekter er de mest omfattende, er de væsentlige at inddrage i belastnings- og risikovurderinger. Den anvendte dosering bestemmes ved markforsøg, hvor det tilstræbes at opnå en effekt på målorganismen, der medfører mindst 90% reduktion af bestandstætheden. Den anbefalede markdosering er således en realistisk og nøjagtigt indikator for midlets effekt i felten i sammenligning med undersøgelser af giftigheden i laboratorietest. Behandlingshyppigheden bygger netop på den anbefalede markdosering med henblik på den direkte effekt på målorganismen. Da målorganismernes beslægtede arter, henholdsvis svampe, planter eller leddyr, ligeledes påvirkes af henholdsvis fungicider, herbicider eller insekticider, er behandlingshyppigheden samtidig en indikator for den indirekte belastning af økosystemet som følge af ændringer i fødeudbuddets mængde og art i fødekæderne.

Tålegrænser for planter og dyr i terrestriske naturområder

Det er muligt at lave beregninger for hvert enkelt pesticid, som viser hvilken dosis, der vil være uskadelig for langt den største del af dyr og planter i hegn, småbiotoper og andre arealer, der grænser op til de dyrkede arealer. Denne værdi kaldes tålegrænsen og udtrykker den samlede tilførsel af kemiske stof, som regnes for uskadeligt for miljøet. Beregningerne tager ikke hensyn til, at der kan være øgede effekter af, at flere stoffer spredes på samme areal. Der er kun udført beregninger for få, udvalgte stoffer (Jensen, Løkke 1998), da der medgår et betydeligt resourceforbrug til indsamling og vurdering af data for alle relevante pesticider. Desuden findes der ikke tilstrækkelige data for alle pesticider. Beregninger for 4 stoffer viste, at tålegrænsen for insekticider og herbicider ligger i intervallet fra én tusindedel til én titusindedel af markdosis. Der kunne evt. udarbejdes et system for rangordning af pesticiders belastning af det terrestriske miljø på udyrkede arealer. Imidlertid vil belastningen primært afhænge af forbruget og sprøjtepraksis for det enkelte pesticid. Hvis det imidlertid viser sig, at der ikke er stor variation i tålegrænsen for forskellige pesticider, vil det være forbrugstallet og spredningen uden for de dyrkede arealer, som er betydelige. I så fald vil behandlingshyppigheden kunne give en indikation af belastningen også af de udyrkede arealer.

Belastningstal for det akvatiske miljø baseret på akut giftighed

I det akvatiske miljø kan de mest problematiske stoffer for fisk, krebsdyr og alger vurderes. En rangordning, som alene baseres på stoffernes giftighed, er ikke tilstrækkelig, da eksponeringen af miljøet er afgørende for effekterne. Rangordningen kan baseres på et belastningstal, der er defineret som forholdet mellem dosis som et udtryk for eksponeringen og den akutte giftighed. Denne rangordning viser, at det for fisk og krebsdyr især er de 8 godkendte pyrethroider, der alle anvendes til insektbekæmpelse, som får den højeste rangorden (Lindhardt et al. 1998). For algernes vedkommende er det herbiciderne, som placeres højest i rangorden. Metoden er behæftet med betydelig usikkerhed, da bl.a. eksponeringsovervejelser og langtidseffekter ikke er inddraget. Metoden kan ikke anbefales som det eneste grundlag til at udpege de pesticider, som er de mest skadelige for akvatiske organismer. En endelig udpegning vil kræve en egentlig risikovurdering, således som det foregår i forbindelse med den nuværende godkendelsesordning.

Rangordning på basis af en ekspertvurdering af sikkerhedsafstanden til vandløb og søer

I godkendelsen af pesticider foretages en ekspertvurdering, som kan føre til, at nye pesticider eller produkter godkendes med vilkår om, at der skal holdes en given afstand til vandløb og søer. Sådanne afstandskrav indikerer, at stoffet (produktet) er problematisk i forhold til akvatiske organismer, og de vil umiddelbart kunne anvendes til en rangordning af pesticiderne. Før ændringen af den administrative praksis i 1993 blev evt. vilkår om afstand til vandløb og søer baseret på en farevurdering af stoffernes iboende egenskaber. Efter 1993 baseredes afstandskravene på en risikovurdering, hvor eksponeringen inddrages i vurderingen. Skal afstandskravene benyttes til rangordning, må de stoffer (produkter), der er vurderet før 1993, også gennemgå en risikovurdering. Dette vil, om ikke andet, ske i forbindelse med den genvurdering, der skal foretages med højst 10 års mellemrum i henhold til lovgivningen.

8.1.3 Effekter på sundheden

På det sundhedsmæssige område vil ADI/TDI-værdier eller klassifikationen kunne benyttes til en rangordning af pesticider. Ved klassifikation forstås en inddeling i klasser for farlighed, i denne forbindelse af giftvirkningen, i henhold til Bekendtgørelse om bekæmpelsesmidler. ADI repræsenterer et kvantitativt mål for, hvor stor en eksponering, man kan udsættes for fra vugge til grav uden erkendbar risiko for sundhedsskader. Der er tale om en sikkerhedsværdi beregnet ud fra den højeste dosis af stoffet, som ikke udviser den kritiske effekt, dvs. den mest følsomme effekt i den mest følsomme art blandt forsøgsdyr eller for mennesket, hvis der findes data.

Klassifikationen dækker en række uønskede biologiske effekter som følge af eksponering for et kemisk stof (kræft, reproduktionsskader mm.), for hvilke der foreligger stor sandsynlighed for, at mennesker kan få sådanne lidelser ved kontakt med stoffet. Der er tale om en kvalitativ vurdering eller en vurdering af evidens for, om et givet pesticid med den biologiske virkning som iboende egenskab kan resultere i en skadelig påvirkning af mennesker.

Rangordning efter forskellige sundhedsmæssige effekter

Rangordningen kan baseres på en række forskellige biologiske effekter. Man kan således inddele pesticider efter stigende evidens for stoffets mulighed for at fremkalde kræft. Der er i dag ikke godkendt pesticider, som er klassificeret kræftfremkaldende i kategori 1 eller 2. Pesticider,

der er klassificeret kræftfremkaldende i kategori 3 kan godkendes, hvis en risikovurdering viser, at der ikke er risiko for udvikling af kræft ved normal anvendelse. Det er således muligt at foretage en rangordning mellem stoffer, som er klassificeret i kategori 3 og stoffer, som ikke er klassificeret som kræftfremkaldende.

Rangordning på grundlag af afstanden mellem ADI og eksponeringen

Vælger man at lade ADI udgøre basis for prioriteringen med hensyn til udfasning, kunne afstanden mellem ADI og den vurderede eller målte eksponering for stoffet anvendes som grundlag for en rangordning. Her ved kunne de stoffer identificeres, som har den mindste sikkerhedsmargin med den aktuelle eksponering af mennesker. Man kan ikke umiddelbart kombinere ADI og klassifikationen i en rangordning. Dette skyldes, at den kritiske effekt, der er brugt i fastsættelsen af ADI, ikke nødvendigvis er den effekt, for hvilken stoffet er klassificeret. Således kan et stof, der i flere toksikologiske undersøgelser samt evt. befolkningsundersøgelser har vist hudirritation, og derfor er klassificeret som sådant, ofte besidde en anden uønsket biologisk effekt, der udgør grundlaget for fastsættelsen af ADI, da denne effekt er set ved lavere doser i de toksikologiske undersøgelser. En mulig kombineret anvendelse af de to ovenstående kriterier kunne dog evt. gennemføres, hvis man tildeler de aktuelle stoffer en prioriteringsværdi for hver af kriterierne, hvorefter man kan lade den samlede rangsum være udgangspunktet for den overordnede prioritering med henblik på udfasning.

8.1.4 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger

Underudvalget har behandlet spørgsmål vedrørende rangordning på følgende områder:

- Grundvandsforurening
- Belastning af det terrestriske miljø
- Belastning af det akvatiske miljø
- Effekter på sundheden

Nedvaskning til grundvand

- Underudvalget konkluderer, at det ikke er muligt med de eksisterende simple metoder at rangordne pesticider entydigt med hensyn til deres evne til at nedvaske til grundvandet. Det er dog muligt ved at anvende fire forskellige metoder at opstille en bruttoliste, som omfatter 35 godkendte stoffer. Stofferne på denne bruttoliste bør underkastes en nærmere vurdering bl.a. ved anvendelse af matematiske modeller, den seneste viden og måleresultater.
- Underudvalget anbefaler, at bruttolisten med henblik på revurdering af pesticiders nedvaskning kan indgå i anbefalinger om substitution med mindre farlige stoffer i anvendelsessituationen.

Internationalt samarbejde

Der arbejdes også med rangordningsmodeller i internationale fora for at identificere de mest miljøskadelige pesticider. Både inden for OECD og EU er der arbejde i gang med at udvikle eller afprøve indikatorer til vurdering af pesticiders miljøskadelige effekter. OECD's indledende arbejde blev fremlagt i 1997. Det viste, at de eksisterende indekser ofte er forskellige i deres opbygning, og derfor kan føre til, at pesticider indekseres forskelligt. Arbejdet inden for OECD fortsætter i Pesticide Forum, som vil være færdigt i sommeren 1999. Inden for EU er der startet en Con-

certed Action (CAPER), som skal sammenligne anvendeligheden af 8 forskellige indikatorer.

Videnopbygning på grundvandsområdet

- Igangværende forskningsprogrammer vil i løbet af de kommende år forbedre videngrundlaget om de grundlæggende problemstillinger, og igangsætte forbedringer af overvågningen af grundvandet og en tidlig varsling af risikoen for udvaskning af pesticider til grundvandet vil øge sikkerheden.

Videnbehov på grundvandsområdet

- Underudvalget peger på, at en forbedret risikovurdering forudsætter, at der arbejdes videre med at afklare de styrende processer for transporten af pesticider ned til grundvandet og i grundvandsmagasinerne, samt at der tilvejebringes en større forståelse for den rumlige variation i de parametre, der er styrende for transporten af pesticider. I forbindelse med, at der indløber resultater fra stadigt flere undersøgelser, såvel nationalt som internationalt, bør der ske en udvikling af beslutningsværktøjer baseret på statistisk dokumenterede sammenhænge for pesticiders potentielle udvaskning med henblik på at generalisere undersøgelserne til ikke undersøgte områder og pesticider. Det anbefales i forbindelse med en øget anvendelse af matematiske modeller (fx MACRO) i vurderingen af risikoen for udvaskning af pesticider, at der arbejdes videre med at vurdere deres gyldighed. I denne sammenhæng er der specielt behov for at tilvejebringe de nødvendige geologiske og stofs specifikke data. Muligheden for at udvikle simple stokastiske (probabilistiske) modeller bør undersøges.

Terrestriske økosystemer

- Med hensyn til det terrestriske miljø er det ikke muligt at anvise en metode til rangordning af de direkte effekter, da de indirekte effekter og kombinationen af mange pesticider spiller den største rolle. Behandlingshyppigheden kan imidlertid anvendes som et mål for belastningen, da den bygger på den biologisk aktive markdosering, og således kan bruges som en simpel indikator for både den direkte effekt på målorganismene og deres beslægtede arter, og for den indirekte belastning af økosystemet som følge af ændringer i fødeudbuddets mængde og art i fødekæderne. Det vil endvidere være muligt at beregne et indeks for den dosis, der med den nuværende viden vil være uskadelig for langt den største del af dyr og planter i udyrkede arealer, som modtager pesticider via afdrift eller atmosfærisk transport (tålegrænser).

Akvatiske økosystemer

- For det akvatiske miljø udføres i den nuværende godkendelsesordning en ekspertvurdering, som kan føre til, at nye pesticider eller produkter godkendes med vilkår om, at der skal holdes en given afstand til vandløb og søer. Sådanne afstandskrav indikerer, at stoffet (produktet) er problematisk i forhold til akvatiske organismer, og de vil umiddelbart kunne anvendes til en rangordning eller gruppering af pesticiderne.

Sundhedsområdet

- For det humantoksikologiske område vil man kunne anvende forholdet mellem den acceptable daglige indtagelse, ADI, og den vurderede eksponering for stoffet som grundlag for en rangordning. I Danmark udgør eksponeringen på enkeltstofniveau gennem fødevarer omkring 1% eller mindre af ADI-værdien med den nuværende anvendelse af pesticider. Ved en rangordning kunne de stoffer identificeres, som

med den aktuelle anvendelse har den mindste sikkerhedsmargin for mennesker. Da effekterne for de enkelte stoffer imidlertid ikke er sammenlignelige, vil en rangordning ikke kunne stå alene, men skulle suppleres af en ekspertvurdering.

8.2 Forsigtighed og risiko

Baggrunden for at anvende et forsigtighedsprincip kan være

- Den usikkerhed og variation, der altid er forbundet med de data, som beslutninger baseres på - både hvad angår den enkelte måling, og hvad angår generaliseringen fra begrænsede undersøgelser til hele miljø- eller økosystemet og alle de arter og populationer, der skal beskyttes.
- Nogle systemer (fx meteorologiske og økologiske) kan under visse omstændigheder udvise ubestemmelig, fx kaotisk adfærd. I sådanne tilfælde er det principielt umuligt at forudsige følgerne af en påvirkning.
- Det ufuldstændige kendskab til, hvordan økosystemerne påvirkes og reagerer på pesticider, og systemernes evne til at regenerere eller at kunne genetableres efter en skadelig påvirkning.
- Den risiko, der er forbundet med at tage fejl - dvs. at undervurdere en risiko med varige konsekvenser for mennesker og miljø.
- At man ønsker at beskytte specielt udsatte grupper, fx børn endnu bedre.
- At man ikke ønsker, at eventuelle fejltagelser skal påvirke fremtiden væsentlig fx ved at der er sket ophobninger af pesticider i grundvand eller atmosfæren.

Begrebet "forsigtighedsprincippet" har vundet betydelig indpas inden for miljøområdet (Miljøstyrelsen 1998c), men der er ikke formuleret en præcis definition. Følgende afgrænsninger af begrebet kan anvendes:

- Formålet med forsigtighedsprincippet er at give en større grad af visshed for, at skader ikke opstår.
- Det er bærende for ønsket om en mere udstrakt anvendelse af forsigtighedsprincippet, at hverken miljøet eller den menneskelige sundhed skal bære de ulemper, der er en følge af den adfærd, der er videnskabeligt tvivl eller usikkerhed om.
- Princippet tillader, at myndighederne svækker beviskravene til den forurenende virkning af en given adfærd, og at der allerede ved en sandsynlighed for forurening gribes ind med en adfærdsregulering.

Hovedindholdet af forsigtighedsprincippet kan udlægges med relation til risikofafvejningen: *Hvem skal bære ulempen for den usikkerhed, som videnskabeligt måtte bestå vedrørende forureningsvirkningen af en be-*

stemt type adfærd? For at illustrere dette er der i det følgende givet tre forskellige konkrete eksempler på anvendelsen af forsigtighedsprincippet.

1) Kræftfremkaldende stoffer (The Delaney-Clause)

Det mest kendte og hyppigst omtalte eksempel er utvivlsomt den amerikanske sundheds- og levnedsmiddellovgivnings såkaldte *Delaney-Clause*, dvs. klausulen om, at der i USA ikke må godkendes 'mædsminkefarver', andre tilsætningsstoffer eller tilstedeværelse af pesticidrester i madvarer, hvis disse "på noget niveau var fundet at kunne inducere kræft hos dyr eller mennesker". Denne regel var kontroversiel allerede ved introduktionen i 1958, bl.a. fordi den blev udtrykt som et krav om "nul-risiko", hvilket i naturvidenskabelig belysning opfattes som menneskeligt uopnåeligt med mindre kravet enten knyttes til direkte anvendelsesforbud i de konkrete enkeltsager, eller enhver vurdering af tilsætning/-forurening tolkes som krav om ubetydelig (negligeabel) eller "*de minimis*" risiko. Diskussionen af denne udmøntning af et forsigtighedsprincip er stadig aktuel. I USA er situationen den, at man håndhæver kravet om faktisk forbud mod kræftfremkaldende stoffer, når det drejer sig om egentlige tilsætningsstoffer, inkl. fodertilsætningsmidler, mens pesticidrester (jf. Amendment PL104-170 af 3. August 1996) snarere vurderes efter "*de minimis*"-reglen, tolket som en livstids-cancer-risiko for ét individ ud af 1 million (1×10^{-6}). Vurderet som risiko-rate, dvs. talmæssigt, betegnes dette af de fleste eksperter, inkl. FDA-officials stort set uimodt som så lav, at det er "negligeabelt", "trivielt", "ubetydeligt", eller endda "ikke-eksisterende".

2) Sprøjtning af frø- og frugtbærende afgrøder

Allerede i de første årtier med stigende anvendelse, dvs. fra ca. 1955 - medio 1970'erne blev det i de fleste lande, inkl. Danmark fastslået, at regler og brugsvejledninger for pesticider skulle gives under hensyn til de enkelte landes landbrugsmæssige behov. Efterprøvningen som grundlag for anerkendelsen af dette bestod normalt i gennemførelse af kontrollerede sprøjtetests udført under det pågældende lands særlige 'klimatiske og dyrkningsmæssige betingelser'.

Sådanne forsøg blev udført i Danmark i perioden 1963-1975 i samarbejde mellem Statens Plante patologiske Forsøg og Statens Levnedsmiddel-institut med henblik på midlernes godkendelse i Landbrugsministeriets Giftnævn. Det blev som resultat af undersøgelserne ofte vist og konkluderet, at væsentlige dele af den daværende danske frugt-, grønsags- og bærproduktion kunne friholdes for påviselige pesticidrester, såfremt sprøjtefrister, ventetider før høst o.lign. blev tidsmæssigt fastsat til: 'før afblomstring', 'inden frøsætning' osv. Dette blev fremholdt og stort set accepteret som en veldefineret baggrund for 'God Landbrugsmæssig Praksis', der dermed kunne imødekomme de allerede dengang formulerede krav og ønsker om ingen (eller kun negligeable eller "umålelige") rester i spisefærdige afgrøder.

Mange af de reguleringer og anbefalinger, som blev givet af Giftnævnet og senere i Miljøstyrelsens godkendelsesordninger, indeholdt således væsentlige elementer af en anvendelsesbegrænsning, der gik ud over de rent sundhedsmæssigt og miljømæssigt formulerede risikovurderingskrav. En situation af lignende art har i sommeren 1998 været aktuel i

forbindelse med diskussionen om anvendelse af herbicidet glyphosat til kvikbekæmpelse kort før høst i kornavlen.

3) Drikkevand fra vandforsyningsanlæg

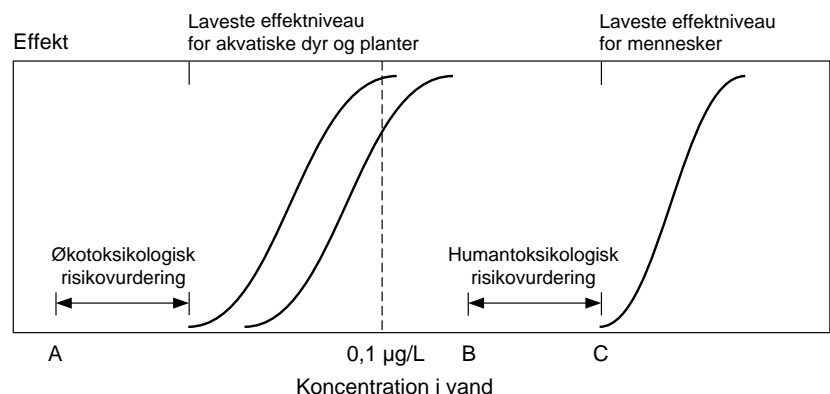
På grund af en menneskelig fejl indtraf i midten af 1970'erne en alvorlig forureningssituation i en dansk provinsby (Fåborg), hvorved insektmidlet Parathion (Bladan) via tilbagesugning i ledningsnettet forurenede store dele af byens almene vandforsyningsanlæg. Den uundgåelige beslutning var naturligvis, at vandforsyningen måtte lukkes. Genåbningen måtte ikke finde sted 'før anlæg og ledningsnet var friholdt for enhver målelig rest af Bladan' – dvs. båret af et forsigtighedsprincip uden skelen til, at der i den konkrete sag uden betænkeligheder efter en toksikologisk, sundhedsmæssig vurdering kunne have været accepteret højere restindhold end den da gældende målegrænse (angivet som 0,1 mikrogram pr. liter). Som en forureningssituation med stor offentlig bevågenhed, fik denne sag (sammen med tilsvarende fra andre lande i Europa) både direkte og længerevarende betydning med vægt over for mange efterfølgende sager, inkl. den i dag gældende regel om ingen (dvs. 'umålelige' eller kun negligeable) pesticidrester i drikkevand/grundvand.

8.2.1 Tilgange til forsigtighedsprincippet

Følgende to tilgange til forsigtighedsprincippet kan beskrives:

1) En effektvurderings-/risikohåndteringstilgang

I effektvurderingen/risikohåndteringen tager man udgangspunkt i et omfattende kendskab til data og andet teknisk videnskabeligt informationsmateriale, idet man med reference til statistisk eller pragmatisk fastsatte (u)sikkerhedsfaktorer vurderer farlighed af enkeltstoffer og risiko ved deres anvendelse. I den forbindelse etableres så vidt muligt dosis-effekt kurver og laveste effektværdier. Værktøjer i denne sammenhæng er bl. a. fastsættelse af grænseværdier, tærskelværdier, forureningsstandarder m.v., ofte suppleret med sundhedsmæssigt og miljømæssigt begrundede emissionskrav, evt. brugsreguleringer. Denne tilgang er illustreret i nedenstående figur 8.1.

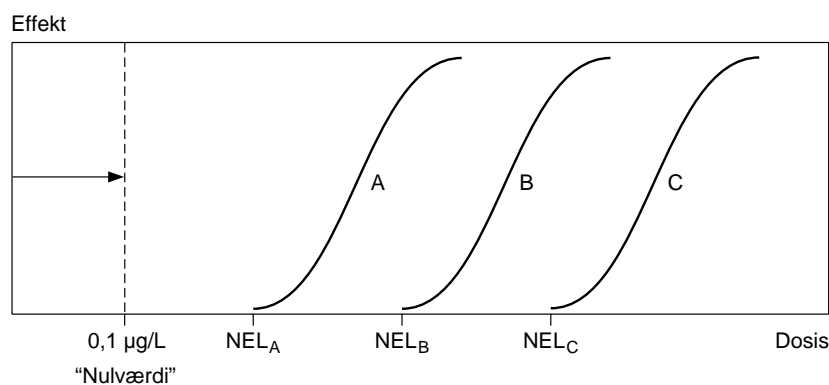


Figur 8.1

Risikovurderingstilgangen med sammenhæng mellem dosis og effekt for mennesker og for akvatiske dyr og planter. C = laveste effektniveau for mennesker, B = toksikologisk fastsatte nuleffektniveau ved anvendelse af en usikkerhedsfaktor. A = økotoksikologisk fastsatte nuleffektniveau for akvatiske organismer ved anvendelse af en usikkerhedsfaktor. 0,1 mikrogram pr. liter = drikkevandsdirektivets grænseværdi for pesticider.

2) En nulværdi-tilgang

I nulværdi-tilgangen tager man udgangspunkt i usikkerheder, tilfældige variationer, muligheder for fejlvurderinger, inkl. utilstrækkelige data eller en direkte mangel på viden, idet man i højere grad lægger vægt på generel erkendelse af, at data, dokumentation og/eller konkret viden på et videnskabsteoretisk grundlag altid må vurderes som værende mangelfuld. Ud fra et ønske om en "nulkoncentration, henholdsvis -dosis" vil der kunne stilles krav om fastsættelse af ubetydelige, evt. 'umålelige' indhold/doser/belastninger m.v. for eksponerede individer, populationer og/eller miljøer, hvilket er illustreret i figur 8.2.



Figur 8.2

Nulværditilgangen med en fast lav grænse. A, B, C er enkeltpesticider med forskellig toksicitet. Kurverne kan være de laveste humantoksiske dosis/effekt kurver: NEL_A , NEL_B og NEL_C = laveste effektniveau for A, B og C enkeltvis. $0,1\mu\text{g/L}$ = drikkevandsdirektivets grænseværdi for pesticider ($\mu\text{g/L}$ = mikrogram pr. liter).

Usikkerheder og variationsområder

En operationalisering af tilgangene må efter det anførte knyttes til vurderingen af dokumentationsmateriale og data, herunder ikke mindst manglen på materiale og data, hvilket på sin side kan konkretiseres til en række variations- og usikkerhedsområder, der omfatter:

- *Måleusikkerhed* ved den eksperimentelle fremskaffelse af biologiske, kemiske og fysisk-kemiske data. Dette er *karakteriseret* ved, at vi kan beregne både sandsynlighed for effekter og usikkerhed for konkrete biologiske eller fysiske systemer.
- *Vurderingsusikkerhed* ved den videregående tolkning af udførte forsøg, ofte i form af omsætning/ekstrapolation af laboratoriemæssige (og epidemiologiske) iagttagelser og målinger til anvendelsen over for andre organismer (fx dyr til mennesker) eller forureningssituationer (fx vandmiljø til jord eller luft), end de primært anvendte/målte. Dette er *karakteriseret* ved, at vi har en vis viden om de systemer, vi beskriver, men variation og sandsynlighed for risiko beror på estimering via tolkning af viden fra ét system eller én situation til en anden.
- *Videnusikkerhed eller direkte uvidenhed* med utilstrækkelig eller ingen forståelse af, evt. kendskab til effekter eller mekanismer bag ved effekter, herunder naturligvis også manglende mulighed for at forudsige effekter, som er utilstrækkeligt beskrevet eller ikke tidligere er iagttaget. Dette er *karakteriseret* ved, at vi ikke kender systemet

og/eller virkningerne, vi skal beskrive, og at vi ikke har grundlag for at forudsige risiko, endsize beregne sandsynligheden for effekt.

- *Anvendelses- eller anden usikkerhed* knyttet til *ubestemtheden* i udvikling, anvendelse og spredning af pesticider. Dette er *karakteriseret* ved, at vi normalt ikke kender de systemer vi virker i, og vi ved, at vi ikke kender dem.

Disse 4 områder er karakteriseret ved en stigende mangel på viden, og der er dermed også et fald i det faglige grundlag for at træffe beslutninger og et tilsvarende stigende behov for administrative, respektive politisk baserede beslutninger.

I notatet "Diskussion af forsigtighed og risiko" (Underudvalget for Miljø og Sundhed 1998) findes en nærmere beskrivelse af de forskellige usikkerheds- og variationsområder.

8.2.2 Grundvand og drikkevand som case

I Miljøministeriets bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg nr. 515 af 29. august 1988 er der i kapitel 2 vedrørende kvaliteten af vandet fra vandforsyningsanlæg i §4 anført:

Vandet fra vandforsyningsanlæg, der forsyner mennesker med vand til husholdningsbrug, skal overholde de grænseværdier for indhold af stoffer i vandet, som i bilag 1 til denne bekendtgørelse er angivet som de højst tilladelige værdier. Det skal dog tilstræbes, at værdierne er lavere end eller ligger inden for de værdier, som i bilag 1 er angivet som vejledende værdier.

I bekendtgørelsens bilag 1 er den vejledende grænseværdi for pesticider og beslægtede produkter sat til "u.d.", dvs. under detektionsgrænsen for en metode, der kan måle en tiendedel af den højst tilladelige værdi, der er fastsat til 0,1 mikrogram pr. liter i drikkevandsdirektivet. En vejledende grænseværdi for pesticider for hver enkelt stof er således 0,01 mikrogram pr. liter.

Drikkevandsdirektivets grænseværdi på 0,1 mikrogram pr. liter for pesticider er fastsat efter en *nulværdi-tilgang*, der er udtrykt gennem en *for-svindende lille, ('umålelig')* grænseværdi *dækkende alle pesticider*, i stedet for et *risikoprincip*, der i givet fald ville fastlægge konkrete, individuelle forureningsniveauer, der på *toksikologisk/sundhedsmæssigt grundlag* vurderes som sundhedsmæssigt acceptable, henholdsvis tilladelige.

Variations- og usikkerhedsområder i risikovurdering og -håndtering på den ene side, og udmøntningen af nulværdi-tilgangen på den anden side tager sit udgangspunkt i konkrete undersøgelser og viden, men forpligter sig også til at indkredse/afgrænse vor manglende eller usikre viden.

Toksikologisk og økotoksikologisk testning af et kemisk stof og vurdering af muligheden for, at dette stof påvirker sundhed og miljø, er søgt illustreret i figur 8.2. Et enkelt kemisk stof testes for en række effekter i eksperimentelle undersøgelser på pattedyr (fx mortalitet, akutte, subakutte og kroniske effekter, samt i muligt omfang kræft og reprodukti-

onsforstyrrelser) eller andre levende organismer (fx fisk, dafnier, alger). For hver af disse forsøges etableret en dosis/effekt kurve, som illustreret i figur 8.2, idet det i nogle tilfælde dog erkendes, at visse effekter ikke nødvendigvis har nogen veldefineret sammenhæng mellem dosis og effekt.

For hver af de målte effekter søges i videst mulig omfang fastslået en såkaldt nul-effekt dosis, til brug for grænseværdier eller tærskelniveauer. Dette tjener som basis for eventuelle vurderinger af risiko, dvs. mulighed af/sandsynlighed for at (skadelige) effekter kan opstå ved eksponering, selv om dosis er mindre end den estimerede nul-effekt dosis.

Det område af 'usikkerhed' som lægger sig op til nul-effekt værdien må opfattes som en gråzone, inden for hvilken en *residual-effekt*, en *ikke-målt* effekt, eller en *ikke-kendt* effekt vil kunne optræde. Sådanne situationer kan imødegås.

- Enten ved inddragelse af en eller flere pragmatisk fastsatte 'usikkerhedsfaktorer' (UF) i forhold til nul-effekt eller tærskelniveauet og som grundlag for en accepteret/tolereret koncentration eller dosis (risiko-accept-modellen).
- Eller ved at fastsætte en såkaldt ubetydelig (negligeabel) indhold/dosis som har udgangspunkt i en nulkoncentration, henholdsvis -dosis, og som giver en større vished for, at der ikke rækkes ind i en "gråzone" (nulværdi-/forsigtigheds-modellen).

Af de to vurderingsformer er den første, dvs. *risiko-accepttilgangen* den normalt praktiserede, eventuelt modificeret ved inddragelse af et supplerende princip om 'God anvendelsespraksis' (se nedenfor), mens *nulværdi-tilgangen* er anvendt for pesticidrester i drikkevand. Som nævnt ovenfor kendes nulværdi-tilgangen imidlertid også i andre sammenhænge, som fx ved vurdering og regulering af kræftfremkaldende, kemiske stoffer (jf. *Delaney-Clause*, se ovenfor), eller som led i restriktiv anvendelsespraksis med krav om specifikke krav til sprøjte-frister for frø-, bær- og frugtbærende afgrøder m.v.

Vedrørende reglerne for pesticidrester i grundvand og drikkevand er der en markant forskel mellem grænseværdiens sundhedsmæssige vurdering i modsætning til dens miljømæssige betydning, som også illustreret i figur 8.1 ovenfor. Mens alle kendte pesticider hidtil humantoksikologisk er blevet vurderet acceptable/tolerable i forhold til grundvandskriteriet på 0,1 mikrogram pr. liter, er det i figuren med to koncentrationseffektkurver eksemplificeret, hvorledes det letale effektniveau for vandlevende organismer (målt som EC_{50} eller LC_{50}) kan være overskredet ved værdier, der er lavere end 0,1 mikrogram pr. liter. Der findes – hidtil især blandt insektmidlerne – flere sådanne eksempler, og ud fra en miljømæssig fortolkning er værdien 0,1 mikrogram pr. liter altså i dette tilfælde *ikke* udtryk for Nulværdi-tilgangens forsigtighedsprincip. En risikovurdering af disse enkeltstoffer på basis af eksisterende laboratedata vil føre til en lavere grænseværdi end 0,1 mikrogram pr. liter for vandlevende organismer.

Det skal endvidere anføres, at grænseværdier, der fastsættes på baggrund af detektionsgrænser, ikke er statiske størrelser. Det kan som eksempel nævnes, at den teknologiske udvikling med den stadig større brug af massespektrometrisk detektion har medført, at det i dag nu er muligt at bestemme forekomst af en række stoffer ned til detektionsgrænser på 0,005 mikrogram (μg) pr. liter, dvs. koncentrationer der er op til 20 gange lavere end det teknisk var muligt i 1980, da grænseværdien på 0,1 mikrogram pr. liter blev fastlagt.

Der vil således ikke være tekniske begrænsninger for at foretage en yderligere sænkning af den vejledende grænseværdi for pesticidrester i drikkevand, hvilket i princippet vil kunne gentages i takt med den analytisk-tekniske udvikling. Dette vil medføre, at man i konsekvens af nulværdi-tilgangens forsigtighedsprincip ikke alene fjerner sig fra effektiviserings-/risikohåndteringstilgangens forsigtighedsprincipper, men også at man i løbet af en årrække vil nærme sig en grænseværdi, som de færreste pesticider kan overholde.

En fortsat sænkning af grænseværdierne i takt med udviklingen af analyseteknikker vil således kunne bevirke, at al pesticidanvendelsen til sidst vil være forbudt, hvis man fastholder, at man ikke vil acceptere målbare mængder.

8.2.3 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger

Der kan anvendes to forskellige tilgange til forsigtighedsprincippet, her kaldt henholdsvis risikovurderingstilgangen og nulværdi-tilgangen.

Anvendelse af risikovurderingstilgangen kan indebære en "konservativ" (= "forsigtig") vurdering ud fra et konkret videnskabeligt erfaringsmateriale, mens anvendelsen af nulværdi-tilgangen i modsætning hertil kan tage udgangspunkt i et initialt værdibestemt kvalitetskrav, som kun fraviges efter vurdering ud fra definerbare beskyttelseskrav.

Såfremt risikovurderingstilgangen kan baseres på en tilstrækkelig mængde videnskabelige data til at sikre en fuldstændig beskyttelse af sundhed og miljø vil fx anvendelsen af usikkerhedsfaktorer (UF) kunne hævdes at være en tilfredsstillende udmøntning af forsigtighedsprincippet. En sådan tilgang ville således betyde, at forsigtighedsprincippet ikke supplerede noget til den traditionelle risikovurdering. Godkendelsesordningen søger således at imødekomme en udmøntning af forsigtighedsprincippet under udnyttelse af alle data og under hensyntagen til negative konsekvenser af usikker eller uforudset eksponering, fejlagtig anvendelse m.v. Der skulle efter denne indfaldsvinkel ikke være behov for en øget anvendelse af forsigtighedsprincippet, hvilket dog hverken løser spørgsmålet om UF-faktorernes mulige utilstrækkelighed eller besvarer det overordnede spørgsmål om usikkerheder som følge af manglende viden eller ubestemtheder i pesticidernes samfundsmæssige placering.

Omvendt vil nulværdi-tilgangen ikke umiddelbart kunne give svar på UF-faktorers konkrete størrelse, men basere sig på et værdibestemt krav om et nul-risikosamfund.

Nulværdi-tilgangen vil tentativt kunne finde anvendelse inden for en godkendelsesordning for pesticider på følgende områder:

1. Sænkning af grænseværdien for pesticidrester i fødevarer til den til enhver tid laveste detektionsgrænse.
2. Sænkning af grænseværdien for pesticider i grundvand til den til enhver tid lavest mulige detektionsgrænse, henholdsvis kun godkendelse af pesticider, der opfylder krav om ingen eller negligibel mobilitet i jord.
3. Ingen godkendelser af stoffer, der er klassificeret som Carc3, mut3 og rep3.
4. Ingen godkendelse af stoffer, der har afstandskrav større end 6 m til vandløb og søer.
5. Udvidet mulighed af brugsbegrænsninger med henblik på at undgå bekæmpelsesmiddel anvendelse direkte på afgrøder, træer og buske i deres frø-, frugt og bærbærende perioder.

Det skal understreges, at der ikke er foretaget en vurdering af, om nulværdi-tilgangen skal anvendes for de ovennævnte eksempler, idet dette vil kræve en dialog mellem følgende aktører:

1. En videnskabelig ekspertise, der skal trække grænsen for, hvad der kan forudsiges, og indkredse det, der ikke kan belyses.
2. En administrativ indsats, der skal tage stilling til, hvad der kan operationaliseres.
3. En politisk stillingtagen, dvs. ikke-eksperter, der under hensyntagen til befolkningen skal træffe afgørelsen dels ud fra tilliden til den faglige viden, dels ud fra etiske og politiske overvejelser.

Der skal endvidere gøres opmærksom på, at der i de ovennævnte eksempler anvendes grænseværdier fastlagt ved den for tiden opnåelige analytiske detektionsgrænse. Dette vil som følge af den teknologiske udvikling betyde, at grænseværdierne løbende vil blive justeret mod lavere værdier, grænsende mod nul. Dette vil i sidste ende kunne føre til, at der ikke længere kan anvendes pesticider.

9 Miljø- og sundhedsmæssig vurdering af alternative eller nye metoder til ukrudtsbekæmpelse og kontrol af skadevoldere

9.1 Indledning

I det følgende vurderes de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser af ikke-kemiske metoder til forebyggelse og kontrol af skadevoldere i jordbruget. Denne gennemgang er baseret på det arbejde, som Underudvalget for jordbrugsdyrkning har udført. Endelig omtales

- Mulige forbedringer på vaske- og fyldepladser.
- Samspillet mellem pesticider og produktionen af toksiner.
- Mineraliseringen i jorden ved øget jordbearbejdningssindsats i forbindelse med undladelse af pesticidanvendelse.
- Ændringer i energiforbruget og emissionen af drivhusgasser ved undladelse af pesticidanvendelse.
- Nye pesticider.

9.2 Ukrudtsbekæmpelse

Forebyggelse af ukrudtsproblemer samt anvendelse af mekanisk bekæmpelse

Ved hel eller delvis udfasning af pesticider vil det for at opnå tilstrækkelig bekæmpelse af ukrudt være nødvendigt at kombinere forebyggelse og bekæmpelse ved kulturtekniske og ikke-kemiske, alternative metoder. Dette betyder, at sædskiftet skal justeres hen imod mindre vintersæd. Dette vil medføre et mere alsidigt sædskifte og en større biodiversitet end i ensidige sædskifter. Sætidspunktet i efteråret skal endvidere udsættes, ligesom det for nogle afgrøder kan være nødvendigt at så med en bredere rækkeafstand for at muliggøre mekanisk renholdelse. Såfremt den mekaniske renholdelse er meget effektiv, vil mængden af ukrudtsplanter ikke være væsentligt anderledes end i pesticidbehandlede marker, således at den miljømæssige gevinst for floraen ikke er til stede. I afgrøder som raps er de mekaniske metoder allerede i dag konkurrencedygtige i forhold til kemiske. Den negative virkning af den mekaniske ukrudtsbekæmpelse er betydelig for jordens meso- og makrofauna, specielt springhaler og regnorme, ligesom harvning kan give skader på afgrøden. Der vil på den anden side generelt være positive miljømæssige forbedringer ved øget mekanisk bekæmpelse af ukrudt i jordbruget, idet denne ikke indebærer risikoen for forurening af grundvandet og for spredning af pesticider til de tilgrænsende arealer. Præcis placering af gødning ved den enkelte plante vurderes som en anden god mulighed for at forbedre afgrødens konkurrenceevne over for ukrudt. Dette vil alt andet lige kunne nedsætte forbruget af gødning og dermed mindske tabet til omgivelserne.

Plantedække hele året

Ifølge Aktionsplan II, "Økologi i udvikling", kan det lade sig gøre at holde jorden plantedækket hele året (Strukturdirektoratet 1999). I økolo-

gisk jordbrug bruges allerede i vid udstrækning udlægs- og efterafgrøder. Man kan desuden overveje at så "underafgrøder" i form af lavtvoksende urter, for eksempel hvidkløver, men andre plantearter vil også være mulige. Bælgplanter vil være oplagte valg af hensyn til kvælstofbindingen, men der kan også vælges arter, der er gode "catch crops", hvilket vil være fordelagtig i forhold til at holde på kvælstoffet i perioden frem til afgrøden kan opsuge det meste af den tilgængelige mængde. Desuden vil en undervegetation give et mere varieret plantedække, hvilket vil fremme nogle faunaelementer, især regnorme og overfladelevende prædatorer. Endelig vil et dække af en underafgrøde også virke begrænsende på ukrudtets spiringsmuligheder både i afgrøden og efter høst.

På det sundhedsmæssige område vil den væsentligste ændring ved forebyggelse af ukrudtsproblemer samt anvendelse af mekanisk bekæmpelse i forhold til anvendelsen af pesticider være en reduceret eksponering af beskæftigede i jordbruget, samt en mindre mængde pesticidrester i afgrøderne. De eventuelle problemer med fysisk belastning ved øget mekanisk eller manuel ukrudtsbekæmpelse er beskrevet i afsnit 6.1.

9.3 Sygdomsbekæmpelse

*Forebyggelse af sygdoms-
angreb i kornafgrøder ved
brug af resistente planter*

I et scenario uden pesticider vil anvendelse af sorter med god resistens over for sygdomme få stor betydning for at mindske tabet som følge af angreb af bladsygdomme. De største tab som følge af sygdomme fås i kartofler, hvede og vinterbyg. Der findes p.t. ikke sorter, der har tilstrækkelig resistens over for samtlige bladsygdomme i disse afgrøder.

Der er et stort potentiale for at forbedre sorterens resistensegenskaber både ved traditionel forædling og ved gensplejsning, men det er vanskeligt samtidig at forædle over for bladsygdomme, udsædsbårne sygdomme, bedre ukrudtskonkurrence, god stråstivhed og vinterfasthed samt et højt udbytte og højt kvalitetsniveau.

Den miljømæssige fordel ved udvikling og anvendelse af resistente sorter er et åbenbart mindre forbrug af pesticider med mindsket risiko for forurening af grundvandet og omgivelserne. På det sundhedsmæssige område vil gevinsten være mindre eksponering af beskæftigede i jordbruget, samt en mindre mængde pesticidrester i afgrøderne.

*Forebyggelse og regulering af problemer med
udsædsbårne sygdomme i
kornafgrøder*

I dag bejdses 85-90 % af al udsæd af korn samt en stor del af øvrige afgrøder i Danmark. Hvis bejdsning generelt undlades, vurderes det, at der vil ske en hurtig opformering af flere af de stærkt tabsfremkaldende udsædsbårne sygdomme.

Der er mulighed for at reducere forbruget ved fortsat at bejds de første generationer af korn og derefter foretage en vurdering af behovet for de efterfølgende udsædspartier. Denne praksis skal imidlertid først analyseres og afprøves nærmere. En behovsvurdering vil kræve hurtige og sikre analysemetoder, adskillelse af udsædspartier samt formodentlig kassation af betydelige mængder af fremavlkorn. Også i bederoer kan der være tale om betydelige tab som følge af usikker etablering, hvis bejdsmedler forbydes, her vil tabene dog skyldes en kombination af både sygdomme og skadedyr. Der arbejdes i dag på flere alternative bekæmpelsesmetoder

til bekæmpelse af udsædsbårne sygdomme, herunder resistente sorter, anvendelse af biologiske bekæmpelsesmidler, tekniske bekæmpelsesmetoder med varmt vand/ luft eller børster. Ingen af disse metoder er færdigudviklede, og der forestår stadig et stort forsknings- og udviklingsarbejde.

Den miljømæssige fordel ved udvikling af alternative metoder, som bl.a. inkluderer anvendelse af resistente sorter, øget behovsvurdering og biologiske bekæmpelsesmidler, indebærer et mindre forbrug af pesticider, om end forbruget af pesticider er meget lille. Ved bejdsning anvendes ofte mellem 10 og 50 g pesticid pr. ha, hvilket er af samme størrelsesorden som ved sprøjtning med minimidler og pyrethroider. Spredning til luften og overfladevand er meget lille som følge af tildækningen med jord. Derimod kan pesticider i bejdsemidler nedsive i jorden som de tilsvarende sprøjtemidler. Bejdsning indebærer desuden en risiko for fugle og små pattedyr, som fortærer udsæden. Planterne, og dermed levnedsmidler vil desuden kunne indeholde rester af systemiske bejdsemidler.

På det sundhedsmæssige område vil gevinsten ved at undlade bejdsning være bortfald af eksponeringen under fremstillingen, der dog oftest foregår med vådbejdsning i store, lukkede bejdseanlæg. Desuden kan der ske eksponering ved håndtering i forbindelse med såning. Endelig vil en vis mængde rester af de systemiske pesticider (dvs. de pesticider, som optages i planterne) kunne være til stede i afgrøderne og dermed i levnedsmidler.

9.4 Skadedyrsbekæmpelse

Forebyggelse af skadedyrsangreb i landbrugsafgrøder ved brug af insektresistente planter

Der findes kun meget begrænset viden om danske sorters insektresistens. Der kan ved simpel screening for skadedyrsmodtagelighed vise sig at være et uudnyttet potentiale. Udnyttelse af biologisk bekæmpelse af skadedyr på friland er i dag begrænset og eksisterer således ikke p.t. som et realistisk alternativ til kemisk bekæmpelse. Det er velkendt at markens naturlige fauna har indflydelse på skadedyrsbestanden, men der eksisterer kun få erfaringer om, hvor meget disse nyttedyr påvirker udviklingen af bl.a. bladlus.

Den miljø- og sundhedsmæssige fordel ved udvikling og anvendelse af insektresistente sorter er et åbenbart mindre forbrug af insekticider med mindsket risiko for forurening af overfladevand, grundvandet og omgivelserne i øvrigt.

På det sundhedsmæssige område vil gevinsten være mindre eksponering af beskæftigede i jordbruget, samt en mindre mængde pesticidrester i afgrøderne.

Biologisk bekæmpelse af sygdomme og skadedyr i landbrugs- og havebrugsafgrøder

Biologiske metoder, som både indbefatter nyttedyr og mikrobiologiske midler, har et stort potentiale over for skadedyr i væksthuseproduktion, hvor de allerede udnyttes i betydelig grad ved grønsagsproduktion, men der stadig er et uudnyttet potentiale inden for væksthuseproduktion af prydblommer. Effektive metoder til biologisk bekæmpelse af sygdomme i væksthuse er stadig begrænsede. På friland vurderes mulighederne for anvendelse af biologiske bekæmpelsesmetoder over for skadedyr at have

et vist potentiale inden for specialafgrøder, mens biologisk sygdomsbekæmpelse inden for en kortere tidshorisont kun vurderes at have et potentiale over for udsædsbårne sygdomme og spiringskadende svampe.

Tabel 9.1

En række mikrobiologiske bekæmpelsesmidler til bekæmpelse af insekter eller svampesygdomme er i ansøgningsfasen.

Navn	Type	Udvundet fra
<i>Phlebiopsis gigante</i>	fungicid	mikroorganisme
<i>Streptomyces griseovirides</i>	fungicid	mikroorganisme
<i>Bacillus thuringiensis ssp. israelensis</i>	insekticid	mikroorganisme
<i>Bacillus thuringiensis ssp. kurstaki</i>	insekticid	mikroorganisme
<i>Bacillus thuringiensis ssp. tenebrionis</i>	insekticid	mikroorganisme
<i>Trichoderma harzianum</i>	fungicid	mikroorganisme
<i>Trichoderma harzianum</i> og <i>Trichoderma polysporum</i>	fungicid	mikroorganismer
<i>Verticillium lecanii</i>	insekticid	mikroorganisme
<i>Agrotis segetum granulosis virus</i>	insekticid	mikroorganisme
<i>Paecilomyces fumosoroseus</i>	insekticid	mikroorganisme
<i>Pseudomonas chloroaphis</i>	fungicid	mikroorganisme
<i>Ampelomyces quisqualis</i>	fungicid	mikroorganisme

Ligesom brugen af sygdomsresistente eller insektresistente afgrøder, vil biologisk bekæmpelse medføre en mindre miljø- og sundhedsmæssig belastning på grund af et åbenbart mindre forbrug af pesticider med mindsket risiko for forurening af grundvandet, fødevarer og omgivelserne. På det sundhedsmæssige område vil gevinsten derudover tilsvarende være mindre eksponering af beskæftigede i jordbruget, samt en mindre mængde pesticidrester i afgrøderne.

Brugen af nyttedyr og mikrobiologiske midler indebærer imidlertid en væsentlig risiko for spredning af ikke-hjemmehørende organismer, som kan have en negativ effekt på miljøet. Det skal bemærkes, at de nyttedyr, der p.t. anvendes i væksthuse, ikke kan overleve udendørs i Danmark. Også spredningen af hjemmehørende arter vil teoretisk set kunne forrykke naturlige økologiske balancer. Brugen af mikrobiologiske midler kan indebære en risiko for arbejdsmiljøskader i form af allergi eller luftvejs sygdomme. En godkendelsesordning for disse midler er under opbygning og vil også omfatte en vurdering af mulige skader i arbejdsmiljøet.

Forebyggelse af angreb af skadegørere i landbrugsafgrøder ved brug af alternative metoder og afgrøder

Det valgte sædskifte og de dyrkede afgrøder har stor betydning for niveauet af både sygdomme, ukrudt og skadedyr. Generelt gælder det således, at niveauet af skadegørere kan mindskes ved et varieret og alsidigt sædskifte, der veksler mellem vår og vinterafgrøder, enkimbladede og tokimbladede afgrøder og en og flerårige afgrøder. Som regel er der færrest problemer med skadegørere i kvægbrugssædskifter med stor græsandel sammenlignet med store arealer med specialproduktion. Ved planlægning af sædskiftet er det vigtigt at tage hensyn til sædskiftesygdomme og sikre et tilstrækkeligt antal år imellem afgrøder som kartofler, raps, roer m.fl. Der synes ikke umiddelbart at være store potentielle muligheder for dyrkning af nye, alternative afgrøder eller samdyrkning af afgrøder.

Skabelse af førn-lag

Ifølge Aktionsplan II, "Økologi i udvikling", vil skabelsen af et førn-lag (mulching) blandt andet kunne reducere fordampningen fra jordoverfla-

den, hvilket fremmer både plantevæksten og jordfaunaen, især i tørre somre (Strukturdirektoratet 1999). Ligeledes vil førn-laget forbedre mulighederne for overfladelevende prædatorer (edderkopper og løbebiller), der spiller en rolle i bekæmpelse af skadedyr og endelig vil det reducere ukrudtets muligheder for at spire. Det vil være muligt at skabe et førn-lag efter høst af korn ved at snitte halmen og efterlade den på marken. Et af problemerne forbundet med et førn-lag er, hvorvidt det er muligt at så afgrøden direkte i førnen på en sådan måde, at den kan spire frem uhindret. Desuden bør det undersøges, hvilke effekter en sådan fremgangsmåde kan have på sygdomme og skadedyr og på afgrødens vækst og modning.

Anvendelse af varslings- og skadetærskelmodeller i jordbrugserhvervet

I gennem de senere år er der udviklet skadetærskler og beslutningsstøttesystemer for flere af de store landbrugsafgrøder, som kan støtte jordbrugeren i vurderingen af bekæmpelsesbehovet og valget af bekæmpelsesmidler. Selvom systemerne har fået relativ stor udbredelse, er det ikke lykkedes at nå ud til alle jordbrugere. Der mangler stadig udvikling af skadetærskelsystemer i en lang række afgrøder, og der er stadig store muligheder for forbedring af flere af de eksisterende systemer. Det anses for muligt at opnå 20-50% reduktion i anvendelsen af pesticider i en række afgrøder ved at kombinere beslutningsstøtte, kemiske og ikke-kemiske metoder. Forsøg og forskning har vist, at målrettet anvendelse af gødning, pesticider og andre indsatsfaktorer kan medvirke til at opfylde miljøkrav og samtidig optimere produktionen økonomisk. Brugen af beslutningsstøttesystemer indebærer en oplagt mulighed for at reducere eksponeringen af såvel miljø som mennesker.

Konklusion

Den miljø- og sundhedsmæssige fordel ved forebyggende dyrkningsmetoder er et åbenbart mindre forbrug af pesticider med mindsket risiko for forurening af grundvandet og omgivelserne. På det sundhedsmæssige område vil gevinsten desuden være mindre eksponering af beskæftigede i jordbruget, samt en mindre mængde pesticidrester i afgrøderne.

9.5 Anvendelse af genmodificerede afgrøder i jordbrugserhvervet

I Danmark er udviklingen af genmodificerede planter længst fremme med herbicidresistente planter, hvor markedsføring er mulig inden for en kort årrække. Ved introduktion af genmodificerede herbicidtolerante sorter af roer, forventes der at blive en væsentlig reduktion i den anvendte mængde af herbicider på ca. 1 kg aktivstof pr ha. For herbicidtolerant raps og majs synes der ikke at være nogen betydelig reduktion i herbicidforbruget. Verden over foregår der en meget stor forskningsmæssig videnskabelig opbygning på det molekylærbiologiske område. Der vil uden tvivl med tiden ske væsentlige ændringer i vore kulturplanter. Særlig interesse knytter sig til forædling af genmodificerede sygdomsresistente planter, som må formodes at skabe basis for mindskede tab som følge af sygdomsangreb uden brug af pesticider. Genmodificerede planter med resistens over for skadedyr i majs og andre afgrøder er ved at vinde stor udbredelse på verdensplan. Det er imidlertid ikke sandsynligt, at afgrøder med resistens over for skadedyr vil vinde indpas i Danmark inden for en kortere (10-årig periode) årrække.

De genmodificerede planter indebærer en mulighed for at reducere anvendelsen af pesticider og dermed eksponeringen af såvel miljø som mennesker. Nogle af disse afgrøder vil imidlertid kunne indebære en utilsigtet spredning og efterfølgende skadevirkning i miljøet. Det gælder især planter, som får forbedret deres evne til at etablere sig i konkurrence med den naturlige flora. Desuden vil planter, som er resistente mod insekter, kunne påvirke andre arter end skadevolderen. Her tænkes specielt på rovinsekter og fugle, der spiser planteædere, som er tilknyttet den genetisk modificerede afgrøde. Disse kan enten blive ramt direkte ved, at det indtagne bytte er giftig for dem eller indirekte gennem et ændret fødegrundlag. Sådanne effekter forekommer også ved brug af sprøjtemidler. Mulige effekter af insektresistente planter adskiller sig dog fra sprøjtemidler ved, at de kan forekomme gennem hele vækstsæsonen. Man må dog forvente at en række ikke-målorganismer er mindre påvirkede af genetisk modificerede planter end ved konventionel udnyttelse af sprøjtemidler. Der bliver i godkendelsen af genetisk modificerede planter foretaget en risikovurdering af såvel effekten på miljøet som på sundheden, jævnfør afsnit 7.3.

9.6 **Sprøjtetekniske muligheder for at reducere afdrift ved sprøjtning**

Det er forsøgt at forbedre den biologiske effekt af de udsprøjtede pesticider ved at anvende forskellige typer dyser, vandmængder og tryk. Formålet har været at kunne anvende lavere doseringer. I forhold til den nuværende anvendte sprøjteteknik, er der ved indførelse af nye sprøjtetyper kun begrænsede muligheder for at reducere på de anvendte pesticidmængder. I de seneste år er der imidlertid igangsat forskning inden for positionsbestemt anvendelse af pesticider, hvor behandlingen begrænser sig til de områder af marken, hvor der er behov for bekæmpelse eller regulering af skadegørere. Ved den nuværende sprøjtepraksis kan mere end 95% af sprøjtemidlet ramme jorden i planternes tidlige stadier.

Udvikling af metoder, der kan håndtere et sådant system, vurderes at ville kunne bidrage til at reducere forbruget af pesticider betydeligt. Der eksisterer desuden gode muligheder for at reducere på risikoen for afdrift ved at sænke bomhøjden og ved anvendelse af nye dyser, der minimerer andelen af dråber der er potentielle for afdrift. Visse af de nye sprøjtetyper øger sprøjtekapaciteten i forhold til tidligere sprøjter, hvilket samtidig forbedrer mulighederne for at få sprøjtet på kort tid, medens det er vindstille vejr fx i morgentimerne. Inden for frugtavlssområdet vurderes det ligeledes, at der ved ny afskærmet teknik, som opsamler sprøjterester, vil være gode muligheder for at mindske påvirkningerne af det omgivende miljø.

På det sundhedsmæssige område vil et nedsat sprøjtebehov umiddelbart mindske eksponeringen af sprøjteførereren.

9.7 Mindsket forurening under rengøring og påfyldning af sprøjter

Spild af selv små mængder koncentreret sprøjtemiddel kan betyde en stærkt forøget udvaskningsrisiko som beskrevet i afsnit 4.6.5 om forurening fra fylde- og vaskepladser. Udvasningsrisikoen er yderligere forværret, hvis spildet sker på traditionelle fylde- og vaskepladser, hvor overfladen ofte er dækket af sand eller perlegrus, og med et meget tyndt eller intet mulddlag eller bevoksning. Der er en desuden en særlig risiko for forurening af vandforsyninger ved anvendelse af pesticider samt rengøring af traktorer og sprøjter nær brønde og borer.

Der findes en række enkle regler og anbefalinger for, hvorledes forureningen med pesticider kan reduceres eller helt undgås under rengøring og fyldning af sprøjter (Jensen et al. 1998). Påfyldningen af koncentreret pesticid og vask af sprøjteredskaber bør således ske på et mulddækket, bevokset område, som jævnligt flyttes, eller på et biobed. Det kan også ske på en betonbefæstet plads med afløb til en særskilt beholder. Et græsdækket areal er også velegnet. Græsset hindrer afstrømning og dannelse af afstrømningskanaler i jorden. Restsprøjtevæsken bør aldrig tømmes eller bortskaffes på muldjord eller befæstet areal. Sprøjterester bør heller ikke kommes i gyllebeholderen, med mindre det risikofrit kan forsvares i forhold til senere anvendelse af gyllen på afgrøder.

Restsprøjtevæsken (5 - 50 l) bør fortyndes og udsprøjtes på afgrøden. Den kraftigt fortyndede skyllevæske kan tømmes ud på en mark på så stort et areal som muligt. Evt. kan bundproppen fjernes, og beholderen tømmes under kørsel. Den fortyndede skyllevæske kan også tømmes i gyllebeholderen. Vask og påfyldning bør aldrig ske på grus- og betonbefæstede arealer, hvor vaskevandet og spild ledes til nedsivning, til kloak, dræn eller vandløb. Desuden bør det aldrig udføres i nærheden af brønde og borer. Emballagen og eventuelle ubrugte pesticidrester skal bortskaffes gennem den kommunale affaldsordning.

Internationale standarder

Som et led i den forebyggende indsats mod uhensigtsmæssig påvirkning af det omgivende miljø arbejdes der i øjeblikket på at færdiggøre en europæisk standard for marksprøjter og tågesprøjter, hvor hensynet til miljøet og arbejdsmiljøet er nøglepunkter. Arbejdet blev påbegyndt for 6 år siden og udføres i CEN-regi (Comité Européen de Normalisation), hvor Danmark er repræsenteret gennem Dansk Standardiseringsråd. I introduktionen til den kommende standard er følgende hovedpunkter nævnt:

- En jævn fordeling og god placering af sprøjtevæsken.
- Forhindre en utilsigtet spredning af pesticider til omgivelserne.
- Forbedret betjening af udstyret.

For at disse mål kan nås, sigtes der mod, at sprøjter skal være forsynet med en rentvandstank af en bestemt størrelse i forhold til sprøjtes størrelse. Vandet skal bruges til gennemskylning af sprøjten, allerede før den forlader marken. Om muligt kan den første udvendige rengøring af sprøjten med rent vand ske i marken. Ud over rentvandstanken skal der være en anden beholder med rent vand til vask af hænder mv.. Der bliver

desuden udarbejdet normer for fyldeudstyr og udstyr til rengøring af kemikalieemballage.

Det er normalt frivilligt at følge en standard, men i nogle lande vil den danne grundlag for godkendelse af sprøjteudstyret. I Danmark er der allerede en udvikling i retning af at montere rentvandstanke på sprøjten på frivilligt initiativ. Rent teknisk kan rentvandstanke eftermonteres på de fleste sprøjter uden store problemer.

Biobede

En alternativ løsning til at påfylde og rengøre sprøjten i marken er etableringen af et biobed (Helweg, Hansen 1997). Et biobed er et biologisk filter eller minirenselanlæg for de pesticider, der evt. spildes ved påfyldning og afvaskes ved vask af sprøjten. Biobedmaterialet er karakteriseret ved en høj mikrobiologisk aktivitet samtidig med en god bindingseffekt for pesticiderne. Igangværende forsøg forestået af Danmarks Jordbrugsforskning og Landskontoret for Planteavl har vist, at biobede har en god evne til at binde og nedbryde pesticider. Forsøgene viser dog også, at biobedet bør være lukket i bunden, hvis man skal sikre, at der ikke sker udvaskning gennem bedet. Desuden skal det sikres, at nedsivende vand kan opsamles i bunden af anlægget. Der er på nuværende tidspunkt ikke udarbejdet et egentlig vejledningsmateriale eller givet generelle anbefalinger til biobedene. Det skyldes, at der bør foreligge en myndighedsgodkendelse til en prototype. Der mangler også en myndighedsaccept af, at bortskaffelse af biobedmateriale kan ske ved udbringning på marken. Det vurderes at være uproblematisk. Et krav om mere komplicerede bortskaffelsesmetoder forventes at kølnе interessen for biobede hos landmanden.

Det kommunale miljøtilsyn

Miljøstyrelsen har i 1998 pålagt kommunerne at opprioritere kontrollen med pesticidernes håndtering, når miljøtilsynet med de enkelte landbrug gennemføres. Tilsynet vil primært fokusere på, om sprøjtecertificat indehaves, om vaske- og fyldepladser er indrettet miljømæssigt forsvarligt og om opbevaring og bortfjernelse af midlerne sker på en sikker måde.

9.8 Samspil mellem pesticider, herunder vækstreguleringsmidler, og produktion af toksiner

En del af de svampe, som forekommer i planteproduktionen, kan producere de såkaldte mykotoksiner, hvoraf mange er meget giftige for mennesker og husdyr. Den følgende oversigt over dette område er baseret på en rapport af Elmholt (1998). Mykotoksinerne kan optages gennem mave-tarmkanalen munden, lungerne eller huden. Der er påvist mindst 300 forskellige mykotoksiner, men kun omkring 20 menes i dag at have betydning i dyrefoder og human ernæring. Nogle mykotoksiner, fx trichothecener og ochratoksin A, findes i afgrøder, der produceres i EU, mens andre, fx aflatoksin, især optræder i importerede afgrøder fra varme lande. Disse mykotoksiners forekomst er således uafhængig af ændringer i pesticidanvendelsen i Danmark. Man regner med, at 20% af de kornafgrøder, der anvendes til foder, indeholder målelige mængder af mykotoksiner (Smith et al. 1994).

Mykotoksindannende svampe

Forskellige svampeslægter kan danne toksiner under danske forhold. De vigtigste er *Penicillium* og *Fusarium* (Elmholt 1998). Kun få arter inden

for slægterne udgør en reel risiko. Nordisk Ministerråd (1998) har foretaget en beregning af indtagelsen af mykotoksiner i de nordiske lande og en risikovurdering af udvalgte *Fusarium*-toksiner. Endvidere er der ofte variation i den toksinproducerende evne mellem forskellige stammer inden for samme art. For mange af de mykotoksinproducerende svampe er der kun lille viden om, hvorfor de producerer giftstofferne, og hvad der udløser dannelsen af dem. De vigtigste arter på dansk produceret korn er *Penicillium verrucosum*, der danner ochratoksin A og citrinin, og *Fusarium*-arter, der danner zearalenon og trichothecener.

De vigtigste mykotoksiner

Toksinernes effekter på dyr og mennesker er beskrevet i Smith et al. (1994). Ochratoksin A er et af de mest giftige mykotoksiner på dansk produceret korn og findes også i forarbejdede produkter. Ochratoksin A er giftigt for nyrerne og på listen over kræftfremkaldende stoffer. Veterinær- og Fødevaredirektoratet har vist, at der specielt i forbindelse med våde høstår er en reel risiko for at indtage så meget ochratoksin A via kornprodukter, således at de nordiske grænseværdier for daglig indtagelse på 5 mikrogram pr. kg. legemsvægt overskrides. Også citrinin og visse glucopepsider har en skadelig virkning på nyrerne. Trichothecener er også blandt de meget vigtige mykotoksiner på cerealier og på fødevarer, som indeholder cerealier. Nogle trichothecener dannes allerede mens kornet står på marken (Pettersson 1996). Det gælder fx T-2 toksin og deoxynivalenol (DON), der findes i landbrugsafgrøder over hele verden, også efter forarbejdning. DON (= vomitoksin) har toksiske effekter på fordøjelsessystemet og kendes som årsag til opkastning og reduceret ædelyst hos svin. Der er endnu ingen danske retningslinier, men den DON-mængde korn normalt indeholder, ligger i langt de fleste tilfælde under de grænseværdier, som amerikanerne har vedtaget. De langt mere giftige, men også sjældnere trichothecener, T-2 toksin og DAS, påvirker immunforsvaret og kan i værste fald medføre alvorlig sygdom (ATA-syndrom) hos mennesker og husdyr. Trichothecener spiller endvidere en rolle i forbindelse med svampeangreb på planter. Zearalenon er også et vigtigt mykotoksin. Det dannes af flere forskellige arter og er kendt for sin østrogeneffekt, dvs., det er et af de naturligt forekommende hormonlignende stoffer. Fusarin C, som kan dannes af flere forskellige *Fusarium*-arter er mutagent og muligvis kræftfremkaldende.

Betydning af klimaforhold, høstforhold og tørring

Forekomst og vækst af svampe øges under fugtige vækstbetingelser. Dette afspejler sig i, at større partier af korn er inficeret med bl.a. *Fusarium*-svampe efter fugtige vækstsæsoner. Høst af korn med vandprocenter over 14-15% kan give problemer med efterfølgende udvikling af svampe af forskellig type under kornets lagring. Dette betyder, at hvis ikke kornet tørres umiddelbart efter høst, vil der kunne ske stor udvikling af toksinproducerende svampe. Især i år med lange perioder med ustadigt vejr og meget nedbør kan der opstå problemer med at få høstet kornet tørt. Et godt eksempel på dette kendes fra de screeninger, slagterierne foretager for "mugne nyrer". Alle nyrer, der udviser makroskopiske læsioner, som tyder på at dyret lider af "porcine nephropathy", undersøges for rester af ochratoksin A. Hele slagtekroppen kasseres, hvis der findes en koncentration større end 25 mikrogram pr. kg i nyrerne. Denne tærskelværdi har været gældende siden 1979. Resultaterne viser, at "mugnyrer" ikke optræder med samme hyppighed hvert år. I mange tilfælde er fundet gjort efter fodring med korn, der er høstet i 1978, 1983 og 1987. Ved nærmere undersøgelser af tilfældene i 1978 og 1983 viste

det sig, at de ikke var ligeligt fordelt på landsdele, og man kunne ofte korrelere forekomsterne til høstbetingelserne i de enkelte egne af landet (Frisvad, Viuf 1986; Büchmann, Hald 1985). Fødevareministeriet har vist, at der i forbindelse med våde høstår er en reel risiko for at indtage så meget ochratoksin A via kornprodukter, at man overskrider de nordiske grænseværdier for daglig indtagelse (Jørgensen et al. 1996; Levnedsmiddelstyrelsen 1997). Imidlertid vil en hurtig og effektiv tørring af korn i de fleste sæsoner kunne mindske risikoen for toksinproduktion på lager.

Maltbyg og overskumning

En række *Fusarium*-arter er fundet på maltbyg (Thrane et al. 1992). Det antages, at forekomsten af *Fusarium* på maltbyg kan bevirke den såkaldte overskumning i bryggeriindustrien, og en tysk undersøgelse påviste en signifikant sammenhæng mellem koncentrationen af DON og overskumning i øl, som var brygget både på hvede og byg (Niessen et al. 1993).

Direkte effekter af svampemidler på svampe og dannelsen af toksiner

Der er i dag en udbredt anvendelse af bredspektrede fungicider i kornafgrøder. En række undersøgelser tyder på, at de forskellige arter af *Penicillium* generelt ikke er følsomme over for propiconazol og andre ergosterolhæmmende fungicider, som dominerer den nuværende anvendelse af fungicider (Elmholt 1998). Det skal dog nævnes, at disse fund er baseret på undersøgelser af jordsvampe. De fleste svampemidler har kun en meget begrænset effekt på *Fusarium*, der hovedsageligt angriber kerner i forbindelse med blomstring. Tebuconazol er aktivt over for flere *Fusarium*-arter, og også azoxystrobin er kendt for effekter på enkelte *Fusarium*-arter. Generelt anbefales der dog ikke kemisk bekæmpelse af *Fusarium*-svampe i Danmark, da det er yderst vanskeligt at ramme det sprøjtetidspunkt, hvor nogen effekt opnås.

Selv om et fungicid som tebuconazol nedsætter forekomsten af *Fusarium culmorum*, behøver det ikke at mindske risikoen for toksindannelse i kornet. En tysk undersøgelse tyder på det modsatte: Man viste, at behandling af *Fusarium culmorum* med Matodor (tebuconazol+tridimol) forøgede indholdet af trichothecenet NIV kraftigt i forhold til en ubehandlet kontrol (Gareis, Ceynowa 1994). På lignende måde fandt Moss og Frank (1985) at tridemorph stimulerede produktionen af T-2 toksin hos *Fusarium sporotrichoides* ved koncentrationer, som hæmmede svampens vækst. Svenske undersøgelser har dog ikke bekræftet disse tendenser (Pettersson 1996).

Indirekte effekter af svampemidler

Selv om de fungicider, der anvendes i dag er bredspektrede, findes der som regel nogle svampe, som de kun har en svag eller slet ingen effekt overfor (Elmholt 1998). Ved bekæmpelse af svampe i korn kan der ske en forskydning af svampefloraens sammensætning på planterne. Det kan i visse tilfælde betyde en forøget andel af de svampe, som vanskeligst lader sig bekæmpe. Dette er specielt uheldigt, hvis disse arter er patogene og/eller i stand til at danne mykotoksiner. Udenlandske undersøgelser har vist, at visse *Fusarium*-arter øges efter bekæmpelse af andre svampe i korn. Norske undersøgelser viste, at nogle svampemidler (bl.a. Tilt top, som indeholder svampemidlerne fenpropimorph og propiconazoner) gav større angreb af *Fusarium* end i ubehandlet. Forfatteren argumenterer for, at specielt propiconazol måske gør planterne mere modtagelige for *Fusarium*-angreb eller gør planterne mere tilgængelige ved at slå deres konkurrenter ud (Elen 1997). En tysk undersøgelse (Liggitt et al. 1997)

viste således, at tre almindelige svampearter på hvede virkede hæmmende på *Fusarium culmorum*s udvikling. Forsøg i laboratoriet viste, at svampenes vækst påvirkes meget forskelligt af forskellige fungicider. I nogle tilfælde (bl.a. tebuconazol) blev sygdomsfremkaldende arter af *Fusarium*-svampe hæmmet mere end saprofytiske arter, dvs. de arter, som nedbryder dødt organisk materiale, idet fungicidet forstærkede konkurrenceeffekten. I andre tilfælde var det omvendt, således at konkurrencen blev svækket. Det skal dog bemærkes, at nedsat vækst af toksinproducerende svampe i nogle tilfælde kan medføre en forøget toksinproduktion.

Ochratoksin-dannende svampe i Danmark

Fødevareministeriets overvågningsprogram viser, at der er en tendens til højere forekomster af ochratoksin A i økologisk dyrket korn end i konventionelt, dvs. i korn fra arealer, hvor der ikke er anvendt pesticider. I en dansk undersøgelse, som udføres af Danmarks JordbrugsForskning, er svampen *Penicillium verrucosum*, som danner ochratoksin A, påvist på 11 af 64 lokaliteter over hele Danmark (Elmholt 1998). De foreløbige resultater viser således for første gang, at *Penicillium verrucosum* kan findes i dansk landbrugsjord, og de tyder på, at svampen ser ud til at foretrække lerjord frem for sandjord, og at den tilsyneladende forekommer mere regelmæssigt i økologisk end i konventionelt dyrket jord. Dette skyldes bl.a. en større ukrudtsmængde i det økologiske jordbrug, som øger fugtigheden i afgrøden set i sammenligning med konventionelt brug. Dette kan hænge sammen med, at der anvendes såsæd i det økologiske jordbrug, som ikke er bejdsset med fungicider. Udsæden ligger på lager mindst et år, og det kan måske i nogle tilfælde medføre en opformering af *Penicillium verrucosum* og andre svampe. Efter såning vil disse svampe kunne opformeres kraftigt i jorden. Undlades bejdsning er det nødvendigt at øge opmærksomheden på problemerne med frøbårne svampe i kornet.

Effekter som følge af lejesæd

Lejesæd i kornafgrøder kan opstå som følge af dyrkning af stråsvage sorter, overgødskning, for højt plantetal, angreb af stråbasis sygdomme og kraftig nedbør og blæst. For at undgå lejesæd dyrkes i dag hovedsageligt stråstive sorter. Desuden sker en justering af plantetæthed og gødningsniveauet for at minimere risikoen for lejesæd. Vækstreguleringsmidler bruges i nogen udstrækning for at mindske risikoen. Rugsorter, der generelt er mere blødstråede end hvede, har større forbrug af vækstreguleringsmidler end hvede. Hvis anvendelsen af vækstreguleringsmidler ophører, vil der på visse jorder og i visse bedrifter kunne forventes en øget risiko for lejesæd. Dette giver større problemer med at få afgrøden tør til høst. Desuden giver det en forøget forurening af kornet med jordbårne svampe, blandt andet en række arter af *Penicillium* (Hill, Lacey 1984) og *Fusarium*. Det største problem i den forbindelse vil nok blive *Fusarium culmorum*, der er meget almindelig i jord, og som kan danne en række mykotoksiner.

9.8.1 Konklusioner

Mykotoksinerne udgør et generelt problem i såvel konventionelt som økologisk jordbrug, idet de kan opformeres under klimatiske forhold, der betinger høj fugtighed. Desuden kan de opformeres hvis kornets tørring er for langsom. Underudvalget finder, at giftige mykotoksiner fra svampe i korn kan udgøre en risiko for befolkningen, og anbefaler, at kontrollen med indhold af mykotoksiner i levnedsmidler styrkes.

9.9 Mineralisering i jorden og andre miljøeffekter ved øget jordbearbejdningsindsats i forbindelse med undladelse af pesticidanvendelse

Jordbearbejdningen påvirker såvel de kemiske som fysiske og biologiske forhold i jorden og har derfor indirekte stor betydning for såvel mineraliseringen og frigørelsen af næringssalte og deres evt. udvaskning, som for pesticiders persistens og udvaskning. Hvis jordbearbejdningen øges, vil det medføre, at nogle af makroporerne bliver ødelagt. Det betyder, at pesticidernes opholdstid i pløjelaget, hvor nedbrydningspotentialt er størst, formentlig forøges, udvaskningen formindskes, men til gengæld øges den overfladiske afstrømning. Reduceres eller elimineres jordbearbejdningen, vil der foregå en øget transport i makroporer, hvorved udsivningen af pesticiderne forøges (Fomsgaard 1998).

Mekanisk ukrudtsbekæmpelse af kvik i efteråret vurderes at have en negativ sideeffekt i form af øget kvælstofudvaskning i vinterhalvåret på grund af øget kvælstofmineralisering, mens mekanisk ukrudtsbekæmpelse om foråret ligeledes er kendt for at øge kvælstofomsætningen, hvilket ofte ses som en positiv effekt på afgrøderne, der i vækstsæsonen har gode muligheder for at udnytte de frigivne kvælstofmængder (Underudvalget for Jordbrugsdyrkning 1998).

Reduceret jordbearbejdning kan i forhold til normal jordbearbejdning bevirke øget fordampning af pesticider. Reduceres jordbearbejdningen, vil indholdet af organisk stof på længere sigt øges. Det medfører bl.a., at jorden får en større porøsitet og dermed et øget nedbrydningspotentialt og en ændret nedbrydningskinetik for pesticiderne. Effekten af jordbearbejdningen på pesticidomsætningen, herunder fordampningen, er derfor vigtig (Fomsgaard 1998).

Jordbearbejdningens indflydelse på vilde planter i marken

Pløjning har især stor effekt på rodukrudt, men påvirker også det enårige frøkrudt. Ved pløjefri dyrkning risikeres opformering af rodukrudet, fordi man mister den svækkelse af de vegetative formeringsorganer, som pløjningen giver. For enårige arter vil en almindelig vinterpløjning normalt begrave ca. 95% af frøene fra jordoverfladen i mere end 5 cm dybde. Dette er dybere end de fleste plantearter er i stand til at spire fra. Ved næste pløjning kommer mange af frøene frem igen. Ved at variere pløjedybden således, at man ét år med meget frøkast pløjer meget dybt, for derefter det følgende år ikke at pløje lige så dybt, kan planteantallet holdes på et lavt niveau. Ved denne praksis vil de fleste vilde planter, der spirer frem ved pløjningen, komme fra frø, der er mere end ét år gamle. Til forskel herfra vil vilde planter i pløjefri dyrkning komme fra frø, der er mindre end ét år gamle. Arter med lav frøholdbarhed kan derfor opformerer ved pløjefri dyrkning, mens de ikke har så gode chancer ved pløjning. For at holde antallet af vilde planter nede, dyrkes der i to år den samme afgrødetype lige efter hinanden, fulgt af en anden afgrødetype, således at det ukrudtsfrø, der kastes i den første afgrøde, pløjes ned før den næste, og når det pløjes op igen, etableres der en anden afgrødetype, hvor de pågældende arter ikke har så gode etablerings- og udviklingsbetingelser (Tersbøl et al. 1998).

Jordbearbejdningen spiller desuden en stor rolle for faunaen. En øget hyppighed af jordbearbejdningen kan virke skadelig for jordbundens

organismer, fx regnorme og springhaler, ligesom den kan frembyde en risiko for agerlandets fugle, som har redeplads på markarealet.

9.10 Ændringer i energiforbrug og emission af drivhusgasser ved undladelse af pesticidanvendelse

Ændringerne i forbruget af fossil energi ved omlægning til pesticidfrit landbrug er behandlet af Dalgaard (1998), som konkluderede, at hvis husdyrproduktionen i Danmark ønskes opretholdt, vil en overgang til pesticidfrit landbrug totalt set resultere i et øget energiforbrug. Stigningen skyldes primært en øget energiomkostning til import af foder, idet udbyttet falder i Nulscenariet. På den anden side falder energiomkostningen til afgrødeproduktion, hvilket primært skyldes sparet energi til produktion af pesticider og et faldende forbrug af handelsgødnings-kvælstof.

Eksempel: Energiforbrug ved Nudrift og ved pesticidfri dyrkning af vinterhvede

Tabel 9.2

Eksempel på beregning af fossil energiforbrug til dyrkning af vinterhvede ved Nudrift (1996) og ved pesticidfrit landbrug (efter Dalgaard 1998).

	Nudrift GJ/ha	Pesticidfri drift GJ/ha
Olie, smøreolie etc.		
Jordbehandling & Såning	1,7	1,7
Gødskning	0,8	0,8
Planteværn*	0,7	0,9
Høst	1,0	0,8
Transport, håndtering etc.	0,5	0,4
Elektricitet	0,7	0,5
N-handelsgødning**	9,7	8,6
Øvrig handelsgødning og kalk	0,8	0,8
Pesticider	0,2	0,0
Maskiner	1,4	1,4
I alt (GJ/ha)	17,4	15,9
Udbytte (hkg/ha)	72	53
Energiomkostning (MJ/hkg)	240	300

*) inkl. Blindharvning, ekstra stubkultivering etc.

***) 100% handelsgødskning.

Særlige forhold og usikkerheder

Der kan være en række forhold vedr. ændringer i driften, som ikke er medtaget i beregningerne, og som kan øge energiforbruget ved pesticidfri drift. Fx er reduceret jordbehandling ikke mulig i det pesticidfrie scenarior, hvilket i dette scenarior medfører yderligere energiomkostninger på grund af behovet for øget jordbearbejdning. Der er dog erfaringer som tyder på, at konkurrencesterke efterafgrøder kan reducere behovet for mekanisk ukrudtsbekæmpelse om efteråret, som er relativt energikrævende. Desuden vil energiomkostningerne til tørring af afgrøderne og ændringer i anvendelsen af halm til energiformål skulle indregnes i energiscenariet (Nielsen 1999). Tilsvarende er der poster, som ikke er medtaget i beregningerne af konsekvenserne af det pesticidfri jordbrug, og som vil kunne reducere energiomkostningerne. Der kan fx være tale om etablering af nye vandboringer på grund af forurening af grundvandet, eller tiltag til beskyttelse af den omgivende natur.

9.10.1 Konklusion

Ved overgang til pesticidfri drift stiger den direkte energiomkostning til mekanisk ukrudtsbekæmpelse, hvilket tildels opvejes af en sparet indirekte energiomkostning til fremstilling af pesticider (tabel 9.2). Konklusionen må være, at den totale energiomkostning til markbrug i Danmark ikke ændres betydeligt ved overgang til pesticidfri drift, men at dette skal ses i forhold til det betydelige udbyttefald på ca. 25%. En egentlig estimering af energiomkostningerne vil dog kræve en mere omfattende undersøgelse i stil med beregningerne i Dalgaard et al. (1998).

Emission af drivhusgasser

Ifølge Dalgaard et al. (1998) udgør landbrugets indenlandske bidrag til drivhuseffekten ca. 13 Tg CO₂-ækvivalenter. Heraf står CO₂, som stammer fra det fossile energiforbrug, for ca. 1/4. Den resterende del af landbrugets bidrag til drivhuseffekten kommer fra metan og lattergas. Kompensationen for det reducerede udbytte ved import af foder medfører, at energiforbruget bliver højere end ved anvendelse af pesticider. I vurderingen af ændringen af landbrugets bidrag til drivhuseffekten ved overgang til pesticidfri drift er ændringer i udledning af metan og lattergas ikke inddraget (Dalgaard 1998). Der er ligeledes ikke taget stilling til, i hvilken grad et anderledes produktionsmønster, fx reduceret husdyrproduktion eller økologisk drift, vil reducere energiforbruget.

9.11 Nye pesticider

Der udvikles løbende nye pesticider af den agrokemiske industri. Det er dog ikke klart hvor meget de nye pesticider vil ændre anvendelsesmønsteret, bortset fra, at udviklingen er gået mod stoffer som kræver mindre pesticidmængder pr. ha. Fx blev der anvendt ca. 1,5 kg pr. ha af de midler som blev udviklet i 1940'erne, mens der i gennemsnit bruges 100 gram pr. ha af de nyere midler. Desuden udgør omkostningerne ved miljøundersøgelserne en stigende del af de samlede udviklingsomkostninger af pesticider.

For herbiciderne har lavdosismidlerne, fx sulfonylureamidler, præget udviklingen med anvendelse af ned til få gram pr. ha. Forsøg på at syntetisere herbicider fra naturlige stoffer har herhjemme foreløbig givet stoffet glufosinat (Basta). Yderligere har man satset på stoffer, hvor virkningen er snævert knyttet til processer i planter for at gøre dem mindre giftige for mennesker og dyr.

For fungicidernes vedkommende har man søgt at udnytte stoffer som er naturligt forekommende i bakterier og svampe. Således er de nye strobilurinfungicider baseret på et stof, som er produceret af trænedbrydende svampe. Man har også udviklet fungicider, som virker ved at aktivere plantens eget forsvarssystem, uden at stofferne selv har nogen giftvirkning på svampene. Desuden har man arbejdet med et stof, som er udvundet af en brunalge.

Inden for insekticiderne har man udviklet midler, som har virkningsmekanismer, der er forskellige fra de tidligere insekticider, og som kan overvinde resistens over for de hidtil anvendte. Stofferne er virksomme i doser fra 5 til 20 gram pr. ha. Desuden udvikles der stoffer, der bruges som tiltrækningsstoffer (pheromoner) for specifikke skadedyr, som fan-

ges i fælder, der er præpareret med tiltrækningsstoffet. I disse tilfælde dræbes dyrene med insekticider.

Udviklingen går således mod stoffer, som er mere specifikke, som har sit udspring i eksisterende biologisk aktive stoffer i miljøet, og som kræver væsentlig mindre pesticidmængder pr. ha. Hvad angår de miljøvirkninger, som skyldes, at man bekæmper ukrudt, sygdomme og skadedyr, så betyder de nyudviklede pesticider næppe nogen større ændring. Derimod forventes det, at den generelle miljørisiko vil blive reduceret på grund af de skærpede miljøkrav i godkendelsen, de mindre mængder, som skal anvendes, og den lavere giftighed for ikke målorganismer.

9.12 Konklusioner

Der findes en række ikke-kemiske og alternative metoder til forebyggelse og kontrol af skadevoldere i jordbruget, som vil kunne nedsætte belastningen af miljøet med pesticider, samt forbedre arbejdsmiljøet ved udeladelsen af sprøjtningen. Blandt disse metoder hører også en konsekvent og systematisk anvendelse af skadetærskler og beslutningsstøttesystemer. Den miljø- og sundhedsmæssige fordel ved ikke-kemiske metoder er fraværet af forurening af overfladevand, grundvandet og omgivelserne i øvrigt. Ophør med anvendelsen af pesticider ved anvendelse af mekanisk ukrudtsbekæmpelse, forebyggende driftsmetoder, udvikling af resistente sorter, biologisk bekæmpelse af skadevoldere og anvendelse af genetisk modificerede planter med resistens mod skadevoldere vil fjerne eksponeringen af de beskæftigede i landbrug, skovbrug og gartnerier og fjerne pesticidresterne i de dansk producerede levnedsmidler, men ikke i importen, se afsnit 10.4.2. Det anses af Underudvalget for Jordbrugsdyrkning for muligt at opnå 20-50% reduktion i en række afgrøder ved at kombinere beslutningsstøtte, kemiske og ikke-kemiske metoder. Nogle af disse metoder medfører imidlertid også forskellige påvirkninger af miljø og sundhed, som ikke umiddelbart indebærer signifikant forbedrede forhold for miljø og sundhed.

Det kan desuden konkluderes, at der er gode muligheder for at nedsætte belastningen af miljøet ved forbedret sprøjteteknik og procedure ved vask og påfyldning af sprøjter, her under indretning af fylde- og vaskepladser. Endelig konkluderer Underudvalget, at der ikke er væsentlige forskelle i dannelsen af svampetoksiner og frigivelse af næringsstoffer ved øget jordbearbejdningssindsats i forbindelse med undladelse af pesticidanvendelse, såfremt der tages højde for disse forhold i dyrkningspraksis. Der kan derimod forventes et øget energiforbrug, hvis pesticidanvendelsen ophører.

Følgende specifikke konklusioner kan drages:

Konklusioner om miljøpåvirkningen

- Ved ophør med anvendelsen af pesticider ophører eksponeringen af flora og fauna i terrestriske og akvatiske økosystemer momentant som følge af den direkte eksponering ved sprøjtning og afdrift, samt inden for ca. 1 år ved væsentligt mindsket eksponering via afstrømning. Floraen uden for de dyrkede arealer og de deraf afledte indirekte effekter vil imidlertid kræve væsentligt længere tid til reetablering.

- Ved ophør af bejdsning af udsæd fjernes en risiko for fugle og små pattedyr, som fortærer udsæden.
- Såfremt den mekaniske renholdelse er meget effektiv, vil mængden af ukrudtsplanter ikke være væsentligt anderledes end i pesticidbehandlede marker, således at den miljømæssige gevinst for floraen på selve marken ikke er til stede. Den mekaniske renholdelse vil derimod have stor betydning for de marknære arealer og småbiotoper, som ikke påvirkes af afdrift af sprøjtemidler.
- Mekanisk ukrudtsbekæmpelse af kvik i efteråret vurderes at have en negativ sideeffekt i form af øget kvælstofudvaskning i vinterhalvåret på grund af øget kvælstofmineralisering, mens mekanisk ukrudtsbekæmpelse om foråret ligeledes er kendt for at øge kvælstofomsætningen, hvilket ofte ses som en positiv effekt på afgrøderne, der i vækstsæsonen har gode muligheder for at udnytte de frigivne kvælstofmængder.
- Den negative virkning af den mekaniske ukrudtsbekæmpelse kan være betydelig for jordens meso- og makrofauna, specielt springhaler og regnorme. Ved et alsidigt sædskifte med 2-årigt kløvergræs opnås imidlertid en klar positiv virkning.
- En øget jordbearbejdning kan frembyde en øget risiko for agerlandets fugle, som har redeplads på markarealet.
- Brugen af nyttedyr og mikrobiologiske midler til biologisk bekæmpelse af skadevoldere på friland indebærer en væsentlig risiko for spredning af ikke-hjemmehørende organismer, som kan have en negativ effekt på miljøet. Også spredningen af hjemmehørende arter vil teoretisk set kunne forrykke naturlige økologiske balancer. Der er en lang tradition for at anvende nyttedyr til bekæmpelse af skadedyr i væksthuse i Danmark. De anvendte arter kan ikke overleve udendørs og vil derfor ikke kunne spredes i naturen.
- Genmodificerede planter, som er resistente mod insekter, vil kunne påvirke andre arter end skadevolderen, fx rovinsekter og fugle, der spiser planteædere, som er tilknyttet den genetisk modificerede afgrøde. Mulige effekter af insektresistente planter adskiller sig desuden fra sprøjtemidler ved, at de kan forekomme gennem hele vækstsæsonen. Man må dog forvente, at en række ikke-målorganismer er mindre påvirkede af genetisk modificerede planter end ved konventionel udnyttelse af sprøjtemidler. Genmodificerede planter, der derimod er gjort resistente over for svampe og virus, vil være skånsomme mod insektpopulationerne.
- Der eksisterer gode muligheder for at reducere afdriften af pesticider ved anvendelse af nye dyser, der minimerer andelen af dråber, der er potentielle for afdrift. Visse af de nye typer øger sprøjtekapaciteten i forhold til tidligere sprøjter, hvilket samtidig forbedrer mulighederne for på kort tid at få sprøjtet medens det er vindstille vejr. De nye typer af dyser medvirker dog ikke til en signifikant reduktion af den anvendte mængde pesticider.

Konklusioner om sprøjte- tekniske forbedringer

<i>Konklusioner om arbejdsmiljøet</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Der er nye sprøjteteknikker under udvikling, som doserer pesticider positionsbestemt, således at behandlingen begrænser sig til de områder af marken, hvor der er behov for sprøjtning. Ved den nuværende sprøjtepraksis kan mere end 95% af sprøjtemidlet ramme jorden i planternes tidlige stadier. • Inden for frugtavlsoområdet kan der ved en ny afskærmet teknik, som opsamler sprøjterester, være gode muligheder for at mindske påvirkningerne af det omgivende miljø. • Brugen af mikrobiologiske midler indebærer en risiko for arbejdsmiljøskader i form af allergi eller luftvejssygdomme.
<i>Øvrige konklusioner</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Forbedringer af den fysiske udformning af fylde- og vaskepladser, samt anvendelse af biobede og rentvandstanke vil kunne reducere punktkildeforureningen. • Reduceret eller elimineret jordbearbejdningen vil kunne medføre en øget transport af pesticider i makroporer, hvorved udsivningen af pesticiderne forøges. Der kan således opnås en forbedring med hensyn til nedvaskningen af pesticider ved ikke at anvende reduceret jordbehandling, men dette vil på den anden side medføre øget anvendelse af energi. Reduceret jordbearbejdning kan i forhold til normal jordbearbejdning bevirke øget fordampning af pesticider.
<i>Konklusion om mykotoksiner</i>	<p>Mykotoksinerne udgør et generelt problem i såvel konventionelt som økologisk jordbrug, idet de kan opformeres under klimatiske forhold, der betinger høj fugtighed. Desuden kan de opformeres, hvis kornets tørring er for langsom. Underudvalget finder, at giftige mykotoksiner fra svampe i korn kan udgøre en større risiko for befolkningens sundhed end pesticidrester i korn og anbefaler, at kontrollen med indhold af mykotoksiner i levnedsmidler styrkes.</p>
<i>Konklusion om ændringer i energiforbruget</i>	<p>Ved overgang til pesticidfri drift stiger den direkte energiomkostning til mekanisk ukrudtsbekæmpelse, hvilket tildels opvejes af en sparet indirekte energiomkostning til fremstilling af pesticider. Underudvalget konkluderer, at den totale energiomkostning til landbrug i Danmark ikke ændres betydeligt ved overgang til pesticidfri drift, men at dette skal ses i forhold til det betydelige udbyttefald på ca. 25%. Der er ikke taget stilling til, i hvilken grad et anderledes produktionsmønster, fx reduceret husdyrproduktion eller økologisk drift, vil reducere energiforbruget.</p>
<i>Konklusion om emission af drivhusgasser</i>	<p>Landbrugets indenlandske bidrag til drivhuseffekten er ca. 13 Tg CO₂-ækvivalenter. Heraf står CO₂, som stammer fra det fossile energiforbrug, for ca. 1/4. Den resterende del af landbrugets bidrag til drivhuseffekten kommer fra metan og lattergas. Hvis udbyttet reduceres ved pesticidfri drift, vil importen af foder medføre, at energiforbruget samlet set bliver højere. Det har ikke været muligt på det foreliggende grundlag at vurdere ændringer i udledningen af metan og lattergas i de forskellige scenarier.</p>
<i>Konklusioner om udvaskning af næringssalte</i>	<p>Underudvalget vurderer, at ændringer i den mekaniske jordbehandling og ændringer i sædskifter vil påvirke udvaskningen af næringssalte. Ændringerne kan både være negative og positive, og en vurdering af nettoændringen vil kræve en omfattende analyse, som vil efterlade en stor</p>

usikkerhed. I det pesticidfri scenario vil udbyttenedgangen alt andet lige medføre et mindre forbrug af gødning med en reduceret udvaskning til følge. I tilfælde af misvækst, fx som følge af svampesygdomme, vil der derimod kunne forventes en øget udvaskning. Udvasningen vil således fra år til år afhænge af et samspil mellem afgrødevalget, gødningsniveauet, jordbehandlingens intensitet og tidspunkt, samt plantesundheden. I det omfang, at gødningsforbruget reduceres i de forskellige scenarier, vil implementeringen af Vandmiljøplan II blive fremskyndet.

10 Modelberegninger af konsekvenserne af miljø- og sundhedsmæssige scenarier for udfasning af pesticider

10.1 Beskrivelse af scenarierne

I dette kapitel beskrives de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser for en række af de forskellige scenarier, som er samordnet med de faglige underudvalg vedrørende henholdsvis "jordbrugsdyrkning", "produktion, økonomi og beskæftigelse" og "lovgivning" (Hovedudvalgsrapport 1999). Scenarierne er sammenlignet med den hidtidige produktion i jordbrugserhvervene. Scenarierne omfatter

- **Nudriften** (1994)
- **Nulscenariet**: En total udfasning af pesticider
- **Nul-plusscenariet**: Næsten total reduktion af anvendelse af pesticid
- **Plusscenariet**: Begrænset anvendelse af pesticid
- **Plus-plusscenariet**: Nedsat anvendelse af pesticid

Det skal bemærkes, at der kun foreligger tilstrækkeligt datamateriale til at gennemføre egentlige beregninger af konsekvenserne af hel eller delvis udfasning af pesticiderne set i forhold til Nudriften over for følgende effekter på miljøet:

- Effekter på bestandstætheden af udvalgte jordbundsdyr (springhaler og regnorme i landbrugsjord).
- Effekter på bestande af 9 af agerlandets fuglearter.
- Effekter på frøpuljens størrelse i landbrugsjord.
- Sandsynligheden for effekter på alger og krebsdyr i vandhuller.
- Befolkningens indtagelse af pesticider.

Der er i tilknytning til beregningerne anført en række kvalitative vurderinger af konsekvenserne af de enkelte scenarier for væsentlige miljø og sundhedsmæssige forhold i forbindelse med en hel eller delvis udfasning af pesticider.

Nulscenariet: Total udfasning af pesticider

Analysen tager udgangspunkt i de 12 bedriftstyper, der er opstillet i Hovedudvalgets rapport, kapitel 4. For hver af disse bedriftstyper er foreslået, hvordan sædskifterne kan justeres, såfremt pesticiderne afvikles.

Udgangspunktet for de foreslåede sædskifter har været, at den nuværende produktion og struktur på bedrifterne i store træk er bibeholdt i scenariet med hensyn til dyreenheder og afgrødetyper. Den samlede animalske produktion er opretholdt. For at kompensere for en nedgang i grovfoder-

produktionen er der sket en mindre udvidelse af grovfoderarealet på bekostning af kornarealet. Sædskifterne med kartofler, sukkerroe- og frøgræs er bibeholdt uden afklaring af om sædskifterne er realistiske i et 0-scenario med total afvikling.

Nul-plusscenariet: Næsten total afvikling af pesticider

I scenariet med næsten total afvikling af pesticidanvendelsen forudsættes, at der kun anvendes pesticider, hvor enten afgrøden ikke ville kunne overholde specifikke lovmæssige renhedskrav, eller der er krav om at bekæmpe karantæneskadegørere, som defineret i bekendtgørelser fra Plantedirektoratet, eller bejdsning af sædekorn til 1. generation. Der vil således fortsat være tilladelse til anvendelse af pesticider til:

- Bejdsning af al sædekorn til og med 1. Generation.
- Bekæmpelse af problematiske ukrudtsarter i frøgræs.
- Læggekartofler. Anvendelse af nedvisningsmidler og kartoffelskimmelmidler.
- Bekæmpelse af flyvehavre i bestande der ikke gør lugning muligt.
- Bekæmpelse af coloradobiller i læggekartofler.
- Bekæmpelse af specifikke skadedyr i potteplanter og planteskolekulturer.

Plusscenariet: Begrænset anvendelse af pesticider

I scenariet med begrænset anvendelse af pesticider tillades lidt større brug af pesticider end i Nul-plusscenariet. Der vurderes her, hvilke afgrøde/skadegører kombinationer, der vanskeligst vil kunne undvære en bekæmpelse med pesticider. Denne stillingtagen afhænger af udbyttmæssige tab som følge af angreb af skadegørere.

Som udgangspunkt er medtaget områder, der giver store udbyttmæssige tab, eller hvor det skønnes at en rentabel produktion af specifikke afgrøder ikke vil kunne opretholdes. Der skal være tale om a) betydelige gennemsnitlige tab (>15-20%) som følge af skadegørere, eller b) produktionen vil blive behæftet med så stor en usikkerhed, at det må forventes at produktionen vil kunne bortfalde eller ikke indpasses i sædskiftet. Scenariet tager ikke højde for, at der på enkelte lokaliteter og i enkelte år kan opstå tab i en afgrøde, der er større end 15-20%. Dette skyldes, at kendskabet til, hvor ofte en sådan situation vil optræde, ikke kan forudsiges for langt de fleste afgrøder.

Pesticider vil kunne anvendes i følgende situationer:

- Kartoffelskimmelbekæmpelse i et minimalt omfang i spise- og melkartofler.
- Bejdsning og båndsprøjtning i bede- og sukkerroer.
- Bekæmpelse af specifikke ukrudtsarter i korn (fx kamille og agersennep).
- Bekæmpelse af ukrudt i ærter.
- Pletvis bekæmpelse af flerårige ukrudtsarter som tidsler m.fl.
- Bekæmpelse af græsukrudt på særligt befængte arealer.
- Bekæmpelse af betydelige angreb af bladsygdomme i hvede og vinterbyg ud fra varslinger.
- Bekæmpelse af glimmerbøsser i vårraps, under forhold, hvor afgrøden ikke kan kompensere for angreb.
- Båndsprøjtning med herbicider i majs.

- Kemisk kvikbekæmpelse i 1 ud af 10 år kombineret med mekanisk bekæmpelse.
- Bekæmpelse af giftige ukrudtsarter som fx vårbrandbæger i grovfo-der.
- Bekæmpelse af bladlus når skadetærsklen er overskredet i korn og ærter.
- Bekæmpelse af snegle og jordlopper i raps, når skadetærsklen er over-skredet.
- Bekæmpelse af kløversnudebiller i kløverfrøproduktion.
- Bekæmpelse af sygdomme og skadedyr i frugtproduktion vurderet ud fra angrebsniveau.
- Bekæmpelse af sygdomme og skadedyr i grønsager vurderet ud fra angrebsniveau.
- Nedvisning og svampebekæmpelse af visse havefrøafgrøder.

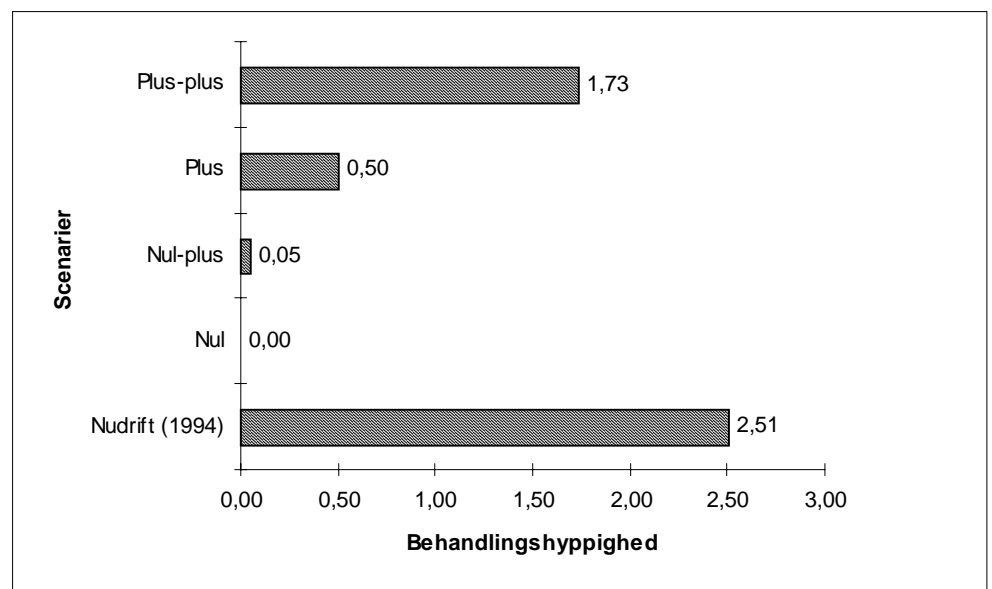
Plus-plusscenariet: Nedsat anvendelse af pesticider

I det tredje scenario med en nedsat anvendelse af pesticider forventes der ikke at være væsentlige økonomiske tab, som følge af skadegørere. Produktionen er tilsvarende, hvad der sker i den nuværende produktion. Scenariet bygger på et udspil fra Danmark JordbrugsForskning, der i 1996 vurderede, at der var en realistisk mulighed for sænkning af be-handlingshyppigheden, uden at det ville påvirke den nuværende drifts-økonomi.

Scenariet forudsætter, at der anvendes alle tilrådighed værende skade-tærskler, ligesom der anvendes mekanisk ukrudtsbekæmpelse, hvor disse metoder er konkurrencedygtige over for de kemiske metoder. Det for-ventes, at man dyrker et sædskifte, der meget svarer til det, man gør i dag, hvor der optimeres i forhold til økonomi, men også i forhold til at kunne bruge mindst muligt pesticider.

Behandlingshyppigheder i de fem scenarier

Som Nudrift er valgt behandlingshyppigheden i 1994 (Miljøstyrelsen 1995b). I figur 10.1 er vist den forventede behandlingshyppighed i de forskellige scenarier som et landsgennemsnit for landbrugsarealerne.



Figur 10.1

Behandlingshyppigheden under Nudriften og de 4 scenarier. Som Nudrift er valgt behandlingshyppigheden i 1994.

I vurderingen af virkningerne i skove i afsnit 10.3.1 og i afsnit 10.3.2 anvendes følgende definitioner:

- **Nulscenariet:** Der anvendes ikke pesticider i skovbruget.
- **Nul-plusscenariet:** Der anvendes ikke pesticider i skovbruget, men skadedyrsbekæmpelse i planteskoler er undtaget i forbindelse med produktion til eksport, hvor produktet ikke kan leveres uden risiko for skadedyr eller sygdomme.
- **Plus- og Plus-plusscenarierne:** Der må anvendes pesticider i skovbruget, hvor ophør vil umuliggøre opretholdelse af produktionen, og der tages i videst muligt omfang hensyn til miljøet. Det vil i realiteten sige, at der må anvendes alle grupper af pesticider i planteskoler, hvor pesticidanvendelse ikke med rimelighed kan erstattes af mekanisk eller biologisk bekæmpelse, og at der i juletræs- og pyntegrøntkulturer må anvendes insekticider når det er nødvendigt.

10.2 Forurening og eksponering af forskellige medier

10.2.1 Pesticider i grundvand

En reduceret anvendelse af pesticider vil alt andet lige betyde, at kilden til grundvandsforurening bliver reduceret. Grundvandsforureningen afhænger af et kompliceret samspil mellem en række faktorer, der i deres væsen er stokastiske (tilfældige), da vejr og klima spiller en afgørende rolle. Blandt disse faktorer og deres samspil skal især nævnes:

- Sprøjtetidspunktet i relation til plantedækket og nedbørshændelser.
- Nedbrydningsforholdene i jorden som igen er styret af især temperaturen og fugtigheden.
- De geologiske formationers fysiske egenskaber, herunder vandgennemtrængeligheden og beliggenheden af evt. sprækker og hulrum.
- Vandtransporten i grundvandszonen.

Vejr og klima spiller en vigtig rolle for forureningen af grundvandet

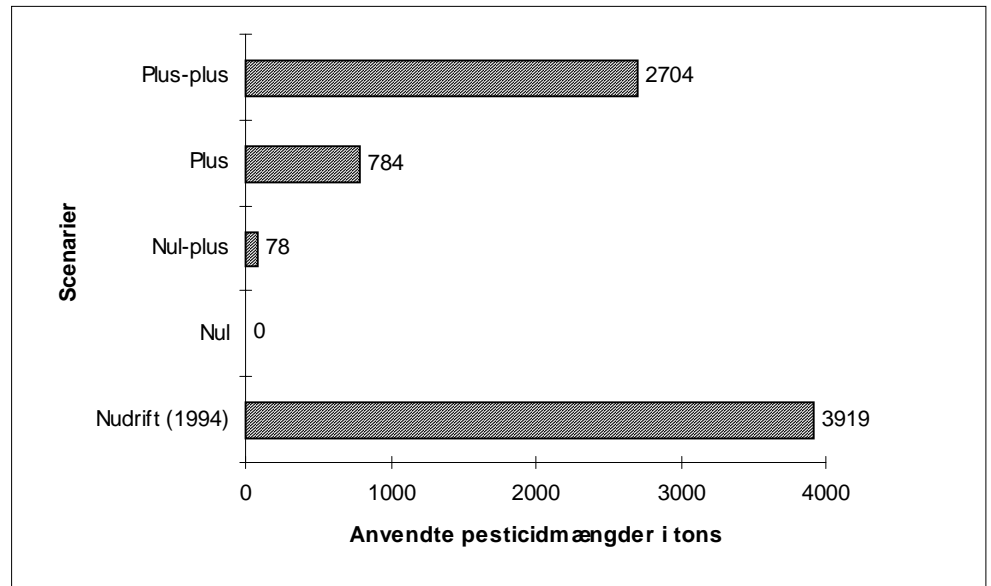
Nulscenariet

Nulscenariet vil på længere sigt medføre, at fundene af pesticider i grundvandet vil ophøre. Det tidsrum, der vil hengå, vil være bestemt af de lokale geologiske forhold, af nedbrydningen af de pesticider, der allerede befinder sig i jordlagene og endelig af grundvandets bevægelser. Der findes ikke tilstrækkeligt detaljerede kvantitative geologiske data, som beskriver jordlagenes rumlige udstrækning og grundvandets bevægelser. Hertil kommer manglende viden om pesticidernes bindings- og nedbrydningsforhold på meget langt sigt, i de koncentrationsniveauer, der optræder i grundvandet. Det er derfor ikke muligt hverken på landsplan eller lokalt at beregne, hvornår den aktuelle og den fremtidige forurening af grundvandet vil ophøre. Der vil dog givetvis være tale om tidsperioder af betydelig længde (mere end 30 år). Der er behov for en bedre viden om de kvantitative "hydrogeologiske parametre", dvs. fokus på parameterestimering og skaleringsproblematikken i regional skala (bl.a. hydraulisk ledningsevne, effektiv porøsitet, binding og nedbrydning). Det er vigtigt at forbedre og detaljere eksisterende deterministiske modelværktøjer, evt. koblet med stokastiske beregningsprincipper, som vil kunne beregne sandsynligheden for, at der på et givet tidspunkt og på en given lokalitet vil kunne påvises pesticider i en given koncentration i

grundvandet. Varigheden af forureninger fra total ukrudtsbekæmpelse, bl.a. BAM-forureningerne, er ikke belyst, ligesom betydningen og varigheden af udsivning fra affaldsdeponeringer af pesticider er ukendt.

De øvrige scenarier

Det forventede pesticidforbrug i de forskellige scenarier fremgår af figur 10.2. Det antages, at belastningen af grundvandet alt andet lige vil være reduceret proportionalt med anvendelsen. En række foranstaltninger, som allerede er indført, vil imidlertid medvirke til at nedsætte sandsynligheden for fund i grundvandet. Det drejer sig især om opstramningen i Miljøstyrelsens godkendelsesordning, som blev indført med forbudsloven, og den stigende anvendelse af stoffer, som i det nuværende brugsmønster har et lille potentiale for at forurene grundvandet. Forbud mod anvendelse af pesticider på områder, der er udpeget som særligt følsomme, spiller ligeledes en vigtig rolle i reduktionen af risikoen for fremtidig forurening af grundvandet. Som vist på figur 10.2 vil både Plus- og Plus-plusscenerierne medføre et forbrug af pesticider, som afhængigt af stof-typen vil kunne indebære en risiko for grundvandsforurening om end med en væsentlig lavere fundhyppighed med tiden end den nuværende. Det vil som omtalt kun være muligt at angive en bred tidsramme for denne tilstands indtræden.



Figur 10.2

Den totale anvendelse af pesticider under Nudriften og de forskellige scenarier. Grundvandsforureningen afhænger af en række klimamæssige, biologiske og geologiske forhold og er relateret til den anvendte pesticidmængde og de godkendte stoffers egenskaber.

10.2.2 Pesticider i jord, overfladevand og atmosfæren

Pesticiderne nedbrydes og bindes efter udspreddingen på jord og planter. Normalt godkendes kun stoffer, som har en halveringstid på højst 3 måneder i jord ved 10 og ved 20°C. For stoffer med lavere halveringstider er den tilbageværende mængde væsentligt mindre. Under feltforhold, hvor vilkårene for nedbrydning ikke er optimale, kan nedbrydningen dog gå langsommere. Temperaturen og fugtigheden har stor betydning for nedbrydningen som beskrevet i afsnit 4.6.4. I vinterhalvåret kan nedbrydningen i overjorden således gå i stå ved lave temperaturer. Ligeledes kan udtørring af jorden om sommeren sætte nedbrydningen i stå. Hvis

Jord

anvendelsen af de aktuelt godkendte pesticider ophører på et givet areal, vil restindholdene i jorden normalt nedbrydes og dermed ikke være tilgængeligt for planter, dyr eller nedsivning til grundvandet efter en dyrkningssæson.

Restmængder i jorden

Nedbrydningen af resterne af alle pesticider er hindret af, at molekylerne diffunderer ind i mikroskopiske porer i jordpartiklerne, hvor de ikke længere kan nås af mikroorganismer. Disse rester kan påvises ved særlige analytiske metoder med effektiv ekstraktion og følsomt analyseapparat, og de er af samme størrelsesorden som de koncentrationer, der tilføres dyrkningssystemerne ved atmosfærisk nedfald af langtransporterede pesticider. Det skal endelig nævnes, at det er muligt at påvise tidligere godkendte persistente pesticider som DDT og lindan i relativt høje koncentrationer i jorden på arealer, hvor de blev anvendt for mere end 15 år siden, specielt i tidligere frugtplantager. Det kan således konkluderes, at ældre, persistente pesticider, som ikke længere er godkendt, stadig kan påvises i jorden, medens langt størstedelen af de godkendte pesticider vil være nedbrudt i løbet af 1 til 2 år, efter at brugen af dem er ophørt.

Drænvand

Tilførslen af pesticider til drænvand afhænger af den doserede mængde, nedbrydningen og bindingen i overjorden, samt af fordampningen. Ophør med brugen medfører, at den mængde af pesticider, som kan transporteres ned i jorden, vil forsvinde. Der vil dog kunne ske nedsivning af de tilbageværende rester i jorden over en årrække, som vil afhænge af nedbørshændelserne og jordbundsforholdene, som betinger bindingen og nedbrydningen af stofferne.

Atmosfæren

Ved ophør af anvendelsen af pesticider ophører samtidig såvel fordampningen som afdriften fra de pågældende arealer. Der vil derimod stadig ske en tilførsel af pesticider ved langtrækkende, grænseoverskridende atmosfærisk transport. Der vil således ske en stadig tilførsel af pesticider med nedbøren, men med mindre hyppighed og i væsentligt mindre koncentrationer end som beskrevet i afsnit 4.5. Det skal her bemærkes, at de beskrevne fund kun dækker nogle af de pesticider, som potentielt vil kunne overføres til atmosfæren ved afdrift og fordampning her i landet og i udlandet. Der kan derfor ikke beregnes scenarier for konsekvenserne af reduceret pesticidanvendelse. Endelig vil herbicidet DNOC forekomme i relativt høje koncentrationer selv om pesticiderne udfases, da stoffet dels syntetiseres ved atmosfærekemiske reaktioner med komponenter i bl.a. biludstødning, dels vil kunne transporteres over lange afstande ved anvendelse i andre lande (jfr. afsnit 4.5).

Vandløb, vandhuller og søer

Ved ophør af anvendelsen af pesticider vil afdriften til vandløb, søer og vandhuller ophøre momentant, medens tilførslen af pesticider med afstrømningen kræver ét til flere år, før de tilstedeværende rester er fuldstændigt nedbrudt. Tilførslen via drænvand vil ligeledes først ophøre, når de tilstedeværende rester af pesticider er forsvundet i de øverste jordlag. Vandløb og søer er som regel i hydrologisk forbindelse med grundvandet. Hvis grundvandet er forurenet med pesticider, vil der således ske en tilførsel med det tilstrømmende grundvand. Denne tilførsel af pesticider vil vare i betydeligt længere tid end tilførslen fra drænvand i de øvre jordlag. Disse forhold er beskrevet i afsnit 10.2.1 vedrørende grundvand. Overfladevandet vil imidlertid også ved et ophør af pesticidanvendelsen i Danmark stadig få tilført mindre mængder pesticider via nedbør som

følge af den langtrækkende, grænseoverskridende luftforurening. Det er ikke muligt at angive, hvilken betydning udsivningen af pesticider fra nedgravet pesticidaffald og udsivningen fra vaske- og fyldepladser og fra andre punktkilder har for forureningen af overfladevandet. Det er derfor også vanskeligt at angive, hvornår en sådan forurening vil ophøre.

Sammenfatning

Ved et helt eller delvist ophør med brugen af pesticider i jord eller med risiko for at ramme jord vil rester af de nu godkendte pesticider stort set forsvinde fra det øverste jordlag inden for 1-5 år. Ligeledes vil den direkte afdrift til vandløb, søer og vandhuller ophøre momentant, medens tilførslen ved overfladisk afstrømning og via drænvand vil fortsætte i en årrække. Tilførslen via grundvand, som er forurennet med pesticider, vil afhænge af en række faktorer og vil på de fleste lokaliteter forventes at kunne fortsætte over et langt tidsforløb. Bidraget fra atmosfæren til jord og overfladevand vil blive reduceret momentant for så vidt angår det danske bidrag, men der vil stadig ske en i forhold hertil lille tilførsel via langtrækkende, grænseoverskridende forurening.

10.3 Miljøeffekter

Pesticiders effekter på flora og fauna i det terrestriske og akvatiske miljø er nøje knyttet til, hvilke toksiske egenskaber pesticidet besidder og hvordan det spredes og nedbrydes i miljøet. Effekten på den enkelte plante eller dyreart afhænger af eksponeringen, hvor følsom arten er over for et givet pesticid, og hvordan arten påvirkes af ændringer i andre arters populationer. Mange af disse relationer er ikke kvantificeret, og det er derfor ikke med den nuværende viden muligt at give en præcis beskrivelse af, hvilke effekter den aktuelle anvendelse af pesticider samlet set har på terrestriske og akvatiske miljøer. Det er således heller ikke muligt at give en præcis beskrivelse af, hvilken virkning en hel eller delvis udfasning af anvendelsen af pesticider vil have på disse miljøer.

Med udgangspunkt i undersøgelser over pesticiders virkning på springhaler, regnorme, 5 ukrudtsarter og 9 fuglearter, samt virkningen på alger og dafnier i det akvatiske miljø, er der opbygget modeller, som beregner hvilke konsekvenser en hel eller delvis udfasning af pesticider vil have for de respektive organismer. Resultaterne af modelberegningerne skal opfattes som et bedste bud på konsekvenserne på baggrund af de undersøgelser og forudsætninger, der ligger til grund for modellerne, og de skal ikke ses som et eksakt udtryk for konsekvenserne for de pågældende organismer. Det skal i den forbindelse understreges, at modelberegningerne heller ikke kan tages som et udtryk for konsekvenserne for alle andre organismer i terrestriske og akvatiske miljøer.

10.3.1 Faunaen i dyrkede og udyrkede terrestriske økosystemer

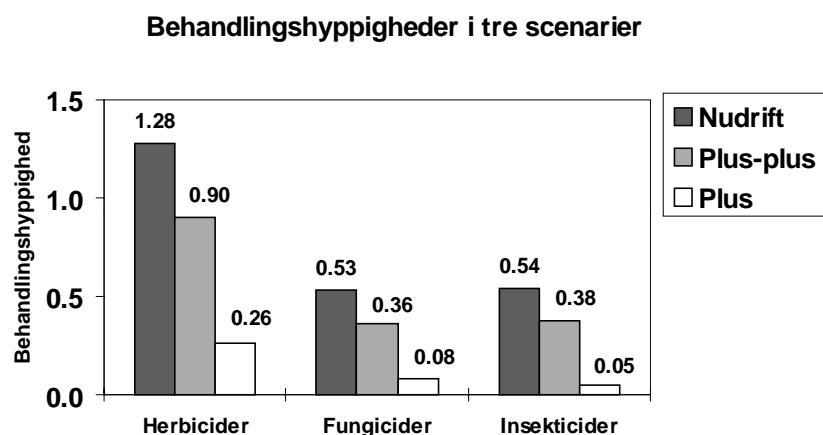
Op gennem dette århundrede er der sket en stadig intensivering af landbrugsdriften i Danmark. Dyrkningsenhederne er blevet større, dræningen mere intensiv og der er sket en høj grad af specialisering. Den større grad af specialisering har medført ensidighed i afgrødevalg og større anvendelse af hjælpestoffer i form af kunstgødning og pesticider. I takt med intensiveringen af landbrugsdriften har det dyrkede lands vilde plante- og dyreliv også ændret sig. Mange planter og dyr, der tidligere var hyppige på dyrkningsfladen eller i hegn og småbiotoper, er gået tilbage i antal

eller er helt forsvundet. Den øgede brug af pesticider formodes i den forbindelse at spille en væsentlig rolle både hvad angår nedgangen i agerlandets biologiske diversitet og med hensyn til de bestandsnedgange, der er iagttaget for en række dyr og planter, som er tilknyttet agro-økosystemet.

Sædskiftet er en vigtig faktor for livsvilkårene i marken, idet afgrødevalget også delvist fastlægger pesticidanvendelsen, jordbehandling, gødskning samt timingen af de enkelte operationer. Det er anslået, at pesticidrestriktionerne i Nulscenariet vil medføre et ændret sædskifte. Ændringer i sædskiftet påvirker faunaelementer, som ellers ikke er påvirkede af pesticidanvendelsen. For den overjordiske leddyrfauna er effekten af pesticidanvendelse betydelig. For springhaler og regnorme er pesticidanvendelsen af mindre betydning, men ændringer i sædskiftet kan have stor indflydelse på bestandene. Hos agerlandets fugle er der foretaget konsekvensberegninger af både ændringer i pesticidanvendelsen og sædskiftet.

Effekten på markens leddyrfauna

Den lavere fauna påvirkes såvel af den direkte behandling med insekticider som den indirekte påvirkning ved fjernelse af planter og mikroorganismer som fødegrundlag ved anvendelsen af herbicider og fungicider. Virkningen af de forskellige pesticidtyper er delvis specifik og proportional med behandlingshyppigheden af henholdsvis fungicider, herbicider og insekticider (se figur 10.3). Ved sammenligninger af scenarierne er behandlingsfrekvensen derfor en indikator for de uønskede sideeffekter ved pesticidanvendelsen på individer, arter og samfund af planter og dyr, forudsat at behandlingshyppigheden er et udtryk for størrelsen af det behandlede areal. Udelades herbicidbehandlinger, kan der forventes en forøgelse af den overjordiske insektfauna med en faktor 2-7 målt som individer og en faktor 1,5 målt som antal arter pr. prøve. Undlades fungicidbehandling, øges den fungivore insektfauna i en periode med en faktor 1-2,5. Behandles der ikke med insekticider øges insektfaunaen med en faktor 2-4 (Elmegaard og Axelsen 1999, efter forskellige kilder). Virkningen af fungicider og insekticider er ofte mere kortvarig end effekten af herbicider, idet elimineringen af ukrudtet påvirker faunaen gennem hele sæsonen.



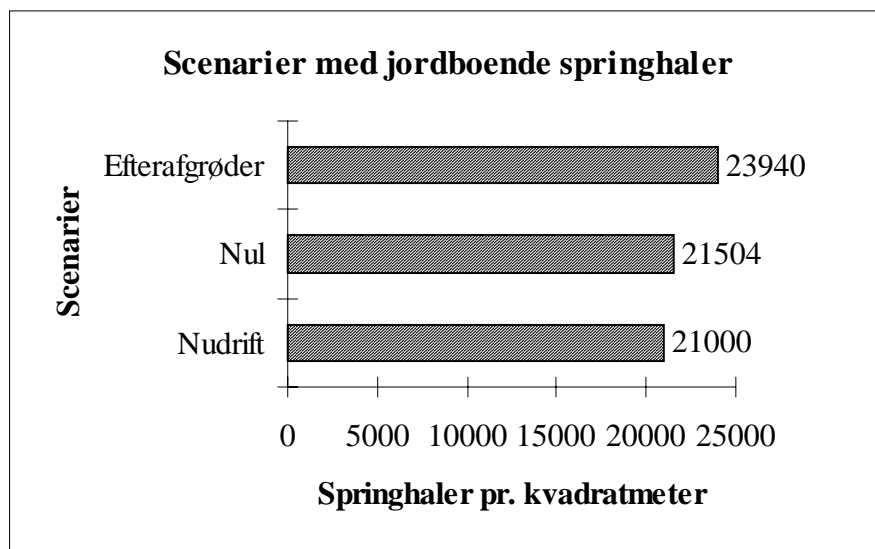
Figur 10.3

Behandlingshyppigheden af herbicider, fungicider og insekticider i Nudrift (1994), Plus- og Plus-plusscenariet. Figuren omfatter ikke vækstfremmere, sneglemidler m.m.

Analysen af afgrødediversiteten på et generelt plan afslørede ikke nogen ændringer på nationalt niveau mellem Nudrift og Nulscenariet, idet forskelle mellem sædskifterne i forskellige brugstyper udligner hinanden (Elmegaard, Axelsen 1999).

Jordboende springhaler

Springhalerne eller collembolerne udgør en betydningsfuld og artsrig dyregruppe i jorden. De deltager bl.a. i omsætningen af dødt organisk stof og frigivelsen af næringsstoffer i jorden. Ud fra tællinger af springhalernes forekomst i forskellige sædskifter i Danmark har Elmegaard og Axelsen (1999) vurderet, at der gennemsnitligt er en tæthed på 21.000 springhaler pr. kvadratmeter i agerjorden. Specielt i kløvergræs og husdyrgødede marker findes store tætheder, der kan nærme sig 100.000 individer pr. kvadratmeter. Ud fra afgrødefordelingen er tætheden beregnet for henholdsvis de sædskifter, der indgår i Nudrift- og Nulscenariet. Ud fra de foreliggende undersøgelser vurderes, at de pesticider, som anvendes i scenariet for Nudrift, ikke har betydning for tætheden af springhaler. Beregningerne viser, at Nulscenariet vil øge den gennemsnitlige indvidtæthed med kun 2,4% i forhold til Nudriften, se figur 10.4. Da tætheden af springhaler i langt højere grad afhænger af sædskiftet og andre driftsforhold, er der foretaget en beregning for konsekvent anvendelse af efterafgrøder i vårafgrøder. Det er her med et forsigtigt skøn antaget, at tætheden af springhaler stiger til det dobbelte i vårafgrøder, hvis der anvendes efterafgrøder til at holde jorden plantetækket næsten hele året (Elmegaard, Axelsen 1999). Beregninger viser, at den gennemsnitlige tæthed hermed stiger med 14%. Det kan således konkluderes, at tætheden af springhaler ikke er påvirket af de pesticider, som indgår i scenariet for Nudrift, men at sædskiftet, herunder jordbehandlingen, gødskningen og evt. efterafgrøder, spiller en væsentlig rolle for bestandstætheden.



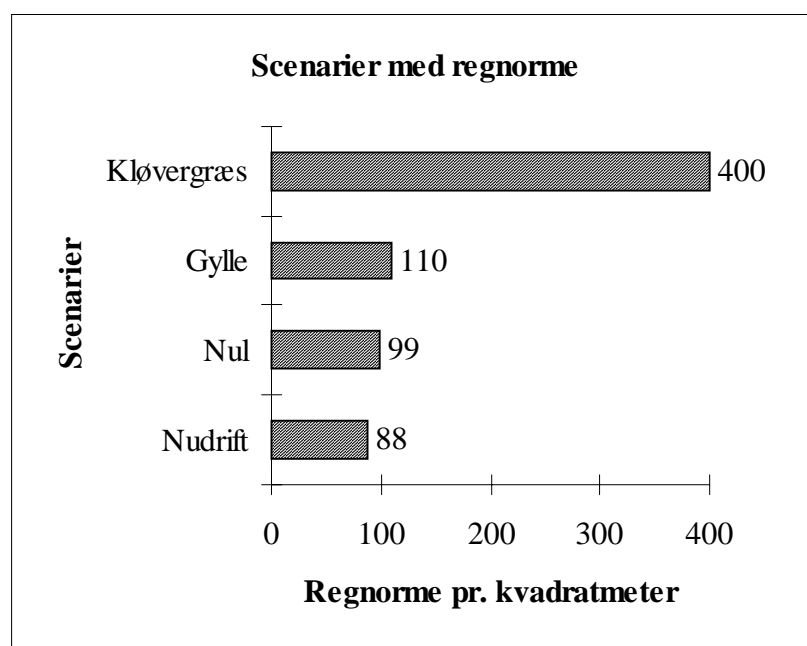
Figur 10.4

Beregninger af den gennemsnitlige tæthed af springhaler i jorden under Nudrift og i Nulscenariet. Til sammenligning er vist en beregning, hvor der anvendes efterafgrøder i alle vårafgrøder.

Regnorme

Regnorme er mest talrige i græsmarker. En dansk undersøgelse har vist, at de største gennemsnitlige tætheder på 400 individer pr. kvadratmeter findes i ompløjede kløvergræsmarker (Christensen, Mather 1997). Lige-

som for springhalerne vurderes det ud fra de foreliggende undersøgelser, at de pesticider, som anvendes i scenariet for Nudrift, ikke har betydning for regnormearternes trivsel. Derimod har jordbehandlingen, anvendelsen af husdyrgødning og sædskiftet stor betydning. Der er anvendt en lignende beregningsmetode som for springhaler (Elmegaard, Axelsen 1999). Resultatet af beregningerne viser, at de sædskifteelementer, som indgår i Nulscenariet vil øge den gennemsnitlige tæthed af regnorme i agerlandet med 12,4% som vist på figur 10.5. Hvis der i stedet for kunstgødning anvendes svinegylle i en mængde på 25 tons pr. hektar, øges tætheden af regnorme med ca. 25%. Til sammenligning er vist tætheden i en kløvergræsmark, hvor den største værdi opnås ét år efter ompløjning. Det kan således konkluderes, at tætheden af regnorme ikke er påvirket af de pesticider, der indgår i scenariet for Nudrift, men at jordbehandlingen, anvendelse af husdyrgødning og især sædskiftet spiller en væsentlig rolle for bestandstætheden.



Figur 10.5

Beregninger af den gennemsnitlige tæthed af regnorme under Nudrift og i Nulscenariet. Til sammenligning er vist beregninger for den gennemsnitlige tæthed ved anvendelse af svinegylle, samt tætheden i kløvergræs ét år efter ompløjning.

Scenarier med fugle

En række fuglearter er karakteristiske for det danske agerland. Deres bestandsudvikling og fordeling i landskabet er blevet undersøgt som led i forskningen i bekæmpelsesmidlers indvirkning på natur og miljø (Petersen 1996; Jacobsen 1997; Petersen, Jacobsen 1997). På grundlag af denne viden er det muligt at foretage simple beregninger over, hvordan fuglebestandene vil udvikle sig under de forskellige scenarier for areal- og pesticidanvendelsen (Petersen, Jensen, 1998).

Metoder og beregninger

Der er udført en række undersøgelser, som imidlertid ikke umiddelbart indeholder data til gennemførelse af scenarieberegninger, fordi data ikke kan generaliseres eller er indsamlet under forhold, som ikke afspejler nutidige, danske jordbrugsforhold (Petersen, Jensen, 1998). Den anvendte beregning er baseret på data fra tre års optællinger af fugle i yngletiden på 54 større danske landbrug, hvor der forelå oplysninger om

afgrøde- og biotopforhold, og data for alle pesticidbehandlinger blev indhentet. De forskellige arters fordeling i relation til biotopforhold, afgrøder og behandlingshyppigheder kunne da beregnes og testes ved hjælp af kovarians-analyser. Disse data er reanalyseret, således at logaritmen til en given arts bestandstæthed i hver afgrøde er udtrykt som en lineær funktion af behandlingshyppigheden, mens effekterne af de øvrige biotopforhold holdes konstante. Behandlingshyppighederne for de pesticider, som har udvist statistisk signifikante effekter, samt afgrødernes indbyrdes arealforhold er varieret i beregningerne.

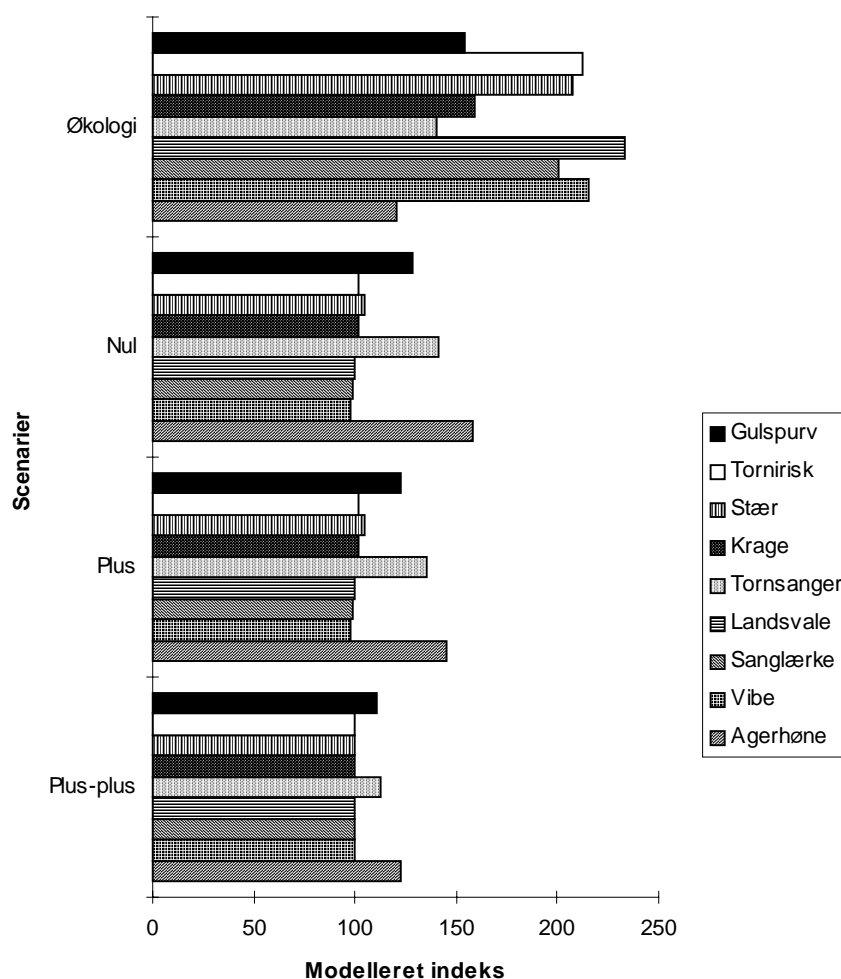
Forudsætninger og usikkerheder

Det forudsættes, at den gennemsnitlige markstørrelse ikke ændres, og at der ikke sker generelle ændringer af mængden af hegn og anden randvegetation, at der ikke kommer flere eller færre småbiotoper, samt at agerlandets naturindhold i øvrigt ikke ændres. Det forudsættes endvidere, at hver arts bestandstæthed kan beregnes uafhængigt af andre arters. Endelig er det antaget, at hvis der forekommer samtidig virkning af henholdsvis herbicider og insekticider, vil den samlede virkning være produktet af virkningerne, dvs. som en indbyrdes forstærkende virkning. Endelig er det antaget, at de beregnede bestandstætheder kan ekstrapoleres til landsplan uden hensyntagen til lokaliteternes bæreevne. De beregnede bestandsfremgange kan derfor tolkes som en øvre grænse for de ændringer, der kan forventes.

Resultater af beregningerne af fuglebestande

Resultatet af beregningerne er vist i figur 10.6. Det ses, at bestandene af agerhøne, tornsanger og gulspurv er øget i alle scenarier i forhold til Nudriften, og at alle scenarierne viser en signifikant øget bestandstæthed for disse arter. Dette gælder såvel Nul- som Plus- og Plus-plusscenarierne. For de øvrige arter er indeks upåvirket af pesticidanvendelsen sammenlignet med Nudriften. Det er bemærkelsesværdigt, at den landsdækkende bestandstæthed af sanglærken ikke er påvirket af pesticidanvendelsen. Det er i undersøgelser, som er beskrevet i afsnit 5.1, fundet, at pesticidanvendelsen reducerer ungeproduktionen som følge af påvirkninger af fødegrundlaget. Man kender imidlertid ikke sammenhængen mellem den årlige ungeproduktion og populationsudviklingen (Elmegaard, Axelsen 1999; Petersen, Jensen 1998). Ligeledes mangler man præcis viden om, hvorledes en øget reproduktion på markniveau giver sig udslag på gårdniveau, da refordelingen af ungfugle den følgende sæson er afhængig af bl.a. tætheden af ældre fugle, sædskiftet mv. og kun i mindre grad afhængigt af markens ejerforhold (bedrifts-karakteristika). Agerhønen påvirkes negativt af herbiciderne, medens tornsangeren og gulspurvens bestandstæthed påvirkes af anvendelsen af såvel herbicider som insekticider.

Bestandsindeks for 9 af agerlandets fuglearter ved forskellige scenarier



Figur 10.6

Beregnete bestandsindices for ni af agerlandets fuglearter ved forskellige scenarier, idet Nudrift er sat til indeks 100. Indices er beregnet af Petersen og Jensen (1998) på grundlag af data fra Petersen (1996) og ved anvendelse af de sædskifter, der er foreslået af Underudvalget for Jordbrugsdyrkning. Der er desuden foretaget en sammenligning med økologiscenariet.

Sammenligning af ukrudtsbekæmpelse med og uden pesticider

Den ikke-kemiske ukrudtsbekæmpelse indgår ikke i beregningsmodellen. Idet de direkte giftvirkninger på fuglene i dag er ubetydelige (se afsnit 5.1), vil de indirekte virkninger være de væsentlige, fx ændringer i fødegrundlaget. Det vil her være uden betydning for fuglene, om fødegrundlaget fjernes med pesticider eller ved mekaniske eller andre metoder. For de jordrugende arter kan radrensning og ukrudtsharvning udgøre en risiko. Tilsvarende vil tidlige og/eller mere omfattende jordbehandlinger om efteråret med stor sandsynlighed have betydelige, negative effekter på fuglene, idet stubmarker udgør et meget vigtigt fourageringsområde for mange arter i efterårsmånederne. Også om vinteren kan fuglene bedre udnytte en stubmark end en mark med vinterafgrøder (Petersen, Jensen 1998).

Sammenligning med det økologiske scenarium

For alle arterne, bortset fra agerhøne og tildels tornsanger, viser beregningerne signifikant større antal for økologiscenariet sammenlignet med Nulscenariet. Dette indikerer betydningen af sædskiftet for fuglefaunaen,

da der ikke anvendes pesticider i de to scenarier. Økologiscenariet er baseret på observationer i økologiske bedrifter i 1980'erne, hvor driftsformer og arealanvendelse afviger fra det nuværende økologiske landbrug. Dette gælder ikke mindst omfanget af kvæghold og som følge heraf forholdet mellem foder- og salgsafgrøder, især korn (Petersen, Jensen 1998). I modelberegningerne indgår kun forhold som har signifikant effekt på forekomsten af arterne. Dette betyder ikke, at de effekter, der har givet insignifikante udslag i den tilgrundliggende undersøgelse, er uden betydning. De er blot ikke medtaget i modellen.

Det er forudsat i de anvendte scenarier, at antallet af kvægbrug og det afgræssede areal er uændrede. Hvis disse forhold ændres, vil bestandene af en række arter formentlig blive påvirket i betydelig grad sammenlignet med effekten af andre ændringer i arealanvendelsen. Vibe, landsvale og stær er således begunstiget af økologisk drift, da de er knyttet til kvægbrug og afgræssede arealer.

Effekter på faunaen i skove

Et ophør med pesticidanvendelse i skov i alle de beskrevne scenarier vil øge værdien af biotopen af de bevoksninger, hvor der i dag anvendes pesticider. Juletræs- og pyntegrøntsbevoksninger vil udgøre en mere attraktiv habitat for mange fugle, fordi insektfaunaen bliver rigere. Det gælder ligeledes for planteædende dyr, fordi der vil være mere føde. Afhængig af, om der sker en mekanisk bekæmpelse af græsser, urter og opvækst, vil Nulscenariet have en positiv udvikling for den del af faunaen som er tilknyttet er tilknyttet skovbundsvegetationen, hvadenten tilknytningen er som levested eller som planteæder. En effektiv mekanisk ukrudtsbekæmpelse og ikke mindst dybdepløjning er mere skadelig end anvendelsen af pesticider. Anvendelsen af pesticider i planteskoler vil ikke have betydning for skovens fauna i alle de beskrevne scenarier. Det forventes, at en del af pesticidanvendelsen erstattes af mekanisk eller biologisk bekæmpelse. I pyntegrønt- og juletræskulturer vil det i Plus- og Plus-plusscenerierne være tilladt at bekæmpe insekter, som truer produktionen for så vidt, at der ikke findes alternative metoder. Dette medfører, at værdien af disse biotoper fortsat vil være ringe for insektædende dyr, såsom insekter og hvirveldyr.

Modeller til beregning af frøpuljen og vilde planter i marken

10.3.2 Floraen i dyrkede og udyrkede terrestriske økosystemer

Planteudviklingen over 25 år er beregnet ved anvendelse af to forskellige typer matematiske modeller, henholdsvis "frøpuljemodellen" og "sædskiftemodellen" (Kjellsson, Madsen 1998b). Modellerne har en række begrænsninger og er ikke fuldt validerede, men de kan give foreløbige overslag over udviklingstendenserne. Frøpuljemodellen er udviklet for vedvarende vårbyg på sandjord og indeholder ikke et sædskifte (Kjellsson, Rasmussen 1995). Den anvender fem plantearter, der hyppigt forekommer som ukrudt. Modellen er valideret over 3 år. Sædskiftemodellen er udviklet til simulering af sædskifter med henholdsvis gensplejede sukkerroer og raps (Madsen et al. 1996; 1999). I roemodellen anvendes et sædskifte med roer - byg - vinterhvede - vinterhvede, og i rapsmodellen anvendes et sædskifte med vinterraps - vinterhvede - vinterhvede - vinterbyg. Modellen tester 4-6 vilde planter, samt spildplanter, der optræder som ukrudt. Der er desuden foretaget et groft estimat af ukrudtsbiomassens udvikling med tiden. Med alle 3 modeller testes to niveauer af frøpuljen. Det første niveau er et gennemsnitligt frøindhold på 6900 frø pr. kvadratmeter, hvilket svarer til medianværdien for danske

marker ved sidste undersøgelse (Kjellsson, Rasmussen, 1995). Det andet niveau er 22000 frø pr. kvadratmeter, hvilket svarer den øvre grænse for 80 procent af markerne.

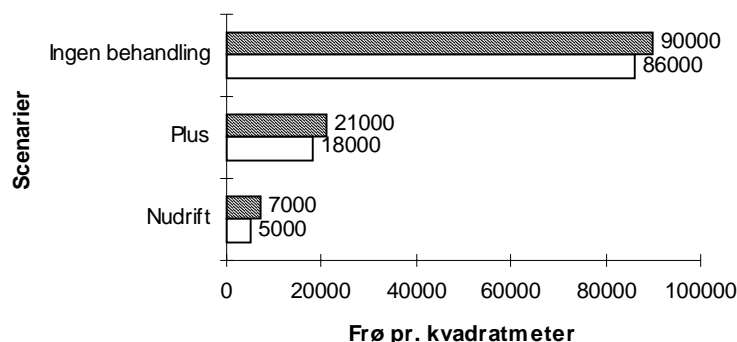
Scenarier for beregninger af floraen i marken

Modellerne anvendes til at simulere et scenario for, hvorledes frøpulje og ukrudtsbiomasse udvikles med tiden uden nogen form for ukrudtsbehandling. Det understreges, at de manglende sprøjtninger med ukrudtsmidler ikke erstattes af passende sædskifteforanstaltninger eller mekanisk/biologisk bekæmpelse af ukrudtet. Derfor får de vilde planter lejlighed til at opformere sig "frit". Scenariet sammenlignes med Nudriften. Der er desuden beregnet et mellemscenario, som svarer omtrent til Plus-scenariet, idet der båndsprøjtes i roeafgrøder, bekæmpes kvik hvert tiende år, samt anvendes mekanisk ukrudtsbekæmpelse og dyrkning af resistente sorter.

Resultater ved beregning med frøpuljemodellen

Beregningerne viser, at frøpuljen i jorden vil stige jævnt, hvis der ikke behandles mod ukrudt (se figur 10.7). I Plusscenariet vil der ske en stigning i antallet af frø af vilde planter i jorden til ca. 18.000 pr. kvadratmeter, når udgangspunktet er det danske gennemsnit (medianen) på 6.900 frø pr. kvadratmeter. Med et udgangspunkt på 22.000 frø pr. kvadratmeter resulterer Plusscenariet i en uændret frøpulje. Frøpuljemodellen viser, at der i alle scenarierne kan ske en forbedring af forholdene for vilde planter og de dyrearter, som knytter sig til planterne, uden at antallet af vilde planter vokser uden for kontrol, såfremt der gennemføres mekanisk ukrudtsbehandling og begrænset kemisk indsats.

Model for frøpuljens størrelse efter 25 år med kontinuert vårbyg



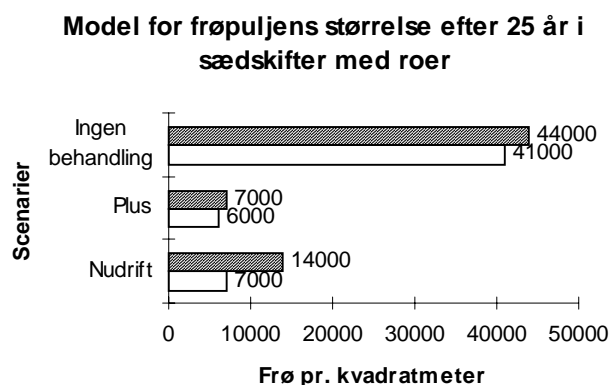
Figur 10.7

Beregninger med frøpuljemodellen i vedvarende vårbyg. Søjlerne viser frøpuljen efter 25 år ved et udgangspunkt med en frøpulje på henholdsvis 6.900 (hvide bjælker) og 22.000 frø (skraverede bjælker) pr. kvadratmeter for Nudrift og Plusscenariet. I det tredje scenario udføres der ikke nogen form for ukrudtsbekæmpelse.

Resultater fra beregning med sædskiftemodellen for sædskifter med roer

Som vist i Figur 10.8 viser beregningerne, at hvis udgangspunktet er 6.900 frø pr. kvadratmeter, vil frøpuljen stort set være uændret gennem 25 år i Plusscenariet, som indebærer mekanisk ukrudtsbekæmpelse i kombination med begrænset anvendelse af herbicider. For den større frøpulje på 22.000 frø pr. kvadratmeter ses et fald i frøpuljen efter 25 år. I scenariet uden behandling vil frøpuljen allerede det første år nå sit maksimum på henholdsvis 60.000 og 95.000 frø pr. kvadratmeter for en

frøpulje ved start på henholdsvis 6.900 og 22.000 frø. Dette skyldes, at roer i modellen har en meget ringe konkurrenceevne, hvilket giver de vilde planter mulighed for kraftig opformering. Den gennemsnitlige frøpulje på henholdsvis ca. 40.000 og ca. 44.000 indstiller sig efter et par år og vil herefter svinge i takt med ændringerne i sædskiftet. I Plusscenarioet, hvor der kun foretages kemisk bekæmpelse af kvik hvert tiende år, vil der opstå problemer med kvik. For begge udgangspunkter for frøbank opnår kvik størst biomasse den 1. juni i Plusscenarioet, da den stort set undgår konkurrence med det øvrige frøkrudt i dette scenario. Scenariet uden nogen ukrudtsbekæmpelse vil ikke være realistisk at gennemføre i praksis.



Figur 10.8

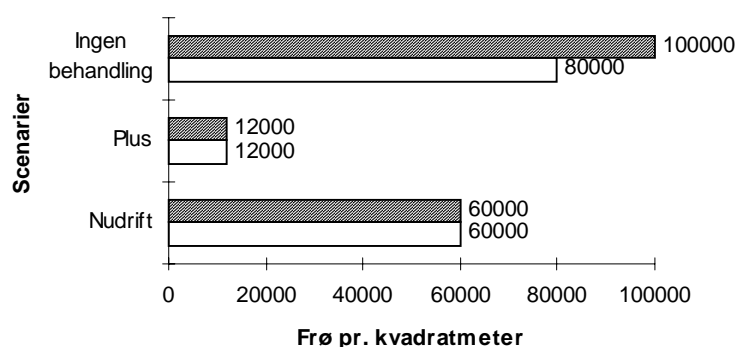
Udviklingen af frøpuljen efter 25 år i et sædskifte med roer. Søjlerne viser frøpuljens størrelse efter 25 år. I Plusscenarioet, som indebærer mekanisk ukrudtsbekæmpelse i kombination med begrænset anvendelse af herbicider, er frøpuljen uændret, hvis udgangspunktet er 6.900 frø pr kvadratmeter (hvide bjælker). For den større frøpulje på 22.000 frø pr. kvadratmeter (skraverede bjælker) ses et fald i frøpuljen. I det tredje scenario udføres der ikke nogen form for ukrudtsbekæmpelse.

I Plusscenarioet vil en række vilde plantearter kunne optræde med større hyppighed. Der vil således kunne forventes et mere varieret plantesamfund, som tilsvarende vil kunne være fødegrundlag et mere alsidigt dyresamfund (hvirvelløse dyr og deres prædatorer). Imidlertid vil roeafgrødens ringe konkurrenceevne medføre, at dette sædskifte næppe vil være rentabelt, med mindre der fremkommer nye alternative metoder til bekæmpelse af ukrudt i roeafgrøder.

Resultater fra beregning med sædskiftemodellen for sædskifter med raps

Resultaterne fra beregningerne af frøpuljen er vist i figur 10.9. Det ses, at der vil ske en stigning i frøpuljen over 25 år, hvis der ikke anvendes nogen form for ukrudtsbekæmpelse. Derimod viser Plusscenarioet et markant mindre antal frø i frøpuljen efter 25 år sammenlignet med Nudriften efter 25 år, uanset om udgangspunktet er 6.900 eller 22.000 frø. Forklaringen er bl.a., at hyrdetaske, som forekommer i dette sædskifte, kun bliver bekæmpet med ringe virkning med kemiske midler, medens den mekaniske bekæmpelse er mere effektiv (Kjellsson, Madsen 1998b).

Model for frøpuljens størrelse efter 25 år i sædskifter med raps



Figur 10.9

Frøpuljens størrelse efter 25 år i et sædskifte med raps. Det ses, at frøpuljen reduceres 4-5 gange i Plusscenariet, som indebærer mekanisk ukrudtsbekæmpelse i kombination med begrænset anvendelse af herbicider. Søjlerne viser udviklingen i frøpuljen ved en start med en frøpulje på henholdsvis 6.900 (hvide bjælker) og 22.000 frø (skraverede bjælker) pr. kvadratmeter for henholdsvis Nudrift og Plusscenariet. I det tredje scenario udføres der ikke nogen form for ukrudtsbekæmpelse.

Ifølge denne model vil frøpuljen nå sit maksimum allerede efter 10 år. Dog overestimerer modellen sandsynligvis jordens frøpulje i både scenariet uden behandling og for Nudriften (Kjellsson, Madsen 1998b), da tabet af frø, som ædes af dyr, kan være lavt sat. Et bedre estimat kræver dog eksperimentelle undersøgelser af frøprædationen i feltet. Der vil dog ske en løbende tilvækst i biomassen af kvik, som ikke har en frøpulje. Det indgår i modellens antagelser, at kvikken bekæmpes effektivt med herbicider ca. hvert tiende år. Desuden vil problemet med spildplanter være lidt større i Plusscenariet end i Nudriften, da den mekaniske bekæmpelse ikke er fuldt effektiv over for disse arter.

I rapssædskiftet kan det forventes, at floraens biomasse uden eller med reduceret bekæmpelse som i Plusscenariet ikke vil være væsentligt ændret i forhold til Nudriften pga. biomassen af kvik. På trods af den mindre plantebiomasse i Plusscenariet set i forhold til Nudriften er det sandsynligt, at en række plantearter vil optræde med større hyppighed i dette scenario, da den nuværende ensidige opformering af pesticidtolerante arter vil blive reduceret. Der vil således kunne forventes et mere varieret plantesamfund, som tilsvarende vil kunne være fødegrundlag for et mere alsidigt dyresamfund (hvirvelløse dyr og deres prædatorer).

Plus-plusscenariets betydning for frøpuljen og plantetætheden

I Plus-plusscenariet vil både herbiciddosis og behandlingshyppighed formentlig formindskes noget, men dog næppe væsentligt i forhold til nuværende veldrevne landbrug. Samtidig vil en øget anvendelse af mekanisk ukrudtsbekæmpelse delvist kompensere for den mindskede effektivitet af den kemiske bekæmpelse. Konsekvensen vil formentlig i gennemsnit være en højst 10-20% forøget samlet frøpulje i forhold til Nudriften.

Effekter på den vilde flora i hegn og småbiotoper

Afdrift af herbicider påvirker floraen i marknære biotoper såsom hegn, markrande, grøftekanter, samt langs vandløb og vandhuller. Inden for få meter fra markkanten kan letale effekter iagttages for en række plantearter. Dosis og dermed effekt aftager normalt kraftigt med afstanden fra

marken, således at der uden for nærzonen fra marken normalt kun kan forventes subletale effekter på planternes tilvækst og frøproduktion. Effektens størrelse vil afhænge af bl.a. plantearternes følsomhed, sammensætningen af plantesamfundet og vegetationens tilstand. Flere undersøgelser har påvist effekter af sprøjtemiddelafdrift i op til 50 m fra det sprøjtede areal (Marrs et al., 1989, 1993; Davis et al. 1993, 1994). Hovedparten af planterne blev dog kun påvirkede i et område mellem 0 og 5 m fra marken. Der mangler imidlertid eksperimentelle data over effekter af herbicider i lave doser på vilde plantearter, ligesom afdriftens størrelse og påvirkning af floraen ikke er systematisk undersøgt i Danmark. Såvel Nul-plus- som Plusscenerierne vil reducere forbruget af herbicider og dermed risikoen for afdrift til de marknære arealer. Dette vil reducere belastningen mærkbart, hvor der enten ophøres med sprøjtning eller kun sprøjtes lejlighedsvis. På grund af manglende data er det dog ikke muligt at kvantificere den positive effekt på vegetationen. De påvirkede arealer vil blive reduceret i takt med herbicidforbruget. I Nul-plusscena-riet vil belastningen blive reduceret til de få lokaliteter, hvor der anvendes pesticider. I Nulscenariet ophører belastningen helt i naboarealerne.

Foruden herbicidpåvirkningen er de marknære områder normalt kraftigt påvirkede af næringstilførsel fra markarealerne, hvilket har været medvirkende til at ændre florasammensætningen mod øget indhold af græsser med tab af enårige og følsomme flerårige urter. Den etablerede, næringskrævende vegetation af arter af græs og højstauder som ager-tidsel, stor nælde og vild kørvel modvirker indvandring af andre arter. Arter med korttids-frøoverlevelse som blåklint, anemone og djævelsbid vil ofte være uddøde, således at en reetablering fra frøbanken ikke er mulig. Dette betyder alt i alt, at mange steder vil en reduceret belastning af naboarealerne med herbicider ikke umiddelbart resultere i ændringer i plantesamfundene i retning af større diversitet, med mindre der dels sker en væsentligt reduceret næringstilførsel og samtidige fysiske indgreb såsom slåning og udtynding, der åbner vegetationen for invasion udefra eller for spiring af frø i frøpuljen.

Den vilde flora i naturarealer

Den diffuse spredning af herbicider fra dyrkningsarealerne må generelt anses for at have ringe effekt på floraen i naturarealer, hvor disse ikke grænser umiddelbart op til markarealet. En reduceret anvendelse af herbicider på dyrkningsarealerne vil derfor have ringe effekt på ændringer af florasammensætningen, som i langt højere grad er bestemt af arealpleje og næringstilførsel. Der foreligger enkelte forskningsresultater der sandsynliggør, at der kan forekomme subletale effekter af depositioner af herbicider fra atmosfæren. Det kan således ikke udelukkes, at der kan ske skader på følsomme plantearter uden for det dyrkede areal som følge af herbicider i regnvand. Der foreligger kun få målinger af forekomsten af herbicider i regnvand og i tørdepositionen i Danmark, og kun få stoffer har været inddraget i målingerne. Desuden foreligger der kun få undersøgelser af vilde planters og plantesamfunds følsomhed over for subletale doser af herbicider.

Effekter på floraen i skove

I vurderingen af virkningerne i skove, er der anvendt særlige definitioner, som er beskrevet i afsnit 10.3.1. Et ophør med herbicidanvendelsen i skove kan medføre, at der med tiden kan genskabes en skovbundsflora, der er naturligt tilpasset til de lokale jordbundsmæssige og klimatiske forhold. Mekanisk bekæmpelse af uønsket vegetation kan imidlertid ved

anvendelse af dybdepløjning over store arealer have de samme direkte effekter på floraen som herbicidanvendelse og dermed også de samme indirekte effekter på den tilknyttede fauna. Dertil kommer negative effekter på jordbundsfauna, svampeflora, jordbundsprofil og kulturminster. I tilfælde, hvor der ikke anvendes selvforryngelse, er det vigtigt for skovbundsfloraen, at jordbehandlingen efterlader ubehandlede områder, og at forryngelsen sker som skærmforryngelse med bevarelse af træartsvalget. Anvendelsen af herbicider i pyntegrønt- og juletræskulturer i Plus- og Plus-plusscenerierne vil fastholde en lav biodiversitet for floraen på disse arealer for så vidt, der ikke findes alternative miljøvenligere metoder.

10.3.3 Det akvatiske miljø

På baggrund af data for pesticidernes iboende egenskaber mht. nedbrydelighed og toksicitet, samt litteraturværdier for afstrømning og afdrift af pesticider fra mark til vandmiljøer, er der opstillet en dynamisk model der estimerer koncentrationer og effekter af pesticider i et modelvandhul, som er typisk for Danmark. Påvirkningsgraden er estimeret ved den nuværende behandlingshyppighed og i scenarier med reducerede behandlingshyppigheder og ændret afgrødefordeling. Effekterne af pesticidanvendelsen på flora og fauna i ferskvand er beregnet ved hjælp af dynamiske modeller opbygget i simuleringsværktøjet Stella® (Møhlenberg, Gustavson 1999). Der foreligger ikke danske eller anvendelige udenlandske data, som muliggør en tilsvarende beregning for vandløb og søer. Baseret på eksisterende målinger antager Møhlenberg og Gustavson (1999), at den overfladiske afstrømning kun sker ved hændelser, hvor nedbøren er større end 10 mm pr. døgn. Variationerne i nedbøren er simuleret i modellen, således at hændelserne indtræffer tilfældigt og i gennemsnit 2-3 gange pr. år.

Vandhulsmodellen

I modellen varierer vandhullets størrelse med årstiden, idet den maksimale størrelse nås i marts-april (450 m³, dybde 1,5 m) og den minimale i september (30 m³, dybde 0,5 m). Denne variation er typisk for danske vandhuller og svarer til en overfladisk afstrømning fra et areal på ca. 2-3 ha. Størrelsen har betydning for andelen af et pesticid, der afsættes ved afdrift og for pesticidernes koncentration i vandet. De danske regler for afstandskrav til vandmiljø ved sprøjtning med de enkelte pesticider (dvs. 2, 10 og 20 m) er indbygget i modellen og det antages, at der ikke sprøjtes tættere end 2 meter på vandmiljøet. Når pesticider sprøjtes i blandinger, er det største afstandskrav for de enkelte pesticider i blandingen anvendt for hele blandingen. I modellen er tilførslen af pesticider via regnvand eller anden langtransport via luften ikke medtaget. Det antages endvidere, at vinden kun kommer fra én retning. Det er endelig antaget, at vandhullet ikke modtager vand fra drænafløb eller fra grundvand. Hvis behandlingshyppigheden er 0,1 svarer det til, at vandhullet eksponeres en gang hvert 10. år. De anvendte data til simuleringen er data fra toksicitetstests i laboratoriet.

Sprøjtscenarier

I modsætning til de øvrige scenarier er scenarierne for det akvatiske miljø baseret på bekæmpelsesmiddelstatistikken for 1997. Der er opbygget modeller for hovedafgrøderne korn (vintersæd og vårsæd), raps (vinter og vår), kartofler, roer, ærter og majs. Forbruget af pesticider på "Areal uden for vækst", primært glyphosat, er i modellen knyttet til dyrkning af korn (vintersæd). Dosering og anvendelsestidspunkt for de enkelte pesticider er taget fra "Vejledning i planteværn" (Danmarks

JordbrugsForskning 1998). Påvirkningen af vandmiljøet fra produktionen af græsfrø og grøntsager, samt gartnerier og skovdrift er ikke medtaget i undersøgelsen. Vækstregulerende midler er ikke medtaget, idet behandlingshyppigheden i 1997 kun var 0,05.

Følgende særlige scenarier for behandlingshyppigheder og afgrødefordeling er undersøgt (Møhlenberg, Gustavson 1999):

- **2,34-scenarior.** Svarende til Nudrift-scenariet, men med en behandlingshyppighed på 2,34 og en afgrødesammensætning baseret på 1997-data.
- **1,17-scenarior.** 50% reduktion af behandlingshyppigheden på alle afgrøder i forhold til 2,34-scenariet og med uændret afgrødesammensætning.
- **0,59-scenarior.** I forhold til 2,34-scenariet er dette scenario karakteriseret af en radikal omlægning af dyrkningsarealer til kun at omfatte kornmarker og brakmarker, relativt mere vårkorn end vinterkorn, en halvering af behandlingshyppigheden i vinterkorn og kun en tiendedel behandlingshyppighed i vårkorn, således at den gennemsnitlige behandlingshyppighed er 0,59.
- **0,26-scenarior.** I forhold til 2,34-scenariet er dette scenario karakteriseret af en omlægning fra vinterkorn til vårkorn, en øget braklægning og bevarelse af dyrkningsarealer med kartofler, raps, roer, ærter og majs. Den gennemsnitlige behandlingshyppighed er 0,26.

Som hovedregel er sprøjtescenarierne opbygget med de mest anvendte pesticider. Pesticider med lav behandlingshyppighed (< 5%) er generelt ikke medtaget i modellen, hvis homologt virkende pesticider er anvendt på et større areal. Specifikt virkende pesticider mod fx flyvehavre er dog inkluderet, selv om behandlingshyppigheden er lav. For bejdsemidler samt herbicider, der nedharves under udsprøjtning, antages risikoen for tilførsel til vandmiljøet at være ringe. De indgår derfor ikke i modellen. Modellen inddrager pesticidernes temperaturafhængige nedbrydning. Afdriften udgør maksimalt 1% af arealdosis ved en afstand på 2 meter i marts-april, hvor vandhullets areal er størst. I praksis er tilførslen via afdrift lavere i modellen på grund af korrektion for vandhullets areal og tværsnit, og det antages at vinden er ensrettet. I modellen er tilførslen af pesticider via regnvand eller anden langtransport via luften ikke medtaget. Det kan antages, at overfladeafstrømningen af pesticider udgør 0,2 % af pesticidpuljen fra de nærmeste 2 hektar i marken ved nedbørshændelser over 10 mm pr. døgn som beskrevet i afsnit 4.6.1.

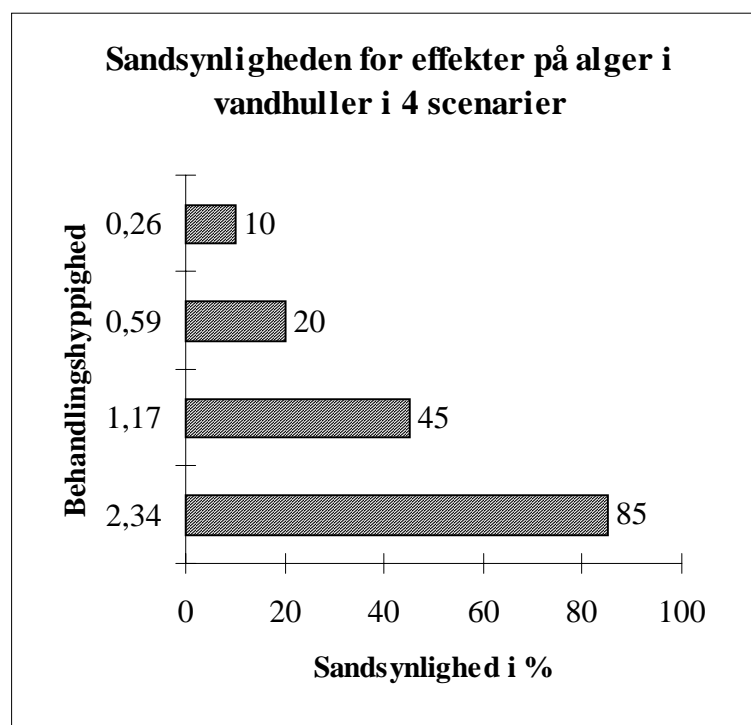
Resultater af modelberegningen: effekter på alger og krebsdyr

Simuleringerne viser, at pesticidanvendelsen i afgrøderne vinterkorn, kartofler, roer og ærter alt andet lige udgør en stor risiko for flora og fauna i vandhuller. Mindre belastende afgrøder er vårkorn, vårraps, majs og tildels vinterraps. Modellen forudsiger, at de kritiske pesticider for alger og vandplanter (makrofyter) i vandhuller er isoproturon, glyphosat, fenpropimorph, ethofumesat, metamidron, pendimethalin, metribuzin, prosulfocarb, mancozeb, maneb og clopyralid. Krebsdyr og insekter er stort set lige følsomme, og de simulerede effekter på krebsdyr kan i princippet overføres til at gælde for insekterne. De kritiske pesticider i for-

hold til effekter på krebsdyr og insekter er esfenvalerat, propiconazol, pendimethalin, metribuzin, prosulfocarb, mancozeb og maneb. Hvis der ikke forekommer afstrømningshændelser inden for vækstsæsonen, er afdrift den eneste kilde til belastning af vandhullet. Beregningerne viser, at kun for esfenvalerat er denne tilførsel af betydning med en reduktion i dafniernes gennemsnitlige biomasse på mellem 6 og 9 %.

Sandsynligheden for effekter

Under antagelse af, at vandhullerne i Danmark er tilfældigt fordelt på dyrkningsarealerne, er den gennemsnitlige pesticidbelastning af vandhuller beregnet ud fra modellens forudsigelser om effekter for enkeltafgrøderne og arealet, de enkelte afgrøder dækker. Nulscenariet er ikke medtaget i beregningerne, da sandsynligheden for effekter vil være tæt på 0% under antagelse af, at nedbørens indhold af langtransporterede pesticider ikke vil have effekt i vandhullerne. Beregningen viser, at sandsynligheden for effekter er ganske betydelig både i 2,34- og i 1,17-scenarierne, se figur 10.10. Sandsynligheden for mere end 10% hæmning af alger er ca. 85% i 2,34-scenariet og ca. 45% i 1,17-scenariet, ca. 20% i 0,59- og ca.10% i 0,26-scenariet.



Figur 10.10

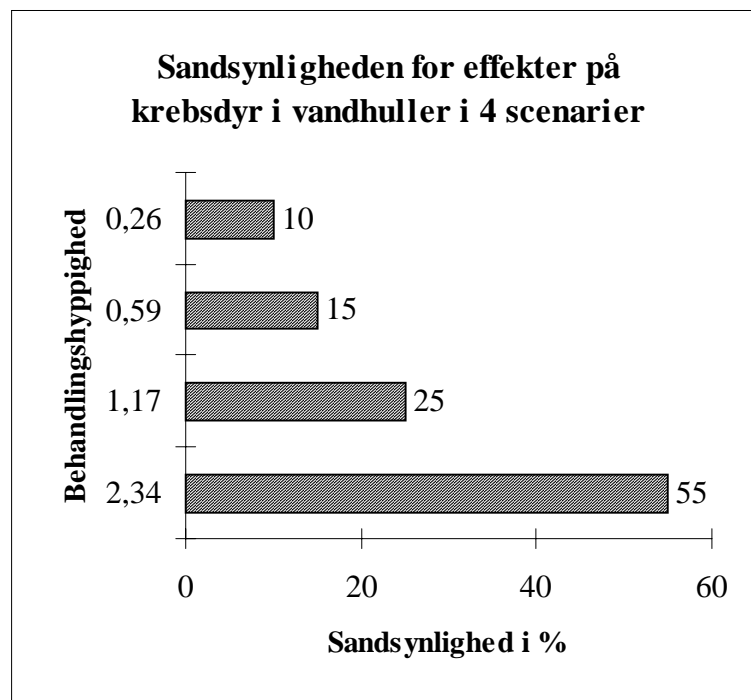
Den modelberegne sandsynlighed for effekter på alger i typiske danske vandhuller i 4 scenarier med forskellig afgrødefordeling og behandlingshyppighed (efter Møhlenberg, Gustavson 1999).

Tilsvarende for krebsdyr er sandsynligheden for effekter med over 10%’s hæmning ca. 55% i 2,34-scenariet, ca. 25% i 1,17-scenariet, ca. 15% i 0,59-scenariet og ca. 10% i 0,26-scenariet som vist i figur 10.11.

Sandsynligheden for effekter mindskes markant ved en halvering af behandlingshyppigheden, idet der går flere år mellem hændelser, hvor der kan forventes betydelige effekter. Som et eksempel i afgrøden kartofler reduceres hyppigheden med 100% hæmning af krebsdyrene fra 70% ved

2,34-scenariet til ca. 35% i 50%-scenariet. Tilsvarende halveres hyppigheden for hændelser med subletal hæmning (op til 10% effekt) fra 100% i 2,34-scenariet til 50% i 1,17-scenariet (Møhlenberg, Gustavson 1999).

Det kan således konkluderes, at modelberegningerne for vandhuller viser, at der er sandsynlighed for effekter på såvel flora som fauna som følge af afstrømning i alle 4 scenarier. Sandsynligheden for effekt falder med den anvendte mængde pesticider i scenarierne.



Figur 10.11

Den modelberegnete sandsynlighed for effekter på krebsdyr i typiske danske vandhuller i 4 scenarier med forskellig afgrødefordeling og behandlingshyppighed (Møhlenberg, Gustavson 1999).

10.4 Eksponering af mennesker

10.4.1 Eksponering og effekter på sprøjteføreren

Mange af de arbejdsmiljøbelastninger og -påvirkninger, der findes inden for det nuværende landbrug, vil være de samme, uanset om der anvendes pesticider eller ej. Derimod vil eksponeringen for pesticiderne reduceres i takt med, at stofferne ikke anvendes. Ved marksprøjtning er der en risiko for en eksponering, som på en arbejdsdag kan være en faktor 1000 større end det daglige indtag via levnedsmidler. Såfremt der ikke anvendes værnemidler, kan denne risiko være væsentligt større.

Mekanisk ukrudtsbekæmpelse

Med de nuværende redskaber til mekanisk ukrudtsbekæmpelse vil tiden, der skal anvendes til traktorkørsel, antageligt øges. Sammenlignet med sprøjtebomme, der har en bredde på 12-36 meter (hovedparten er 12-24 meter), vil redskaber som ukrudtsharver/-strigler på 12 meter samt børsterensere, der kun behandler få meter ad gangen, betyde længere tid med traktorkørsel. Dog vil der for den største afgrøde, korn, ofte kunne nøjes med 2-3 gange ukrudtsharvning/strigling. Dette svarer til et antal

markoverkørsler, der ligger tæt på det konventionelle landbrugs behandlingshyppighed af kornafgrøder, specielt når sprøjtning mod insekter og svamp medregnes.

Ved ukrudtsbekæmpelse i specialafgrøder som løg, gulerødder og porrer kan der foretages maskinel ukrudtsbearbejdning mellem rækkerne. Herudover skal der foretages manuel ukrudtsfjernelse i rækkerne. Som mulighederne er i dag, kræves efterfølgende manuel ukrudtsbekæmpelse i rækkerne. Dette er nogle steder søgt løst ved, at man i stedet for at ligge på knæ og fjerne ukrudt har indført en skråtstillet vogn, som man trækker efter en traktor. Op til 10-15 personer ligger side om side og fjerner ukrudtet manuelt i takt med, at traktoren bevæger sig med 500-600 m i timen. For de mindre bedrifter vil der kunne foretages manuel ukrudtsfjernelse på "gammeldags" facon ved anvendelse af lugejern og brug af hænderne. Denne ukrudtsbearbejdning vil også kræve mange personers indsats. Det er beregnet, at der på landsplan skal anvendes 75.000 personer i en 4-ugers periode i forbindelse med ukrudtsbearbejdning i roer ved de nuværende roearealstørrelser. Et økologisk brug, der har prøvet såvel manuel ukrudtsbekæmpelse ved anvendelse af personer liggende på en speciel vogn som "på gammeldags facon", anslår, at der spares megen arbejdskraft i den 3- til 5-ugers periode, hvor der skal fjernes ukrudt i specialafgrøderne ved anvendelse af vognen. Indretningen af arbejdspladsen i øvrigt i forbindelse med ukrudtsbekæmpelse på specialafgrøder er ikke vurderet i praksis.

Den manuelle lugning kan foregå i stående arbejdsstilling med hakkejern, knæliggende stilling eller liggende på en vogn. Alle omtalte arbejdsstillinger vil være belastende, også når de foregår over en relativ kort periode. Arbejdet kan betragtes som EGA (ensidigt, gentaget arbejde). Ved arbejde i knæliggende/hugsiddende stilling er der risiko for øgede knæskader samt risiko for belastningslidelser i ryg og nakke/skuldre. Denne risiko forøges, jo længere tid man udfører arbejdet. Der vil dog være tekniske og andre muligheder for at etablere tilfredsstillende arbejdsforhold såvel ved at ændre arbejdets planlægning som udførelse.

Øvrige forhold

Ulykkesrisici vurderes at være af samme omfang i de forskellige scenarier. Der vil måske være en øget risiko forbundet med mere reparations- og vedligeholdelsesarbejde på grund af flere forskellige redskaber ved den mekaniske ukrudtsbekæmpelse i scenarierne med reduceret pesticid anvendelse.

Nulscenariet og de mellemliggende scenarier skønnes ikke i sig selv at medføre flere høreskader. Da der er et ukendt antal ældre traktorer til stede i landbruget, vil der fortsat være situationer, hvor støj og vibrationer kan være skadeligt. For de landmænd, der føler sig utrygge ved anvendelsen af pesticider, kan der blive tale om bedre psykiske arbejdsforhold i de scenarier, der indebærer en væsentlig reduktion af pesticid anvendelsen.

10.4.2 Scenarier for befolkningens indtagelse af pesticider

Forekomsten og indtagelsen af rester i levnedsmidler af pesticider er beskrevet i afsnit 6.2. Rundt regnet 60% af dette indtag sker via importerede fødevarer. Eksponering via grøntsager og især bær og frugter er

dominerende. Kilderne til oplysningerne herom er Veterinær- og Fødevareredirektoratets årlige rapporter, som gennem mange år har forestået en landsdækkende kontrol og overvågning af restindhold af pesticider både i vegetabiliske og i animalske levnedsmidler på det danske marked. Stikprøvekontrollen er tilrettelagt med henblik på at overvåge niveauet af restindhold i de undersøgte levnedsmidler. De hyppigst påviste pesticider i 1996 var følgende (i alfabetisk rækkefølge): captan, carbendazim, chlorothalonil, dithiocarbamater, endosulfan (sum), iprodion, quintozen, tolylfluamid og vinclozolin. Ingen af fundene har givet Veterinær- og Fødevareredirektoratet anledning til sundhedsmæssige betænkeligheder (Büchert, Engell 1998).

Der foreligger ikke gode data for fordelingen af det danske konsum mellem danske og udenlandske levnedsmidler. Dette skyldes især, at der med det "indre marked" ikke længere føres officielle statistikker over import og eksport mellem landene i det europæiske fællesskab. Ved de gennemførte beregninger er fordeling skønnet på baggrund af tidligere handelstal og landbrugsstatistikker, der indikerer, at fordelingen mellem import og egenproduktion er 1:1 for frugt som æbler, pære, blommer, bær m.v., medens eksotiske frugter som fx. citrus og kiwi udelukkende er importerede levnedsmidler. For grøntsager er fordelingen omkring 1:4, dog ikke for agurk, tomat og lignende, hvor importen fordelt over hele året udgør omkring 70% af det samlede forbrug. For kornområdet er majs og ris udelukkende importerede levnedsmidler, medens forbruget af byg helt baseres på danske produkter. For rug, hvede og havre dækkes henholdsvis 5%, 20% og 65% af forbruget af import.

Danskernes kostmønster og daglige indtag af pesticider

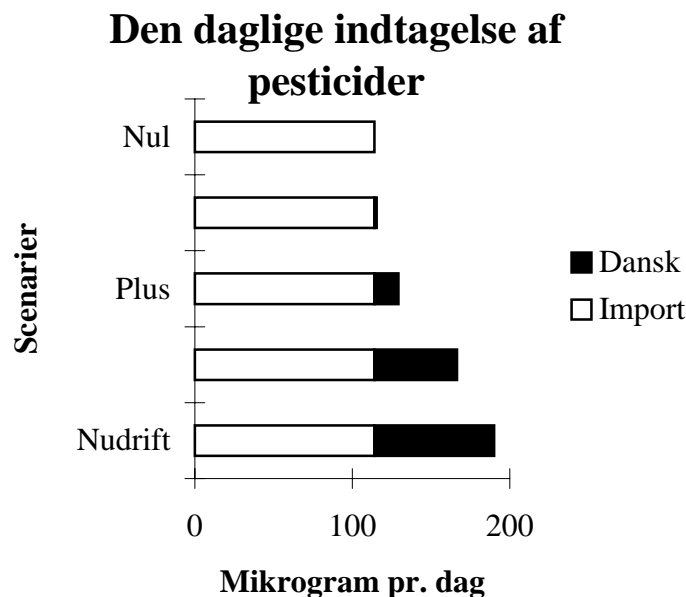
Variationen i de danske forbrugeres kostmønster kan bedømmes på baggrund af Levnedsmiddelstyrelsens kostundersøgelse i 1995. Resultaterne af denne undersøgelse, der omfattede mere end 1800 personer er sammenfattet i tabel 6.2, i afsnit 6.2. Her angives det gennemsnitlige indtag og udvalgte fraktiler for den voksne del af befolkningen. Indtagelsen af pesticidrester gennem kosten er beregnet som beskrevet i afsnit 6.2 for alle de pesticider, der blev påvist ved undersøgelserne af frugt og grønt i 1996 og 1997. Der er foretaget særskilt beregning af indtagelsen fra dansk producerede levnedsmidler og fra udenlandske levnedsmidler uden nærmere specifikation af levnedsmidlernes oprindelsessted (for detaljer: se Büchert 1998). Resultaterne viser et samlet gennemsnitligt indtag af pesticider på ca. 190 mikrogram pr. dag. Indtagelsen af 6 pesticider/pesticidgrupper, carbendazim, dithiocarbamater, iprodion, o-phenylphenol, procymidon og thiabendazol, svarer til halvdelen af det samlede indtag, medens den anden halvdel er fordelt på omkring 60 individuelle forbindelser.

Den samlede gennemsnitlige belastning fra fødevarer er estimeret til ca. 200 mikrogram pesticid pr. dag, hvoraf mere end halvdelen kommer fra nogle få fødevarer, nemlig citrusfrugter, kartofler og æbler. Omkring 60% kommer fra udenlandske produkter og 40% fra danske produkter. Der er store variationer i de beregnede talværdier, og den samlede indtagelse skønnes i praksis at variere fra en meget lav indtagelse til ca. 600 mikrogram pr. dag. Da hovedparten af restindholdene i citrusfrugter sidder i skrællen, som kasseres, vil den reelle daglige indtagelse af pesticider være mindre end 200 mikrogram pesticid pr. dag. I dette scenario vil

indtagelsen via danske produkter være større end 50% af den samlede indtagelse.

Beregning af det daglige indtag i forskellige scenarier for reduceret anvendelse af pesticider

I beregningerne af det daglige indtag indgår dels dansk producerede, dels importerede fødevarer. Idet det antages, at kostens forholdsmæssige sammensætning af dansk producerede og importerede produkter ikke ændres, kan det daglige indtag estimeres for de opstillede scenarier. Disse indebærer reduktioner i det danske pesticidforbrug på henholdsvis 31% for Plus-plusscenariet, 80% for Plusscenariet, 95% for Nul-plus-scenariet og 100% for Nulscenariet. Resultaterne er vist i figur 10.12.



Figur 10.12

Simpel beregning af danskernes indtagelse af pesticider under antagelse af, at importens størrelse og rester af pesticider er uændret. Ved Nudriften stammer ca. 60% af indtagelsen af pesticidrester fra importen, som dominerer indtagelsen i alle scenarier, også en total udfasning af brugen af pesticider i Danmark.

Det ses af figur 10.12, at pesticidresterne fra importen, som dominerer indtaget i alle scenarier, også vil være til stede ved en total udfasning af brugen af pesticider i Danmark. Man kan gisne om ændringer i danskeres kostmønster i tilfælde af en hel eller delvis udfasning af pesticider, men sådanne forudsigelser er meget usikre. De vil bl.a. afhænge af samfundsudviklingen både i Danmark og udlandet og de heraf affødte markeds mekanismer, som behandles i Underudvalget for produktion, økonomi og beskæftigelse. Som et udgangspunkt er det antaget, at indtaget via de importerede fødevarer trods forskydninger imellem de enkelte produkter vil være uændret. Som beskrevet i afsnit 6.2.4 betyder skrælning af citrusfrugter mindre end 200 mikrogram pr. dag, men samtidig vil dansk producerede afgrøder bidrage med mere end 50% af den daglige indtagelse.

11 Underudvalgets sammendrag med konklusioner og anbefalinger

11.1 Indledning og kommissorium

Folketinget vedtog den 15. maj 1997 en motiveret dagsorden som opfordrer regeringen til at nedsætte et udvalg med uafhængig sagkundskab, som bl.a. skal foretage en vurdering af de samlede konsekvenser af en afvikling af pesticidforbruget inden for jordbrugserhvervene, herunder skal alternative muligheder for bekæmpelse af plantesygdomme, skadedyr og ukrudt i jordbrugserhvervet belyses.

Kommissoriet for **Underudvalget for miljø og sundhed** fastlægger, at Underudvalget i sit arbejde skal vurdere de miljømæssige konsekvenser af en total eller delvis udfasning af pesticiderne under inddragelse af effekterne på grundvand som ressource for befolkningen og naturen, overfladevand som ressource for flora og fauna, samt de terrestriske økosystemer i jordbrug og skovbrug som ressource for flora og fauna.

Underudvalget skal desuden under vurderingen af de sundhedsmæssige konsekvenser inddrage effekterne på brugerne ved anvendelse af pesticider og ved anvendelsen af de foreslåede dyrkningssystemer. Derimod indgår en vurdering af de sundheds- og miljømæssige aspekter i forbindelse med den industrielle produktion af pesticider ikke i Underudvalgets arbejde.

Underudvalget har i sit arbejde vurderet følgende scenarier i forhold til Nudriften, som er karakteriseret ved en behandlingshyppighed på 2,51:

- Total udfasning af pesticiderne (Nulscenariet). Dette scenario beskrives som en referencesituation, hvor de miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser af den totale udfasning sammenlignes med den nuværende situation. Behandlingshyppigheden er her 0.
- Alene anvendelse af pesticider for karantæneskadegørere (Nulplusscenariet). I dette scenario anvendes pesticider af hensyn til overholdelsen af specifikke renhedskrav eller bekæmpelse af skadegørere, som findes defineret i bekendtgørelser fra Plantedirektoratet. Behandlingshyppigheden er her 0,05.
- Anvendelse af pesticider i afgrøder til imødegåelse af store tab (Plusscenariet). I dette scenario anvendes pesticider alene til afgrænsede områder, hvor store udbyttmæssige tab forventes, eller hvor en produktion af specifikke afgrøder ikke vil kunne opretholdes. Desuden omfattes Nulplussceniets områder. Behandlingshyppigheden er her 0,50.
- Nedsættelse af pesticidforbruget til et niveau uden afgrødetab (Plusplusscenariet). I dette scenario anvendes alle tilgængelige landbrugstekniske metoder, som reducerer anvendelsen af pesticider uden væsentlige økonomiske tab. Scenariet omfatter Nulplussceniets og

Plussceniariets områder og er bl.a. baseret på princippet om integreret bekæmpelse. Behandlingshyppigheden er her 1,73.

Underudvalget har inddraget en række konsekvensberegninger, som omfatter jordbundsfauna, fugle, vilde planter, vandhuller og den daglige indtagelse af pesticidrester i levnedsmidler. Underudvalget har gennemgået den nyeste viden om pesticiders forekomst i grundvand, vandløb, søer, vandhuller, jordvand, drænvand og regnvand, samt vurderet pesticidernes spredning og skæbne ved overfladisk afstrømning, afdrift, fordampning, nedbrydning og udvaskning. Desuden er forureningen fra fylde- og vaskepladser for sprøjteudstyr vurderet. Underudvalget har vurderet pesticidernes effekter på flora og fauna i dyrkede og udyrkede terrestriske økosystemer, henholdsvis i vandløb, søer og kystnære farvande, og eksponeringen og effekter på mennesker, såvel på beskæftigede i jordbruget som på befolkningen som helhed.

Underudvalget har specielt set på de hjælpestoffer, der anvendes i forbindelse med pesticiderne, og har desuden vurderet pesticiderne i proportionalitet med andre kemiske stoffer, som anvendes i jordbruget, herunder naturstoffer og pesticider af naturlig oprindelse. Desuden har Underudvalget gennemgået forskellige metoder til rangordning af pesticider og undersøgt mulighederne for at operationalisere forsigtighedsprincippet i forbindelse med pesticider.

Endelig har udvalget vurderet en række alternative og nye metoders miljø- og sundhedsmæssige aspekter i relation til de opstillede scenarier for hel eller delvis udfasning af pesticider.

Underudvalget konkluderer overordnet vedrørende scenarierne, at kun Nulscenariet og Nul-plussceniariet er båret af et konsekvent forsigtighedsprincip. Plussceniariet, hvor anvendelsen af pesticider reduceres med 80% i forhold til Nudriften, vil medføre en markant reduktion af spredningen og eksponeringen af pesticider, men vil stadig indebære en potentiel risiko for effekter, hvor pesticidanvendelsen finder sted. Plus-plussceniariet med en behandlingshyppighed på 1,73 indebærer en reduktion af pesticidanvendelsen, som er mindre end målene for behandlingshyppigheden i Pesticidhandlingsplanen fra 1986. Der var i denne plan ikke taget højde for de særlige problemer med grundvand og overfladevand.

11.2 Pesticiders forekomst i miljøet

Underudvalget for miljø og sundhed har gennemgået den nyeste viden om pesticiders forekomst i grundvand, vandløb, overfladevand, drænvand, jordvand og regnvand, og har vurderet pesticidernes spredning ved overfladisk afstrømning, afdrift og fordampning. Desuden er pesticidernes nedbrydning og udvaskning vurderet af Underudvalget, som desuden har set på forureningen fra fylde- og vaskepladser. Underudvalget har draget specifikke konklusioner på de enkelte områder og er nået til følgende sammenfattende konklusioner og anbefalinger:

1. Der foreligger undersøgelser af pesticider i de forskellige medier grundvand, vandløb, drænvand, jordvand og regnvand. Der er kun få

målinger af pesticider i vandhuller og søer. Kun for grundvandet foreligger tidsserier, men måleprogrammerne har endnu ikke været gennemført i en tilstrækkelig lang periode til at kunne beskrive udviklingstendenserne. Overvågningsprogrammet i forbindelse med Vandmiljøplan II vil i fremtiden kunne levere data til sådanne tidsserier.

Konklusion om pesticider i grundvandet

2. I de udvidede analyseprogrammer i grundvandsovervågningen er der påvist pesticider eller nedbrydningsprodukter i 34% af de undersøgte terrænnære filtre i intervallet 0 til 10 meter under terræn. Grænseværdien er overskredet i 23% af de undersøgte filtre. Fundhyppigheden aftager med dybden, hvilket kan afspejle, at rester af de seneste 50 års forbrug af pesticider, som har været stigende gennem perioden, er i bevægelse mod de dybere grundvandsmagasiner med en stigende fremtidig grundvandsforurening som konsekvens. En anden mulig forklaring kan være, at der sker en nedbrydning under den nedadgående bevægelse, idet koncentrationerne i de dybere jordlag har været udsat for biologisk og kemisk nedbrydning i længere tid end de koncentrationer, der findes i de øverste jordlag. Først når der foreligger tilstrækkeligt lange tidsserier fra overvågningsprogrammerne om 5-10 år, vil det være muligt at vurdere disse hypoteser. Den nyeste forskning indikerer, at nedbrydningen af visse pesticider i grundvandsmagasinerne er meget langsom, medens andre udviser nedbrydning.

Konklusion om fundenes størrelse

3. I de udvidede analyseprogrammer i grundvandsovervågningen er der fundet pesticider eller nedbrydningsprodukter i 21% af de undersøgte filtre. Grænseværdien er overskredet i 13% af de undersøgte filtre. Nedbrydningsproduktet BAM fra det nu forbudte totalukrudsmiddel dichlobenil er påvist i ca. 30% af borerne, som er undersøgt i forbindelse med vandværkernes boringskontrol. Men en lang række stoffer, som anvendes i jordbruget til behandling af afgrøder, er ligeledes til stede i relativt mange borer undersøgt ved vandværkernes boringskontrol. Fundene af pesticider i drænvand og jordvand er højere end fundene i grundvandet, og de afspejler de koncentrationer, som senere kan bevæge sig mod grundvandet, hvorunder de kan undergå en nedbrydning og evt. dannelse af metabolitter. I såvel vandløb som vandhuller påvises koncentrationer af en række pesticider, som er højere end de effektive niveauer, der måles i laboratorieundersøgelser med vandlevende dyr.

Konklusion om gartnerier, bær- og frugtplantager som punktkilder

4. På grund af den høje behandlingshyppighed i planteskoler, gartnerier, bær- og frugtplantager er der potentiel risiko for forurening af omgivelserne, herunder grundvandet.

Konklusion om manglende data til beskrivelse af pesticidernes spredning og omdannelse i miljøet

5. Underudvalget noterer sig, at der vedrørende fund af pesticider i de forskellige medier ofte kun kan redegøres for en brøkdel af de anvendte pesticidmængder, når der ses bort fra nedbrydningen. Der mangler således oplysninger om de samlede massestrømme og de største flow, herunder fordampningen og afdriften, samt konkrete systematiske målinger i miljøet af nedbrydningen og omdannelsen som en del af den overordnede massestrømsanalyse. Det er således ikke muligt at udføre en reel og fuldstændig beskrivelse af pesticidernes skæbne i relation til de miljø- og sundhedsmæssige belastninger.

Konklusion om fremtidig forurening af grundvandet

6. Fundene af godkendte pesticider over grænseværdien i såvel overfladenært grundvand som i dybere liggende magasiner indikerer, at den nuværende godkendelsesordning ikke giver fuldstændig sikkerhed mod fremtidige forureninger af grundvandet. Der er derfor startet et varslingsystem for pesticider, som skal gøre det muligt hurtigt at vurdere og eventuelt fjerne godkendte pesticider.

Konklusion om afdrift og fordampning

7. Afdriften er sammen med fordampning af pesticider medvirkende til, at pesticider kan påvises i nedbør, overfladevand og i ikke-sprøjtede arealer. Beregninger indikerer, at der kan ske en betydelig fordampning af stofferne fenpropimorph, pendimethalin, prosulfocarb og trifluralin. Det er således en risiko for, at disse stoffer vil kunne spredes i atmosfæren og påvises i regnvand og overfladevand. Skæbnen og forekomsten af disse stoffer i atmosfæren over Danmark er ikke undersøgt.

Underudvalgets anbefalinger

Den nuværende godkendelse af pesticider i Danmark og i EU er baseret på analyser af forskningsresultater og vurderingen af konsekvenser for sundhed og miljø. Specielt pesticidernes skæbne er således ikke underkastet en analyse af de usikkerheder og faktiske variationer, som indgår i en helhedsorienteret massestrømsanalyse, bl.a. fordi en sådan analyse vil kræve data om den faktiske anvendelse, spredning og nedbrydning under danske forhold. Underudvalget anbefaler, at der indføres en konkret massestrømsanalyse i forbindelse med revurderingen af pesticiderne med henblik på fornyelse af godkendelsen i henhold til Lov om kemiske stoffer og produkter, §33, stk. 4. Denne analyse skal indeholde såvel gennemsnits- som "worst-case"-situationer baseret på målinger og erfaringer indhentet i den periode, det konkrete stof har været i anvendelse. Såfremt der er manglende viden om de enkelte flow i denne massestrømsanalyse, anbefaler udvalget, at forsigtighedsprincippet anvendes i vurderingen af stofferne til imødegåelse, henholdsvis forhindring af eventuelle konsekvenser af pesticidernes spredning og eksponering af mennesker og miljø.

Underudvalget anbefaler, at den opstillede bruttoliste med henblik på revurdering af pesticiders nedvaskning kan indgå i anbefalinger om substitution med mindre farlige stoffer i anvendelsessituationen. Desuden anbefales, at nye midler vurderes i forhold til bruttolisten, og at de vurderes i forhold til alternative ikke-kemiske metoder. Stoffer som herved indplaceres i den kritiske ende af bruttolisten eller som kan erstattes af egnede alternative ikke-kemiske metoder, bør nægtes godkendelse. Underudvalget peger bl.a. på følgende alternative metoder:

- Mekanisk ukrudtsbekæmpelse.
- Biologiske bekæmpelse af skadevoldere.
- Brug af resistente sorter, herunder gensplejsede afgrøder.
- Forebyggende driftsmetoder.

Da også de alternative metoder kan medføre skader på miljø og sundhed, bør disse metoders egnethed vurderes på samme vilkår som de kemiske metoder.

Underudvalget anbefaler ophør med anvendelse af pesticider i områder, hvor der indvindes grundvand til drikkevandsformål. Det kan i disse om-

råder overvejes at foretage naturgenopretning vedrørende flora og fauna som foreslået i anbefalingerne i afsnit 11.3.

Underudvalget anbefaler endvidere, at pesticiders fordampning og atmosfærekemiske omdannelse inddrages i godkendelsen af pesticider.

Underudvalget anbefaler, at man søger yderligere at afklare, hvilken betydning spredningen af pesticider fra nedlagte og eksisterende planteskoler, gartnerier, bær- og frugtplantager og nedgravet affald har på den nuværende grundvandsforurening samt omgivelserne i øvrigt. Underudvalget anbefaler endelig, at der udarbejdes et forbedret regelsæt for, hvordan vask og fyldning af sprøjteudstyr skal foregå.

11.3 Pesticiders effekter i miljøet

Konklusion om effekter på planter og dyr

De væsentligste effekter forekommer i forbindelse med udbringningen af pesticiderne, hvor organismer direkte rammes, og hvor indirekte effekter opstår som følge af påvirkningen af fødekæder. Her spiller planter en nøglerolle som første led i fødekæden. En dansk undersøgelse har vist, at i de undersøgte marker var antallet af plantearter og disses hyppighed blevet halveret i løbet af de sidste 20-25 år. Dette har ud fra et landbrugsmæssigt synspunkt været en ønskelig udvikling, men med negative konsekvenser for naturindholdet. Hovedårsagen til tilbagegangen er anvendelse af ukrudtsmidler og den ændrede dyrkningspraksis. På såvel de dyrkede arealer som i de tilstødende biotoper er der i forbindelse med anvendelsen af pesticider risiko for nedgange i bestande af planter og dyr, ændret biodiversitet, ændring af dyrkningsmediet og naturlig skadedyrsregulering, samt fødekæde- og indirekte effekter. Overordnet set er det ikke den enkelte mark og dens evt. tab af vilde planter, som er problemet, men snarere den landsdækkende, samlede påvirkning af agerlandets karakteristiske flora.

Underudvalget for miljø og sundhed har i dialog med Underudvalget for økonomi vurderet, at en generel reduktion af pesticidanvendelsen på et uændret areal vil have en mindre positiv effekt på flora og fauna, end hvis den samme reduktion i forbruget skete ved etablering af permanente sprøjtefri randzoner og forbud mod sprøjtning i miljøfølsomme områder.

Konklusioner om effekter i de opstillede scenarier på leddyr i marken

Den lavere fauna påvirkes såvel af den direkte behandling med insekticider som den indirekte påvirkning ved fjernelse af planter og mikroorganismer som fødegrundlag ved anvendelsen af herbicider og fungicider. Virkningen af de forskellige pesticidtyper er delvis specifik og proportional med behandlingshyppigheden af henholdsvis fungicider, herbicider og insekticider. Ved sammenligninger af scenarierne er behandlingsfrekvensen derfor en indikator for de uønskede sideeffekter ved pesticidanvendelsen på individer, arter og samfund af planter og dyr (se afsnit 5.1 og kapitel 10). Udelades herbicidbehandlinger, kan der forventes en forøgelse af insektfaunaen med en faktor 2-7 målt som individer og en faktor 1,5 målt som antal arter pr. prøve. Undlades fungicidbehandling, øges den fungivore insektfauna i en periode med en faktor 1-2,5. Behandles der ikke med insekticider øges insektfaunaen med en faktor 2-4. Virkningen af fungicider og insekticider er ofte mere kortvarig end effekten

af herbicider, idet elimineringen af ukrudtet påvirker faunaen gennem hele sæsonen.

Konklusioner om effekter i de opstillede scenarier på jordbundsdyr

Underudvalget har vurderet scenarieberegninger for springhaler og regnorme som de eneste grupper af jordboende dyr, hvor der foreligger tilstrækkelige data (se kapitel 10). Det kan konkluderes, at tætheden af såvel springhaler som regnorme ikke er påvirket af de pesticider, som indgår i scenariet for Nudrift, men at sædskiftet, herunder jordbehandlingen, gødsningen og evt. efterafgrøder, spiller en væsentlig rolle for bestandstætheden. Scenarier, som indebærer en øget anvendelse af dyregødning og kløvergræs vil begunstige disse dyregrupper.

Konklusioner om effekter i de opstillede scenarier på fugle i agerlandet

Underudvalget konkluderer ud fra de udførte scenarieberegninger (se kapitel 10), at bestandene af agerhøne, torsanger og gulspurv er øget i alle scenarier i forhold til Nudriften, og at alle scenarierne viser en signifikant øget bestandstæthed for disse arter. Dette gælder såvel Nul- som Plus- og Plus-plusscenarierne. For de øvrige arter er indeks upåvirket af pesticidanvendelsen sammenlignet med Nudriften. Idet de direkte giftvirkninger på fuglene i dag er ubetydelige (se afsnit 5.1), vil de indirekte virkninger være de væsentlige, fx ændringer i fødegrundlaget. Det vil her være uden betydning for fuglene, om fødegrundlaget fjernes med pesticider eller ved mekaniske eller andre metoder. For de jordrugende arter kan radrensning og ukrudtsharvning udgøre en risiko. Tilsvarende vil tidlige og/eller mere omfattende jordbehandlinger om efteråret med stor sandsynlighed have betydelige, negative effekter på fuglene, idet stubmarker udgør et meget vigtigt fourageringsområde for mange arter i efterårsmånederne.

For alle arterne, bortset fra agerhøne og tildels torsanger, viser beregningerne signifikant større antal for økologiscenariet sammenlignet med Nulscenariet på grund af forskellen i sædskiftet. De anvendte sædskifter er imidlertid baseret på økologiske bedrifter, som de så ud i 1980'erne, hvor driftsformer og arealanvendelse afveg fra det nuværende økologiske landbrug.

Konklusioner om beregninger af ændringer i mængden af frø fra planter i marken i forskellige scenarier

Ud fra resultaterne af beregninger med to forskellige modeller konkluderer Underudvalget, at der i alle scenarierne kan ske en forbedring af forholdene for vilde planter og de dyrearter, som knytter sig til planterne, uden at antallet af vilde planter vokser uden for kontrol, såfremt der gennemføres mekanisk ukrudtsbehandling og begrænset kemisk indsats. For Plusscenariet vil en række vilde plantearter kunne optræde med større hyppighed i sædskifter med enten roer eller raps. Der vil således kunne forventes et mere varieret plantesamfund, som tilsvarende vil kunne være fødegrundlag for et mere alsidigt dyresamfund (hvirvelløse dyr og deres prædatorer). Imidlertid vil roeafgrødens ringe konkurrenceevne medføre, at dette sædskifte næppe vil være rentabelt, med mindre der fremkommer nye alternative metoder til bekæmpelse af ukrudt i roeafgrøder. For sædskiftet med raps viser beregningerne, at der i Plusscenariet vil være et markant mindre antal frø i frøpuljen efter 25 år sammenlignet med Nudriften efter 25 år, idet mekaniske ukrudtsbehandling med sprøjtning mod kvik hvert tiende år er mere effektivt end konventionel sprøjtning. Disse beregninger skal dog tages med forbehold, da modellen ikke er efterprøvet i praksis.

Konklusioner om modelberegninger af effekterne på vandhuller

Underudvalget konkluderer ud fra de udførte modelberegninger, at der er sandsynlighed for effekter på såvel flora som fauna som følge af afstrømning i scenarier, som svarer såvel til Nudriften, Plus-plus- og Plus-scenariet. Sandsynligheden for effekt falder med den anvendte mængde pesticider i scenarierne. Modellerne viser, at pesticidanvendelsen i afgrøderne vinterkorn, kartofler, roer og ærter alt andet lige udgør en stor risiko for flora og fauna i vandhuller. Mindre belastende afgrøder er vårkorn, vårraps, majs og tildels vinterraps. Modellen forudsiger, at de kritiske pesticider for alger og vandplanter (makrofyter) i vandhuller er isoproturon, glyphosat, fenpropimorph, ethofumesat, metamitron, pendimethalin, metribuzin, prosulfocarb, mancozeb, maneb og clopyralid. Krebsdyr og insekter er stort set lige følsomme, og de simulerede effekter på krebsdyr kan i princippet overføres til at gælde for insekterne. De kritiske pesticider i forhold til effekter på krebsdyr og insekter er esfenvalerat, propiconazol, pendimethalin, metribuzin, prosulfocarb, mancozeb og maneb. Hvis der ikke forekommer afstrømningshændelser inden for vækstsæsonen, er afdrift den eneste kilde til belastning af vandhullet. Beregningerne viser, at kun for esfenvalerat er denne tilførsel af betydning med en reduktion i dafniernes gennemsnitlige biomasse på mellem 6 og 9 %.

Konklusioner om afdrift og effekter på det terrestriske miljø

Ved sprøjtning sker der afdrift til de omkringliggende arealer. Hegn, diger, gærder og andre småbiotoper har dog så lille bredde, at de i praksis bør regnes med til det areal, som er påvirket af sprøjtemidler. Afdriften kan påvirke såvel terrestriske som akvatiske økosystemer. Flere undersøgelser har påvist effekter af sprøjtemiddelafdrift i op til 50 m fra det sprøjtede areal. Hovedparten af planterne blev dog kun påvirkede i et område mellem 0 og 5 m fra marken. Der mangler imidlertid eksperimentelle data over effekter af herbicider i lave doser på vilde plantearter, ligesom afdriftens størrelse og påvirkning af floraen ikke er systematisk undersøgt i Danmark. Såvel Nul- som Nul-plus- og Plus-scenarierne vil reducere forbruget af herbicider og dermed risikoen for afdrift til de marknære arealer. Dette vil reducere belastningen mærkbart, hvor der enten ophøres med sprøjtning eller kun sprøjtes lejlighedsvis. På grund af manglende data er det dog ikke muligt at kvantificere den positive effekt på vegetationen. De påvirkede arealer vil blive reduceret i takt med herbicidforbruget. I Nul-plusscenariet vil belastningen blive reduceret til de få lokaliteter, hvor der anvendes pesticider. I Nulscenariet ophører belastningen helt i naboarealerne.

Konklusioner om afdrift og effekter på det akvatiske miljø

For det akvatiske miljø er enhver påvirkning med pesticider uønsket, herunder ændringer af flora og fauna i kystnære farvande, søer, vandhuller og vandløb. Blandt de akvatiske økosystemer er det især de marknære vandhuller, vandløb og søer, som potentielt vil kunne blive påvirket. Ferskvandsmiljøet er med overvejende sandsynlighed påvirket af den nuværende anvendelse af pesticider, men det er ikke muligt på grundlag af eksisterende data at kvantificere påvirkningens størrelse på landsplan. Det er på baggrund af oplysninger fra amterne foreløbigt skønnet, at ca. 2% af de ikke opfyldte målsætninger på ca. 11.000 km vandløbsstrækninger kan skyldes giftstoffer, herunder pesticider. Især tyder de tilgængelige koncentrationsniveauer på, at det er insekticiderne, og især pyrethroiderne, der kan have en negativ effekt. Pyrethroiderne vil i kraft af deres persistens desuden kunne forekomme i ferskvandsøkosystemerne i en lang periode. Der er ligeledes dokumenteret tilfælde af

effekter af herbicider på alger og andre primærproducenter. Flere målinger tyder imidlertid på, at der for pyrethroider og visse thiofosfatinspekticider er fundet koncentrationer tæt på det niveau, der giver effekt ifølge den eksisterende litteratur. Dette niveau er for nogle pesticider lavere end grænseværdien for drikkevand på 0,1 mikrogram pr. liter.

Konklusioner om effekter i skovbruget

I skovbruget er anvendelsen af pesticider mængdemæssigt lille, hvori- mod den i juletræs- og pyntegrøntkulturer er i samme størrelsesorden som i landbrug. Behandlingshyppigheden i planteskoler er ligesom i gartnerierne høj. Der mangler specifikke undersøgelser af herbiciders effekt på skovbundsfloraen, men der ingen tvivl om at selv den begræn- sede anvendelse, der finder sted i skovbruget, påvirker den egentlige skovbundsflora meget og i negativ retning. Mange arter i skovbundsflo- raen har en meget langsom genindvandringshastighed på mindre end 1 meter pr. år, hvilket gør dem særligt følsomme over for anvendelsen af herbicider, selv om denne kun finder sted i forbindelse med fældning og nyplantning. Et ophør med herbicidanvendelsen i skove kan medføre, at der med tiden kan genskabes en skovbundsflora, der er naturligt tilpasset til de lokale jordbundsmæssige og klimatiske forhold. Mekanisk bekæm- pelse af uønsket vegetation kan imidlertid ved anvendelse af dybdepløj- ning over store arealer have de samme direkte effekter på floraen som herbicidanvendelse og dermed også de samme indirekte effekter på den tilknyttede fauna. Dertil kommer negative effekter på jordbundsfauna, svampeflora, jordbundsprofil og kulturminde. I tilfælde, hvor der ikke anvendes selvforryngelse, er det vigtigt for skovbundsfloraen, at jordbe- handlingen efterlader ubehandlede områder, og at forryngelsen sker som skærmforryngelse med bevarelse af træartsvalget. Anvendelsen af herbi- cider i pyntegrønt- og juletræskulturer i Plus- og Plus-plusscenerierne vil fastholde en lav biodiversitet for floraen på disse arealer for så vidt, der ikke findes alternative miljøvenligere metoder.

Underudvalgets anbefa- linger vedrørende pesti- ciders effekter i miljøet

For de scenarier, hvor der anvendes pesticider, mangler der systematiske undersøgelser af, hvorledes pesticider i større sammenhængende områder påvirker vilde planter og de dertil knyttede dyr i hegn, grøftekanter og andre småbiotoper, samt nabo-naturarealer. Påvirkningen af floraen som følge af nedbørens indhold af langtransporterede herbicider kendes ikke i Danmark. Udenlandske studier viser, at effekter er sandsynlige, men en nærmere fastlæggelse kræver undersøgelser både hvad angår effekterne og den atmosfæriske transport. Der er ligeledes behov for at vurdere ef- fekten af pesticider på akvatiske organismer i relation til de faktiske fund i vandløb og overfladevand. De manglende data og tidsserier kan tilveje- bringes ved et målrettet overvågningsprogram for de påvirkede biotoper i forbindelse med eksperimentelle undersøgelser af sammenhængen mel- lem koncentrationer af pesticider og niveauet, hvor effekter kan påvises.

Ved pesticidanvendelse i skovbruget er det for faunaens vedkommende de indirekte effekter der medfører den væsentligste påvirkning. Hvad angår langtidseffekter på såvel flora som fauna mangler der redskaber og viden til at foretage en vurdering af effekterne af pesticider.

Underudvalget anbefaler for de mellemscenarier, hvor der anvendes pe- sticider, at der fremover mere konsekvent og systematisk end hidtil an- vendes permanente sprøjtefri zoner og beskyttelsesbræmmer, der som bufferzoner vil kunne bidrage til at beskytte vandløb, søer og vandhuller,

samt velbevaret vegetation i småbiotoper og naturarealer, hvor en sådan stadig forekommer. Det skal herunder sikres, at der etableres sammenhængende spredningskorridorer. Hvor de terrestriske småbiotopers vegetation er kraftigt påvirket gennem de seneste årtiers belastning med både herbicider og gødningsstoffer, vil en rekolonisering normalt ske meget langsomt. Det vil her være nødvendigt med permanente såvel sprøjte- som gødningsfrie randzoner, hvor vegetationen og den hertil knyttede fauna ønskes genoprettet. Desuden anbefales det at foretage egentlig naturgenopretning, herunder genskabelse af et mere divers plant- og dyreliv (fx introduktion af padder og hvirvelløse dyr med lille evne til genindvandring).

Underudvalget peger på en mulig udvidelse af afstandskravene til vandløb og søer.

11.4 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger vedrørende arbejdsmiljøet

Konklusioner om eksponering for pesticider i arbejdsmiljøet

Det vurderes, at risikoen for akutte effekter af pesticider er væsentligt mindre i dag end for blot 10 år siden, da de mest skadelige midler ikke længere er tilladt. En vis risiko kan ikke udelukkes for personer, der ikke overholder de givne forskrifter for personlig beskyttelse og korrekt anvendelse af pesticiderne, eller personer, der anvender u hensigtsmæssige arbejdsrutiner og dårlig arbejdshygiejne. Underudvalget noterer sig dog, at der kan være tale om en betydelig eksponering af sprøjteføreren og af gartnere i væksthuse og i produktionen af frugt og grøntsager, hvor pesticidanvendelsen er hyppig.

Konklusioner om skader i forbindelse med alternative metoder

Underudvalget konkluderer, at risikoen for arbejdsulykker kan stige i forbindelse med mekanisk ukrudtsbekæmpelse ved indførelse af flere maskiner, der kræver reparation og vedligeholdelse. Endvidere vil øget manuel lugning kunne indebære hyppigere skader i forbindelse med ensidigt, gentaget arbejde (EGA). Der er generelt øget risiko for fysiske skader, især slidgigt, hos beskæftigede i landbruget, som er associeret til staldarbejde, malkning, traktorkørsel samt tungt fysisk arbejde, som ikke er relateret til anvendelsen af pesticider.

Underudvalgets anbefalinger om arbejdsmiljøet

Der er ikke tradition for at beskæftige sig med arbejdsmiljøet i landbruget, hverken i den konventionelle eller den økologiske driftsform, og der foretages ikke indberetning af alle skader på trods af, at landbruget har mange alvorlige ulykker og har de fleste dødsulykker sammenlignet med alle andre erhverv. Underudvalget anbefaler, at arbejdsmiljøet i landbruget opprioriteres såvel i forbindelse med konventionel som pesticidfri drift.

Underudvalget påpeger, at der mangler viden om pesticiders og deres hjælpestoffers evne til at fremkalde allergi og deres påvirkning af immunsystemet og anbefaler en øget videnopbygning på dette område.

Som følge af den intensive anvendelse af pesticider i planteskoler og produktionen af frugt, grønt og bær, anbefaler Underudvalget en øget indsats mod at mindske eksponeringen med pesticider på dette område.

11.5 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger vedrørende sundheden

Konklusioner om befolkningens indtagelse af pesticider

Underudvalgets gennemgang af pesticidindtagelsen fra fødevarer og drikkevand viser, at de dominerende kilder til befolkningens belastning er indtagelsen fra bær, frugt og grønt og tildels korn og kornprodukter, medens indtagelsen fra drikkevand, animalske fødevarer og fisk er uden betydning for den samlede belastning.

I behandlede afgrøder antages det almindeligvis, at der vil kunne være et vist restindhold, således at manglende påvisning oftest tages som udtryk for, at indholdet i givet fald vil være mindre end den analytiske detektionsgrænse.

Den samlede gennemsnitlige belastning fra fødevarer er estimeret til ca. 200 mikrogram pesticid pr. dag, hvoraf mere end halvdelen kommer fra nogle få fødevaretyper, nemlig citrusfrugter, kartofler og æbler. Omkring 60% kommer fra udenlandske produkter og 40% fra danske produkter. Der er store variationer i de beregnede talværdier, og den samlede indtagelse skønnes i praksis at variere fra en meget lav indtagelse til ca. 600 mikrogram pr. dag. Da hovedparten af restindholdene i citrusfrugter sidder i skrællen, som kasseres, vil den reelle daglige indtagelse af pesticider være mindre end 200 mikrogram pesticid pr. dag. I dette scenario vil indtagelsen via danske produkter være større end 50% af den samlede indtagelse.

Den gennemsnitlige belastning på enkeltstofniveau fra fødevarer er typisk omkring 1% eller mindre af den nuværende acceptable daglige indtagelse (ADI-værdien).

Konklusioner om befolkningsundersøgelser

Underudvalget konkluderer, at der ikke på basis af epidemiologiske undersøgelser kan føres bevis for, at pesticider i de mængder, den generelle befolkning udsættes for, fx gennem kosten, er sundhedsskadelige. Man kan tilsvarende heller aldrig med fuldstændig sikkerhed videnskabeligt bevise, at et pesticid ikke vil kunne medføre sundhedsrisiko, men man kan sandsynliggøre en sundhedsrisiko eller manglen på samme med større eller mindre (u)sikkerhed. Dette gælder alt videnskabeligt arbejde, herunder også forsøg udført på dyr. Ethvert udsagn om sikkerhed ved anvendelsen af kemiske stoffer baserer sig desuden på den nuværende viden med mulighed for senere fund af i dag uforudsigelige effekter.

Epidemiologiske undersøgelser om effekter af metabolitter og ikke-aktive stoffer, der ofte udgør en væsentlig del af produkterne, er stort set ikke eksisterende.

For nedbrydningsprodukter af pesticider i miljøet er der i nogle tilfælde mangel på viden om deres sundhedsmæssige effekter. Dette gælder specielt, hvis der i miljøet dannes andre metabolitter end hos forsøgsdyr og mennesker.

En mere udstrakt brug af biomarkører for eksponering for og effekt af pesticider vil kunne lette muligheden for at epidemiologisk vej at påvise en sammenhæng mellem eksponering og eventuelle effekter.

Konklusion om mykotoksiner

Mykotoksinerne udgør et generelt problem i såvel konventionelt som økologisk jordbrug, idet de kan opformerer under klimatiske forhold, der betinger høj fugtighed. Desuden kan de opformerer, hvis kornets tørring er for langsom. Underudvalget finder, at giftige mykotoksiner i svampebelastet korn kan udgøre en større risiko for befolkningens sundhed end pesticidrester i korn og anbefaler en bedre kontrol med korns vandindhold, forbedrede tørringsprocedurer og lignende kontrolforanstaltninger ved kilden. Desuden anbefales, at kontrollen med indhold af mykotoksiner i levnedsmidler styrkes.

Underudvalgets anbefalinger på sundhedsområdet

- Restindhold i indhøstede afgrøder hidrører som oftest fra behandlinger udført på tidspunkter hvor planter eksponeres i deres frø-, bærel eller frugtbærende vækststadier. Underudvalget anbefaler, at sprøjtning begrænses til kun at finde sted før afblomstring, skridning el.lign. For at understøtte vurderingen af restkoncentrationerne foreslår Underudvalget, at der udføres restkoncentrationsundersøgelser under danske klima- og dyrkningsforhold i forbindelse med vurderingen af pesticider.
- Der er behov for at inddrage nye effekter, der ikke tidligere har været undersøgt eller lagt vægt på, som fx effekter på det endokrine system (hormoner) og på nervesystemer under udvikling. Underudvalget anbefaler en konstant udvikling af forskningen på området, idet problemet samtidig må accepteres som et forhold, der inddrager forsigtighedsprincippet i fremtidige vurderinger og acceptordninger for både nye og eksisterende pesticider..
- Underudvalget anbefaler, at risikovurderingen af de hjælpestoffer, der ofte anvendes i betragtelige mængder, indgår med større vægt ved den samlede vurdering af de enkelte pesticidprodukter, og at der foretages en regelmæssig vurdering af hensigtsmæssigheden ved anvendelse af de enkelte stoffer.
- Underudvalget anbefaler, at det forhold, at der indtages mange forskellige kemiske stoffer samtidigt, i større udstrækning inddrages i den sundhedsmæssige vurdering af pesticider, specielt for risikogrupper.

11.6 Underudvalgets konklusioner og anbefaling om forsigtighedsprincippet

Underudvalget har opereret med to forskellige tilgange til forsigtighedsprincippet, her kaldt henholdsvis risikovurderingstilgangen og nulværditilgangen.

Anvendelse af risikovurderingstilgangen kan indebære en "konservativ" (= "forsigtig") vurdering ud fra et konkret videnskabeligt erfaringsmateriale, mens anvendelsen af nulværditilgangen i modsætning hertil kan tage udgangspunkt i et initialt værdibestemt kvalitetskrav, som kun fraviges efter vurdering ud fra definerbare beskyttelseskrav.

Såfremt risikovurderingstilgangen kan baseres på en tilstrækkelig mængde videnskabelige data til at sikre en fuldstændig beskyttelse af sundhed

og miljø, vil fx anvendelsen af usikkerhedsfaktorer kunne hævdes at være en tilfredsstillende udmøntning af forsigtighedsprincippet. En sådan tilgang ville således betyde, at forsigtighedsprincippet ikke supplerede noget til den traditionelle risikovurdering baseret på det nuværende videngrundlag. Der eksisterer dog fortsat uløste spørgsmål om usikkerhedsfaktorernes mulige utilstrækkelighed og det overordnede spørgsmål om usikkerheder som følge af manglende viden eller ubestemtheder i pesticidernes samfundsmæssige placering.

Underudvalget har specifikt undersøgt mulige anvendelser af forsigtighedsprincippet, som ligger ud over den nuværende godkendelsesordning, der kan karakteriseres som en naturvidenskabeligt baseret risikovurdering.

Underudvalgets overvejelser om brugen af forsigtighedsprincippet på sundhedsområdet

Underudvalget har drøftet, at hvis en Nulværdi-tilgang tentativt ønskes anvendt på det sundhedsmæssige område, ville den kunne finde anvendelse inden for en godkendelsesordning for pesticider på eksempelvis følgende områder:

1. Sænkning af grænseværdien for pesticidrester i fødevarer til den til enhver tid laveste detektionsgrænse.
2. Sænkning af grænseværdien for pesticider i grundvand til den til enhver tid lavest mulige detektionsgrænse, henholdsvis kun godkendelse af pesticider, der opfylder krav om ingen eller negligabel mobilitet i jord.
3. Ingen godkendelser af stoffer, der er klassificeret som kræftfremkaldende i klasse 3, mutagent i klasse 3 og reproduktionsforstyrrende i klasse 3.
4. Udvidet mulighed af brugsbegrænsninger med henblik på at undgå bekæmpelsesmiddelansættelse direkte på afgrøder, træer og buske i deres frø-, frugt og bærbærende perioder. Ved behandling efter disse tidspunkter er der tale om kemikaliebehandling direkte på den til sin tid spiselige afgrøde. Gennem ændret sprøjtepraksis bør det således tilstræbes at reducere de i dag fundne restindhold til under detektionsgrænsen, dvs. ved håndhævelse af et forsigtighedsprincip i lighed med fastsættelsen af drikkevandsgrænsen.

Det skal understreges, at Underudvalget ikke har foretaget en vurdering af, om nulværditilgangen skal anvendes for de ovennævnte eksempler, idet dette vil kræve en dialog mellem følgende aktører:

1. En videnskabelig ekspertise, der skal trække grænsen for, hvad der kan forudsiges, og indkredse det, der ikke kan belyses.
2. En administrativ indsats, der skal tage stilling til, hvad der kan operationaliseres.
3. En politisk stillingtagen, dvs. ikke-eksperter, der under hensyntagen til befolkningen skal træffe afgørelsen dels ud fra tilliden til den faglige viden, dels ud fra etiske og politiske overvejelser.

Underudvalget skal endvidere gøre opmærksom på, at der i de ovennævnte eksempler anvendes grænseværdier fastlagt ved den for tiden opnåelige analytiske detektionsgrænse. Dette vil som følge af den teknologiske udvikling betyde, at grænseværdierne løbende vil blive justeret mod lavere værdier, grænsende mod nul. Underudvalget skal pege på, at

dette i sidste ende vil kunne føre til, at der ikke længere kan anvendes pesticider i Danmark.

11.7 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger vedrørende rangordning

Rangordning med hensyn til grundvandsforurening

Underudvalget konkluderer, at det ikke er muligt med de eksisterende simple metoder at rangordne pesticider entydigt med hensyn til deres evne til at nedvaske til grundvandet. Det er dog muligt ved at anvende fire forskellige metoder at opstille en bruttoliste, som omfatter 35 af de godkendte stoffer. Stofferne på denne bruttoliste bør underkastes en nærmere vurdering bl.a. ved anvendelse af matematiske modeller, den seneste viden og måleresultater.

Igangværende forskningsprogrammer vil i løbet af de kommende år forbedre videngrundlaget om de grundlæggende problemstillinger, og igangsatte forbedringer af overvågningen af grundvandet og en tidlig varsling af risikoen for udvaskning af pesticider til grundvandet vil øge sikkerheden.

Underudvalgets anbefalinger vedrørende rangordning med hensyn til grundvandsforurening

Underudvalget peger på, at en forbedret risikovurdering forudsætter, at der arbejdes videre med at afklare de styrende processer for transporten af pesticider ned til grundvandet og i grundvandsmagasinerne, samt at der tilvejebringes en større forståelse for den rumlige variation i de parametre, der er styrende for transporten af pesticider. I forbindelse med, at der indløber resultater fra stadigt flere undersøgelser, såvel nationalt som internationalt, bør der ske en udvikling af beslutningsværktøjer baseret på statistisk dokumenterede sammenhænge for pesticiders potentielle udvaskning med henblik på at generalisere undersøgelserne til ikke undersøgte områder og pesticider. Det anbefales i forbindelse med en øget anvendelse af matematiske modeller (fx MACRO) i vurderingen af risikoen for udvaskning af pesticider, at der arbejdes videre med at vurdere deres gyldighed. I denne sammenhæng er der specielt behov for at tilvejebringe de nødvendige geologiske og stofspecifikke data. Muligheden for at udvikle simple stokastiske (probabilistiske) modeller bør undersøges.

Underudvalget anbefaler, at den opstillede bruttoliste med henblik på revurdering af pesticiders nedvaskning kan indgå i anbefalinger om substitution med mindre farlige stoffer i anvendelsessituationen. Det anbefales endvidere, at nye midler vurderes i forhold til bruttolisten og i forhold til eventuelle ikke-kemiske, alternative metoder.

Rangordning med hensyn til effekter på det terrestriske miljø

Med hensyn til det terrestriske miljø er det ikke muligt at anvise en metode til rangordning af de direkte effekter, da de indirekte effekter og kombinationen af mange pesticider spiller den største rolle. Behandlingshyppigheden kan imidlertid anvendes som et mål for belastningen, da den bygger på den biologisk aktive markdosering, og således kan bruges som en simpel indikator for både den direkte effekt på målorganismerne og deres beslægtede arter, og for den indirekte belastning af økosystemet som følge af ændringer i fødeudbuddets mængde og art i fødekæderne. Det vil endvidere være muligt at beregne et indeks for den dosis, der med den nuværende viden vil være uskadelig for langt den største

del af dyr og planter i udyrkede arealer, som modtager pesticider via afdrift eller atmosfærisk transport (tålegrænser).

Underudvalgets anbefaling med hensyn til effekter på det terrestriske miljø

Underudvalget anbefaler som udgangspunkt at behandlingshyppigheden anvendes som indeks for den samlede belastning af flora og fauna i marken og dens nærmeste omgivelser.

Rangordning med hensyn til det akvatiske miljø

For det akvatiske miljø udføres i den nuværende godkendelsesordning en ekspertvurdering, som kan føre til, at nye pesticider eller produkter godkendes med vilkår om, at der skal holdes en given afstand til vandløb og søer. Sådanne afstandskrav indikerer, at stoffet (produktet) er problematisk i forhold til akvatiske organismer, og de vil umiddelbart kunne anvendes til en rangordning eller gruppering af pesticiderne.

Underudvalgets anbefaling med hensyn til det akvatiske miljø

Underudvalget anbefaler, at de administrativt fastsatte afstandskrav anvendes til en rangordning eller gruppering af pesticiderne.

Rangordning med hensyn til sundhedsområdet

For det humantoksikologiske område vil man kunne anvende forholdet mellem den acceptable daglige indtagelse, ADI, og den vurderede eksponering for stoffet som grundlag for en rangordning. Generelt udgør eksponeringen på enkeltstofniveau gennem fødevarer omkring 1% eller mindre af ADI-værdien med den nuværende anvendelse af pesticider. Ved en rangordning kunne de stoffer identificeres, som med den aktuelle anvendelse har den mindste sikkerhedsmargin for mennesker. Da effekterne for de enkelte stoffer imidlertid ikke er sammenlignelige, vil en rangordning ikke kunne stå alene, men skulle suppleres af en ekspertvurdering.

Underudvalgets anbefaling med hensyn til sundhedsområdet

Underudvalget anbefaler, at forholdet mellem den acceptable daglige indtagelse af det enkelte aktive stof og den faktiske indtagelse anvendes som grundlag for en rangordning.

11.8 Underudvalgets konklusioner om energiforbruget, emissionen af drivhusgasser og næringsstofudvaskningen

Konklusion om ændringer i energiforbruget

Ved overgang til pesticidfri drift stiger den direkte energiomkostning til mekanisk ukrudtsbekæmpelse, hvilket tildels opvejes af en sparet indirekte energiomkostning til fremstilling af pesticider. Underudvalget konkluderer, at den totale energiomkostning til markbrug i Danmark ikke ændres betydeligt ved overgang til pesticidfri drift, men at dette skal ses i forhold til det betydelige udbyttefald på ca. 25%. Der er ikke taget stilling til, i hvilken grad et anderledes produktionsmønster, fx reduceret husdyrproduktion eller økologisk drift, vil reducere energiforbruget.

Konklusion om emission af drivhusgasser

Landbrugets indenlandske bidrag til drivhuseffekten er ca. 13 Tg CO₂-ækvivalenter. Heraf står CO₂, som stammer fra det fossile energiforbrug, for ca. 1/4. Den resterende del af landbrugets bidrag til drivhuseffekten kommer fra metan og lattergas. Hvis udbyttet reduceres ved pesticidfri drift, vil importen af foder medføre at energiforbruget samlet set bliver højere. Det har ikke været muligt på det foreliggende grundlag at vurdere ændringer i udledningen af metan og lattergas i de forskellige scenarier.

Konklusioner om udvaskning af næringsalte

Underudvalget vurderer, at ændringer i den mekaniske jordbehandling og i ændrede sædskifter vil påvirke udvaskningen af næringsalte. Ændringerne kan både være negative og positive, og en vurdering af nettoændringen vil kræve en omfattende analyse, som vil efterlade en stor usikkerhed. I det pesticidfri scenario vil udbyttenedgangen alt andet lige medføre et mindre forbrug af gødning med en reduceret udvaskning til følge. I tilfælde af misvækst, fx som følge af svampesygdomme, vil der derimod kunne forventes en øget udvaskning. Udvasningen vil således fra år til år afhænge af et samspil mellem afgrødevalget, gødskningsniveauet, jordbehandlingens intensitet og tidspunkt, samt plantesundheden. I det omfang, at gødningsforbruget reduceres i de forskellige scenarier, vil implementeringen af Vandmiljøplan II blive fremskyndet.

11.9 Underudvalgets konklusioner og anbefalinger vedrørende proportionalitet

Underudvalget konkluderer vedrørende proportionalitet

- Tungmetallerne cadmium, bly og kviksølv udgør set i proportionalitet med pesticidpåvirkningen et større sundhedsproblem end pesticider, medens de miljømæssigt ikke er et stort problem. Opmærksomheden skal dog være rettet mod en potentiel akkumulation i dyrkningsjorden af specielt cadmium, bly og kobber.
- Set i proportionalitet med pesticidpåvirkningen er de miljøfremmede stoffers direkte påvirkning af dyrkningsjorden og dermed forurening af afgrøderne lille. Kendskabet til mulige, indirekte forureninger med de miljøfremmede stoffer, fx via luft, eller ved utilsigtede tab, spild eller udledninger til vand er dog relativt ringe og kan derfor give anledning til bekymring, idet de langsigtede effekter selv af små koncentrationer ikke er kendt. Med den aktuelle miljøpolitik er det bestræbelsen, at der både nationalt og internationalt sker en reduktion ved kilden, men på grund af den stadige tilførsel skal belastningen med miljøfremmede stoffer følges på langt sigt.
- Generelt udgør organiske miljøgifte ikke et problem i dyrkningsjorden. Ved hyppig anvendelse af slam på samme areal kan den samlede mængde tilførte miljøfremmede stoffer være af samme størrelsesorden som pesticidtilførslen.
- Indholdet af nitrat i drikkevand i Danmark er i dag et større sundhedsmæssigt problem end resterne af pesticider i drikkevandet pga. en lille sikkerhedsmargen i forbindelse med dannelse af nitrit ved brugen af vand til modermælkerstatninger.
- Brugen af lægemidler og vækstfremmere indebærer en risiko for udvikling af resistente mikroorganismer, og den mulige påvirkning af dyrkningsjorden som følge af tilstedeværelsen i husdyrgødning er endnu ikke tilstrækkeligt belyst til at kunne vurdere lægemidlerne i proportionalitet med pesticiderne. Nogle af de anvendte udvaskelige vækstfremmere har egenskaber, som minder om pesticider, men deres opførsel i jordmiljøet er endnu ikke tilstrækkeligt belyst til, at man kan vurdere en eventuel risiko for udvaskning til grundvandet.

- En række naturligt forekommende stoffer anvendes i begrænset omfang som pesticider. Disse er forholdsvis let nedbrydelige, således at deres virkningstid er kort, men udvalget finder, at der i princippet ikke er forskel på disse og de syntetiske pesticider. Underudvalget konkluderer, at set i proportionalitet med naturstoffer indebærer pesticiderne på grund af deres anvendelsesmåde, relativt lille nedbrydelighed og kemisk betingede, forstærkede virkemåde et betydeligt større potentiale for miljøskadende effekter. Vedr. den humane sundhed finder udvalget, at visse naturligt forekommende indholdsstoffer i planter kan frembyde en risiko, og at disse fx i forbindelse med såkaldte "Novel Food"-produkter, herunder gensplejsede afgrøder, bør risikovurderes på linje med pesticider.

Underudvalgets anbefalinger vedrørende proportionalitet

På grund af den udbredte forekomst af små mængder af mange kemikalier i alle medier, hvis effekter måske skal adderes for at give et realistisk billede, anbefaler Underudvalget i henhold til forsigtighedsprincippet at den samlede kemiske belastning i miljøet reduceres mest muligt med henblik på nedsættelse af eksponeringen af såvel mennesker som miljøet.

Konklusioner om hjælpestoffer

Underudvalget har specielt vurderet de hjælpestoffer, som tilsættes pesticidformuleringer. Disse er er ikke omfattet af en godkendelsesordning af samme omfang som for de aktive pesticidkemikalier. Der er tale om en meget bred og omfattende stofgruppe, som inden for det enkelte produkt eller type af produkter kan udvise variationer i sammensætningen. Set i proportionalitet med de aktive stoffer er hjælpestofferne normalt mindre miljø- eller sundhedsskadende end de aktive stoffer, men de kan ofte forekomme i større koncentrationer, og der kan anvendes stoffer, som er skadelige for miljøet og/eller sundheden, fx akut eller kronisk toksiske stoffer. Nogle af stofferne kan således være mere belastende for miljøet eller sundheden end det aktive stof, hvortil de er tilsat. Enkelte af stofferne er optaget på Miljøstyrelsens liste over uønskede stoffer.

Underudvalgets anbefalinger om hjælpestoffer

Underudvalget anbefaler, at der arbejdes på at udvide godkendelsesordningen, således at kravene til hjælpestofferne tilnærmes de krav, der stilles til de aktive stoffer, herunder at alle kræftfremkaldende stoffer forbydes. Hjælpestofferne finder imidlertid også anvendelse til andre formål end pesticidformuleringer. Der bør derfor ske en generel stramning i anvendelsen af disse stoffer på alle anvendelsesområder.

Konklusioner om naturstoffer i sammenligning med pesticider

Alle planter indeholder giftige stoffer i varierende koncentrationer for at beskytte sig mod angreb af vira, mikroorganismer og planteædende dyr. For de fleste planteædende dyr indgår kun specifikke fødeplanter i kosten. Menneskets ernæring omfatter således kun et begrænset antal arter, og den almindelige ernæring tæller mindre end 100 plantearter, som hver for sig er karakteriserede ved traditionelt og gennem generationer at være udvalgte som egnede komponenter i den menneskelige føde. Selv om afgrødeplanterne derfor har indholdsstoffer, der virker giftigt på visse andre organismegrupper, er disse i de fleste tilfælde meget lidt giftige for mennesker. Til forskel fra pesticiderne befinder de giftige naturstoffer sig hovedsageligt inde i planten og udviser først giftvirkningen, når andre organismer nærmer sig planten, berører den eller fortærer den. Pesticiderne spredes derimod normalt over et større eller mindre samlet areal med det sigte at uskadelliggøre skadevoldere ofte med omkring 90% effekt på hele arealet. Til forskel fra planteindholdsstofferne eksponeres

herved alle organismer, som befinder sig på arealet, og som rammes af pesticidet eller senere fortærer plantedele med pesticidrester. De syntetiske pesticider indeholder som regel kemiske strukturer, som sjældent findes i naturen. Herved ændres molekylets fysisk-kemiske egenskaber og dermed dets giftighed. Denne virkning er især betinget af ændringer mod mindre nedbrydelighed, større persistens, ændret opløselighed og øget gennemtrængningsevne i membraner.

***Anbefalinger vedrørende
pesticider set i relation til
naturstoffer***

Underudvalget anbefaler, at pesticider fortsat behandles som en gruppe kemiske stoffer for sig, fordi de for det første som fællestræk har en iboende karakteristisk og ofte kraftig biologisk effekt, for det andet spredes over et større eller mindre samlet areal i effektive doser, og for det tredje ofte indeholder miljøfremmede kemiske strukturer. Anvendelsen og de iboende egenskaber medfører således tilsammen, at pesticiderne i miljømæssig sammenhæng afviger fra "naturstoffer".

12 Litteratur

- Abell, A., Bonde, J.P., Ernst, E., Lander, F., Ehlert Knudsen, L., Norppa, H. (1997). *Sædkvalitet og kromosomskader hos pesticideksponerede væksthushavere*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 25, 118 s.
- Al-Khatib, K., Parker, R., Fuerst, E.P. (1992). *Sweet Cherry (Prunus avium) response to simulated drift from selected herbicides*. Weed Technol., 6, s. 975-979.
- Ames, R.G., Steenland, K., Jenkins, B., Chrislip, D., Russo, J. (1995). *Chronic neurologic sequelae to cholinesterase inhibition among agricultural pesticide applicators*. Arch. Environ. Health., 50(6), s. 440-4.
- Anderson, R.L. (1982). *Toxicity of Fenvalerate and Permethrin to several nontarget aquatic invertebrates*. Environ. Entomol., 11, s. 1251-1257.
- Andersson, L. (1994). *Effects of MCPA and Tribenuron-Methyl on seed production and seed size of annual weeds*. Swedish J. agric. Res., 24, s. 49-56.
- Andreasen, C., Stryhn, H., Streibig, J.C. (1996). *Decline of the flora in Danish arable field*. J. Appl. Ecol., 33, s. 619-626.
- Anon (1995). *Grundvand 1995*. Fyns Amt.
- Arbuckle, T.E., Sever, L.E. (1998). *Pesticide exposures and fetal death: a review of the epidemiologic literature*. Crit. Rev. Toxicol., 28(3), s. 229-270.
- Baker, S.R., Wilkinson, C.F. (eds.) (1990). *The effects of pesticides on human health*. New Jersey: Princeton Scientific Publishing co., Inc.
- Banerjee, B.D., Koner, B.C., Ray, A. (1996). *Immunotoxicity of pesticides: Perspectives and trends*. Indian. J. Exp. Biol., 34, s. 723-733.
- Bisschop-Larsen, E.M. (1995). *Bedre miljø og mere natur på offentlige arealer*. Den Grønne Fond og Miljøstyrelsen, 93 s.
- Bjørn, K.G., Rothmann, L. (1998). *Arbejdsmiljø ved ukrudtsbekæmpelse med og uden pesticider*. Konsulentrapport, BST Storkøbenhavn A/S, BST FYN A/S, 29 s.
- Blair, A., Zahm, S.H. (1991). *Cancer among farmers*. Occup. Med., 6(3), s. 335-354.
- Blair, A., Zahm, S.H. (1995). *Agriculture Exposures and Cancer*. Environ. Health Perspect, 103, Suppl 8, s. 205-208.
- Blair, A., Zahm, S.H., Pearce, N.E., Heineman, E.F., Fraumeni, J.F. (1992). *Clues to cancer etiology from studies of farmers*. Scand. J. Work Environ. Health, 18, s. 209-215.
- Blatter, B.M., Roeleveld, N., Zielhuis, G.A., Gabreëls, F.J.M., Verbeek, A.L.M. (1996). *Maternal occupational exposure during pregnancy and the risk of spina bifida*. Occup. Environ. Med., 53, s. 80-6.
- Boehncke, A., Siebers, J., Nolting, H.G. (1990). *Investigations of the evaporation of selected pesticides from natural and model surfaces in field and laboratory*. Chemosphere, 21, s. 1109-1124.

- Boesten, J.J.T.I., Van der Linden, A.M.A. (1991). *Modelling the influence of sorption and transformation on pesticide leaching and persistence*. J. Environ. Qual., 20, s. 425-435.
- Briggs, L. (in press) (Personlig kommunikation). *Pesticide influence on natural pond ecosystems. The case of breeding ponds of bombina bombina*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.
- Brouwer, W.W.M., Boesten, J.J.T.I., Siegers, W.G. (1990). *Adsorption of Transformation Products of Atrazine by Soil*. Weed Res., 30, s. 123-128.
- Brunet, J., von Oheimb, G. (1998). *Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden*. J. Ecol., 86, s. 429-438.
- Brüsch, W., Lindhardt, B., Hansen, M. (1998). *Fund af pesticider i grundvand*. Konsulentrapport, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, 8 s.
- Bui, Q.D., Womac, A.R., Howard, K.D., Mulrone, J.E., Amin, M.K. (1998). *Evaluation of Samplers For Spray Drift*. Transactions of the ASAE, 41(1), s. 37-41.
- Büchert, A. (1998). *Indtagelse af pesticider gennem kosten*. Konsulentrapport fra Veterinær- & Fødevarerdirektoratet, Institut for Fødevarerundersøgelser og Ernæring. 56 s.
- Büchert, A., Engell, K.M. (1998). *Pesticidrester i danske levnedsmidler 1996*. Veterinær- og Fødevarerdirektoratet.
- Büchmann, N.B., Hald, B. (1985). *Analysis, occurrence and control of Ochratoxin A residues in Danish pig kidneys*. Food Add. Contam., 2, 193-199.
- Bækken, T., Aanes, K.J. (1994). *Sublethal effects of the insecticide dimethoate on invertebrates in experimental streams*. Norw. J. Agric. Sci., suppl. 13, s. 163-177.
- Caux, P.-Y., Kent, R.A. (1995). *Towards the development of a site-specific water quality objective for Atrazine in the Yamaska River, Quebec, for the protection of aquatic life*. Water Qual. Res. J. Canada, 30, s. 157-178.
- Chiverton, P.A. (1984). *Pitfall-trap catches of the carabid beetle Pterostichus melanarius, in relation to gut contents and prey densities, in insecticide treated and untreated spring barley*. Entomol. Exp. Appl., 36, s. 23-30.
- Chiverton, P.A., Sotherton, N.W. (1991). *The effects on beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges*. J. Appl. Ecol., 28, s. 1027-1039.
- Christensen, O.M., Mather, J.G. (1997). *Regnorme som økoingeniører i jordbruget: fra konventionelt til økologisk jordbrug*. I: Kristensen, E.S.: *Økologisk Planteproduktion*, Danmarks JordbrugsForskning, SP rapport nr. 15, s. 135-142.
- Cilgi, T., Jepson, P.C. (1995). *The risk posed by deltamethrin drift to hedgerow butterflies*. Environ. Poll., 87, s. 1-9.
- Cleemann, M., Poulsen, M.E., Hilbert, G. (1995). *Long distance transport. Deposition of Lindane in Denmark. I: Helweg, A. (ed.): Pesticides in precipitation and surface water*. Tema Nord 1995:558, s. 75-83.
- Colborn, T., vom Saal, F.S., Soto, A.M. (1993). *Development effects of endocrine-disrupting chemicals in wildlife and in humans*. Environmental Health Perspectives, 101, s. 378-384.
- Croft, B.A. (1990). *Arthropod biological control agents and pesticides*. New York, John Wiley & Sons.

Cronin, E. (1980). *Contact Dermatitis*. Churchill & Livingstone, New York.

Dalgaard, T. (1998). *Ændring i forbrug af fossil energi ved omlægning til pesticid-frit landbrug*. Delrapport om Miljø- og sundhedsmæssige konsekvenser ved et scenario med 100% pesticidfrit jordbrug i Danmark. Konsulentrapport. Danmarks JordbrugsForskning, 16 s.

Dalgaard, T., Halberg, N., Fenger, J. (1998). *Forbrug af fossil energi og udledning af drivhusgasser*. Delrapport A.3.2. om miljø og sundhedsmæssige konsekvenser i scenarium om 100% økologisk Jordbrug i Danmark. Miljøstyrelsen, 55 s.

Daniell, W., Barnhart, S., Demers, P., Costa, L.G., Eaton, D.L., Miller, M., Rosenstock, L. (1992). *Neuropsychological performance among agricultural pesticide applicators*. Environ. Res., 59(1), s. 217-28.

Daniels, J.L., Olshan, A.F., Savitz, D.A. (1997). *Pesticides and childhood cancers*. Environ. Health Perspect., 105, s. 1068-1077.

Danmarks JordbrugsForskning (1998). *Vejledning i planteværn*.

Danmarks Miljøundersøgelser (1995). *Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1994*. Faglig rapport fra DMU nr. 141, 142 s.

Danmarks Statistik (1998). *Landbrugsstatistik 1997*. Danmarks Statistik, 310 s.

Davis, B.N.K., Brown, M.J., Frost, A.J. (1993). *Selection of receptors for measuring spray drift deposition and comparison with bioassays with special reference to the shelter effect of hedges*. Brighton Crop Protection Conference - Weeds 3, s. 139-144.

Davis, B.N.K., Brown, M.J., Frost, A.J., Yates, T.J., Plant, R.A. (1994) *The effects of hedges on spray deposition and on the biological impact of pesticide spray drift*. Ecotox. Environ. Safety, 27(3), 281-293.

Davis, B.N.K., Lakhani, K.H., Yates, T.J. (1991). *The hazards of insecticides to butterflies of field margins*. Agri., Ecosyst. Environ., 36, s. 151-161.

de Cock, J., Westveer, K., Heederik, D., te Velde, E., van Kooij, R. (1994). *Time to pregnancy and occupational exposure to pesticides in fruit growers in The Netherlands*. Occup. Environ. Med., 51, s. 693-699.

de Jong, F.M.W., van der Nagel, M.C. (1994). *A field bioassay for side-effects of insecticides with larvae of the large white butterfly *Pieris brassicae* (L.)*. Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent 59/2a, s. 347-355.

de Snoo, G.R. (1997). *Arable Flora in Sprayed and Unsprayed Crop Edges*. Agriculture Ecosystems & Environment, 66(3), s. 223-230.

Dich, J., Zahm, S.H., Hanberg, A., Adami, H.-O. (1997). *Pesticides and cancer*. Cancer Causes Control, 8, s. 420-443.

DJF (1998). <http://www.agrsci.dk/plb/oqb/exposure.html>, Danmarks Jordbrugs-Forsknings hjemmeside.

EC (1996). *EUSES, the European Union System for the Evaluation of Substances*. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Holland. European Chemicals Bureau (EC/DGX1), Ispra, Italien.

Ecobichon, D.J. (1996). *Toxic effects of pesticides*. I: Klaassen, C.D. (ed.). Casarett & Doull's Toxicology. The basic science of poisons. 5th ed. McGraw-Hill, s. 643-89.

- Editorial (1995). *Male reproductive health and environmental estrogens*. Lancet, 345, s. 933-935.
- Edwards, C.A., Bohlen, P.J. (1992). *The Effects of Toxic Chemicals on Earthworms*. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 125, s. 22-99.
- Elen, O. (1997). *Forekomst af aksfusariose o noen feltforsøk 1996*, pp. 113-116. I: Informationsmøte i plantevern 1997 (Glorvigen, B. ed.). Grøn Forskning 2.
- Elmegaard, E., Axelsen, J. (1999). *Pesticidscenarier: Effekter på den lavere fauna*. Konsulentrapport, Danmarks Miljøundersøgelser, 15 s.
- Elmegaard, N. (1998). *Om eksponering og effekter af pesticidanvendelsen på nyttefauna og den øvrige lavere og højere fauna i agerlandet*. Konsulentrapport, Danmarks Miljøundersøgelser, 14 s.
- Elmegaard, N., Kjær, C. (1995). *Effekter af subletale doser af herbicider på samspillet mellem ukrudt og insekter*. SP-rapport 3, s. 19-25.
- Elmegaard, N., Kjær, C., Akkerhuis, G.J.A.M. (1998). *Predicting field effects from laboratory data*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 40, 106 s.
- Elmegaard, N., Løkke, H., Strandberg, M. (1996). *Miljøkonsekvensvurdering af reduktioner i pesticidforbruget i statsskovbruget*. Notat fra Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Terrestrisk Økologi, 21 s.
- Elmholt, S. (1998). *Vedrørende samspil mellem pesticider og toksiner i landbrugsafgrøder*. Konsulentrapport. Danmarks Jordbrugsforskning, 6 s.
- Erickson, E., Lee, K.H. (1989). *Degradation of Atrazine and Related S-Triazines*. Crit. Rev. Environ. Control, 19(1), s. 1-14.
- Eriksson, P. (1997). *Developmental neurotoxicity of environmental agents in the neonate*. Neurotoxicology, 18(3), s. 719-726.
- EUROPOEM (1997). *The development, Maintenance and dissemination of a European Predictive Operator Exposure Model (EUROPOEM) Database*. Final report, AIR3 CT93-1370, BIBRA, International, Carlshalon, UK.
- Eyer, P. (1995). *Neuropsychopathological changes by organophosphorus compounds - a review*. Hum. Exp. Toxicol., 14, s. 857-864.
- Felding, G. (1992). *Leaching of Atrazine and Hexazinone from Abies Nordmannia (Steven) Spach Plantations*. Pestic. Sci., 35, s. 271-275.
- Felding, G. (1993). *Udvaskning af phenoxysyrer fra landbrugsjord i omdrift*. 10. danske Planteværnskonference, Pesticider og Miljø, S-2236, s. 39-52.
- Felding, G. (1998a). *Fund af pesticider i nedbør, nedbørsbidrag til jord og grundvand samt internationalt bidrag til pesticidbelastningen*. Konsulentrapport, Danmarks JordbrugsForskning, Forskningscenter Flakkebjerg, 8 s.
- Felding, G. (1998b). *Forekomst af herbicider i nedbør og effekt heraf på planter og plantesamfund*. Statusrapport til Miljøstyrelsen til projektet (7041-0006).
- Felding, G., Mogensen, B.B., Sørensen, J.B., Hansen, A.C. (1997). *Surface run-off of pesticides from farmland to streams and lakes*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 29, 76 s.

- Felsot, A.S., Bhatti, M.A., Mink, G.I., Reisenauer, G. (1996). *Biomonitoring with sentinel plants to assess exposure of nontarget crops to atmospheric deposition of herbicide residues*. Environ. Toxicol. Chem., 15, s. 452-459.
- Fenger, J. (1995). *Ozon som luftforurening*. Temarapport fra DMU nr. 3/1995, 48 s.
- Ferraz, H.B., Bertolucci, P.H., Pereira, J.S., Lima, J.G., Andrade, L.A. (1988). *Chronic exposure to the fungicide maneb may produce symptoms and signs of CNS manganese intoxication*. Neurology, 38(4), s. 550-553.
- Fischer, P.B.J., Bach, M., Spittler, M., Frede, H.-G. (1996). *Landwirtschaftliche Beratung als Instrument zur Reduzierung von punktuellen PSM-eintraegen in Fließgewässern*. (Agricultural consultation as an instrument to reduce pesticide input in surface waters) (Article in German). Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes, 48(12), s. 261-264.
- Fleming, L.E., Timmeny, W. (1993). *Aplastic anemia and pesticides. An etiologic association?* J. Occup. Med., 35(11), s. 1106-1116.
- Fletcher, J., Pfleeger, T.G., Ratsch, H.C., Hayes, R. (1996). *Potential impact of low levels of Chlorsulfuron and other herbicides on growth and yield of nontarget plants*. Environ. Toxicol. Chem., 15, s. 1189-1196.
- Fomsgaard, I.S. (1998). *Pesticider i jord*. Konsulentrapport, Danmarks Jordbrugsforskning, Forskningscenter Flakkebjerg, 12 s.
- Frampton, G.K. (1988). *The effects of some commonly-used foliar fungicides on collembola in winter barley: laboratory and field studies*. Annals of applied Biology, 113, s. 1-14.
- Friberg, N. (1998). *Effekter af pesticidanvendelsen på flora og fauna i ferskvand*. Konsulentrapport, Danmarks Miljøundersøgelser, 5 s.
- Frisvad, J.C., Viuf, B.T. (1986). *Comparison of direct and dilution plating for detecting Penicillium viridicatum in barley containing ochratoxin*. I: King, A.D., Pitt, J.I., Beuchat, L.R., Corry, J.E.L (eds.). *Methods for the mycological examination of food*, Plenum Press. New York, s. 45-47.
- Fyns Amt (1997). *De fynske vandløb*. Vandmiljøovervågning.
- Fyns Amt (1999). *Pesticidundersøgelser i vandløb, kildevæld og dræn 1994-1997*. Notat sep/rcs/ifm, 9 s.
- Ganzelmeier, I.H., Rautmann, D., Spangenberg, R., Streloke, M., Herrmann, M., Wenzelburger, H., Walter, H. (1995). *Studies on the spray drift of plant protection products*. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft 305, Blackwell Wissenschafts-Verlag GmbH, Berlin, 111 s.
- García, A.M. (1998). *Occupational exposure to pesticides and congenital malformations: A review of mechanisms, methods, and results*. Am. J. Ind. Med., 33, s. 232-40.
- Gareis, M., Ceynowa, J. (1994). *Influence of the fungicide Matador (tebuconazole/triadimenol) on mycotoxin production by Fusarium culmorum*. Zeitschrift für Lebensmittel Untersuchung und -Forschung, 198, s. 244-248.
- Garry, V.F., Tarone, R.E., Long, L., Griffith, J., Kelly, J.T., Burroughs, B. (1996). *Pesticide Applicators with Mixed Pesticide Exposure: G-banded Analysis and Possible Relationship to Non-Hodgkin's Lymphoma*. Cancer Epidem. Biomarker Prev., 5(1), s. 11-16.

- Gaston, L.A., Locke, M.A., Zablotowicz, R.M. (1996). *Sorption and Degradation of Bentazon in Conventional - and No-Till Dundee Soil*. J. Environ. Quality, 25, s. 120-126.
- GEUS (1996). *Grundvandsovervågning 1996*. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, 60 s.
- GEUS (1997). *Grundvandsovervågning 1997*. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, 101 s.
- GEUS (1998). *Grundvandsovervågning 1998*. Specialrapport, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, 92 s.
- Goldman, L.R. (1995). *Children - unique and vulnerable. Environmental risks facing children and recommendations for response*. Environ. Health Perspect., 103, Suppl 6, s. 13-8.
- Goulet, L., Thériault, G. (1991). *Stillbirth and chemical exposure of pregnant workers*. Scand. J. Work Environ. Health, 17, s. 25-31.
- Granby, K., Poulsen, M.E. (1998). *Pesticidrester i danske levnedsmidler 1997*. Veterinær- og Fødevaredirektoratet, Publikation nr. 245, 67 s.
- Grande, M., Andersen, S., Berge, D. (1994). *Effects of pesticides on fish*. Norw. J. Agric. Sci., suppl. 13, s. 195-209.
- Gray, L.E.Jr., Ostby, J. (1998). *Effects of pesticides and toxic substances on behavioral and morphological reproductive development: endocrine versus non-endocrine mechanisms*. Toxicol. Ind. Health, 14(1-2), s. 159-184.
- Groenendijk, P., van der Kolk, J.W.H., Travis, K.Z. (1994). *Prediction of Exposure Concentrations in Surface Waters*. I: Ian R. Hill et al. (ed.): *Freshwater Field Tests for Hazard Assessment of Chemicals*. s. 105-125.
- Graae, B.J. (1999). *Florest floor species in a fragmented landscape*. I: Proceedings from the 41'st IAVS Symposium, Uppsala 26 July to 1 August - 1998.
- Gufstafson (1989). *Groundwater ubiquity score: A simple model for assessing pesticide leachability*. Environ. Toxicol. Chem., 33, s. 1543-1562.
- Györkökös, P. (1996). *Chemicals with estrogen-like effects - use, consumption, discharge, fate and effects*. TEMA NORD 580, Nordisk Ministerråds rapport, 278 s.
- Hald, A.B. (1993). *Seed setting of a non-target wild plant species at sublethal herbicide doses*. 8th EWRS Symposium "Quantitative approaches in weed and herbicide research and their practical application", Braunschweig, s. 631-638.
- Hald, A.B., Elmegaard, N. (1989). *Sprøjtrefri randzoner i kornmarker. Naturforvaltnings- og driftaspekter*. 6. Danske Planteværnskonference, s. 40-50.
- Hald, A.B., Nielsen, B.O., Samsøe-Pedersen, L., Hansen, K., Elmegaard, N., Kjølholdt, J. (1988). *Sprøjtrefrie randzoner i kornmarker. Forsøgsresultater fra Gjorslev og Kalø 1985-1987*. Miljøprojekt 103, Miljøstyrelsen, 212 s.
- Hald, A.B., Pontoppidan, H., Reddersen, J., Elbæk-Pedersen, H. (1994). *Sprøjtrefri randzoner i sædskiftemarkers. Plante- og insektliv samt udbytter. Landsforsøg 1987-92*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 6, 157 s.
- Hald, A.B., Reddersen, J. (1990). *Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter*. Miljøprojekt 125, Miljøstyrelsen, 108 s.

Hansen, K. (1991). *Overlevelse og reproduktion i en dansk harebestand*. Faglig Rapport fra DMU 30, Danmarks Miljøundersøgelser, 36 s.

Hatfield, J.L. (1996). *Environmental Sustainability in Modern Farm Practices*. Proceedings of the Second International Weed Control Congress IV, Copenhagen, Denmark, s. 1339-1348.

Hayes, W.J., Laws, E.R. (eds.) (1991). *Handbook of Pesticide Toxicology*. New York: Academic Press, Inc.

Helweg, A., Hansen, L.S. (1997). *Biobede: En mulighed for at reducere udvaskningen fra pesticidfyldepladser*. 14. Danske Planteværnskonference. SP Rapport nr. 7, s. 51-61.

Hessen, D.O., Källquist, T., Abdel-Hamid, M.I., Berge, D. (1994). *Effects of pesticides on different zooplankton taxa in mesocosm experiments*. Norw. J. Agric. Sci., suppl. 13, s. 153-161.

Hill, D.A. (1985). *The Feeding Ecology and Survival of Pheasant Chicks on Arable farmland*. J. Appl. Ecol., 22, s. 645-654.

Hill, R.A., Lacey, J. (1984). *Penicillium species associated with barley grain in the U.K.* Trans. Br. Myc. Soc., 82, s. 297-303.

Hovedudvalgsrapport (1999). *Bicheludvalget* (udkast).

Hunter, D.J., Hankinson, S.E., Laden, F. (1997). *Plasma organochlorine levels and risk of breast cancer*. N. Engl. J. Med., 18, s. 1253-1258.

Høyer, A.P., Grandjean, P., Jørgensen, T., Brock, J.W., Hartvig, H.B. (1998). *Organochlorine exposure and risk of breast cancer*. Lancet, 352, s. 1816-1820.

Ingerslev, O., Madsen, M., Andersen, O. (1994). *Sociale forskelle i dødeligheden i Danmark. Dødelighed i relation til erhvervsaktivitet, socioøkonomisk gruppe, uddannelse og ledighed*. 3. delrapport fra Sundhedsministeriets Middellevetidsudvalg, Sundhedsministeriet.

Inghe, O., Tamm, C.O. (1985). *Survival and flowering of perennial herbs*. OIKOS, 45, s. 400-420.

Jacobsen, C.S., Lindhardt, B., Brüsch, W. (1998). *Vurdering af risikoen for udvaskning af pesticider fra befæstede arealer*. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser rapportserie 1998/55, 41 s.

Jacobsen, E.M. (1997). *Monitering af agerlandets fugle 1995 og 1996*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 31/1997. Miljøstyrelsen.

Jansma, J.W., Linders, J.B.H.J. (1995). *Volatilization of Pesticides from Soil and Plants after Spraying*. Rapport nr. 679102030, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Miljieu (RIVM), Bilthoven, Holland, 48 s.

Janssen, P.A.H., Faber, J.H., Bosveld, A.T.C. (1998). *(Fe)male. How contaminants can disrupt the balance of sex hormones and affect reproduction in terrestrial wild-life species*. IBN Scientific Contributions 13, IBN-DLO, Wageningen, The Netherlands, 152 s.

Jensen, H.A., Kjellsson, G. (1995). *Frøpulgens størrelse og dynamik i moderne landbrug 1. Ændringer af frøindholdet i agerjord 1964-1989*. Bekæmpelsesmiddel-forskning fra Miljøstyrelsen Nr. 13, 141 s.

Jensen, J., Løkke, H. (1998). *Kemiske stoffer i landbruget*. Temarapport nr. 19, Danmarks Miljøundersøgelser, 32 s.

Jensen, P.K., Hansen, L.S., Høy, J.J. (1998). *Sprøjtetekniske muligheder for at reducere afdrift ved sprøjtning, samt muligheder for at forbedre landbrugspraksis så risikoen for punktforurening mindskes i forbindelse med rengøring og påfyldning af sprøjter*. Konsulentrapport, Danmarks JordbrugsForskning og Landbrugets Rådgivningscenter, 13 s.

Jones, N.E., Burn, A.J., Clarke J.H. (1997). *The effects of herbicide input level and rotation on winter seed availability for birds*. The 1997 Brighton Crop Protection Conference, Weeds, s. 1161-1166.

Jørgensen, K., Rasmussen, G., Thorup, I. (1996). *Ochratoxin A in Danish cereals 1986-1992 and daily intake by the Danish population*. Food Additives and Contaminants, 13, s. 95-104.

Jørgensen, P., Spliid, N.H. (1993). *Pesticider fundet under en plads benyttet til vask og fyldning af sprøjter i en frugtplantage*. Ref. i 11. Danske Planteværnskonference: Pesticider og Miljø, 1994, SP Rapport nr. 6, s. 77-91.

Kavlock, R.J., Daston, G.P., DeRosa, C., Fenner Crisp, P., Gray, L.E., Kaattari, S., Lucier, G., Luster, M., Mac, M.J., Maczka, C. (1996). *Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors*. A report of the U.S. EPA-sponsored workshop. Environ. Health Perspect., 104, Suppl 4, s. 715-740.

Keifer, M.C., Mahurin, R.K. (1997). *Chronic neurologic effects of pesticide overexposure*. I: Keifer, M.C. (ed.). Human health effects of pesticides. Philadelphia: Hanley & Bulfus, Inc., s. 291-304.

Kirknel, E., Felding, G. (1995). *Analysis of selected pesticides in rain in Denmark. Pesticides in precipitation and surface water*. Tema Nord 1995:558, s. 45-54.

Kirknel, E., Felding, G. (1995). *Pesticider i nedbør over Nordeuropa og Skandinavien*. 12. Danske Planteværnskonference, Pesticider og Miljø, s. 39-53.

Kirknel, E., Rasmussen, A.N., Emde, V. (1997). *Exposure of workers in Danish green-houses with ornamentals after spraying with pesticides*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 31, 184 s.

Kjellsson, G., Madsen, K.H. (1998a) *Bistand til udvalgsarbejdet til vurdering af de samlede konsekvenser af en afvikling af pesticidforbruget: Vurdering af scenarier for pesticidanvendelsen. Effekter på floraen i dyrkede og udyrkede økosystemer*. Danmarks Miljøundersøgelser og Den Kgl. Veterinær og Landbohøjskole, 19 s.

Kjellsson, G., Madsen, K.H. (1998b). *Sammenskrivning af kendte miljøeffekter ved pesticidanvendelsen: Effekter på floraen i dyrkede og udyrkede økosystemer*. Konsulentrapport, Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Terrestrisk Økologi, Institut for Jordbrugsvidenskab, Sektion for Ukrudtslære, den Kgl. Veterinær og Landbohøjskole, 4 s.

Kjellsson, G., Rasmussen, K. (1995). *Frøpuljens størrelse og dynamik i moderne landbrug 2. Effekten af sprøjtet og usprøjtet randzone i relation til flora og fauna*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 14, 98 s.

Kjær, C., Elmegaard, N. (1996). *Effect of herbicide treatment on host plant quality for a leaf-eating beetle*. Pest. Sci., 47, s. 319-325.

- Kjær, C., Elmegaard, N., Axelsen, J.A., Andersen, P.N., Seidelin, N. (1998). *The Impact of Phenology, Exposure and Instar Susceptibility On Insecticide Effects On a Chrysomelid Beetle Population*. *Pest. Sci.*, 52(4), s. 361-371.
- Kjær, C., Jepson, P.C. (1995). *The toxic effects of direct pesticide exposure for a nontarget weed-dwelling chrysomelid beetle (Gastrophysa polygoni) in cereals*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14, s. 993-999.
- Kleijn, D., Snoeiijing, G.I.J. (1997). *Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change by low levels of herbicide and fertilizer*. *J. Appl. Ecol.*, 34, s. 1413-1425.
- Klepper, O., Jager, T., Van der Linden, T., Smit, R. (1998). *An assessment of the effect on natural vegetations of atmospheric emissions and transport of herbicides in the Netherlands*. RIVM, Internal ECO-memo 98/05, December 1998, 34 s.
- Kolding Kommune (1998). *Undersøgelse for pesticider i et vandløb i Kolding Kommune*. Notat, J.nr. 09.08.11K08-2, 18 s. med 9 s. bilag.
- Kolpin, D.E., Barrash, J.E., Gillom, R.J. (1998). *Occurrence of Pesticides in Shallow Groundwater of the United States: Initial Results from the National Water-Quality Assessment Program*. *Environ. Sci. Technol.*, 32, s. 558-566.
- Kreuger, J. (1998). *Pesticides in stream water within an agricultural cathment in southern Sweden, 1990-1996*. *Sci. Total Environ.*, 216(3), s. 227-251.
- Kreuger, J., Tornqvist, L. (1998). *Multiple Regression Analysis of Pesticide Occurrence in Streamflow Related to Pesticide Properties and Quantities Applied*. *Chemosphere*, 37(2), s. 189-207.
- Krieger, N., Wolff, M.S., Hiatt, R.A., Rivera, M., Vogelman, J., Orentreich, N. (1994). *Breast cancer and serum organochlorines: a prospective study among white, black and Asian women*. *J. Natl. Cancer Inst.*, 86, s. 589-599.
- Kristensen, H. (1994). *Oversigt over Landsforsøgene*. Landbrugets Rådgivningstjeneste, Skejby.
- Kristensen, P., Irgens, L.M., Andersen, A., Bye, A.S., Sundheim, L. (1997b) *Birth defects among offspring of Norwegian farmers, 1967-1991*. *Epidemiology*, 8(5), s. 537-544.
- Kristensen, P., Irgens, L.M., Bjerkedal, T. (1997a) *Environmental factors, reproductive history, and selective fertility in farmers' sibships*. *Am. J. Epidemiol.*, 145(9), s. 817-825.
- Kronvang, B. (1998). *Indberetninger af analysedata fra flere amter*. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Lampert, W., Fleckner, W., Pott, E., Schober, U., Störkel, K.-U. (1989). *Herbicide effects on planctonic systems of different complexity*. *Hydrobiologia*, 188/189, s. 415-424.
- Lander, F., Pike, E., Hinke, K., Brock, A., Nielsen, J.B. (1995). *Væksthusgartneres belastning med insekticider*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 10, 24 s.
- Larsen, J., Sørensen, I. (in prep). *The effect of esfenvalerat and prochloraz on amphibians with special reference to Xenopus laevis and Bombina bombina*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.

- Levnedsmiddelstyrelsen (1997). *Overvågningsprogram for ochratoxin A i korn og mel 1993-1997*. Rapport IL.
- Liess, M., Schulz, R., Liess, M.H.-D., Rother, B., Kreuzig, R. (1999). *Quantification of insecticide contamination in agricultural headwater streams*. Water Res., 33, 39-247.
- Liggitt, J., Jenkinson, P., Parry, D.W. (1997). *The role of saprophytic microflora in the development of Fusarium ear blight of winter wheat caused by Fusarium culmorum*. Crop Protect., 7, s. 679-685.
- Lindhardt, B., Sørensen, P.B., Elmegård, N., Clemmensen, S., Fomsgård, I.S., Nielsen, E., Hart, J., Gravesen, L., Nielsen, L.A., Lorenzen, L., Madsen, K.J. (1998). *Teknisk baggrundsrapport om identifikation af de mest miljø- og sundhedsskadelige af de på nuværende tidspunkt godkendte pesticider*. Konsulentrapport, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, 99 s.
- Locke, M.A., Harper, S.S. (1991). *Metribuzin Degradation in Soil: II- Effects of Tillage*. Pest. Sci., 31, s. 239-247.
- Lozano, S.J, O'Halloran, S.L., Sargent, K.W. (1992). *Effects of esfenvalerate on aquatic organisms in littoral enclosures*. Environ. Toxicol. Chem., 11, s. 35-47.
- Lund, I., Kirknel, E. (1995). *Traktorførerens pesticidbelastning*. Statens Husdyrbrugsforsøg, Forskningscenter Bygholm. SH-Beretning 61.
- Lüttke, J., Scheer, V., Levsen, K., Wunsch, G., Cape, J.N., Hargreaves, K.J., Storetonwest, R.L., Acker, K., Wieprecht, W., Jones, B. (1997). *Occurrence and formation of nitrated phenols in and out of cloud*. Atm. Environ., 31(16), s. 2637-2648.
- Lüttke, J., Levsen, K. (1997). *Phase partitioning of phenol and nitrophenols in clouds*. Atm. Environ., 31(16), s. 2649-2655.
- Løkke, H. (1998). *Fordampning*. Nærværende afsnit i denne konsulentrapport. Danmarks Miljøundersøgelser.
- MacKinnon, D.S., Freedman, B. (1993). *Effects of silvicultural use of the herbicide glyphosate on breeding birds of regenerating clearcuts in Nova Scotia, Canada*. J. Appl. Ecol., 30, s. 395-406.
- Madsen, K.H., Blacklow, W.M., Jensen, J.E. (1996). *Simulation of herbicide-use in a crop rotation with transgenic herbicide resistant sugarbeet*. I: Proceedings of the Second International Weed Control Congress, s. 1387-1391.
- Madsen, K.H., Blacklow, W.M., Jensen, J.E., Streibig, J.C. (1999). *Simulation of herbicide use in transgenic herbicide tolerant oilseed rape*. Weed Research (in press).
- Madsen, K.H., Poulsen, E.R., Streibig, J.C. (1997). *Modelling of herbicide use in genetically modified herbicide resistant crops - I*. Miljøprojekt 346, Miljøstyrelsen, 65 s.
- Maroni, M., Fait, A. (1993). *Health effects in man from long-term exposure to pesticides. A review of the 1975-1991 literature*. Toxicology, 78(1-3), s. 1-180.
- Marrs, R.H., Frost, A.J., Plant, R.A., Lunnis, P. (1993). *Determination of buffer zones to protect seedlings of non-target plants from the effects of glyphosate spray drift*. Agr. Ecosyst. Environ., 45, s. 283-293.

- Marrs, R.H., Williams, C.T., Frost, A.J., Plant, R.A. (1989). *Assessment of the effects of herbicide spray drift on a range of plant species of conservation interest*. Environ. Pollut., 59, s. 71-86.
- Miljøstyrelsen (1995a). *Male reproductive health and environmental chemicals with estrogenic effects*. Miljøprojekt Nr. 290, Miljøstyrelsen, 166 s.
- Miljøstyrelsen (1995b). *Bekæmpelsesmiddelstatistik, Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 8, 37 s.*
- Miljøstyrelsen (1997). *Boringskontrol På Vandværker*. Miljøstyrelsen, København.
- Miljøstyrelsen (1998a). *Bekæmpelsesmiddelstatistik 1997*. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 6, 1998, 32 s.
- Miljøstyrelsen (1998b). *Oversigt over godkendte bekæmpelsesmidler 1998*. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 3, 1998, 176 s.
- Miljøstyrelsen (1998c). *Forsigtighedsprincippet*. Udskrift og resumé fra Miljøstyrelsens konference om forsigtighedsprincippet, Eigtveds Pakhus, København, 29. maj 1998. Miljønyt nr. 31, 80 s.
- Miller, P.C.H. (1988). *Engineering aspects of spray drift control*. I: Association of Applied Biologists: *Environmental aspects of applied biology*. Wellsbourne: Association of Applied Biologists, s. 377-384. Aspects of Applied Biology 17.
- Ministerie van Landbouw Natuurbeheer & Visserij (1991). *Rapportage werkgroep beperking emissies*. Achtergrond-document Meerjarenplan Gewasbescherming.
- Mogensen, B.B. (1998). *Fund af pesticider i vandløb og søer samt overfladisk afstrømning*. Konsulentrapport med bilag. Danmarks Miljøundersøgelser, 22 s.
- Mogensen, B.B., Spliid, N.H. (1997). *Forekomst af pesticider i danske miljøprøver*. Notat til Miljøstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Miljøkemi.
- Moreby, S.J., Aebischer, N.J., Southway, S.E., Sotherton, N.W. (1994). *A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England*. Ann. Appl. Biol., 125, s. 13-27.
- Morrison, H.I., Wilkins, K., Semenciw, R., Mao, Y., Wigle, D. (1992). *Herbicides and cancer*. J. Natl. Cancer Inst., 84, s. 1866-1874.
- Moss, M.O., Frank, J.M. (1985). *Influence of the fungicide tridemorph on T-2 toxin production by Fusarium sporotrichoides*. Trans. Br. Myc. Society, 84, s. 585-590.
- Mueller, T.C., Moorman, T.B., Snipes, C.E. (1992). *Effect of Concentration, Sorption, and Microbial Biomass on Degradation of the Herbicide Fluometuron in Surface and Subsurface Soils*. J. Agric. Food Chem., 40(12), s. 2517-22.
- Møhlenberg, F., Gustavson, K. (1999). *Belysning af pesticiders påvirkning af det akvatiske miljø ved forskellige behandlingshyppigheder*. Konsulentrapport. VKI, Hørsholm, 26 s.
- National Research Council (1993). *Pesticides in the diets of infants and children*. Washington, DC, National Academy Press.
- Nielsen, B.O., Nielsen, L.B., Elmegaard, N. (1996). *Pesticider og agerjordens fauna af tovingede insekter*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 16, 51 s.

- Nielsen, K.V. (1999). *Kommentarer til rapporten: "Ændring i forbrug af fossil energi ved omlægning til pesticidfrit landbrug"*. Kommentar dateret 12. januar 1999.
- Niessen, L., Bohm-Schraml, M., Vogel, H., Donhauser, S. (1993). *Deoxynivalenol in commercial beer – screening for the toxin with an indirect competitive ELISA*. *Mycotoxin Research*, 9, s. 99-109.
- Nordby, A., Skuterud, R. (1975). *The effects of boom height, working pressure and wind speed on spray drift*. *Weed Res.*, 14, s. 385-395.
- Nordisk Ministerråd (1998). *Fusarium toxins in cereals - a risk assessment*. Nordic Council of Ministers, TemaNord 1998:502, 146 s.
- Nurminen, T. (1995). *Maternal pesticide exposure and pregnancy outcome*. *J. Occup. Environ. Med.*, 37(8), s. 935-940.
- Nurminen, T., Rantala, K., Kurppa, K., Holmberg, P.C. (1995). *Agricultural work during pregnancy and selected structural malformations in Finland*. *Epidemiology*, 6, s. 23-30.
- Odderskær, P., Prang, A., Elmegaard, N., Nørmark Andersen, P. (1997). *Skylark Reproduction in Pesticide Treated and Untreated Fields*. Bekæmpelsesmiddel-forskning fra Miljøstyrelsen Nr. 32, 72 s.
- Olsen, J.H., Jensen, O.M. (1987). *Occupation and risk of cancer in Denmark. An analysis of 93,810 cancer cases, 1970-1979*. *Scand J Work Environ Health*, 13Suppl. 1, s. 1-91.
- Pastore, L.M., Hertz-Picciotto, I., Beaumont, J.J. (1997). *Risk of stillbirth from occupational and residential exposures*. *Occup. Environ. Med.* 1997, 54, s. 511-518.
- Pearson, N., Crossland, N.O. (1996). *Measurements of community photosynthesis and respiration in outdoor artificial streams*. *Chemosphere*, 32, s. 913-919.
- Petersen, B.S. (1996). *The Distribution of Birds in Danish Farmland*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 17, 69 s.
- Petersen, B.S., Falk, K., Bjerre, K.D. (1995). *Yellowhammer Studies on Organic and Conventional Farms*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 15, 79 s.
- Petersen, B.S., Jacobsen, E.M. (1997). *Population Trends in Danish Farmland Birds*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 34, 84 s.
- Petersen, B.S., Jensen F.P. (1998) *Syntese af de kendte effekter af pesticider på agro-økosystemets organismer samt modellering af effekter på agerlandets fuglebestande ved hel eller delvis udfasning af pesticider*. Konsulentrapport, Ornis Consult A/S.
- Petersen, B.S., Nøhr, H. (1992). *Pesticiders indflydelse på gulspurvens levevilkår. En sammenlignende undersøgelse af ynglesucces og vinterforkomst i landbrugsområder med og uden anvendelse af bekæmpelsesmidler*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 1, 48 s.
- Petterson, H. (1996). *Trichothecener, vanlige mycotoxiner som bildas i spannmålen redan på fältet*. SLU Info rapporter, Allmänt 197, Lantbrukskonferensen, s. 125-131.

- Porter, W.P., Green, S.M., Debbink, N.L., Carlson, I. (1993). *Groundwater pesticides: interactive effects of low concentrations of carbamates aldicarb and methomyl and the triazine metribuzin on thyroxine and somatotropin levels in white rats*. J. Toxicol. Environ. Health, 40(1), s. 15-34.
- Porterfield, S.P., Hendrich, C.E. (1993). *The role of thyroid hormones in prenatal and neonatal neurological development-current perspectives*. Endocr. Rev., 14(1), s. 94-106.
- Potts, G.R. (1986). *The Partridge: pesticides, predation and conservation*. London, Collins.
- Potts, G.R., Vickerman, G.P. (1974). *Studies on Cereal Ecosystem*. Advances in Ecological Research, 8, s. 107-197.
- Powell, W., Dean, G.J., Dewar, A. (1985).: *The influence of weeds on polyphagous arthropod predators in winter wheat*. Crop Prot., 4, s. 298-312.
- Rands, M.R.W. (1985). *Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks: a field experiment*. J. Appl. Ecol., 22, s. 49-54.
- Rao, P.S.C., Hornsby, A.G., Jessup, R.E. (1985). *Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater*. Soil Crop Sci. Soc. Fla. Proc., 44, s. 1-8.
- Rasmussen, I. (1993). *Seed production of Chenopodium album in spring barley sprayed with different herbicides in normal to very low doses*. 8th EWRS Symposium "Quantitative approaches in weed and herbicide research and their practical application", Braunschweig, s. 639-646.
- Reddersen, J. (1998). *The arthropod fauna of organic versus conventional cereal fields in Denmark*. Biol. Agric. Hortic., 15, s. 61-71.
- Reddersen, J., Elmholt, S., Holm, S. (1998). *Indirect Effects of Fungicides and Herbicides on Arthropods. Response to treatment-induced variations in leaf fungi weeds in winter wheat 1994-1995*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 44, 110 s.
- Regeringen (1998). *Fødevarerikkerhed - Hovedrapport*. Danmark som foregangsland. Fødevarerministeriet og Statens Informationstjeneste, 158 s.
- Reigart, J.R. (1995). *Pesticides and children*. Pediatr. Ann., 24(12), s. 663-8.
- Restrepo, M., Muñoz, N., Day, N.E., Parra, J.E., de Romero, L., Nguyen-Dinh, X. (1990). *Prevalence of adverse reproductive outcomes in a population occupationally exposed to pesticides in Columbia*. Scand. J. Work Environ. Health, 16, s. 232-238.
- Reus, J.A.W.A., Pak, G. (1993). *An environmental yardstick for pesticides*. Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent., 58, s. 249-255.
- Ritter, L. (1997). *Report of a panel on the relationship between public exposure to pesticides and cancer*. Ad hoc Panel on Pesticides and Cancer. National Cancer Institute of Canada. Cancer, 80(10), s. 2019-2033.
- Rosenstock, L., Keifer, M., Daniell, W.E., McConnell, R., Claypoole, K. (1991). *Chronic central nervous system effects of acute organophosphate pesticide intoxication*. The Pesticide Health Effects Study Group. Lancet, 338(8761), s. 223-227.

- Ruijten, M.W., Salle, H.J., Verberk, M.M., Smink, M. (1994). *Effect of chronic mixed pesticide exposure on peripheral and autonomic nerve function*. Arch. Environ. Health, 49(3), s. 188-195.
- Salama, A.K., Bakry, N.M., Abou-Donia, M.B. (1993). *A review article on placental transfer of pesticides*. J. Occup. Med. Toxicol., 2(4), s. 383-397.
- Samu, F., Matthews, G.A., Lake, D., Vollrath, F. (1992). *Spider webs are efficient collectors of agrochemical spray*. Pest. Sci., 36, s. 47-51.
- Sathiakumar, N., Delzell, E. (1997). *A review of epidemiologic studies of triazine herbicides and cancer*. Crit. Rev. Toxicol., 27(6), s. 599-613.
- Schneider, J., Morin, A., Pick, F.R. (1995). *The response of biota in experimental stream channels to a 24-hour exposure to the herbicide Velpar L*. Environ. Toxicol. Chem., 14, s. 1607-1613.
- Semchuk, K.M., Love, E.J., Lee, R.G. (1992). *Parkinson's disease and exposure to agricultural work and pesticide chemicals*. Neurology, 42(7), s. 1328-1335.
- Sinha, S.N., Lakhani, K.H., Davis, B.N.K. (1990). *Studies on the toxicity of insecticidal drift to the first instar larvae of the Large White butterfly Pieris brassicae (Lepidoptera: Pieridae)*. Ann. Appl. Biol., 116, s. 27-41.
- Skadhauge, L.R. (1998). *Pesticiders effekt på folkesundheden*. Konsulentrapport, Sundhedsstyrelsen, 48 s.
- Smith, E.M., Hammonds-Ehlers, M., Clark, M.K., Kirchner, H.L., Fuortes, L. (1997). *Occupational exposures and risk of female infertility*. J. Occup. Environ. Med., 39(2), s. 138-147.
- Smith, J.E., Lewis, C.W., Anderson, J.G., Solomons, G.L. (1994). *Mycotoxins in human nutrition and health*. European Commission. Science, Research and Development. EUR 16048 EN.
- Solomon, K.R., Baker, D.B., Richards, R. P., Dixon, K.R., Klaine, S.J., La Point, T.W., Kendall, R.J., Weisskopf, C.P., Giddings, J.M., Giesy, J.P., Hall, L.W., Williams, W.M. (1996). *Ecological risk assessment in North American surface waters*. Environ. Toxicol. Chem., 15, s. 31-76.
- Speight, M.R., Lawton, J.H. (1976). *The influence of weed-cover on the mortality imposed on artificial prey by predatory ground beetles in cereal fields*. Oecologia, 23, s. 211-223.
- Spliid, N.H. (1998a). *Fund af pesticider i dræn- og jordvand*. Konsulentrapport, Danmarks JordbrugsForskning, Forskningscenter Flakkebjerg, 8 s.
- Spliid, N.H. (1998b). *Reduktionspotentiale på fylde- og vaskepladser*. Konsulentrapport, Danmarks JordbrugsForskning, 5 s.
- Spliid, N.H., Køppen, B., Frausig, A.H., Plesner, V., Sommer, N.A., Nielsen, M.Z. (1996). *Kortlægning af visse pesticider i grundvand*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 21, 64 s.
- Spliid, N.H., Mogensen, B.B. (1995). *Udvaskning af pesticider fra landbrugsjord*. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 11, 105 s.
- Steenland, K., Jenkins, B., Ames, R.G., O'Malley, M., Chrislip, D., Russo, J. (1994). *Chronic neurological sequelae to organophosphate pesticide poisoning*. Am. J. Public Health, 84(5), s. 731-736.

- Strandberg, M. (1998). *Vurdering af miljøvirkningen som følge af pesticidanvendelsen i det private skovbrug*. Konsulentrapport, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Strohmer, H., Boldizar, A., Plöckinger, B., Feldner-Busztin, M., Feichtinger, W. (1993). *Agricultural work and male infertility*. Am. J. Ind. Med., 24, s. 587-592.
- Strukturdirektoratet (1999). *Aktionsplan II. Økologi i udvikling*. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. 367 s.
- Sørensen, P.B., Mogensen, B.B., Gyldenkerne, S., Rasmussen, A.G. (1997). *Pesticide leaching assessment method for ranking both single substances and scenarios of multiple substance use*. Chemosphere, 36(10), s. 2251-2276.
- Tarasuk, V.S., Brooker, A.-S. (1997). *Interpreting epidemiologic studies of diet-disease relationships*. J. Nutr., 127(9), s. 1847-1852.
- Tersbøl, M., Mikkelsen, G., Rasmussen, I., Christensen, S. (1998). *Forebyggelse af ukrudtsproblemer, samt mekanisk bekæmpelse af ukrudt og effekter på frøpuljen*. Konsulentrapport, Danmarks Jordbrugsforskning og Landbrugets Rådgivningscenter, 48 s.
- Thomson, D.G., Kreuzweiser, D.P., Capell, S.S., Thomas, D.R., Staznik, B., Vinikka, T. (1995). *Fate and effects of Triclopyr ester in a first-order forest stream*. Environ. Toxicol. Chem., 14, s. 1307-1317.
- Thomson, N., Ley, A.J. (1982). *The quantification of spray drop drift*. Proceedings 1982 British Crop Protection Conference, Weeds, s. 1039-1044.
- Thrane, U., Filtenborg, O., Frisvad, J.C., Lund, F. (1992). *Improved methods for detection and identification of toxigenic Fusarium species*. I: Samson, R.A., Hocking, A.D., Pitt, J.I. & King, A.D. (eds.), *Modern Methods in Food Mycology*, Elsevier Science Publishers: Amsterdam, s. 275-284.
- Tilson, H.A., Kavlock, R.J. (1997). *The workshop on endocrine disrupter research needs: a report*. Neurotoxicol., 18(2), s. 389-392.
- Toppari, J., Christiansen, P., Giewercman, A., Grandjean, P., Guilette, L.J, Jégou, B., Jensen, T.K, Jouannet, P., Keiding, N., Larsen, J.C., Leffers, H., McLachan, J.A., Meyer, O., Müller, J., Meyts, E.R., Scheike, T., Sharpe, R., Sumpter, J., Skakkebaek, N.E. (1995). *Male reproductive health and environmental chemicals with estrogenic effects*. Miljøprojekt 290, Miljøstyrelsen, 166 s.
- Traina, M.E., Ade, P., Siepi, G., Urbani, E., Petrelli, M.G. (1994). *A review of the effect of pesticide formulations on male fertility*. Int. J. Environ. Health Res., 4, s. 38-47.
- Unal, G., Jepson, P.C. (1991). *The toxicity of aphicide residues to beneficial invertebrates in cereal crops*. Ann. Appl. Biol., 118, s. 493-502.
- Underudvalget for Jordbrugsdyrkning (1998). *Rapport fra udvalget om jordbrugsdyrkning* (udkast dok.jord.2mø.97.7). Sekretariatet for Pesticidudvalget, 82 s.
- Underudvalget for Miljø og Sundhed (1998). *Diskussion af forsigtighed og risiko*. Notat, 22 s.
- van der Werf, H.M.G., Zimmer, C. (1998). *An indicator of pesticide environmental impact based on a Fussy Expert System*. Chemosphere, 36(10), s. 2225-2249.
- Veeh, R.H., Inskeep, W.P., Camper, A.K. (1996). *Soil Depth and Temperature Effects on Microbial Degradation of 2,4-D*. J. Environ. Qual., 25(1), s. 5-12.

- Vickerman, G.P., Sunderland, K.D. (1977). *Some effects of Dimethoate on arthropods in winter wheat*. J. Appl. Ecol., 14, s. 767-777.
- Walker, A., Hance, R.J., Allen, J.G., Briggs, G.G.Y.-L.C., Gaynor, J.D., Hogue, E.J., Malquori, A., Moody, K., Moyer, J.R., Pestemer, W., Rahman, A., Smith, A.E., Streibig, J.C., Torstensson, N.T.L., Widyanto, L.S., Zandvoort, R. (1983). *EWRS Herbicide Working Group: Collaborative Experiment on Simazine Persistence in Soil*. Weed Research, 23, s. 373-383.
- Walker, A., Helweg, A., Jacobsen, O.S. (1996). *Temperature and Pesticide Transformation*. Soil Persistence Models and EU Registration, 7617/VI/96, European Commission.
- Wallace, J.B., Cuffney, T.F., Webster, J.R., Lugthart, G.J., Chung, K., Goldowitz, B.S. (1991). *Export of fine organic particles from headwater streams: Effects of season, extreme discharges, and invertebrate manipulations*. Limnol. Oceanogr., 36, s. 670-682.
- Wardle, D.A. (1995). *Impacts of disturbance on detritus food webs in agroecosystems of contrasting tillage and weed management practices*. Adv. Ecol. Res., 26, s. 105 - 184.
- WHO (1996). *Environmental Health Criterie 180: Principles and methods for assessing direct immunotoxicity associated with exposure to chemicals: Pesticides*. World Health Organization, Geneva, s. 109-114. Whorton, M.D., Foliart, D.E. (1983). *Mutagenicity, carcinogenicity and reproductive effects of dibromochloropropane (DBCP)*. Mutat. Res., 123(1), s. 13-30.
- Wiles, J.A., Jepson, P.C. (1992). *The susceptibility of a cereal aphid pest and its natural enemies to deltamethrin*. Pest. Sci., 36, s. 263-27.
- Williams, F.M., Charlton, C., de Blaquiére, G.E., Mutch, E., Kelly, S.S., Blain, P.G. (1997). *The effects of multiple low doses of organophosphates on target enzymes in brain and diaphragm in the mouse*. Hum. Exp. Toxicol., 16(2), s. 67-71.
- Willis, W.O., de Peyster, A., Molgaard, C.A., Walker, C., MacKendrick, T. (1993). *Pregnancy outcome among women exposed to pesticides through work or residence in agricultural area*. J. Occup. Med., 35(9), s. 943-949.
- Wilson, P.J., Aebischer, N.J. (1995). *The distribution of dicotyledonous arable weeds in relation to distance from the field edge*. J. Appl. Ecol., 32, s. 295-310.
- Windolf, J. (red.) (1997). *Ferske vandområder - Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1996*. Faglig rapport fra DMU, nr. 214. Danmarks Miljøundersøgelser, 112 s.
- Wolf, M.S., Tonioli, P.G., Lee, E.W., Rivera, M., Dubin, N. (1993). *Blood levels of organochlorine residues and risk of breast cancer*. J. Natl. Cancer Inst., 85, s. 648-652.
- Zahm, S.H., Ward, M.H. (1998). *Pesticides and childhood cancer*. Environ. Health Perspect., 106(3), s. 893-908.
- Zahm, S.H., Ward, M.H., Blair, A. (1997). *Pesticides and Cancer*. Occup. Med., 12(2), s. 269-289.
- Østergård, K., Hedegaard, H.M., Jacobsen, J.S., Rubow, T., Christensen, I.H., Dybkjær, T., Nielsen, F. (1998). *Rapport vedrørende scenarier for udfasning af pesticidanvendelsen inden for det private skovbrug (udkast dateret september 1998)*. Forskningscenter for skov og Landskab, Skov- & Naturstyrelsen.

Bilag 1

Datakrav til godkendelse af pesticider

I forbindelse med indsendelse af ansøgning om godkendelse af pesticider skal ansøgeren levere de data med tilhørende undersøgelser, som fremgår af bilag 5.1 og 5.3 til Miljø- og Energiministerens Bekendtgørelse nr. 241 af 27. april 1998 om bekæmpelsesmidler. For stoffer, der er nye i EU (dvs. ansøgt efter 15. juni 1993) er datakravene for aktivstoffet en smule udvidet, og der stilles også for disse pesticider flere krav til oplysninger om de formulerede produkter. Det har dog ikke relevans i denne sammenhæng, da det p.t. kun vedrører et meget begrænset antal stoffer.

På miljøområdet stilles der krav om data vedrørende nogle af aktivstoffets fysiske-kemiske egenskaber, dets "skæbne" i jord og vand samt giftighed for en række akvatiske og terrestriske organismer.

Nedenfor er anført de oplysninger vedrørende aktivstoffet, der som minimum kræves.

- Fysisk-kemiske data (der er relevante for den miljømæssige risikovurdering): opløselighed i vand og organiske solventer, damptryk, hydrolysestabilitet og fordelingskoefficient n-octanol/vand.
- Omdannelse og nedbrydning i jord: fotolyse på jordoverflade, nedbrydningshastighed i 3 jordtyper under aerobe betingelser, metabolisme, nedbrydningshastighed ved 2 temperaturer og ved to doseringer, nedbrydningshastighedens afhængighed af vandindhold, nedbrydningshastigheden i steril jord og under anaerobe betingelser, fordampning fra jord (beregnes på baggrund af fysiske-kemiske egenskaber).
- Mobilitet i jord: udvaskningsforsøg i jordsøjler med aktivstoffet udført med tre forskellige jordtyper, udvaskningsforsøg i jordsøjler med ældet aktivstof udført i én jordtype, adsorptions- og desorptionsforsøg.
- Omdannelse og nedbrydning i vand: BOD-værdien og forholdet BOD/COD, adsorption til organisk materiale (svæv og sediment), akkumulering i sediment (BOD = biological oxygen demand; COD = chemical oxygen demand).
- Bioakkumuleringsundersøgelse i akvatiske økosystemer, hvis fordelingskoefficienten n-octanol/vand er større end 1000.
- Toksisk virkning på akvatiske organismer: akut toksicitet på fisk (2 arter), akut toksicitet på dafnier (1 art), reproduktionstest på dafnier (1 art), akut toksicitet på alger.
- Toksisk virkning på terrestriske organismer: akut toksicitet på regnorm, effekt på jordrespiration, effekt på ammonifikation, effekt på ni-

trifikation, effekt på asymbiotisk N-fiksering og i visse tilfælde effekt på symbiotisk N-fiksering.

- Toksisk virkning på fugle: akut fødetoksicitet på arter med forskelligt fødegrundlag (2 arter), reproduktionstest (1 art).

Følgende toksikologiske data til vurdering af humane effekter skal indgives for aktivstoffet:

1) Akut toksicitet

Giftighed ved en enkelt indgift af stoffet. Måles som LD₅₀ (den dosis der skal til, for at halvdelen af dyrene dør). Skal testes i separate forsøg med indtagelse, hudkontakt og indånding.

2) Lokalirritation

Hudirritation, øjenirritation og allergifremkaldende egenskaber ved hudkontakt skal også være undersøgt.

3) Sub-kronisk toksicitet

Giftighed ved dosering hver dag gennem 3-6 måneder. Der kræves to forsøg; et på rotter (3 måneders varighed) samt et på en ikke-gnaver (fx hunde) af 3-6 måneders varighed.

4) Kronisk toksicitet

Giftighed ved dosering i lang tid. Kronisk toksicitet og carcinogenicitet kombineres ofte i samme forsøg af 2 års varighed. Der kræves to forsøg på forskellige pattedyrarter. Hvis hunde er mere følsomme end rotter, kræves et særskilt kronisk toksicitetsforsøg med hunde af et års varighed.

5) Kræftfremkaldende virkning

6) Mutationsfremkaldende virkning

Stoffets evne til at skade arveanlæggene. Skal testes i reagensglasforsøg (in vitro) og i dyreforsøg (in vivo). Hvis stoffet er fundet positivt i ovennævnte undersøgelser, skal det testes i kønsceller.

7) Undersøgelser over skade på forplantningsevnen

Fler-generationsundersøgelser; stoffets eventuelle evne til at skade forplantningsevnen undersøges ved fodring af stoffet gennem flere generationer.

8) Teratogenicitetsundersøgelser

Stoffets evne til at skade fosteret under graviditeten undersøges i to pattedyrarter. De drægtige moderdyr får stoffet via sonde i den mest følsomme periode af drægtigheden.

9) Neurotoksicitet

Specielt for de såkaldte cholinesterasehæmmere.

10) Giftighed af eventuelle metabolitter, nedbrydningsprodukter og urenheder

11) Metabolisme i dyr

Stoffets optagelse, fordeling, nedbrydning og udskillelse.

12) Toksicitet over for mennesker
Erfaringer opnået under fx produktionen.

Følgende toksikologiske data kræves for midlet:

1. Akut oral toksicitet
2. Akut toksicitet gennem huden
3. Akut toksicitet ved indånding
4. Irritation af huden
5. Irritation af øjnene
6. Andre toksikologiske data for midlet
7. Toksikologiske data for ikke-aktive bestanddele.

Ovennævnte data er i hovedreglen fremkommet ved laboratorieforsøg. I tilfælde, hvor laboratorieforsøgene antyder, at stoffet er problematisk, er der i nogle tilfælde udført supplerende laboratorieforsøg eller forsøg under semifelt- eller feltforhold. Der er typisk tale om, at der er udført feltstudier vedr. nedbrydning af aktivstoffet, semifelt studier vedr. mobilitet (lysimeterforsøg) eller mesokosmosforsøg vedr. giftighed for akvatiske organismer.

Inden data benyttes i risikovurderingen, foretages der en vurdering af undersøgelsernes kvalitet og datas relevans for danske forhold.

Bilag 2

De overordnede retningslinier for risikovurderingen af miljøeffekter og klassifikation for sundhedseffekter

1 Miljøeffekter

1.1 Risiko for persistens, mobilitet og bioakkumulering

Med hensyn til egenskaber, der relaterer sig til persistens, mobilitet og bioakkumulering, vurderes det, om der er risiko for, at de fastsatte værdier for, hvorvidt et middel umiddelbart kan accepteres, overskrides under de givne brugsbetingelser. Indledningsvis foretages en vurdering af de foreliggende laboratorieundersøgelser. Hvis det på grundlag af disse undersøgelser vurderes, at der ikke er risiko for, at anvendelse af midlet medfører en overskridelse af acceptværdierne, anses midlet uden yderligere undersøgelser for acceptabelt, for så vidt angår det undersøgte område. Hvis acceptværdierne derimod overskrides, kan midlet ikke godkendes medmindre, der foreligger lysimeterforsøg eller feltforsøg, som vurderet ud fra en "realistic worst case"-situation med hensyn til anvendte doser, brugsforhold, klima osv. godtgør, at anvendelsen af midlet ikke indebærer en uacceptabel risiko for persistens, udvaskning til grundvandet og bioakkumulering.

1.2 Risiko for effekter på akvatiske og terrestriske organismer

For effektområdet er udgangspunktet for risikovurderingen den såkaldte kvotientmetode, hvor forholdet mellem toksicitet og eksponering beregnes, jf. de Ensartede principper, EU's Rådskonklusion 97/57/EF.

1.3 Toksicitet

Det vurderes, om eksponeringen overskrider det toksiske niveau med en $\geq 1 \times (u)$ sikkerhedsfaktor på mellem 5 og 1.000, afhængig af organismen og af, om der er tale om akut eller kronisk toksicitet.

Jo større kvotienten er, det vil sige jo mindre eksponering og/eller toksicitet, desto mindre risiko udgør anvendelsen af stoffet.

Eksponeringen (PEC = Predicted Environmental Concentration) estimeres på grundlag af den påtænkte anvendelse med hensyn til dosering, udbringningsmetode, anvendelsestidspunkt, plantedække mv.

(U)sikkerheds faktoren skal bl.a. dække variationen i følsomhed arter imellem, ekstrapolation fra akutte til kroniske effekter og fra laboratorium til felt m.v.

Risikovurderingen sker trinvis. På første trin foretages en grov vurdering af PEC. Hvis denne koncentration ligger væsentlig (svarende mindst til (u)sikkerhedsfaktoren) under de effektkoncentrationer, der er opnået i laboratoriet, anses pesticidet uden yderligere undersøgelser for acceptabelt, for så vidt angår det undersøgte område. Hvis effektkoncentrationen derimod ligger tæt på PEC, fortsættes til næste trin, hvor PEC-beregningen forfines, således at PEC nærmer sig en "realistic worst case". I de tilfælde, hvor en "realistic worst case"-PEC og den koncen-

tration, der giver toksiske effekter, ligger tæt på hinanden, (er mindre end (u)sikkerhedsfaktoren), kan midlet ikke godkendes, medmindre relevante semifelt og feltundersøgelser af effekter på akvatiske og terrestriske organismer kan godtgøre, at anvendelsen ikke medfører uacceptable effekter på akvatiske eller terrestriske organismer.

Som eksempel kan nævnes, at i vurderingen af risikoen for akvatiske organismer forudsættes det indledningsvis, at der sker en direkte oversprøjtning af vandløb. Overskrides de acceptable værdier, modificeres PEC under antagelse af, at der holdes en vis afstand til vandløb. Endvidere inddrages nedbrydningen af stoffet, når der er tale om kroniske effekter og flere på hinanden følgende sprøjtninger. Overskrides de acceptable værdier fortsat, kan forskellige former for feltstudier, typisk mesokosmosforsøg, inddrages i vurderingen. I sådanne tilfælde kan det være aktuelt at nedsætte sikkerhedsfaktoren, fordi der typisk vil være langt flere arter repræsenteret i feltstudier, og fordi de indebærer mere realistiske eksponeringsforhold end laboratorieforsøg. Feltstudierne kan medføre, at stoffer, der på baggrund af laboratorieforsøg vurderes at være uacceptable i relation til det fastsatte acceptniveau, vurderes som acceptable på baggrund af feltundersøgelser.

Med afslutningen af den danske revurdering i 1997, lever alle pesticider, der er godkendt efter juni 1993, op til de minimumskrav, som er opstillet i "Rammer for vurdering af plantebeskyttelsesmidler". Midler revurderet inden juni 1993 er vurderet i forhold til de dengang gældende "kriterier", der i vid udstrækning byggede på stoffernes iboende egenskaber.

2 Klassificering for sundhedseffekter

2.1 Klassificering af kræft, mutationsfremkaldende virkning og reproduktionsskader

Klassificering af stoffer for ovennævnte effekter bygger generelt på følgende overvejelser:

- Hvilke egenskaber har stoffet (kvalitativt)?
- Hvor veldokumenteret er disse egenskaber?
- Er egenskaberne relevante for mennesker?

For skaderne kræft, reproduktionsskader og mutagenicitet findes 3 kategorier. Kategorierne differentierer mellem, hvor sikker *evidensen* er. Klassificeringen bygger derfor mest på kvalitative vurderinger og evidens. For disse tre effektgrupper indgår stoffets potens *ikke* eksplicit i vurderingen af, hvilken kategori der skal klassificeres med. Dvs. den højeste dosis, der ikke giver sundhedsskader (NOAEL) indgår ikke i vurderingen. For reproduktionsskadelige stoffer gælder dog, at såfremt effekterne kun er set i meget høje doser, skal dette indgå i vurderingen af, om stoffet overhovedet skal klassificeres for effekterne. Reproduktionstoksicitet dækker både over skader på fosteret og skader på forplantningsevnen.

Kategori 1

Kræftfremkaldende (Carc, Cat1), mutagen (Muta, Cat 1) eller reproduktionsskadelige (Rep, Cat1).

- For alle tre gælder, at der skal være befolkningsundersøgelser, der viser stoffernes effekt. Det er i praksis meget sjældent, ikke mindst for mutagenicitet, da resultaterne fra befolkningsundersøgelser ofte er meget svære at konkludere noget entydigt om.

Kategori 2

Carc, Cat2.

- Stoffet, der er tydeligt kræftfremkaldende i to dyrearter. Eller stoffer, der er tydeligt kræftfremkaldende i en dyreart støttet af bl.a. mutagenicitet eller strukturmæssige ligheder med andre stoffer, der er klassificerede som kræftfremkaldende i kategori 1 eller 2.

Muta, Cat2.

- Stoffet, der er tydeligt mutagen i kønsceller *in vivo*.

Rep, Cat2.

- Skader på afkom: Stoffet, der tydeligt er vist at skade afkommet i en eller flere dyrearter, og hvor effekten ikke er sekundær til effekten på moderdyret.
- Skader på forplantningsevnen: Stoffet, der er vist at skade forplantningsevnen i dyreforsøg understøttet af dokumentation for virkningsmekanisme eller strukturmæssig lighed med andre stoffer der er klassificerede reproduktionsskadelige i kategori 1 eller 2.

Kategori 3

Carc, Cat3.

- Stoffet, hvor der er en mistanke om deres kræftfremkaldende effekt, men hvor evidensen ikke er tilstrækkelig til, at de kan klassificeres i enten kategori 1 eller 2. Dette kan være fordi stoffet er utilstrækkeligt undersøgt, men de data, der findes, tyder på, at stoffet er kræftfremkaldende. Der kan også klassificeres i kategori 3, når stoffet er tilstrækkeligt undersøgt, men hvor data er tvetydige. I disse tilfælde vil der normalt ikke være tegn på mutagenicitet. Stoffet, der er kræftfremkaldende via en hormonel mekanisme, vil normalt ikke blive klassificeret højere end kategori 3. Dette skyldes, at hormonelle effekter generelt antages at være dosisrelaterede. Dvs. der er en tærskeldosis, hvilket betyder, at hvis man udsættes for mindre end denne dosis, er der ingen risiko for udvikling af kræft.

Muta, Cat3.

- Stoffet, der er mutagen i *in vivo* systemer på somatiske celler (dvs. alle celler, der ikke er kønsceller), men hvor der ikke er bevis for effekter i kønsceller. Er stoffet kun positivt i *in vitro* tests, vil det normalt ikke blive klassificeret, medmindre der slet ikke er lavet *in vivo* tests og *in vitro*-resultaterne er meget overbevisende, og stoffet endvidere har lighedspunkter med andre stoffer, som vides at skade arveanlæggene.

Rep, Cat3

- Skader på afkom: Stoffet, der kan give skader på fosteret, men hvor effekten ikke er tydelig, eller hvor skaderne er tvivlsomme. Der kan være problemer med at vurdere, om skaden er en sekundær effekt af toksicitet på moderdyrene.

- Skader på forplantningsevnen: Stoffer, der kan skade forplantningsevnen, uden at dette er en sekundær effekt af generel toksicitet, men hvor resultaterne ikke er tydelige. Miljøstyrelsen har fx klassificeret stoffer i denne gruppe, hvis der har været forsøg, som viser, at stoffet hæmmer testostéronsyntesen eller ødelægger det sædproducerende væv, selvom der ikke er set direkte effekt på forplantningsevnen i flergenerationsforsøg (som er det forsøg, man normalt ser effekter på forplantningsevnen i).

2.2 Andre skader på lang sigt (kronisk toksicitet)

For kronisk toksicitet kan klassificeres med sætningen R48 (Alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning), hvis der er set **alvorlige** langtidseffekter. Til denne vedhæftes en sætning, der beskriver dels ved hvilken indgivelsesvej (indtagelse, hudkontakt eller indånding) effekterne er observeret, dels i hvilket dosisniveau. Dvs. der indgår først og fremmest en *kvalitativ* vurdering, som leder til en konklusion om, hvorvidt de sete langtidseffekter er alvorlige nok til at klassificere. Herefter indgår den laveste effektive dosis (LOAEL = lowest observed adverse effect level) i den endelige vurdering af, om stoffet skal klassificeres, da der er krav om, at effekterne skal forekomme i en dosis under en bestemt grænse, før der skal klassificeres for effekterne. LOAEL indgår også i vurderingen af, hvilken sætning, der skal vedhæftes R48. Fx kan man have en klassificering, der hedder R48/22: “Farlig: alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning ved indtagelse”, eller R48/25: “Giftig: alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning ved indtagelse”, hvor den sidste angiver et mere potent stof end den første, og hvor begge klassificeringer bygger på forsøg, hvor stoffet er givet til indtagelse.

I klassificering for kronisk toksicitet indgår selvfølgelig også en vurdering af evidensen, men der er ikke differentierede grupper til mere eller mindre veldokumenterede effekter.

R48 er en klassificering, som anvendes ved en lang række forskellige langtidseffekter; som eksempler kan nævnes: Blodmangel, grå stær, nedsat immunforsvar og skader på centralnervesystemet (CNS). Med hensyn til skader på CNS kræves i dag ikke specifikke undersøgelser, da der ikke findes etablerede guidelines på området. Man vil ud fra langtidsstudier kunne se visse tegn på CNS-skader, men man vil ikke kunne pege med sikkerhed på en bestemt skade. Effekter, som ikke anses for at være “alvorlige” og som derfor ikke klassificeres med R48, er bl.a. ændringer i organvægte uden tegn på funktionsforstyrrelser, artsspecifikke effekter, samt mindre ændringer i biokemiske parametre, som er af tvivlsom toksikologisk betydning.

Der kan også klassificeres med R39 (Fare for alvorlig skade på helbred), hvis der er set *irreversible* skader ved *en enkelt* påvirkning.

De klassificeringsregler, der anvendes i Danmark er fælles for hele EU. Reglerne bliver løbende revideret og udbygget og anses for at være et rimeligt godt og brugbart system til karakteristik af kemiske stoffers iboende toksikologiske egenskaber.

3 Sundhedsfare på kort sigt

Midler, der har moderat og høj akut toksicitet, klassificeres Giftig eller Meget giftig. Der kan være tale om giftighed ved indtagelse, ved hudkontakt eller ved indånding. Effekterne måles ved LD₅₀-metoden (den dosis, der slår halvdelen af dyrene ihjel ved den pågældende indgivelsesvej). Der findes i bekendtgørelse om bekæmpelsesmidler vedtagne grænser for, hvor lav LD₅₀ skal være for at klassificere Sundhedsskadelig, Giftig eller Meget giftig for henholdsvis faste stoffer og væsker. Midler der er ætsende for huden, klassificeres med R34 (Ætsningsfare). Hvis stoffet ikke er ætsende for huden, men alligevel giver anledning til alvorlig øjenskade, klassificeres med R41 (Risiko for alvorlig øjenskade).