



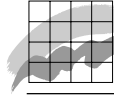
Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

# Integrering af landbrugsdata og pesticid-miljømodeller

Integrerede MiljøInformationsSystemer (IMIS)

*Faglig rapport fra DMU, nr. 326*

*[Tom side]*



Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

---

# Integrering af landbrugsdata og pesticid-miljømodeller

Integrerede MiljøInformationsSystemer (IMIS)

*Faglig rapport fra DMU, nr. 326  
2000*

Jesper S. Schou  
Johnny M. Andersen  
*Afdeling for Systemanalyse*

Peter B. Sørensen  
*Afdeling for Miljøkemi*

# Datablad

Titel:	Integrering af landbrugsdata og pesticidmiljømodeller	
Undertitel:	Integrerede MiljøInformationsSystemer (IMIS)	
Forfattere:	Jesper Sølvør Schou <sup>1</sup> , Johnny M. Andersen <sup>1</sup> , Peter B. Sørensen <sup>2</sup>	
Afdeling:	Afdeling for Systemanalyse <sup>1</sup> , Afdeling for Miljøkemi <sup>2</sup>	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 326	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©	
URL:	<a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>	
Udgivelsestidspunkt:	Oktober 2000	
Faglig kommentering:	Hanne Bach, Jørgen D. Jensen	
Layout:	Ann-Katrine Holme Christoffersen	
Elektronisk layout:	Ann-Katrine Holme Christoffersen	
Bedes citeret:	Schou J.S., Andersen J.M. & Sørensen P.B. (2000): Integrering af landbrugsdata og pesticidmiljømodeller - Integrerede MiljøInformationsSystemer (IMIS). Danmarks Miljøundersøgelser. 62 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 326.	
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.	
Sammenfatning:	Formålet med rapporten er at beskrive og diskutere mulighederne for at foretage integrerede økonomiske og miljømæssige analyser af landbrugets pesticidanvendelse på sektorniveau. Der beskrives en mulig kobling af generelle landbrugsdata, landbrugsøkonomimodellen ESMERALDA og en pesticidmiljømodel, der beskriver risikoen for pesticidudvaskning. Endvidere demonstreres analysekonceptet i en analyse af risikoen for udvaskning af pesticider efter gennemførsel af AGENDA 2000 reformen af EU's landbrugspolitik, og der peges på mulige forbedringer af analysegrundlaget, hvor især udarbejdelse af en pesticidforbrugsstatistik anbefales.	
Frie emneord:	Landbrug, Integrerede modeller, Pesticider, Økonomi.	
Redaktionen afsluttet:	September 2000	
ISBN:	87-7772-563-8	
ISSN: (trykt)	0905-815X	
ISSN: (elektronisk)	1600-0048	
Papirkvalitet og tryk:	Cyclus Office, 100 % genbrugspapir. Grønager's Grafisk Produktion A/S. Denne tryksag er mærket med det nordiske miljømærke Svanen.	
Sideantal:	62	
Oplag:	150	
Pris:	kr. 75,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)	
Internetversion:	Rapporten findes også som PDF-fil på DMU's hjemmeside	



Købes i boghandelen eller hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Postboks 358 Frederiksborgvej 399 DK-4000 Roskilde Tlf.: 46 30 12 00 Fax: 46 30 11 14	Miljøbutikken Information og Bøger Læderstræde 1 DK-1201 København K Tlf.: 33 95 40 00 Fax: 33 92 76 90 e-mail: butik@mem.dk <a href="http://www.mem.dk/butik">www.mem.dk/butik</a>
--------------------------------	--	--

# **Indhold**

## **Forord 5**

## **Sammendrag 6**

## **Summary 9**

## **1 Indledning 12**

## **2 Landbrugsmodelkomplekset 14**

- 2.1 Pesticid-miljømodellerne og ESMERALDA / NP-modellen 15
  - 2.1.1 Pesticid-miljømodellerne 15
  - 2.1.2 ESMERALDA / NP-modellen 16
- 2.2 Den anvendte modelkobling 19

## **3 Afgrødebetinget pesticidforbrug 22**

- 3.1 Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelstatistik 22
- 3.2 Kalibrering af snitfladen mellem modellerne 26
- 3.3 Diskussion af areal- og middelkoblingen 28

## **4 Pesticidforbrugets intensitet 33**

- 4.1 Økonomisk behandlings-skadetærskel 33
- 4.2 Pesticidmodelleringen i ESMERALDA 35
- 4.3 Diskussion af intensitetskoblingen 36

## **5 Et eksempel: Rangordning af to scenarier 38**

- 5.1 Landbrugsscenarierne 38
- 5.2 Princippet for rangordning af pesticidbelastningen 40
- 5.3 Aktuell rang mellem referencescenariet og Agenda 2000 scenariet 43
- 5.4 Vurdering af metodens usikkerhed 43

## **6 Diskussion 46**

## **Referencer 48**

## **Appendiks 50**

- Bilagstabeller 55

## Forord

Danmarks Miljøundersøgelser og Miljø- og Energiministeriets departement indgik i 1995 en kontrakt vedr. projektet "Integrerede modeller som prognose- og prioriteringsværktøj" (IMIS). Et af delprojekterne omhandlede udvikling af et fremskrivningsværktøj for landbrugssektoren og dens miljøbelastning. Formålet med projektet var at tilvejebringe et samlet modelsystem, der kan belyse såvel økonomiske som miljømæssige konsekvenser af landbrugs- og miljøpolitiske indgreb. Intentionerne var at udvikle et integreret system på basis af eksisterende modeller, der kunne analysere effekterne af alternative scenarier på konsistent vis.

Nærværende projekt udgør et bidrag til ovenstående modelkompleks. Konkret er formålet med projektet at tilvejebringe en kobling mellem pesticid-miljømodellerne og det øvrige landbrugsmodelkompleks. Målet hermed er at kunne modellere ændringer i risikoen for udvaskning af pesticider som en konsekvens af alternative landbrugsøkonomiske udviklingsforløb og scenarier, samt pege på mulige forbedringer af analysegrundlaget.

## Sammendrag

Formålet med nærværende rapport er at gennemgå procedurerne for kobling af landbrugs-modelkomplekset med de pesticidmiljømodeller, som anvendes i DMUs IMIS arbejde. Koblingen er afprøvet og diskuteret gennem en konkret analyse af Agenda 2000 reformens effekter for pesticidbelastningen.

Kærnen i IMIS arbejdet på landbrugsområdet er at tilvejebringe et sammenhængende modelkompleks, således at der kan foretages integrerede miljøøkonomiske analyser. I den sammenhæng benyttes NP-modellen, som beskriver landbrugsproduktionen fordelt efter driftstyper og afstrømningsoplande, til modelberegninger af landbrugets kvælstof og fosfor emissioner. Med henblik på at muliggøre scenarieanalyser, hvor landmændenes tilpasning til ændringer i bl.a. landbrugs- og miljøpolitikken belyses, er NP-modellen koblet til en økonometrisk adfærdsmodel for dansk landbrug (ESMERALDA), og med henblik på at kunne belyse de samfundsøkonomiske aspekter af et givet udviklingsforløb, er ESMERALDA endvidere koblet til den nationaløkonomiske model ADAM.

Hverken ESMERALDA eller NP-modellen indeholder en opgørelse af pesticidanvendelsen, som naturligtvis er central i forbindelse med koblingen til pesticid-miljømodellen. Derfor er Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelstatistik anvendt til at give en initial beskrivelse af landbrugets pesticidanvendelse. Bekæmpelsesmiddelstatistikken indeholder en fordeling af pesticidanvendelsen på middelniveau fordelt efter afgrødetyper, og ved at korrespondere denne med afgrødesammensætning i ESMERALDA/NP-modellen, kan Bekæmpelsesmiddelstatistikens beskrivelse af pesticidanvendelsen overføres hertil.

I forbindelse med scenarieanalyser transformeres resultaterne fra ESMERALDA til pesticid-miljømodellerne i to trin. Først tages hensyn til ændringerne i pesticidanvendelsen som følge af ændret afgrødesammensætning, og dernæst indarbejdes ændringerne i intensiteten af pesticidanvendelsen for de enkelte afgrøder. Således kan scenarieresultaterne fra pesticid-miljømodellerne dekomponeres i en arealeffekt og en intensitetseffekt. Sammenholdt med Bekæmpelsesmiddelstatistikken er pesticidanvendelsen opgjort meget groft i ESMERALDA-modellen, nemlig ved de samlede omkostninger til bekæmpelsesmidler pr. ha på afgrødeniveauet. Dette letter modelkoblingen, idet det antages at pesticidbeskrivelsen i Bekæmpelsesmiddelstatistikken simpelt modsvarer pesticidomkostningerne i ESMERALDA, men for scenarieanalyserne medfører det en række begrænsninger, idet ændringer i pesticidanvendelsen ikke implicit er opdelt efter midler eller blot de væsentligste pesticid-hovedgrupper (herbicider, fungicider, insekticider og vækstregulatorer). Derfor er det i de nærværende analyser antaget, at fordelingen af enkeltmidler efter afgrøder er uændret, og at ændret pesticidintensitet kommer til udtryk ved en ensartet procentvis ændring af tildelingen af alle midler i en given afgrøde. I sin nuværende form er Bekæmpelsesmiddelstatistikens inddeling i afgrødetyper ikke sammenfaldende med den

inddeling som anvendes i landbrugsmodekomplekset. Dette løses ved at foretage en justering af arealanvendelsen i NP-modellen, men på længere sigt vil en harmonisering af afgrødetyperne være en fordel.

Ved de gennemførte scenarieanalyser er effekterne af Agenda 2000 reformen af EU's fælles landbrugspolitik sammenlignet med situationen i 1995 forudsat at tiltagene i Vandmiljøplan II er fuldt gennemførte. Der er således tale om sammenligning af to hypotetiske situationer, som dog afspejler en reel udvikling i landbrugets rammevilkår. Sammenligningen af de to scenarier sker ved en ikke-kvantitativ rangordning af pesticidanvendelsen på grundlag af forskellene i de anvendte midlers dosering, arealet hvorpå midlerne er anvendt og midlernes evne til at binde sig til jordens partikler (adsorptionskoefficienten). Resultatet relaterer sig primært til rangordning af risikoen for udvaskning af pesticider, idet resultatet viser om det ene scenarie er forbundet med større udvaskningsrisiko end det andet - men ikke hvor stor forskellen er, eller hvor stor den aktuelle risiko er. Det overordnede resultat er, at Agenda 2000 scenariet reducerer risikoen for udvaskning af pesticider. Ses der alene på effekterne af ændret afgrødesammensætning fås en svag indikation af det modsatte resultat, men på grund af den sænkede intensitet i pesticidanvendelsen, der er afledt af Agenda 2000 reformens reduktion af kornpriserne, sker der samlet set en reduktion af udvaskningsrisikoen.

De præsenterede scenarier er første gang pesticid-miljømodellerne er anvendt til denne type analyser. Et væsentligt diskussionspunkt har vist sig at være muligheden for at belyse sikkerheden for, at to scenarier rangordnes forskelligt. Her er det foreslået at se på antallet af betydningsfulde hændelser, dvs. hændelser, der rangordnes forskelligt med hensyn til samtlige parametre, og derefter lade denne størrelse indgå i en beregning af den statistiske sikkerhed af resultatet. Sikkerheden for scenarie-rangordningen er et oplagt område til udvikling i forbindelse med fremtidige scenarieanalyser, og er særligt relevant i et eksempel som det analyserede, hvor der er tale om modsatte effekter.

Et andet punkt, hvor der fremover kan ske væsentlige forbedringer af analysegrundlaget er anvendelsen af Bekæmpelsesmiddelstatistikken til beskrivelse af pesticidanvendelsen. Fordelen ved at anvende Bekæmpelsesmiddelstatistikken til initialisering af pesticidanvendelsen i NP-modellen og ESMERALDA-modellen er som nævnt, at der derved implicit er konsistens mellem de anvendte opgørelser, men omvendt er Bekæmpelsesmiddelstatistikken ikke ideel i forhold til nærværende analyser. Således er Bekæmpelsesmiddelstatistikken baseret på pesticidesalget, som efterfølgende disaggregeres efter afgrøder, midler og sprøjtet areal på grundlag af ekspertvurderinger. Dvs. at der er tale om en normativ statistik, hvorfor det ikke er muligt at belyse variationen i anvendte doser, f.eks. som følge af anvendelse af reducerede doser i gentagne behandlinger, ligesom lokale og regionale forskelle i anvendte midler inden for enkeltafgrøder og det reelle sprøjtede areal ikke kan indgå i analyserne. Ved anvendelsen af pesticid-miljømodellen er dette en væsentlig begrænsning, idet modellen ikke er lineær. Derfor er resultatet følsomt over for om et givet middel, anvendt i f.eks. roer, er tildelt ved én behandling á 1 liter pr. ha eller i to behandlinger á ½ liter pr. ha. Da Bekæmpelsesmiddels-



statistikken er aggregeret over midler og afgrøder vil disse to eksempler fremstå ens, medens de ikke nødvendigvis vil føre til samme resultat i pesticid-miljømodellen. Dette problem går igen i forbindelse med scenarieanalyserne, på grund af den grove beskrivelse af pesticidanvendelsen i ESMERALDA.

En forbedret beskrivelse af landbrugets pesticidanvendelse kunne oplagt ske ved etablering af en egentlig pesticidforbrugsstatistik, som baseres på observeret pesticidanvendelse i landbruget. Der er gennemført en pilotundersøgelse på Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, som viser, hvorledes en sådan opgørelse kan foretages på grundlag af indberetning af de lovpligtige sprøjtejournaler. Denne metode er også anbefalet i OECD og EUROSTATs retningslinier for udarbejdelse af national pesticidstatistik (OECD, 1999). En sådan forbrugsopgørelse vil markant forbedre grundlaget for både miljømæssige og økonomiske analyser af landbrugets pesticidanvendelse, og derved – bl.a. i sammenhæng med de her beskrevne modelkoblinger - yderligere understøtte de politiske beslutninger på området.

## Summary

The main objective of this report is to examine the methodology for linking a set of agricultural models with environmental pesticide-models used in the IMIS framework of the National Environmental Research Institute. The linkage has been tested and discussed by analysing the effects of the Agenda 2000 scenario on the risk of pesticide loading to groundwater.

The IMIS work in the agricultural area is concentrated on establishing a set of models, which can be used for integrated environmental economic analyses. In this context a NP-model is employed for model prediction of agricultural nitrogen and phosphorus emissions. The model describes agricultural production according to farm types and catchment areas. In order to perform scenario analyses where farmers response to changes in – among others – agricultural and environmental policies demonstrated, the NP-model is linked to an econometric sector model (ESMERALDA). ESMERALDA, in turn, is connected to the economic model ADAM, so that the socio-economic aspects of a specific course of development can be examined.

Neither ESMERALDA nor the NP-model includes a specification of pesticide use, which naturally plays a central role in the connection with the linkage to the environmental pesticide-model. Therefore the Pesticide Statistics of the Danish Environmental Protection Agency (Miljøstyrelsen) are used to provide an initial description of pesticide use in agriculture. The Pesticide Statistics include a distribution of pesticide use according to crop type based on sales figures. By connecting these statistics with the crop types in ESMERALDA and the NP-model, the pesticide use described in the Pesticide Statistics can be transferred to these models.

In connection with the scenario-analyses the results from ESMERALDA are transformed to the environmental pesticide-models in two steps. First, the changes in pesticide use resulting from changes in crop mix are taken into account, and then the changes in intensity of pesticide use for the individual crop types are incorporated. In this way, the scenario results from the environmental pesticide-models can be decomposed in a crop mix effect and an intensity effect. Compared to the Pesticide Statistics the description of pesticide use in the ESMERALDA model is presented in a very rough fashion, namely as the expenditures to pesticides per hectare on the crop type level. This simplifies the linkage of models, as it is assumed that the pesticide description in the Pesticide Statistics simply corresponds with the pesticide expenditures in ESMERALDA. However, for the scenario analyses this results in a number of limitations, as changes in pesticide use are not explicitly categorised according to single substances or even the general pesticide types (herbicides, fungicides, insecticides, and growth regulators). In the present analyses it is therefore assumed, that the distribution of the separate pesticides according to crop types remains unchanged and that a change in pesticide inten-

sity appears as a uniform percentage change in the use of all pesticide types for a given crop.

In the scenario analyses carried out, the effects of the Agenda 2000 reforms of the European Union's common agricultural policies are compared with the situation in 1995, where it is assumed that all measures of the Second Danish Action Plan for the Aquatic Environment (Vandmiljøplan II) are fully implemented. Thus, two hypothetical situations are compared, which, however, do not reflect a realistic development in the agri-environmental policies. The two scenarios are compared by using a non-quantitative ranking of pesticide use based on differences in the pesticides' dosage, the area where the pesticides are applied, and the pesticides adsorption to soil particles. The results primarily relate to a qualitative ranking of the risk of pesticide leaching. The overall result is that the Agenda 2000 scenario reduces the risk of pesticide leaching. Looking only at the effects resulting from changes in crop type composition shows a weak indication of the opposite result. However, because of the reduction in the intensity of pesticide use caused by the Agenda 2000 reform cuts in intervention prices for cereals, the overall effect is a reduction in the risk of pesticide leaching.

With the scenarios presented here it is the first time that the environment pesticide-models are employed for this kind of analyses. The possibility for assessing the certainty for the difference in ranking of two scenarios has emerged as a main point of discussion. Here it is suggested to focus on the number of important events, i.e. events that are ranked differently with regard to all parameters, and afterwards let that variable determine the significance of the results. The significance of scenario rankings using the environment pesticide-models is an obvious field for further development, and it is especially important in cases like the examined one, where the outcome is a result of contrasting effects.

The application of the Pesticide Statistics for description of pesticide use is another area for improvements. As mentioned, the advantage of using the Pesticide Statistics to initialise pesticide use in the NP-model and ESMERALDA-model is that this implies consistency between the applied figures. In its current form, however, the classification of crop types in the Pesticide Statistics does not correspond with the classification used in the set of agricultural models. As a solution the land use in the NP-model has been readjusted, but on a longer perspective, a harmonisation of crop types could be an advantage.

Further, the Pesticide Statistics are based on pesticide sales figures, which are subsequently disaggregated to crop types and sprayed area on the basis of expert valuations. This means that the Pesticide Statistics are normative, and do not enable an analysis of variations in the applied dosage, e.g. in the form of reduced dosages in repeated treatments. Further, it is not possible to analyse local and regional differences in the pesticide use. This results in a substantial limitation of the application of the environment pesticide-model, because the model is not linear. The result, therefore, is sensitive to the fact if a certain pesticide is applied in one treatment at 1 litre per ha or in two treatments at ½ a litre per ha. As the Pesticide Statistics are based on

disaggregated sales figures these two examples will be identical in the statistics, while on the other hand they will not necessarily lead to the same results in the environment pesticide-model. The same problem arises in connection with the scenario analyses, because of the aggregated description of pesticide use in ESMERALDA.

An improved description of pesticide use in agriculture could be carried out by establishing a recording of farmers pesticide use, instead of a disaggregation of sales numbers. A pilot study has been carried out at the Danish Institute of Agricultural and Fisheries Economics, which shows how such an assessment can be undertaken, based on reporting from the mandatory spraying records. This method is also recommended in the OECD and EUROSTAT's guidelines for the collection of national pesticide usage statistics (OECD, 1999). Such statistics of pesticide use will significantly improve the basis for both environmental and economic analyses of agricultural pesticide use, and thereby – e.g. with the model linkages described here – further support the political decisions in this area.

# 1 Indledning

Landbrugets væsentlige rolle i forbindelse med en række miljøproblemer, har affødt et behov for værktøjer til at analysere betydningen af ændringer i landbrugssektoren for såvel landbruget selv som det omgivende miljø. Der er med andre ord behov for integrerede landbrugs- og miljøpolitiske analyser, der kan håndtere problemstillinger knyttet til samspillet mellem landbrugets rammebetingelser, landbrugsproduktionen og dens effekter på natur og miljø. I den forbindelse er der bl.a. behov for viden om hvorledes alternative økonomiske udviklingsforløb påvirker miljøet. Endvidere er der behov for viden om konsekvenserne af landbrugs- og miljøpolitiske tiltag på såvel samfundsøkonomien som landbrugets egen økonomi.

Med denne baggrund blev der i 1996 påbegyndt en række projekter i Miljøministeriets regi omhandlende integrerede miljøinformations-systemer (IMIS). Et af projekterne bestod i at udvikle et fremskrivningsværktøj for landbrugssektoren og dens miljøbelastning. Formålet med projektet var at tilvejebringe et samlet modelsystem, der kunne belyse såvel økonomiske som miljømæssige konsekvenser af landbrugs- og miljøpolitiske indgreb. Med udgangspunkt i eksisterende eller tilvejebragte modeller blev de første spæde skridt taget til at udvikle et integreret system, der kunne analysere effekter af alternative scenarier på landbrugsområdet på konsistent vis, jf. Andersen et al. (1998). I samme regi er der sideløbende blevet udviklet pesticid-miljømodeller til at belyse risikoen for pesticidudvaskning ud fra pesticidforbruget og de kemisk/fysiske egenskaber for de respektive aktivstoffer (Sørensen et al., 1998).

Nærværende projekt skal bidrage til at knytte pesticid-miljømodellerne til landbrugsmodelkomplekset. Konkret har projektet til formål at etablere en konsistent kobling mellem de relevante dele af landbrugsmodelkomplekset og pesticid-miljømodellerne. Dette med henblik på at kunne transformere ændret landbrugsadfærd til ændret pesticidforbrug og videre til ændret pesticidbelastning. Intentionen hermed er at kunne belyse såvel økonomiske som miljømæssige konsekvenser af landbrugs- og miljøpolitiske indgreb.

For at kunne koble pesticid-miljømodellerne til de øvrige modeller er det nødvendigt først at forstå den sammenhæng pesticid-miljømodellerne skal indgå i. Derfor skitseres først det samlede modelkompleks i kapitel 2. Her gøres der nærmere rede for det nødvendige input til pesticid-miljømodellerne samt output for de dele af modelkomplekset, som skal udgøre snitfladen til pesticid-miljømodellerne. På baggrund af denne afklaring præsenteres de valgte løsningsmodeller. I kapitel 3 og 4 diskuteres begrænsningerne og forudsætningerne for den valgte modelkobling vedr. ændringer i henholdsvis arealanvendelse og pesticidintensitet. I kapitel 5 demonstreres anvendelsen af modelkomplekset ved analyse af effekterne af Agenda 2000 reformens ændringer af EU markedsordninger på landbrugsområdet, og slutteligt diskuteres metoder og udviklingsmuligheder i kapitel 6.

I rapporten fokuseres alene på sammenhængen mellem landbrugs-komplekset og pesticid-miljømodellerne, hvorfor der i scenariet eksempelvis ikke ses på ændringer i produktionsomfang eller indtjening i landbruget. Dette understreger også, at rapportens formål primært er udvikling, beskrivelse og diskussion af mulighederne for at foretage integrerede analyser af landbrugets pesticidanvendelse, hvor der etableres en tværfaglig kobling mellem modeller til analyse af effekterne for landbruget af ændrede økonomiske rammevilkår og modeller til analyse af effekterne på pesticidudvaskningen. Denne problemstilling er ikke tidligere analyseret i Danmark, hvorfor den udviklede modelkobling skal betragtes som en prototype, der udvikles løbende i takt med det øgede erfaringsgrundlag og udviklingen af de anvendte modeller og data.

## 2 Landbrugsmodelkomplekset

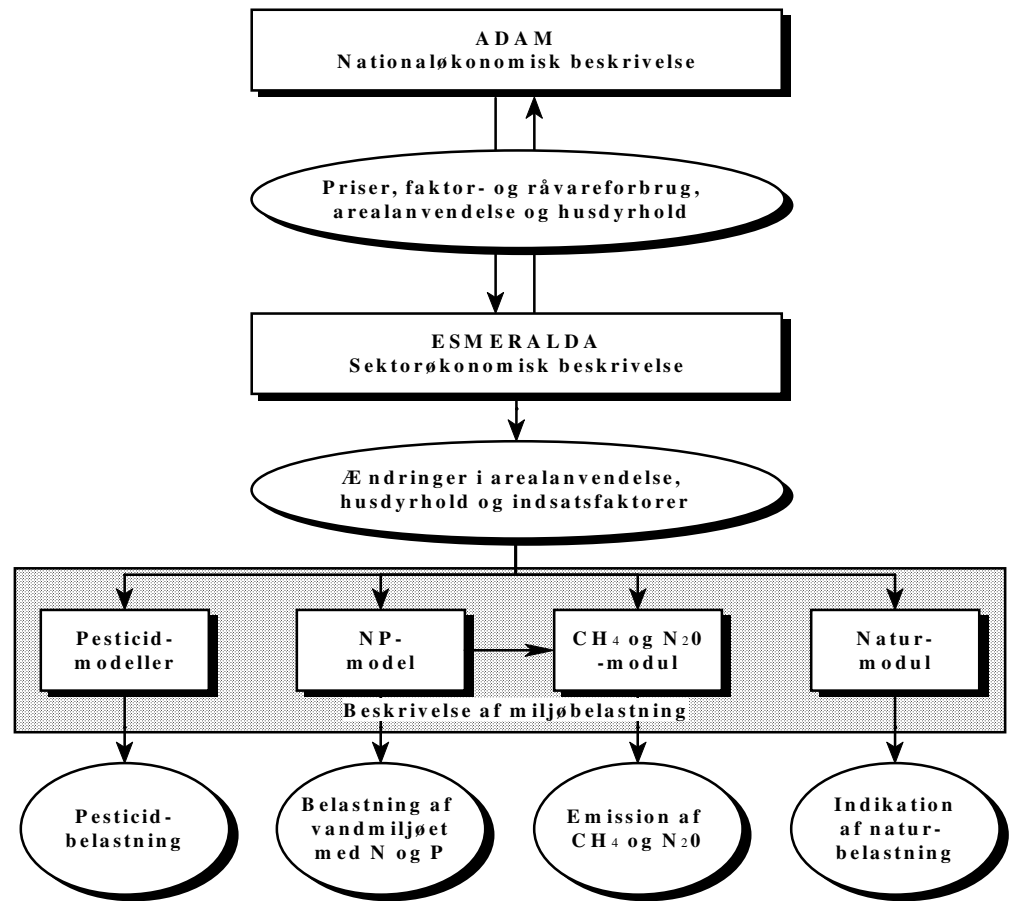
Landbrugsmodelkomplekset tager udgangspunkt i en række eksisterende modeller, der senere, efter behov, kan suppleres eller erstattes af andre modeller. I det nuværende koncept er der taget udgangspunkt i ADAM-modellen på nationalt niveau. De overordnede samfundsøkonomiske tendenser i scenarierne genereres på dette niveau, ligesom beregningen af samfundsøkonomiske konsekvenser også foregår her. Landbrugssektoren er i ADAM beskrevet på helt aggregeret niveau, således at ændringer indenfor sektoren ikke kan analyseres.

På sektorniveau anvendes Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Instituts (SJFI) sektormodel ESMERALDA til at beskrive den samfundsøkonomiske udviklings betydning for landbruget og analyse af forskellige landbrugs- og miljøpolitiske tiltags betydning for sektoren. Modellen behandler bl.a. ændringer i afgrødefordelingen og husdyrholdet, råvareforbruget og indtjeningen fordelt på 19 driftsgrene betinget af økonomiske og politiske rammebetingelser.

Det samlede modelsystem, når systemet er fuldt udbygget, er skitseret i figur 2.1. Kasserne indeholder de anvendte modeller, medens ellipserne indeholder de variable, der binder modellerne sammen. Som det fremgår danner ADAM og ESMERALDA tilsammen beskrivelsen af de økonomiske og politiske forhold. Koblingen til miljømodellerne sker via den geografisk distribuerede landbrugsstruktur med tilhørende indsatsfaktorer. Det er forandringerne i dette led, som forårsager de væsentligste ændringer i miljøbelastningen, som estimeres via de respektive miljømodeller.

Analyse af miljøbelastningen bygger på en række konsekvensmodeller udviklet af DMU. NP-modellen anvendes til at beskrive den miljømæssige belastning af vandmiljøet med næringsstoffer, og pesticid-miljømodellerne anvendes til at beskrive eksponeringen af overfladevand med pesticider. Endvidere er modelkomplekset videreudviklet med et modul til at estimere landbrugets emission af metan og lattergas, og endelig er det planlagt at beskrive/indikere landbrugets påvirkning af naturen.

NP-modellen spiller en særlig rolle i landbrugsmodelkomplekset på grund af dens indhold af data om landbrugsaktiviteter med en stor geografisk opløsning. Konkret beregner modellen næringsstofbelastningen af produktionsmæssige og teknologiske forskydninger i landbruget fordelt på 49 oplande. Da ESMERALDA p.t. kun opererer på nationalt niveau, er det derfor nødvendigt at distribuere forandringerne fra nationalt niveau til oplandsniveau. Denne distribuering af landbrugsaktiviteter og indsatsfaktorer foregår i NP-modellen. Koblingen mellem ESMERALDA og pesticid-miljømodellerne skal derfor bl.a. ske via NP-modellen for at sikre en stor geografisk opløsning. Dette aspekt er uddybet i det nedenstående.



Figur 2.1 Det udbyggede integrerede landbrugsmodelkompleks (Andersen et al., 1998)

## 2.1 Pesticid-miljømodellerne og ESMERALDA / NP-modellen

I det nedenstående beskrives kort og oversigtsmæssigt pesticid-miljømodellerne samt ESMERALDA / NP-modellen, som udgør snitfladen til pesticid-miljømodellerne. I den sammenhæng fokuseres der på de variable, som skal sammenbinde modellerne. Beskrivelsen af modellerne er derfor ikke udtømmende, idet det blot er intentionen at klargøre rammerne og udrede de relevante variable. For en nærmere beskrivelse af de respektive modeller henvises i stedet til Sørensen et al. (1998) med hensyn til pesticid-miljømodellerne, Jensen (1996) med hensyn til ESMERALDA, Paaby et al. (1996) og Andersen et al. (1998) med hensyn til NP-modellen.

### 2.1.1 Pesticid-miljømodellerne

Generelt set er problemstillingen omkring pesticiders forekomst og betydning i miljøet meget kompleks. Derfor er der alene udviklet overordnede indeks for de vigtigste miljøforhold og ikke detaljerede modeller, fordi de tilrådighed værende informationer på landsplan er alt for sparsomme til sådanne beregninger. Det er således kun muligt, at beskrive om der er forskelle i miljøforholdene mellem to scenarier, og i så fald hvilket scenario, der synes at være "bedst". Det er alene



pesticidernes aktivstoffer, der fokuseres på, vel vidende at pesticid-formuleringen desuden indeholder en række andre stoffer som f.eks. detergenter. Miljøproblemerne er søgt inddelt i to hovedtyper: Eksponering og Effekt. Med eksponering menes de koncentrationsniveauer som stofferne tænkes at optræde i forskellige steder i miljøet (grundvand, overfladevand, topjord). Stoffernes effekt relaterer derimod alene til den giftighed som stofferne har overfor forskellige organismer sammenholdt med den dosering/mængde de spredes med.

Eksponeringen karakteriseres ud fra samlet mængde (landsplan eller regionalt), dosering og fysisk-kemiske egenskaber. Det forudsættes dermed, at alle stoffer blive brugt under lige vilkår (klima, jordtype, udsprøjtning osv.). Metoden bygger på en partiel rangordning af hvert enkelt aktivstof i forhold til de andre med anvendelse af en såkaldt Hasse-diagram teknik (Sørensen et al., 1998). Rangordningsmetoden er blevet valideret med fuldskala målinger af forekomst af pesticider i overfladevand, og her blev der fundet en klar sammenhæng mellem de valgte input parametre og stoffernes reelle forekomst i overfladevand (Sørensen et al., 2000). Eksponeringsmodellen betragter den mængde stof, der forlader marken gennem afstrømning/nedsivning fra rodzonen. Den giver dermed en indikation af hvor meget stof, der transporteres til det omgivende miljø. Sådanne beregninger kræver input omkring både sprøjtet areal, dosering og anvendt mængde per år, samt oplysninger om stoffernes adsorption og nedbrydning i jord. Der er dog meget, der tyder på, at nedbrydningsparametre er så usikre i forhold til den variation, der er mellem stofferne, at denne parameter ingen signifikant betydning har i rangordningsanalysen (Sørensen et al., 2000). Derfor vil nedbrydningsparameteren blive udelukket fra analysen her, da det vil styrke den statistiske signifikans af Hasse-diagrammet.

I denne rapport anvendes alene et mål for eksponering i form af pesticidudvaskningen. Dette er valgt, da denne del af analysen skønnes at være den mest datakrævende og derfor repræsenterer den største udfordring i forhold til koblingen til landbrugsscenerierne. Ønskes et udtryk for pesticidanvendelsens effekter på fauna og flora, kan dette belyses ved "belastningsindeks", som beskrevet i Clausen (1998). Belastningsindeks beregnes ved at foretage en vægtning mellem mængde udbragt stof og stoffets giftighed for forskellige flora og faunagrupper, og indekset kan tolkes som "antal fatale doser", der udbringes per år. Behandlingshyppigheden kan ligeledes bruges som en supplerende indikator for den terrestriske belastning, og begge størrelser kan udarbejdes på grundlag af det anvendte datagrundlag.

### **2.1.2 ESMERALDA / NP-modellen**

ESMERALDA (Econometric Sector Model for Evaluating Resource Application and Land Use in Danish Agriculture) er en partiel ligevægtsmodel for landbruget, der til givne (eksogene) priser optimerer landbrugets input- og outputsammensætning. Modellen er statisk-komparativ; dvs. den til givne initialbetingelser et givet år, estimerer landbrugets optimale produktion og råvareforbrug. Den kan derfor først og fremmest benyttes til at sammenligne to ligevægtssituationer. Hver ligevægtssituation skal opfattes som en langsigtet ligevægt,

og en beskrivelse af den dynamiske tilpasning hen imod ligevægten indgår derfor ikke i modellen (Jensen, 1996).

Input til ESMERALDA er følgende eksogene variable:

- Priser på landbrugets produkter fordelt på 19 produkttyper
- Priser på landbrugets inputs fordelt på 12 input typer (herunder pesticider)
- Initialt kapitalapparat i landbruget
- Initial input- og output sammensætning
- Landbrugs- og miljøpolitiske bestemmelser

og output fra ESMERALDA er følgende endogene variable (måleenhed i parentes):

- Aktivitetsniveau fordelt på 13 vegetabiliske og 6 animalske driftsgrene (antal ha og dyr)
- Udbytte (kr., kg)
- Gødningsforbrug (mængdeindeks)
- Pesticidforbrug (mængdeindeks)
- Energiforbrug (mængdeindeks)
- Arbejdskraftforbrug (timer, mængdeindeks)
- Vedligeholdelse af maskiner og bygninger (mængdeindeks)
- Afskrivninger ved maskiner og bygninger (mængdeindeks)
- Foderforbrug (foderenheder/dyr, kr./dyr)
- Såsæd (mængdeindeks)

De relevante parametre fra ESMERALDA's output omfatter arealanvendelsen for de 13 vegetabiliske driftsgrene og det tilhørende mængdeindeks for pesticidforbruget. Når arealanvendelsen for de vegetabiliske driftsgrene er central, skal det ses i sammenhæng med, at tidligere statistiske undersøgelser har vist, at der er betydelig variation i pesticidforbruget alt afhængig af afgrødetypen (Schou, 1998; Miljøstyrelsen, 1998). Ændringer i landbrugets arealanvendelse vil derfor - alt andet lige - have en væsentlig betydning for pesticidforbruget.

Pesticidforbruget er den anden relevante parametre fra ESMERALDA's output. Variablen er baseret på kendskabet til prisudviklingen på pesticider, som er eksogent givet i ESMERALDA. Ved at korrigere for prisudviklingen, er det derfor muligt, at indikere ændringen i pesticidforbruget uden viden om forbruget målt i mængder. Mængdeindekset udtrykker derfor kun en forandring i pesticidanvendelsen og ikke de reelle mængder. Desuden afspejler mængdeindekset den generelle udvikling i pesticidforbruget; eventuelle modsatrettede forskydninger blandt de forskellige pesticidgrupper bliver således ikke reflekteret.

Som tidligere nævnt opererer ESMERALDA p.t. kun på nationalt niveau. Årsagen hertil er først og fremmest et begrænset datagrundlag. Konkret er ESMERALDA estimeret på baggrund af SJFIs regnskabsdata fra 1974 og fremefter, der baserer sig på en stikprøve bestående af ca. 2000 bedrifter årligt. Det begrænsede datagrundlag indebærer, at ESMERALDA's resultater ikke umiddelbart kan disag-

gregeres til mindre geografiske niveauer. Det er derfor nødvendigt at inddrage NP-modellen for at sikre en rimelig geografisk opløsning.

Den miljømæssige del af NP-modellen estimerer landbrugets bidrag til kvælstofbelastningen af farvandsområder på grundlag af ammoniaktabet og kvælstofudvaskningen. Ved estimeringen af kvælstofbelastningen tages der hensyn til spredningen og depositionen af den emitterede ammoniak. På tilsvarende vis tages der hensyn til, at dele af den udvaskede kvælstof omsættes eller tilbageholdes inden kvælstoffet når kystområderne via det ferske vandmiljø. Herudover estimerer NP-modellen fosfortabet via en fast arealkoefficient. For at sikre en virkelighedstro estimering af kvælstofbelastningen, er landbrugsaktiviteterne distribueret på 49 afstrømningsområder og yderligere på 4 brugstyper<sup>1</sup> og 2 jordtyper<sup>2</sup> (Andersen et al., 1998).

Input til NP-modellen er følgende eksogene variable (måleenhed i parentes):

- Animalsk landbrugsaktivitet fordelt på 18 husdyrkattegrupper, 49 afstrømningsoplande og 4 brugstyper (antal dyr)
- Vegetabilsk landbrugsaktivitet fordelt på 13 afgrødetyper, 49 afstrømningsoplande, 4 brugstyper og 2 jordtyper (antal hektar)
- Gødningsintensiteten fordelt på 2 gødningsstyper (handels- og husdyrgødning), 13 afgrødetyper, 49 afstrømningsoplande, 4 brugstyper og 2 jordtyper (kg N pr. ha)

Output fra NP-modellen er følgende endogene variable (måleenhed i parentes):

- Landbrugets bidrag til N-belastning af farvandsområder fra udvaskning og ammoniakemission fordelt på 10 farvandsområder (tons N)
- Landbrugets bidrag til ammoniakemissionen fordelt på 14 amter (tons N)
- Landbrugets bidrag til kvælstofdeposition fordelt på 14 amter (tons N)
- Landbrugets fosfortab fordelt 10 farvandsområder (tons P)

De relevante parametre omfatter her alene de 13 afgrødetyper, som kan opløses på kommuneniveau, oplandsniveau eller amtsniveau. Endvidere kan arealanvendelsen disaggregeres på brugstyper og jordtyper. Det fælles datainput fra ESMEALDA / NP-modellen i forbindelse med scenariekørsler kan derfor listes til de i tabel 2.1 viste

---

<sup>1</sup> Ved brugstyper forstås kvægbrug, svinebrug, blandede husdyrbrug og planteavlsbrug, jf. følgende definitioner:

- *Planteavlsbrug* defineres som brug med under ½ dyreenhed (DE) pr. ha.

- *Kvægbrug* defineres som brug med mindst ½ DE pr. ha og hvor andelen af kvæg udgør mindst  $\frac{2}{3}$  af DE.

- *Svinebrug* defineres som brug med mindst ½ DE pr. ha og hvor andelen af svin udgør mindst  $\frac{2}{3}$  af DE.

- *Blandede husdyrbrug* defineres som brug, som hverken kan defineres som kvæg-, svine- eller planteavlsbrug.

<sup>2</sup> Ved jordtyper forstås sand- og lerjorde. Sandjordene er i den sammenhæng defineret som jordtyper med farvekode 1-3 i henhold til Landbrugsministeriets landsomfattende jordklassificering og lerjordene som jordtyper med farvekode 4-8.

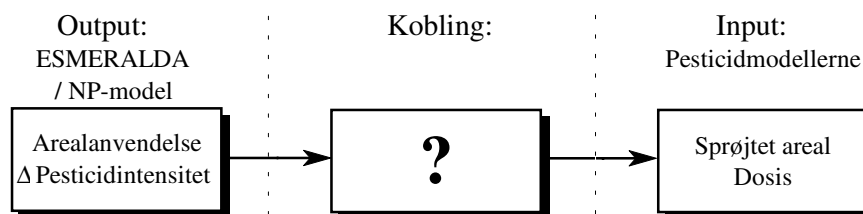
data. Såvel i referencescenariet som i scenario 1 vil der være fuld kendskab til arealets størrelse fra de respektive afgrødetyper. Pesticidforbruget kan derimod kun opgøres som en forandring i forhold til referencescenariet.

Tabel 2.1 Det fælles datainput fra ESMERALDA / NP-modellen til pesticid-miljømodellerne i et givet scenario.

Afgrødetype	Referencescenario		Scenario 1	
	Areal	Pesticid-intensitet	Areal	$\Delta$ Pesticid-intensitet
	ha	kg/ha	ha	procent
Vinterkorn.....	X	-	X	X
Vårkorn .....	X	-	X	X
Vinterraps inkl. non food.....	X	-	X	X
Vårraps inkl. non food.....	X	-	X	X
Bælgsæd inkl. Konservesærter.....	X	-	X	X
Fabriksroer.....	X	-	X	X
Kartofler.....	X	-	X	X
Frøafgrøder, gartneriafgrøder mv. ....	X	-	X	X
Foderroer.....	X	-	X	X
Græs- og grøntfoder i omdrift.....	X	-	X	X
Græs uden for omdrift .....	X	-	X	X
Brak i omdrift.....	X	-	X	X
Brak uden for omdrift.....	X	-	X	X

Anm. Pesticidintensiteterne kan ikke umiddelbart gradueres efter hhv. herbicider, fungicider, insekticider og vækstregulatorer.

De i tabel 2.1 viste output fra ESMERALDA / NP-modellen skal sammenholdes med det ønskede input til pesticid-miljømodellerne. Problemstillingen kan illustreres som følger:



Figur 2.2 Forholdet mellem output fra ESMERALDA / NP-modellen og input i pesticid-miljømodellerne

På grund af en manglende beskrivelse af det sprøjtede areal og den anvendte dosis i ESMERALDA, er det nødvendigt at etablere en kobling mellem ESMERALDA / NP-modellen og pesticidmodellerne. Koblingen består af to trin, jf. figur 2.2, nemlig transformation af resultater vedr. ændret arealanvendelse til ændringer i sprøjtet areal med forskellige afgrøder, og transformation af ændringer i pesticidintensitet (opgjort ved omkostningerne til bekæmpelsesmidler pr. ha) til ændringer i anvendte doser af de enkelte midler.

## 2.2 Den anvendte modelkobling

På baggrund af det ovenstående etableres en simpel kobling, hvor pesticidanvendelsen bestemmes på grundlag af *Arealanvendelse*

sen/Sprøjtet areal. Desuden gives forslag til, hvorledes ESMEALDA's beskrivelse af forandringen i pesticidintensiteterne kan implementeres i modelkoblingen.

Ved koblingen benyttes Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelstatistik til at initiere såvel sprøjtet areal som dosis. Dvs. at der tages udgangspunkt i en historisk situation. I statistikken er det sprøjtede areal med et givet aktivstof til en given afgrøde givet under forudsætning af, at aktivstoffet udsprøjtes i standarddosis. Holdes dosis og forholdet mellem det sprøjtede areal og det fysiske areal konstant, så kan det sprøjtede areal bestemmes for en hvilken som helst afgrødekombination, jf. ligning (2.1):

$$\begin{aligned} \text{SprøjtetAreal}_{\text{Aktivstof,Afgrøde}}^{\text{Scenario1}} &= \text{FysiskAreal}_{\text{Afgrøde}}^{\text{Scenario1}} \cdot \left[ \frac{\text{SprøjtetAreal}_{\text{Aktivstof,Afgrøde}}^{\text{Scenario0}}}{\text{FysiskAreal}_{\text{Afgrøde}}^{\text{Scenario0}}} \right] \\ &= \text{FysiskAreal}_{\text{Afgrøde}}^{\text{Scenario1}} \cdot \text{Konstant}_{\text{Aktivstof,Afgrøde}}^{\text{Scenario0}} \end{aligned} \quad (2.1)$$

hvor  $\text{SprøjtetAreal}_{\text{Aktivstof,Afgrøde}}^{\text{Scenario1}}$  er det sprøjtede areal af en given afgrøde med et givet aktivstof i scenario 1 (ha)

$\text{FysiskAreal}_{\text{Afgrøde}}^{\text{Scenario1}}$  er det fysiske areal med en given afgrøde i scenario 1 (ha)

$\text{SprøjtetAreal}_{\text{Aktivstof,Afgrøde}}^{\text{Scenario0}}$  er det sprøjtede areal af en given afgrøde med et givet aktivstof i referencescenariet (ha)

$\text{FysiskAreal}_{\text{Afgrøde}}^{\text{Scenario0}}$  er det fysiske areal med en given afgrøde i referencescenariet (ha).

I den simple arealkobling tages der således udgangspunkt i standarddosis og et historisk givet forhold mellem det sprøjtede areal og det fysiske areal for en given afgrøde. Disse størrelser holdes konstant, og følgelig kan det sprøjtede areal kun variere ved ændringer i arealanvendelsen. Denne kobling diskuteres nærmere i kapitel 3.

Arealkoblingen tager ikke højde for en ændret pesticidintensitet ved ændrede økonomiske forhold. Ændringer i priserne på afgrøder og/eller indsatsfaktorer vil således kunne ændre det økonomisk optimale pesticidforbrug pr. ha. Dette forhold kan inddrages ved at modificere standarddoserne alt afhængig af de procentuelle ændringer i pesticidintensiteterne, jf. følgende udtryk:

$$\text{Dosis}_{\text{Aktivstof,Afgrøde}}^{\text{Scenario1}} = (1 + \Delta \text{Pesticider}_{\text{Aktivstof,Afgrøde}}^{\text{Scenario0-1}}) \cdot \text{Standarddosis}_{\text{Aktivstof,Afgrøde}}^{\text{Scenario0}} \quad (2.2)$$

hvor  $\text{Dosis}_{\text{Aktivstof,Afgrøde}}^{\text{Scenario1}}$  er den modificerede dosis for et givet aktivstof til en given afgrøde i scenario 1 (kg aktivstof pr. ha)

$\Delta Pesticider_{Aktivstof, Afgrøde}^{Scenario0-1}$  er ændringen i pesticidintensiteten for et givet aktivstof til en given afgrøde for scenario 1 i forhold til referencescenariet (*dec. procent*)

$Standarddosis_{Aktivstof, Afgrøde}^{Scenario0}$  er standarddosis for et givet aktivstof til en given afgrøde i referencescenariet (*kg aktivstof pr. ha*).

Sammenholdes ligning (2.1) og (2.2) kan det konstateres, at de to koblinger ikke er alternative muligheder. Tværtimod supplerer de to ligninger hinanden ved hver at forholde sig til én af de to parametre, der indgår i pesticid-miljømodellerne. De to ligninger er samtidig uafhængige af hinanden, og da de begge kalibreres via Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelstatistik, vil der ikke optræde inkonsistens.

Det skal bemærkes, at udtrykket (2.2) har som forudsætning, at ændringen i pesticidintensiteten kan specificeres på såvel afgrødeniveau som aktivstof. Det er ikke umiddelbart muligt i forbindelse med anvendelsen af ESMERALDAS estimerer for ændrede pesticidintensiteter. ESMERALDA estimerer således kun ændringen i pesticidintensiteten for en afgrøde som helhed, hvorfor en given ændring ikke er opdelt på pesticidhovedgrupperne (herbicer, insekticer, fungicer og vækstregulatorer), endsiige middelniveauet. En ændring i den generelle pesticidintensitet kan derfor dække over modsatrettede forandringer for de enkelte pesticidhovedgrupper og midler. En løsning på dette problem kunne være at forudsætte, at ændringen i pesticidintensiteten ved et givet scenario er ensartet for alle pesticider. Problemerne med beskrivelse af pesticidintensiteterne i forskellige scenarier diskuteres nærmere i kapitel 4.

### 3 Afgrødebetinget pesticidforbrug

I dette kapitel analyseres det afgrødebetingede pesticidforbrug nærmere. Dvs. den kobling, hvor doseringen pr. ha til en given afgrødetype er konstant, og hvor det sprøjtede areal af en given afgrøde er bestemt af afgrødesammensætningen, jf. ligning (2.1).

Koblingen baseres på statistisk viden om pesticidforbruget for de enkelte afgrødetyper. Denne viden tilvejebringes via Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelstatistik (herefter Bekæmpelsesmiddelstatistikken) omhandlende pesticidanvendelsen i landbrugets planteavl. Bekæmpelsesmiddelstatistikken anvendes til at kalibrere referencesituationen, og da NP-modellen p.t. er kalibreret til 1995 -situationen, benyttes Bekæmpelsesmiddelstatistikken for året 1995. I det følgende refereres derfor alene forhold omkring pesticidanvendelsen i 1995. Statistikken opbygning og tilvejebringelse er nærmere belyst i afsnit 3.1.

Der er ikke fuld overensstemmelse mellem de afgrødekategorier, som der opereres med i hhv. Bekæmpelsesstatistikken og ESMERALDA / NP-modellen. Dvs. at der er behov for tilpasninger. Det gøres der nærmere rede for i afsnit 3.2.

Endelig foretages der en generel validering af koblingens anvendelighed (afsnit 3.3), samt en analyse af koblingens begrænsninger (afsnit 3.4).

#### 3.1 Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelstatistik

Bekæmpelsesmiddelstatikken, som udarbejdes årligt, er baseret på indberetninger fra producenter og importører om det årlige salg af pesticider fordelt på produkter. Via de respektive produkters formulering omregnes salget af pesticider efterfølgende til virksomt stof. Disse aktivstoffer kan oversigtsmæssigt aggregeres til herbicider (til ukrudtsbekæmpelse), vækstregulatorer (til stråforkortning), fungicider (til svampebekæmpelse) og insekticider (til insektbekæmpelse).

Da det kun er en delmængde af det totale salg af pesticider, som anvendes på landbrugsarealerne, er der foretaget en selektering. I det omfang de selekterede pesticider også anvendes i udeladte afgrøder, er der foretaget en skønsmæssig reduktion i pesticidmængden. Selektionen og reduktionen foretages ved ekspertvurderinger.

Landbrugsarealerne defineres i den sammenhæng som arealerne med korn, bælgæd til modenhed, rodfrugt, frø, græs- og grøntfoder samt gartneriafgrøder. Arealer med frugt- og bæravl, planteskole og græs uden for omdrift medregnes således ikke. For pesticider, som ikke entydigt kan knyttes til de analyserede afgrødetyper, foretages der en skønsmæssig fordeling på de mulige afgrødetyper. Den skønsmæssige fordeling er ligeledes foretaget ved ekspertvurderinger.

Resultatet af bestræbelserne fremgår af omstående tabel 3.1. Heraf ses, at salget af herbicider, vækstregulatorer, fungicider og insekticider omregnet til aktivstoffer kan opgøres til hhv. 3.281 tons, 310 tons, 1.055 tons og 163 tons i 1995.

Tabel 3.1 Salget af aktivstoffer til anvendelse i landbrugets planteavl i 1995 (Miljøstyrelsen, 1996)

Aktivstof	Mængde	Aktivstof	Mængde
	kg		kg
<b>Herbicider i alt</b> .....	<b>3 280 554</b>	<b>Vækstregulatorer i alt</b> .....	<b>310 460</b>
2,4-D.....	15 717	Chlormequat-chlorid.....	289 415
Asulam.....	2 652	Ethephon.....	16 455
Benazolin.....	3 786	Maleinhydrazid.....	1 253
Bentazon.....	93 326	Mepiquat-chlorid.....	3 337
Bromoxynil.....	29 816		
Chloridazon.....	11 765	<b>Fungicider i alt</b> .....	<b>1 055 329</b>
Clopyralid.....	22 587	Carbendazim.....	10 708
Desmedipham.....	3 175	Chlorothallonil.....	5 490
Dicamba.....	1 372	Fenpropimorph.....	286 611
Dichlorprop.....	46 459	Iprodion.....	1 611
Dichlorprop-P.....	82 879	Mancozeb.....	258 269
Difenzoquat-methylsulfat.....	11 581	Maneb.....	246 488
Diquat dibromid.....	51 659	Metalaxyl.....	4 606
Ethofumesat.....	52 906	Prochloraz.....	27 293
Flamprop-M-isopropyl.....	13 877	Propamocarb.....	16 095
Fluazifop-P-butyl.....	15 321	Propiconazol.....	97 501
Fluroxypyr.....	22 378	Propineb.....	2 237
Glufosinat-ammonium.....	838	Svovl.....	91 008
Glyphosat.....	472 763	Triademenol.....	6 685
Glyphosat-trimesium.....	198 526	Vinclozolin.....	728
Haloxifob-ethoxyethyl.....	7 241		
Ioxynil.....	93 093	<b>Insekticider i alt</b> .....	<b>162 602</b>
Isoproturon.....	453 168	Alpha-cypermethrin.....	4 722
Isozaben.....	4 107	Carbofuran.....	1 612
Linuron.....	11 255	Chlorfenvinphos.....	629
MCPA.....	387 396	Cypermethrin.....	9 360
Mechlorprop.....	310 838	Deltamethrin.....	544
Mechlorprop-P.....	69 727	Diazinon.....	2 135
Metamitron.....	248 896	Dimethoat.....	64 378
Methabenzthiazuron.....	17 910	Esfenvalerat.....	7 678
Metribuzin.....	12 670	Lambda-cyhalothrin.....	1 548
Metsulfuron methyl.....	768	Malathion.....	2 945
Napropamid.....	8 280	Mercaptodimethur.....	24
Pendimethanlin.....	233 726	Metaldehyd.....	220
Phenmedipham.....	63 479	Mevinphos.....	198
Propaquizafop.....	2 394	Oxydemeton-methyl.....	28
Propyzamid.....	29 709	Phoxim.....	336
Prosulfocarb.....	47 984	Pirimicarb.....	66 245
Terbuthylazin.....	51 488		
Thifensulfuron methyl.....	138		
Trisulfuron.....	283		
Tribenuron-methyl.....	5 146		
Trifluralin.....	67 475		

Anm. Salget er opgjort ekskl. bejdsemidler til behandling af udsæd, som omfatter såvel fungicider (92.101 kg) som insekticider (7.964 kg).

Det totale salg af pesticider er imidlertid ikke tilstrækkeligt for nærværende formål. Salget af de enkelte aktivstoffer skal kunne differentieres på afgrødekategorier. Dette er også gjort indirekte i Be-



kæmpelsesmiddelstatistikken i form af opgørelsen af det sprøjtede areal pr. afgrøde pr. aktivstof under forudsætning af at pesticidet udsprøjtes i standarddosis. Standarddoseringerne er ikke rapporteret, men de bagvedliggende doser er frembragt af Gravesen (1999) for 1998. Disse standarddoser er tilpasset 1995-situationen, jf. det i tabel 3.2 - 3.5 viste resultat.

Tabel 3.2 Standarddosis for herbicider fordelt på afgrødetyper og aktivstoffer (baseret på Gravesen, 1999)

Aktivstof	Vinterkorn	Vårkorn	Vinter-raps	Vår-raps	Andre frø	Kartofler	Roer	Ærter	Fodermajs	Grønsager	Græs i omdrift
----- gram aktivstof ha <sup>-1</sup> -----											
2,4-D.....	1 200	800			1 500						2 000
Asulam.....					800						
Benazolin.....			250	250			250				
Bentazon.....		720			1 440			480	500		960
Bromoxynil.....	400	400			400						400
Chloridazon.....							2 600				
Clopyralid.....	100	100	120	100	150		150				150
Desmedipham.....							720				
Dicamba.....	200	200									
Dichlorprop.....	1 800	1 800			1 800						2 500
Dichlorprop-P.....	1 080	1 080			1 080						1 500
Difenzoquat-methylsulfat.....	1 085	1 085									
Diquat dibromid.....			1 000	1 000	650	1 000	500	1 000		1 000	700
Ethofumesat.....							400				
Flamprop-M-isopropyl.....	600	600									
Fluazifop-P-butyl.....			125	250	250	375	375	250		375	
Fluroxypyr.....	144	126			144						360
Glufosinat-ammonium.....					600					600	
Glyphosat.....								1 260			
Glyphosat-trimesium.....								1 260			
Haloxifop-ethoxyethyl.....			125	250	250		250				
Ioxynil.....	400	400			400					506	
Isoproturon.....	1 250	1 000									
Isozaben.....	100							100			
Linuron.....					750	750		750	750	750	
MCPA.....	1 500	1 500			2 000			133			2 025
Mechlorprop.....	3 000	3 000			3 000						4 000
Mechlorprop-P.....	1 800	1 800			1 800						2 000
Metamitron.....							3500				
Methabenzthiazuron.....	2 500				2 450						
Metribuzin.....						245					
Metsulfuron methyl.....	6	4									
Napropamid.....			675	450						450	
Pendimethanlin.....	1 600							600		2 000	
Phenmedipham.....							720				
Propaquizafop.....			75	150	150	125	150	100		150	
Propyzamid.....			500								
Prosulfocarb.....	2 800					2 800					
Terbuthylazin.....								420	1 150		
Thifensulfuron methyl.....	11,25	7,5									18,75
Triasulfuron.....	4	4									
Tribenuron-methyl.....	7,5	7,5									
Trifluralin.....	900		860	860				720		860	

Anm. Ekskl. sprøjtning uden for vækstsæsonen.

Tabel 3.3 Standardddosis for vækstregulatorer fordelt på afgrødetyper og aktivstoffer (baseret på Gravesen, 1999)

Aktivstof	Vinter-korn	Vår-korn	Vinter-raps	Vår-raps	Andre frø	Kartof-ler	Roer	Ærter	Foder-majs	Grøn-sager	Græs i omdrift
----- gram aktivstof ha <sup>-1</sup> -----											
Chlormequat-clorid.....	920				1 840						
Ethephon.....	480	240			960						
Maleinhydrazid.....										2 000	
Mepiquat-chlorid.....	1 200	600			2 440						

Tabel 3.4 Standardddosis for insekticider fordelt på afgrødetyper og aktivstoffer (baseret på Gravesen, 1999)

Aktivstof	Vinter-korn	Vår-korn	Vinter-raps	Vår-raps	Andre frø	Kartof-ler	Roer	Ærter	Foder-majs	Grøn-sager	Græs i omdrift
----- gram aktivstof ha <sup>-1</sup> -----											
Alpha-cypermethrin.....	12,5	12,5	12,5	12,5	20	12,5	12,5	15	20	20	20
Carbofuran.....							600		650	900	
Chlorfenvinphos.....										1500	
Cypermethrin.....	12,5	12,5	20	20	20	20	15	20	20	20	20
Deltamethrin.....	6,25	6,25	7,5	5	5	7,5	7,5	6,25	7,5	7,5	7,5
Diazinon.....										924	
Dimethoat.....	800	300	300	300	300	300	300	300	300	300	800
Esfenvalerat.....	10	10	15	10	10	12,5	12,5	12,5	25	15	25
Lambda-cyhalothrin.....	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	15	15	15
Malathion.....							926	926		926	926
Metaldehyd.....	750		750							750	
Mevinphos.....							167			167	
Oxydemeton-methyl.....	100	100					200	150			
Pirimicarb.....	125	125				150	150	125	0	250	

Tabel 3.5 Standardddosis for fungicider fordelt på afgrødetyper og aktivstoffer (baseret på Gravesen, 1999)

Aktivstof	Vinter-korn	Vår-korn	Vinter-raps	Vår-raps	Andre frø	Kartof-ler	Roer	Ærter	Foder-majs	Grøn-sager	Græs i omdrift
----- gram aktivstof ha <sup>-1</sup> -----											
Chlorothalonil.....	1 250					1 250		1 250		1 250	
Carbendazim.....	250		350	350						750	
Fenpropimorph.....	750	750			750		750			750	
Iprodion.....			600	600				600		600	
Mancozeb.....	250					1 500		1 500		1 500	
Maneb.....						1 500		1 500		1 500	
Metalaxyl.....						175				175	
Prochloraz.....	450	450	675	675	450						
Propamocarb.....						992					
Propiconazole.....	125	125			125		125				
Propineb.....						750					
Triadimenol.....	100	80									
Vinclozolin.....			500	500				1 500		500	

De viste standarddoseringer anvendes direkte som input i pesticid-miljømodellerne, og på tilsvarende vis anvendes forholdet mellem

det estimerede sprøjtede areal og det fysiske areal i 1995 for de respektive afgrøder og aktivstoffer<sup>3</sup>.

### 3.2 Kalibrering af snitfladen mellem modellerne

I det ovenstående er det antaget, at der er fuld overensstemmelse mellem afgrødetyperne i hhv. ESMERALDA / NP-modellen og Bekæmpelsesmiddelstatistikken. Det er ikke tilfældet. Dels er de analyserede afgrøder afvigende og dels er grupperingen af afgrøder divergerende, jf. tabel 3.6. Belysningen af problemstillingen samt håndteringen heraf diskuteres i det følgende.

Tabel 3.6. Landbrugsarealet i 1995 samt arealgrupperingen i hhv. NP-modellen og Bekæmpelsesmiddelstatistikken (Danmarks Statistik, 1996 og Miljøstyrelsen, 1996)

Afgørdekategori	Arealbenyttelse i 1995		NP-modellens gruppering	Bekæmpelsesmiddelstatistikens gruppering
	ha	procent		
			-	-
Vinterhvede .....	600 341	22,0	Vinterkorn	Vinterkorn
Vinterbyg .....	185 419	6,8	Vinterkorn	Vinterkorn
Rug .....	95 720	3,5	Vinterkorn	Vinterkorn
Vårhvede .....	6 324	0,2	Vårkorn	Vårkorn
Vårbyg .....	528 872	19,4	Vårkorn	Vårkorn
Havre .....	25 530	0,9	Vårkorn	Vårkorn
Blandsæd mv. ....	5 286	0,2	Vårkorn	Vårkorn
Bælgsæd til modenhed .....	74 178	2,7	Ærter	Ærter
Konserveræsarter .....	5 529	0,2	Ærter	Ærter
Kartofler .....	42 356	1,6	Kartofler	Kartofler
Fabriksroer .....	67 771	2,5	Fabriksroer	Roer
Foderroer .....	52 928	1,9	Foderroer	Roer
Vinterraps incl. non-food .....	108 073	4,0	Vinterraps	Vinterraps
Vårraps incl. non-food .....	44 000	1,6	Vårraps	Vårraps
Andet industrifrø .....	2 126	0,1	Anden afgrøde	Andre frø
Frø til udsæd .....	61 556	2,3	Anden afgrøde	Andre frø
Lucerne .....	10 099	0,4	Græs- og grøntfoder i omdr.	Vårkorn
Fodermajs .....	36 583	1,3	Græs- og grøntfoder i omdr.	Fodermajs
Helsæd .....	87 893	3,2	Græs- og grøntfoder i omdr.	Vårkorn
Bælgsædshelsæd .....	2 964	0,1	Græs- og grøntfoder i omdr.	Vårkorn
Græs- og kløvermark i omdrift .....	238 384	8,7	Græs- og grøntfoder i omdr.	Græs og kløver i omdr.
Frilandsgrøntsager .....	7 054	0,3	Anden afgrøde	Grøntsager
Frugt og bær .....	8 367	0,3	Anden afgrøde	-
Planteskole .....	3 769	0,1	Anden afgrøde	-
Øvrige omdriftsarealer .....	1 308	0,0	Anden afgrøde	-
Græs uden for omdrift .....	207 122	7,6	Græs uden for omdrift	-
Brak i omdrift .....	26 014	1,0	Brak i omdrift	-
Brak uden for omdrift .....	190 479	7,0	Brak uden for omdrift	-
<b>I alt .....</b>	<b>2 726 045</b>	<b>100,0</b>		

<sup>3</sup> Der argumenteres senere for, at forholdet mellem det sprøjtede areal og det fysiske areal baseres på gennemsnit af 1994 - 1996, jf. afsnit 3.3.

### **Divergens i det belyste areal**

NP-modellen indeholder det samlede landbrugsareal, hvorimod Bekæmpelsesmiddelstatistikken har udeladt arealer med frugt og bær, planteskole, græs uden for omdrift, uspecificeret afgrøder i omdrift og brak. De udeladte arealer omfatter 16 procent af landbrugsarealet. Græs uden for omdrift samt brak tegner sig for hovedparten (15,6 procent-point), og fælles for disse gælder, at der kun undtagelsesvis foretages pesticidbehandling af disse arealer. De restende 0,4 procent af landbrugsarealet med planteskole og frugt og bær behandles derimod intensivt.

Problemet tackles ved at sætte forbruget af pesticider lig 0 for de udeladte arealer. For arealer med græs uden for omdrift, som overvejende anvendes til græsning, vil det i høj grad svare til virkeligheden. Tilsvarende gælder for brak uden for omdrift (permanent braklægning), idet disse arealer ikke må sprøjtes. Arealer med brak i omdrift må heller ikke sprøjtes i den braklagte periode, men ved overgang til anden arealbenyttelse kan ukrudtsbekæmpelse komme på tale.

Den pragmatiske løsning er altså nogenlunde holdbar for græs uden for omdrift og for braklagte arealer. Omvendt forholder det sig med arealerne med planteskole og frugt og bær, hvor bekæmpelsesintensiteten er betragtelig<sup>4</sup>. De pågældende afgrøder er imidlertid irrelevante ved scenariekørsler, hvor der fokuseres på de mest dominerende landbrugsafgrøder. Ved at antage, at der ikke foretages pesticidbehandlinger på arealer med planteskole og frugt og bær, så sikres det, at udsving i disse arealer ikke forvrider resultatet i et scenario. Omvendt skal det også påpeges, at ved at nulstille pesticidintensiteterne for arealer med planteskole og frugt og bær, vil det ikke være muligt at bestemme den absolutte pesticidbelastning. Pesticidmiljømodellerne er imidlertid ikke gearret til at opgøre den absolutte belastning; der fokuseres således kun på en sammenligning af to scenarier m.h.p. at bestemme hvilket scenario, der er "bedst". Dvs. at den valgte metode ikke indskrænker pesticid-miljømodellernes udsagnskraft.

### **Divergens i afgrødegrupperingerne**

Betragtes tabel 3.6, kan det konstateres, at afgrødegrupperingen i NP-modellen er sammenfaldende eller kan aggregeres til Bekæmpelsesmiddelstatistikken afgrødegruppering for vinterkorn, ærter, kartofler, roer, vinterraps og vårraps. I gruppen Vårkorn indrager Bekæmpelsesmiddelstatistikken derimod lucerne, helsæd og bælg­sædshelsæd, som i NP-modellen er indeholdt i gruppen Græs- og grøntfoder i omdriften. På tilsvarende vis er Fodermajs integreret i Græs- og grøntfoder i NP-modellen, men optræder som selvstændig afgrøde i Bekæmpelsesmiddelstatistikken. Endelig er Bekæmpelsesmiddelstatistik­kens Andre frø (Andet industrifrø og Frø til udsæd) og Grøntsager aggregeret til Anden afgrøde i NP-modellen sammen med Frugt og bær, Planteskole og Øvrige omdriftsarealer, hvoraf de sidstnævnte ikke er indeholdt i Bekæmpelsesmiddelstatistikken.

---

<sup>4</sup> Landbrugsministeriet skønner, at en dansk frugtavl behandler sin plantage 10-15 gange pr. vækstsæson. Det er især omfanget af svampebehandlinger, der er betydelige (Landbrugsministeriet, 1991).

Den korrekte løsning er naturligvis at disaggregere NP-modellens afgrødetyper i et sådant omfang, at arealet til de i Bekæmpelsesmiddelstatistikens anvendte afgrødetyper kan bestemmes entydigt. Dette vil også være metoden ved en fremtidig opdatering af NP-modellen. For nærværende er det imidlertid nødvendigt at foretage en simpel vægtning af de sprøjtede arealer ved hjælp af afgrødesammensætningen. For Græs- og grøntfoder i omdrift foretages vægtningen som følger af formel 3.1:

$$SprøjtetAreal_{Aktivstof,G\&G} = \frac{\left[ \begin{aligned} &10099 \cdot SprøjtetAreal_{Aktivstof,Vårkorn} + 36583 \cdot SprøjtetAreal_{Aktivstof,Majs} \\ &+ 87893 \cdot SprøjtetAreal_{Aktivstof,Vårkorn} + 2964 \cdot SprøjtetAreal_{Aktivstof,Vårkorn} \\ &+ 238384 \cdot SprøjtetAreal_{Aktivstof,Græs\&Kløver} \end{aligned} \right]}{375923} \quad (3.1)$$

hvor *SprøjtetAreal* er det sprøjtede areal (ha) for et givent aktivstof og en given afgrøde. Indeksene i øvrigt refererer til afgrøderne vist i tabel 3.6.

Tælleren udtrykker summen af produktet af det sprøjtede areal og det tilhørende areal for de afgrøder, der indgår i afgrødetypen Græs- og grøntfoder i omdrift i 1995. Ved at dividere med det samlede areal med Græs- og grøntfoder i omdrift fås det gennemsnitlige sprøjtede areal.

For afgrødetypen Anden afgrøde foretages en tilsvarende vægtning, jf. ligning (3.2). Det bemærkes i den sammenhæng, at bidraget til pesticidintensiteten fra Planteskole og Frugt og bær indgår med værdien 0, jf. ovenstående argumentation.

$$SprøjtetAreal_{Aktivstof,Afgrøde} = \frac{\left[ \begin{aligned} &(2126 + 61556) \cdot SprøjtetAreal_{Aktivstof,Andre\ frø} \\ &+ 7054 \cdot SprøjtetAreal_{Aktivstof,Grøntsager} + 0 + 0 \end{aligned} \right]}{82872} \quad (3.2)$$

hvor *SprøjtetAreal* er det sprøjtede areal (ha) for et givent aktivstof og en given afgrøde. Indeksene i øvrigt refererer til afgrøderne vist i tabel 3.6.

Ligningerne (3.1) og (3.2) er opstillet for det sprøjtede areal, men da standarddosier på de respektive afgrøder ligeledes varierer, er det nødvendigt at lave en tilsvarende vægtning af doserne. Vægtningen foretages på samme vis som i ligning (3.1) og (3.2); dvs. at det sprøjtede areal i ligningerne blot skal erstattes af standarddosier.

Resultatet af øvelsen er, at der for hver afgrødetype i NP-modellen er et sprøjtet areal fordelt på aktivstoffer. For afgrødetyperne Græs- og grøntfoder i omdrift og Anden afgrøde er gyldigheden af udtrykket dog betinget af, at der ikke foretages forskydninger mellem de afgrøder, som er indeholdt i de respektive afgrødetyper.

### 3.3 Diskussion af areal- og middelkoblingen

Validering af koblingen er både et spørgsmål om Bekæmpelsesmiddelstatistikens pålidelighed og koblingens anvendelighed ved for-

skellige scenarier. De to aspekter behandles særskilt i det nedenstående.

### **Bekæmpelsesmiddelstatistikken**

Bekæmpelsesmiddelstatistikken er baseret på det totale salg af pesticider. Dvs. at der ikke er nogen stikprøveusikkerhed. Det vides derimod ikke, om det totale salg af pesticider modsvarer det totale forbrug af pesticider i Danmark. Det skal ses i sammenhæng med, at indberetningerne er baseret på producenter og importører og ikke brugerne af pesticider. Det kan således tænkes, at landmænd i Sønderjylland indkøber pesticider i Tyskland, hvor godkendelsen af pesticider er mere lempelige. Omvendt kan det også tænkes, at svenske landmænd i Malmø indkøber pesticider i Danmark, idet godkendelseskriterierne i Sverige er mere restriktive. Hvorvidt og i hvilket omfang det finder sted, er imidlertid ikke kendt.

En tilsvarende usikkerhed er knyttet til Bekæmpelsesmiddelstatistikens benyttelse af salg som indikator for pesticidforbruget. Ved lovgivningsmæssige krav om udfasning af et givet pesticid, eller ved indskrænkning i et pesticides anvendelsesområde, må det forventes, at der forekommer mersalg med henblik på senere anvendelse. I forbindelse med et forbud mod salg af stråforkortningsmidler i 1990 blev der således hamstret vækstregulatorer i forventning om et permanent stop. Salget i 1990 var således 4½ gange større end i 1991 (Danmarks Statistik, 1992). På tilsvarende vis kan forventninger om større prisændringer påvirke salget af pesticider. Salget af pesticider steg således med 23 procent fra 1994 til 1995 (Miljøstyrelsen, 1997). Stigningen kan ikke begrundes i et større bekæmpelsesbehov; det må derimod forventes, at den varslede pesticidafgift fra og med 1. januar 1996 har medført lageropkøb til senere anvendelse. I 1996 faldt salget af pesticider således med 24 procent i forhold til 1995 (Miljøstyrelsen, 1997). Da hamstringen utilsigtet indvirker markant på forholdet mellem det sprøjtede areal og det fysiske areal, er det valgt at basere forholdet på et gennemsnit af årene 1994 - 1996. Resultatet fremgår af tabel 3.7 - 3.10.

Ved fordelingen af pesticiderne på afgrøder foretages der et skøn, som selvsagt er forbundet med usikkerhed. Usikkerheden er ikke knyttet til pesticidets anvendelsesmulighed, for dette er velkendt, men til den skønnede mængdemæssige fordeling af et pesticid på mulige afgrøder med varierende standarddoseringer. Herbicidet Roundup med aktivstoffet glyphosat anvendes således både i landbruget som i skovbruget. Denne usikkerheden kan selvsagt ikke kvantificeres.

Som følge af Bekæmpelsesmiddelstatistikens normative karakter, gives der ikke en beskrivelse af pesticidanvendelsen svarende til den reelle adfærd i landbruget. Udover usikkerheden ved fordeling af salget af aktivstoffer efter afgrøder betyder dette også, at det ved analyserne må forudsættes, at et givet aktivstof kun anvendes med den anbefalede dosis i en given afgrøde. Reelt vil et aktivstof ofte anvendes over flere gange med reduceret dosis i løbet af en sprøjtesæson, hvorfor den anvendte opgørelse undervurderer det sprøjtede areal og overvurderer de anvendte doser. I sammenhæng med pesticid-miljømodellerne udgør dette et væsentligt problem, idet deres resultater kan blive påvirket heraf på grund af ikke-linearitet i mo-

dellerne. Dette diskuteres nærmere i kapitel 5 i forbindelse med de udførte scenarieanalyser.

Fælles for ovenstående gælder, at beskrivelsen af pesticidforbruget er mangelfuld i forhold til at anvende data til miljømodellering og omgærdet med usikkerhed, og følgelig vil den beregnede totale belastning med pesticider ligeledes være forbundet med usikkerhed. Som tidligere nævnt har pesticid-miljømodellerne imidlertid ikke til formål at opgøre den absolutte pesticidbelastning. Modellernes udsagnskraft er derimod knyttet til forandringen i pesticidbelastningen med henblik på at afgøre hvilket scenario der er "bedst", og i den sammenhæng er det af mindre betydning om referencescenariets angivelse af pesticidforbruget er forskudt i forhold til virkeligheden. Hvis usikkerheden derimod forårsager en forvriddning af pesticidintensiteterne for de respektive afgrødetyper eller ændringer i antallet af sprøjtninger, vil fejlen også manifestere sig i pesticidmiljømodellernes resultater. Der er derfor god grund til at validere anvendelsen af Bekæmpelsesmiddelstatistikken i fremtidigt arbejde.

### **Øvrige forudsætninger**

En væsentlig begrænsning ved den skitserede modelkobling er, at den afgrødespecifikke pesticidanvendelse forudsættes ens over hele landet. I realiteten vil der være forskelle fra år til år i skadetrykket og dermed behovet for pesticidanvendelse, ligesom pesticidanvendelsen varierer mellem landsdelene, bl.a. som følge af forskelle i jordtyper, nedbør og dyrkede afgrøder. Dette betyder også, at variationen i anvendelse af midler til behandling af de enkelte afgrøder – herunder spredninger i anvendte doser – ikke er afspejlet i modelkoblingen. På grund af Bekæmpelsesmiddelstatistikkens overordnede karakter er det ikke muligt at belyse disse forskelle og sammenhænge ud fra et repræsentativt statistisk grundlag, hvorfor det ikke indrages i den aktuelle beskrivelse af pesticidanvendelsen. Da risikoen for afledte miljøeffekter som følge af pesticidanvendelsen må forventes af være meget afhængig af hvilke midler, som bruges, og i hvilke doser de bruges, må dette betragtes som en væsentlig begrænsning ved analyserne – og en potentiel mulighed for forbedring af samme.

Et andet kritikpunkt er, at ændringer i pesticidanvendelsen, som alene er afledt af afgrødesammensætningen gennem en fast afgrødespecifik koefficient, ikke vil afspejle effekten af ændret sædskifte i de analyserede scenarier. Således er behovet for pesticidanvendelse afhængigt af sædskiftet, dvs. hvilke afgrøder der dyrkes fra år til år på den enkelte mark, samt i hvilken rækkefølge afgrøderne dyrkes.

Dette betyder, at ændringer i pesticidanvendelsen, som alene baseres på afgrødesammensætningen, vil være behæftet med fejl, med mindre der tillige foretages en korrektion i pesticidintensiteten for de enkelte afgrøder. Størrelsen af fejlvurderingen, og hvorvidt den vil føre til under- eller overestimering af ændringerne, kan ikke generelt fastlægges, idet det vil være bestemt af ændringen i sædskifte, som igen er givet af afgrødernes relative konkurrenceforhold. I det efterfølgende kapitel diskuteres muligheden for at inddrage ESME-RALDAs intensitetseffekter for pesticidanvendelsen i modelkoblingen, hvorved der delvist tages hånd om problemet.

Tabel 3.7 Forholdet mellem det behandlede areal og det fysiske areal i procent for herbicider fordelt på afgrødetyper og aktivstoffer (baseret på Miljøstyrelsen, div. årg.)

Aktivstof	Vinter-korn	Vår-korn	Vinter-raps	Vår-raps	Andre frø	Kartof-ler	Roer	Ærter	Foder-majs	Grøn-sager	Græs i omdrift
----- Procent -----											
2,4-D	0,83	1,42			0,24						0,04
Asulam					2,07						
Benazolin			1,26	26,18			0,57				
Bentazon		6,04			1,59			73,46	19,27		
Bromoxynil	0,46	0,72									
Chloridazon							4,71				
Clopyralid	2,99	2,33	12,01	29,32	30,63		22,66				
Cyanazin			10,84	26,01				25,97			
Dichlorprop	0,14	2,46									
Dichlorprop-P	0,19	12,40									
Difenzoquat-methylsulfat	0,06	2,59									
Diquat-dibromid						76,65					2,09
Ethofumesat							47,19				
Flamprop-M-isopropyl	1,02	1,59									
Fluazifop-p-butyl			5,48	8,91	7,10		12,91	9,25		34,64	
Fluroxypyr	5,70	0,99									
Glyfosinat-ammonium					0,78					12,19	
Glyphosat								27,04			
Glyphosat-trimesium								7,87			
Haloxifop-ethoxyethyl			7,08		11,01		8,01				
Ioxynil	29,38	9,74								25,60	
Isoproturon	36,40	3,72									
Isoxaben	4,14										
Linuron					5,35	5,76				46,44	
MCPA	6,33	20,51						32,25			
Mechlorprop	0,39	0,28			0,97						
Mechlorprop-P	2,09	0,36			3,22						
Metamitron							54,31				
Methabenzthiazuron	0,42				5,63						
Metribuzin						61,69					
Metsulfuron	11,91										
Napropamid			6,58	1,35						130,92	
Pendimethalin	11,08							57,23		113,21	
Phenmedipham							61,61				
Propaquizafop			1,29	2,09	0,57		3,24	2,17		8,69	
Propyzamid			33,01								
Prosulfocarb	1,70					23,27					
Pyridat									30,47		
Terbuthylazin								7,71	50,60		
Thifensulfuron		1,95									
Triallat		0,00									
Triasulfuron	1,38	10,36									
Tribenuron	27,50	14,17									
Trifluralin	0,36		18,60	11,80				13,62		23,49	
Triflusulfuron							1,04				

Anm. Ekskl. sprøjtning uden for vækstsæsonen.



Tabel 3.8 Forholdet mellem det behandlede areal og det fysiske areal i procent for vækstregulatorer fordelt på afgrødetyper og aktivstoffer (baseret på Miljøstyrelsen, div. årg.)

Aktivstof	Vinter-korn	Vår-korn	Vinter-raps	Vår-raps	Andre frø	Kartof-ler	Roer	Ærter	Foder-majs	Grøn-sager	Græs i omdrift
----- Procent -----											
Chlormequat-chlorid	23,21										
Ethephon	1,63	0,84									
Mepiquat-chlorid	0,70										
Maleinhydrazid										13,54	

Tabel 3.9 Forholdet mellem det sprøjtede areal og det fysiske areal i procent for insekticider fordelt på afgrødetyper og aktivstoffer (baseret på Miljøstyrelsen, div. årg.)

Aktivstof	Vinter-korn	Vår-korn	Vinter-raps	Vår-raps	Andre frø	Kartof-ler	Roer	Ærter	Foder-majs	Grøn-sager	Græs i omdrift
----- Procent -----											
Alpha-cypermethrin	6,54	7,66	20,28	23,82	11,77	6,09	18,62	16,61	4,29	41,65	0,57
Carbofuran							0,96		0,53	7,72	
Chlorfenvinphos										9,77	
Cypermethrin	3,78	5,01	12,33	16,53	7,12	3,52	11,49	10,51	2,65	25,72	0,35
Deltamethrin	1,50	2,05	4,95	6,84	2,86	1,40	4,63	4,26	1,07	10,36	0,14
Diazinon										7,42	
Dimethoat	7,23	6,08					19,25	3,19	0,28		1,14
Esfenvalerat	14,21	18,72	46,20	61,59	26,69	13,23	43,05	39,30	9,92	96,27	1,32
Lambda-cyhalothrin	5,00	6,48	16,15	21,16	9,34	4,66	15,02	13,67	3,46	33,59	0,46
Malathion							0,43				0,16
Metaldehyd	0,04		0,05								
Mevinphos										14,40	
Oxydemeton-methyl	0,02	0,01					0,32	0,03			
Pirimicarb	10,42	9,94				5,45	78,50	17,57			

Tabel 3.10 Forholdet mellem det sprøjtede areal og det fysiske areal i procent for fungicider fordelt på afgrødetyper og aktivstoffer (baseret på Miljøstyrelsen, div. årg.)

Aktivstof	Vinter-korn	Vår-korn	Vinter-raps	Vår-raps	Andre frø	Kartof-ler	Roer	Ærter	Foder-majs	Grøn-sager	Græs i omdrift
----- Procent -----											
Carbendazim	0,13		2,52	1,29							
Chlorothalonil	0,13					0,65		1,88		28,41	
Fenpropimorph	37,08	29,51								7,14	
Iprodion				0,41				0,47		47,10	
Mancozeb	0,09					132,18		11,96		95,86	
Maneb						193,25		14,90		139,53	
Metalaxyl						29,11				31,27	
Prochloraz	3,88	0,83	0,49	0,60	0,58						
Propamocarb						11,89					
Propiconazole	20,23	9,33			5,41		2,19				
Propineb						4,24					
Triadimenol	3,72	0,67									
Vinclozolin										46,73	

## 4 Pesticidforbrugets intensitet

Pesticidintensiteten er i nærværende analyse et mål for mængden af pesticid udsprøjtet pr. ha af en given afgrøde. Beregningsteknisk betragtes intensiteten som et supplement til det afgrødebetingede pesticidforbrug, og i dette afsnit gennemgås forskellige aspekter af, hvorledes denne korrektion foretages.

Pesticidintensiteten er givet af en lang række faktorer, hvor de relative priser (forholdet mellem afgrøde- og inputpriser), teknologi, sædskifte og udbyttepotentiale er de væsentligst forklarende faktorer. I dette afsnit diskuteres det økonomisk betingede pesticidforbrug med vægt på pesticidintensiteten. Som omtalt i afsnit 2.2 og 2.3 genererer ESMERALDA ændringer i pesticidintensiteterne men på et meget aggregeret niveau. Med henblik på at belyse mulighederne og begrænsningerne ved at anvende ESMERALDAs skøn for ændrede pesticidintensiteter gives en gennemgang af de relevante sammenhænge, ligesom de konkrete forudsætningen for at overføre resultaterne fra ESMERALDA til pesticid-miljømodellerne diskuteres.

### 4.1 Økonomisk behandlings-skadetærskel

I forbindelse med landbrugets pesticidanvendelse – eller rettere planteværnsindsats - opereres ofte med begrebet behandlings-skadetærskel eller bare skadetærskel, idet skadetærsklen angiver det skadevolderniveau, hvor en behandling skal sættes ind. I dette afsnit behandles kun den økonomiske skadetærskel, idet der henvises til Cousens (1987) eller Christensen og Schou (1998) for en gennemgang af andre typer skadetærskler.

Betydningen af forskellige skadevoldere på udbyttet betyder, at landmanden har et direkte incitament til at reducere virkningerne af disse og derved øge det gennemsnitlige udbytte. Set fra en økonomisk synsvinkel, hvor der profitmaksimeres, bør planteværnsindsatsen være på et niveau, hvor de marginale gevinster modsvarer omkostningerne ved een enhed ekstra behandlingsindsats.<sup>5</sup> Dette princip svarer også til den økonomiske skadetærskel, idet den defineres ved det skadetryk, hvor omkostningen af en behandling svarer til merindtjeningen herved.

Formelt kan den økonomiske skadetærskel udledes forholdsvist simpelt. Der startes med en produktionsfunktion, som afspejler det fysiske høstudbytte som funktion af skadetrykket ( $s$ ):

$$y = y_0 - f(s) \quad (4.1)$$

idet

$y$  er høstudbytte ved skadetrykket  $s$ ,  
 $y_0$  er høstudbyttet uden nogen skadevoldere,  
 $s$  er skadetrykket,

---

<sup>5</sup> Opgørelse af behandlingsindsatsen diskuteres senere.

$f(s)$  er udbytte-responsfunktionen, som viser udbyttetabet ved skadetrykket  $s$ .

Idet udbytte-responsfunktionen antages kontinuert og med aftagende marginaludbytte, og hvis  $p_a$  er afgrødeprisen og  $p_b$  er prisen på en behandling, vil det marginale økonomiske tab modsvare prisen på en behandling hvor:

$$p_b = p_a(y_0 - y) \quad (4.2)$$

Indsættes (4.1) i (4.2) kan den økonomiske skadetærskel ( $s^*$ ) findes ved:

$$\begin{aligned} p_b &= p_a f(s^*) && \Leftrightarrow \\ p_b / p_a &= f(s^*) && (4.3) \end{aligned}$$

Den økonomiske skadetærskel findes således, hvor forholdet mellem behandlingsprisen og afgrødeprisen modsvare udbyttetabet. Det ses heraf, at alt andet lige vil en reduktion af behandlingsprisen og/eller en stigning i afgrødeprisen sænke skadetærsklen, dvs. øge behandlingsindsatsen.<sup>6</sup> Omvendt vil en stigning i pesticidprisen og/eller et fald i afgrødeprisen øge skadetærsklen, dvs. mindske behandlingsindsatsen.

I det foregående er det generelt talt om "behandlingsindsatsen" og ikke om, hvilken form denne indsats skal have. Typisk vil pesticider være en udbredt metode, men også tilrettelæggelse af sædskifte, mekanisk ukrudtsbekæmpelse og andre kulturtekniske tiltag indgår typisk i planteværnsindsatsen. Det væsentlige spørgsmål er i denne sammenhæng, hvorledes sammensætningen af de forskellige tiltag påvirkes af ændringer i de relative priser. Ses der eksempelvis på en generel stigning i prisen på herbicider, vil dette føre til to effekter. For det første vil der ske en delvis substitution fra anvendelse af herbicider til anvendelsen af andre metoder til ukrudtsbekæmpelse, dvs. en reduktion i herbicidforbruget. For det andet vil der ske en generel reduktion i ukrudtsbekæmpelsen med mindre der findes alternativer, som kan bibeholde niveauet af ukrudtsbekæmpelse til uændrede omkostninger.

Priserne på forskellige planteværnsmetoder er væsentligt påvirket af den teknologiske udvikling. Således vil anvendelsen af pesticider og andre planteværnsmetoder ændres ved fremkomsten af nye midler eller metoder. Et eksempel herpå er fremkomsten af minimidler til ukrudtsbekæmpelse, som førte til et skift i en del af herbicidforbruget fra de tidligere anvendte midler, som doseredes i 1-2 kg pr. ha, til minimidlerne, som doseres med få gram pr. ha. Af andre aktuelle eksempler er den stigende udbredelse af rækkesået raps, som muliggør anvendelsen af mekanisk ukrudtsbekæmpelse til erstatning for de nyligt forbudte herbicider til anvendelse i raps.

---

<sup>6</sup> En stigning i behandlingsindsatsen kan både ske ved, at der sprøjtes på arealer, som ikke tidligere blev pesticidbehandlet, eller ved at pesticidbehandlingen øges på allerede sprøjtede arealer. Begge eksempler vil føre til en stigning i pesticidintensiteten. Tilsvarende gør sig gældende ved reduktioner af pesticidintensiteten.

## 4.2 Pesticidmodelleringen i ESMERALDA

Bestemmelsen af pesticidintensiteten pr. afgrøde i ESMERALDA følger principperne for fastlæggelse af den økonomiske skadetærskel, idet der dog er en række tekniske forskelle herfra. For det første er den økonomiske skadetærskel en normativ model, som udtrykker, hvad landmanden burde gøre, forudsat han har fuld viden om alle relevante sammenhænge. Til forskel herfra er ESMERALDA baseret på observeret adfærd, dvs. de estimerede sammenhænge er udtryk for, hvad landmændene reelt har gjort som respons på ændrede rammevilkår (ændringer i priser, politik, viden mv.). Denne forskel er generel for hhv. programmeringsmodeller som f.eks. DØP-modellen og FASSET-modellen (Ørum, 1999; Jacobsen et al., 1998) og økonomiske modeller som ESMERALDA, og fører i langt de fleste tilfælde til forskelle i beregningsresultaterne bl.a. på grund af forskellene i de grundlæggende forudsætninger vedr. landmændenes informationsniveau og teknologiske muligheder (se f.eks. Walter-Jørgensen, 1998). Forskellen betyder tillige, at hvor den normative tilgang typisk vil afspejle den nyeste teknologi og viden - eller i det mindste kan bringes til at gøre det - vil en økonomisk model afspejle den gennemsnitlige teknologi og viden i perioden, som modellen er estimeret for.

Et andet væsentligt aspekt ved ESMERALDA til forskel til den økonomiske skadetærskel er, at optimeringen i ESMERALDA sker ved afstemningen af marginalomkostningerne for samtlige input, medens der ved skadetærskelmodellen alene ses på ændringerne i behandlingsindsatsen. Dette er en væsentlig forskel, idet ESMERALDA modellen implicit medtager mulighederne for substitution mellem pesticider og andre input, som f.eks. arbejdskraft og maskiner, hvilket ikke er tilfældet i en simpel partiel skadetærskelmodel.

Sammenhængen i ESMERALDA mellem priser og pesticidintensitet er givet ved priselasticiteter. Priselasticiteterne viser den procentvise ændring i pesticidintensiteten ved en een-procent ændring i prisen. Elasticiteter, som viser ændringen i pesticidintensiteten ved en ændring i pesticidprisen, kaldes egenpris-elasticiteter, medens elasticiteter, som viser ændringen i pesticidintensiteten ved en ændring i f.eks. afgrødeprisen kaldes krydspris-elasticiteter. I tabel 3.1 er hhv. egen-priselasticiteten og kryds-priselasticiteten vist for pesticider i den anvendte version af ESMERALDA.

Tabel 4.1. Eksempler på egen- og kryds-priselasticiteter for pesticidintensitet i ESMERALDA (Jensen, 1996)

Afgrødekategori	Egen-priselasticitet	Kryds-priselasticitet (afgrødepris)
Vinterhvede	-1,22	0,88
Markært	-0,61	0,43
Raps	-0,92	0,22
Kartofler	-1,02	0,12

Det ses, at egen-priselasticiteterne generelt er negative, medens kryds-priselasticiteterne er positive. Dette er i overensstemmelse med eksemplet givet i forbindelse med den økonomiske skadetærskel, idet en relativ fordyrelse af pesticiderne bør reducere pesticidanvendel-

sen, medens en øget værdi af udbyttet (en relativ afgrødeprisstigning) typisk vil øge dyrkningsintensiteten, herunder pesticidanvendelsen.

Adfærdsrelationerne i den anvendte version af ESMERALDA er estimeret på grundlag af SJFIs landbrugsregnskabsstatistik i årene 1973-1993. På grund af det (oprindeligt) økonomiske sigte med statistikken er pesticidforbruget - og plantebeskyttelses-indsatsen i øvrigt - beskrevet på et meget generelt niveau. Således er pesticidanvendelsen opgjort ved de samlede omkostninger til kemikalier (stort set kun pesticider), medens andre mekaniske typer af plantebeskyttelse må formodes at indgå som en del af omkostningerne til maskinstation og maskiner samt lønomkostningerne.<sup>7</sup> En anden begrænsning ved datagrundlaget er, at modellens sikkerhed er størst ved ændringer, der ligger inden for variationerne i den anvendte tidsperiode. Ligeledes er den anvendte teknologi, og de deraf følgende tilpasningsmuligheder, givet af mulighederne i den betragtede periode. Dette gælder også for effekter af ændret sædskifte, der i et vist omfang er afspejlet i intensitetsændringerne. For både teknologi- og sædskifteændringer er det væsentligt, at de kun kommer til udtryk i elasticiteterne i det omfang de er forekommet i den observerede periode, samt at de kun indgår implicit i elasticiteterne. Derfor er der forøget usikkerhed forbundet med analyse af scenarier, der ligger uden for de observerede prisvariationer eller forventes at indebærer drastiske teknologiaendringer eller ændringer i sædskifter.

### 4.3 Diskussion af intensitetskoblingen

I sammenhæng med koblingen mellem ESMERALDA og pesticid-miljømodellerne er opgørelsen af pesticidindsatsen meget væsentlig. Set i forhold til det ideelle input til pesticid-miljømodellerne, som omfatter det behandlede areal, den behandlede afgrøde og mængden af forskellige aktivstoffer pr. ha, er de samlede omkostninger til pesticider pr. afgrøde pr. driftsår forholdsvis upræcise. Derfor gennemgås i det følgende de forskellige nødvendige antagelser ved dataoverførslen, samt mulige nuanceringer i forbindelse hermed.

Da ændringerne i pesticidomkostningerne relaterer sig til de enkelte afgrøder, er koblingen hertil uproblematisk. De udestående spørgsmål vedrører derfor, hvordan ændringer i pesticidomkostningerne relateres til anvendelsen af de enkelte midler (aktivstoffer).<sup>8</sup> Helt simpelt kan det antages, at en ændring i pesticidomkostningerne omregnet til mængdeindeks (dvs. korrigeret for evt. ændringer i pesticidpriserne) giver anledning til en proportional ændring i anvendelsen af de enkelte midler. Dvs. de samme midler anvendes på samme tidspunkter som før, blot i mindre mængder. Dette kan være en rimelig antagelse ved mindre ændringer i pesticidanvendelsen som følge af ændringer i afgrødepriserne.

---

<sup>7</sup> En mindre del af omkostningerne til pesticider kan være fejlagtigt posteret under maskinstationsydelse, såfremt der har været sprøjtninger udført af maskinstation.

<sup>8</sup> Også behandlingstidspunktet og antallet af behandlinger kan være væsentlige parametre for effekten af pesticidbehandlingen.

Derimod er antagelsen næppe holdbar, såfremt analyserne vedrører reguleringer rettet direkte mod pesticidanvendelsen som f.eks. pesticidafgiften, der er differentieret mellem hovedgrupperne af pesticider. Her vil det være nødvendigt at vurdere hvilke pesticider, der forventes at blive påvirket mest, dvs. om sammensætningen af pesticidanvendelsen ændres. Denne vurdering må mindst vedrøre sammensætningen af pesticidanvendelsen på hovedgrupperne, men ved vurderinger af f.eks. forbud mod enkeltmidler, vil substitutionen til andre midler være væsentlig at inddrage. Endvidere skal det omtales, at udviklingen i omkostningerne til pesticider i højere grad synes at følge behandlingshyppigheden end mængden af aktivstof. En forklaring herpå er, at prisen på et bekæmpelsesmiddel i højere grad afspejler behandlingseffekten end den købte mængde. Dette understreger betydningen af at vurdere, hvorvidt en ændring i omkostningerne pr. ha skyldes en generel og ensartet intensitetsnænkning eller en ændret sammensætning af de anvendte midler.

Forskellen i dataniveau mellem ESERALDA og pesticid-miljømodellerne betyder således, at der for hvert enkelt scenario må tages stilling til de nødvendige og realistiske forudsætninger ved dataoverførslen. Særligt ved scenarier, hvor det er forventeligt at pesticidforbrugets sammensætning på enkeltmidler påvirkes, vil modelkoblingen være problematisk, idet risikoen for at bryde med adfærdsmodellens implicite forudsætninger om fordelingen af ændringer i pesticidomkostningernes sammensætning øges, jo flere antagelser der gøres forud for overførsel af resultaterne til pesticid-miljømodellerne. Et eksempel kunne være, at der registreres en reduktion i omkostningerne pr. ha i vinterhvede. Denne ændring kan fortolkes som en generel ændret intensitet, men kunne ligeså godt skyldes en ændring i afgrødesammensætningen, der reducerer risikoen for svampeangreb og dermed behovet for fungicidsprøjtning. For pesticid-miljømodellerne er det imidlertid afgørende om ændringen er ens for alle pesticider, og dermed mængdemæssig størst for herbicidanvendelsen, eller om ændringen alene skyldes en reduktion i fungicidbehandling. Da der p.t. ikke er udviklet adfærdsmodeller, som er i stand til at beskrive pesticidanvendelsen på et sådant detaljeringsniveau, må disse vurderinger indtil videre baseres på kvalificerede skøn.

## 5 Et eksempel: Rangordning af to scenarier

Koblingen mellem ESMERALDA/NP-modellen og modellen for pesticidudvaskning demonstreres i dette kapitel ved at rangordne risikoen for pesticidudvaskning efter landbrugets tilpasning til Agenda 2000 reformen sammenlignet med situationen i 1995. Pesticidudvaskningen kan opgøres på mange måder, og i denne rapport afgrænses til en overordnet og simpel rangordning af risikoen for pesticidudvaskning fra det øverste jordlag. Først beskrives effekterne på landbrugsproduktionen af Agenda 2000 reformen, og derefter følger en kort beskrivelse af principperne bag rangordningen af pesticidbelastningen i scenarierne. Den endelige rangordning gennemgås derefter, og sluttelige vurderes usikkerheden ved metoden og de analyserede scenarier.

### 5.1 Landbrugsscenarierne

#### Implementering af resultater fra landbrugsmodellerne

De to landbrugsscenarier er identiske med analysen i Andersen et al. (2000) og vil derfor kun blive gennemgået summarisk her.

I foråret 1999 indgik EU's regeringsledere en aftale om den fremtidige fælleseuropæiske landbrugspolitik - den såkaldte Agenda 2000 reform. Reformen, som har til formål at tilpasse EU's landbrugsproduktion til verdensmarkeds-vilkår, indeholder såvel reduktioner i prisstøtte som kompensationer i form af hektar- og dyrestøtte. Hertil kommer støtteordninger, som er betinget af hensyntagen til miljøet og/eller udviklingen i landdistrikterne. Sidstnævnte ordninger skal udformes med nationalstaternes medvirken. Da denne proces endnu ikke er tilendebragt, vedrører Agenda 2000 scenariet alene ændringerne af EU's markedsordninger.

Tabel 5.1. Elementerne i Agenda 2000 –scenariet (Andersen et al., 2000).

Vegetabilsk ordninger	Animalske ordninger
Fald i prisen på korn på 15 procent	Fald i prisen på oksekød på 20 procent
Stigning i hektarpræmier til korn med 351 kr. pr. ha	Fald i mælkeprisen på 15 procent
Fald i hektarpræmie til ærter med 234 kr. pr. ha	Forhøjet ammekopræmie med ca. 800 kr. årligt
Fald i hektarpræmie til raps med 1.247 kr. pr. ha	Forhøjet handyrpræmie til stude med 500 kr. årligt (max to præmier pr. dyr)
Fald i braklægningspræmie med 228 kr. pr. ha	Indførelse af mælkekvotepremie på 15 øre pr. kg mælkekvote (1.100 kr. pr. malkeko)
	Indførelse af slagtepræmie for kvæg på 600 kr. pr. slagtet dyr
	Indførelse af yderligere præmier til kvægsektoren til en samlet værdi af 350 mio. kr. årligt.

Anm. Agenda 2000 scenariet vedrører alene ændringerne i EU's markedsordninger. Der henvises til Rynestad (1999) for en nærmere beskrivelse af hele Agenda 2000 reformen.

Agenda 2000 scenariets effekter vurderes i forhold til landbrugsproduktionen i 1995, men forudsat, at tiltagene i Vandmiljøplan II er fuldt implementeret. Udgangspunktet er altså 1995-landbruget med det produktionsniveau og -sammensætning og praksis, der udspandt sig i 1995; blot er det forudsat, at forventningerne og tiltagene indeholdt i Vandmiljøplan II er fuldt ud implementeret med heraf følgende konsekvenser (Andersen et al., 2000). Der tages således hensyn til, at de miljømæssige effekter af Agenda 2000 er at betragte som et additament til Vandmiljøplan II, idet Agenda 2000 reformen først vil være fuldt ud gennemført i år 2006, medens tidsrammen for Vandmiljøplan II er 2003. Ved samtidig at tage udgangspunkt i 1995-landbruget, undgås den øgede usikkerhed, der er forbundet med en fremskrivning af landbrugsudviklingen til det tidspunkt, hvor Vandmiljøplan II er fuldt ud implementeret.

I tabel 5.2. er hovedresultaterne for pesticidanalyserne vist for Agenda 2000 scenariet. Inden for salgsafgrøderne er arealændringerne beskedne, medens der sker en markant ændring i foderafgrøderne, særligt forholdet mellem græs og grøntfoder i omdrift og græs uden for omdrift. Skiftet skyldes særligt en stigning i arealet med helsæd, som er indeholdt i afgrødegruppen "græs og grøntfoder i omdrift". Det ses endvidere, at intensitetseffekterne alene slår igennem for kornafgrøderne, idet det kun er for disse der sker ændringer i afgrødepriserne.

Tabel 5.2 Relative ændringer i afgrødesammensætning og pesticidintensitet i Agenda 2000 scenariet sammenlignet med referencescenariet (Andersen et al., 2000)

Afgrødetype	Agenda 2000 scenariet	
	$\Delta$ Areal	$\Delta$ Pesticid-intensitet
	Procent	Procent
Vinterkorn	-1,6	-18
Vårkorn	3,9	-19
Vinterraps inkl. non food	-0,4	0
Vårraps inkl. non food	-1,1	0
Bælgæd inkl. konservesærter	2,5	0
Fabriksroer	1,4	0
Kartofler	-7,7	0
Frøafgrøder, gartneriafgrøder mv.	0,1	0
Foderroer	6,6	0
Græs- og grøntfoder i omdrift	13,7	0
Græs uden for omdrift	-21,2	0
Brak i omdrift	0	0
Brak uden for omdrift	0	0

Værdierne for dosering og sprøjtet areal til anvendelse i pesticid-miljømodellen findes ved at overføre de ovenstående resultater ved brug af koblingen til ESMERALDA/NP-modellen, som blev beskrevet i de foregående kapitler. Derimod skal adsorptionen til jord kendes for hvert aktivstof i form af den lineære adsorptionskoefficient til organisk stof ( $K_{oc}$ ). Denne parametre er opgivet for de fleste stoffer i den videnskabelige litteratur og indgår tillige i Miljøstyrelsens godkendelsesmateriale. De anvendte  $K_{oc}$  værdier er vist i bilagstabel 1.



## 5.2 Princippet for rangordning af pesticidbelastningen<sup>9</sup>

Den anvendte metode til rangordning af pesticidforbrugsscenarioer bygger på partiel rangordning (Sørensen et al., 1998). Hvert scenario består af en række hændelser, hvor et givet aktivstof samlet på landsplan er brugt på en given afgrøde. Disse er i det følgende betegnet *hændelser*. I bilagstabel 2 til 12 ses hver af disse hændelser svarende til de kombinationer af aktivstof og afgrødetype, som er fastlagt i Bekæmpelsesmiddelstatistikken. Hver hændelse beskrives ved tre parametre: dosering (kg/ha), sprøjtet areal (ha), samt adsorptionskoefficienten ( $K_{oc}$ ) der beskriver aktivstoffets adsorptionen til jordens organiske del. Disse tre parametre har hver betydning for, hvor meget der udvaskes fra rodzonen, jf. Sørensen et al. (2000a).

Det skal bemærkes, at der er tale om konstruerede gennemsnitshændelser og ikke observeret pesticidanvendelse. Reelt vil hvert enkelt aktivstof anvendt i en afgrøde indgå i et antal forskellige hændelser, idet et aktivstof typisk anvendes i forskellige doser og i kombination med andre aktivstoffer. Bekæmpelsesmiddelstatistikken giver ikke grundlag for at belyse denne spredning i anvendelsen af de enkelte aktivstoffer, idet fordelingen af aktivstoffer efter afgrøder er forudsat, at disse anvendes i de anbefalede doser.

Hver hændelse indgår i en partiel rangordning, hvor de sammenlignes indbyrdes efter beslutningsreglerne angivet i tabel 5.3. To hændelser vil blive rangordnet når den ene hændelse på mindst en af de 3 parametre kan rangordnes over den anden hændelse, **samtidig med** at denne anden hændelse **ikke** kan rangordnes over den første på en eller flere af de øvrige parametre.

Tabel 5.3. Beslutningsreglerne bag rangordningen af pesticidforbrugsscenarioer. Voksende rang estimerer større udvaskning

Parameter	Lille værdi	Stor værdi
Dosering	lav rang	høj rang
Sprøjtet areal	lav rang	høj rang
Adsorption til jord ( $K_{oc}$ )	høj rang	lav rang

Dette kan illustreres med et eksempel. I tabel 5.4 er vist et lille udsnit på fire hændelser med forskellige aktivstoffer anvendt i vinterkorn. Hvis beslutningsreglerne i tabel 5.4 følges, kan der laves følgende rangordning: (nr. 4)>(nr. 1)>(nr. 2) og (nr. 4)>(nr. 3). Hændelse nr. 3 kan ikke sammenlignes med hhv. nr. 1 og 2, da rangordningen af de respektive parametre ikke er entydig. Dosen for hændelse nr. 3 er således lavere og  $K_{oc}$  højere sammenlignet med de to andre hændelser, hvilket ud fra rangordningen af dosis og  $K_{oc}$  giver (nr. 3)<(nr. 1 og 2), medens det er omvendt for sprøjtet areal, hvor det gælder at (nr. 3)>(nr. 1 og 2).

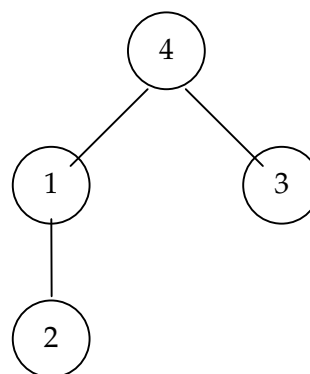
<sup>9</sup> I appendiks er rangordningsmetoden diskuteret i forhold til Miljøstyrelsens godkendelsesprocedure for pesticider.

Tabel 5.4. Et udsnit af på hændelses for illustration af rangordningsprincippet.

Hændelse			Parameter		
nr.	Afgrødetype	Aktivstof	Dosis (g/ha) <sup>1)</sup>	Sprøjtet areal (ha)	K <sub>oc</sub> (kg/l)
1	vinterkorn	Flamprop-M-isopropyl	180	9419	216
2	vinterkorn	Bromoxynil	180	4300	327
3	vinterkorn	Lambda-cyhalothrin	3,75	46255	>10000
4	vinterkorn	MCPA	675	58500	50

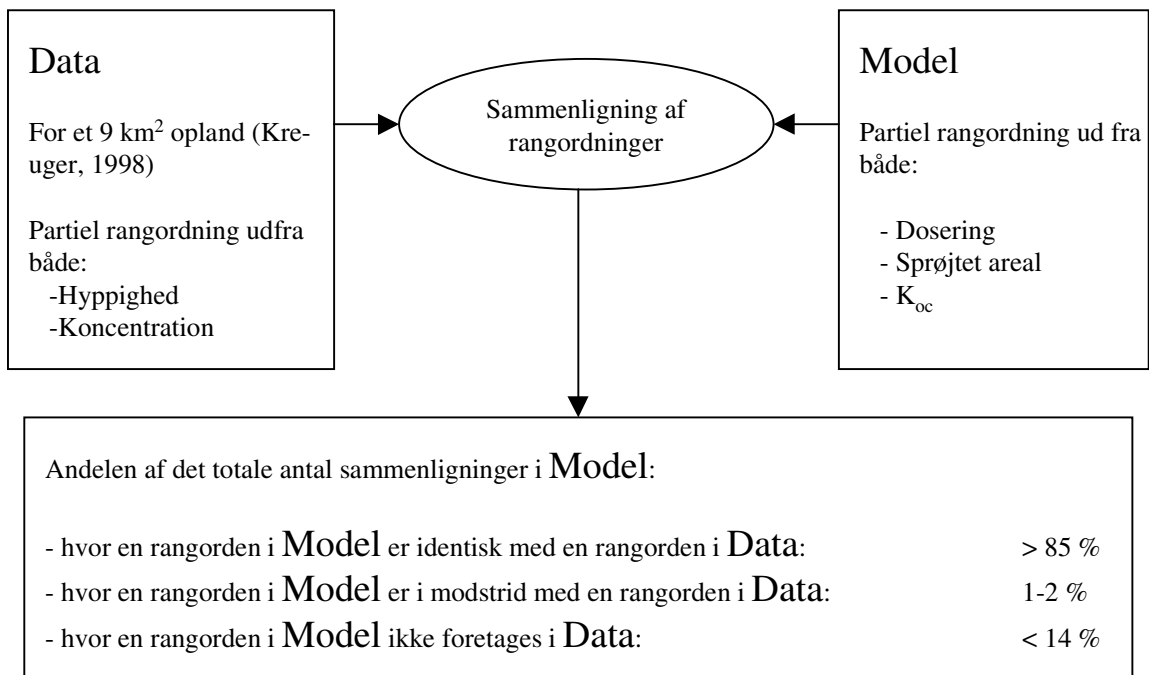
1) Den viste dosis er dosen afsat på jord, hvor der er taget hensyn til bladdækket på det typiske behandlingstidspunkt. Doserne afviger således fra de, der er vist i tabel 3.2, idet disse er totale doser.

Grafisk kan dette udtrykkes i et såkaldt Hassediagram som vist i figur 5.1 med data fra tabel 5.4. Der er linjestykker mellem sammenlignelige hændelser i stigende orden og højest estimeret udvaskning ligger øverst i tegningsplanet. Diagrammet udtrykker således: (nr. 4)>(nr. 1)>(nr. 2) og (nr. 4)>(nr. 3). Et Hassediagram er en grafisk måde at behandle partiel rangordning på. Diagrammet vil dog let blive uoverskueligt, hvis der kommer for mange elementer i rangordningen, hvilket er tilfældet med de konkrete scenarier.



Figur 5.1 Et Hassediagram over data fra tabel 5.5.

Valget af beslutningsreglerne er nærmere undersøgt i Sørensen et al. (2000a), hvor metoden er blevet valideret overfor sydsvenske data (Kreuger, 1998), jf. figur 5.2. Oplandet i denne undersøgelse er 9 km<sup>2</sup>, hvor undergrunden består af moræneler. Den mest markante afvigelse fra dette i Danmark er nok de vestjyske områder vest for den Jyske Højderyg. En af de største forskelle mellem moræneaflejringer og sandjord er en større tilstedeværelse af makroporer i moræneaflejringerne. Denne forskel kunne betyde, at adsorptionen som parameter betyder mere i tilfælde af sandjord sammenlignet med moræne, men modellen vil være relativ robust overfor denne skævhed, da K<sub>oc</sub> er med som uafhængig parameter. Et forbehold skal tages overfor det faktum, at der kun indgår 29 aktivstoffer i undersøgelsen af Kreuger (1998); disse andrager tilsammen udgør 66% af det sprøjtede areal i referencescenariet. Resultatet fra valideringen er vist i Fig. 5.2.



Figur 5.2. Hovedresultaterne fra Sørensen et al. (2000a). To partielle rangordner dels for aktuelle data og dels for parametrene Dosering, Sprøjtet areal og K<sub>oc</sub> sammenlignes med hinanden for at undersøge gyldigheden af en rangordning med disse parametre.

I denne analyse ønskes en rangordning af to scenarier, der hver består af mange hændelser. Derfor er det nødvendigt at udvide den partielle rangordning til at omfatte rangordning mellem forskellige scenarier, som foreslået af Sørensen et al. (1998). Princippet er følgende:

1. Hændelserne for referencescenariet (R) stilles op med værdier for dosering, sprøjtet areal og K<sub>oc</sub>.
2. Hændelserne for Agenda 2000 scenariet (A) stilles op med værdier for dosering, sprøjtet areal og K<sub>oc</sub>.
3. Alle hændelser fra begge scenarier samles i en stor partiel rangordning. Der tælles op hvor mange gange en hændelse i scenario R ligger over en hændelse i scenario A. Ligeledes tælles op hvor mange gange en hændelse i scenario R ligger under en hændelse i scenario A.
4. Det scenario, der oftest rangordnes over det andet, rangordnes generelt højest, dvs. som det mest miljøbelastende. Hvis eksempelvis en hændelse fra scenario R rangordnes over en hændelse fra scenario A oftere end en hændelse fra scenario R rangordnes under en hændelse fra scenario A, så er scenario R defineret til at have højere rang end scenario A.

Beslutningsregel nr. 4 kan kvantificeres ved sandsynlighedsparameteren  $P_{A>R}$  der viser sandsynligheden for en hændelse i A ligger over en hændelse i R. Hvis  $P_{A>R}$  ligger over 0,5 betyder det, at scenario A har den højeste rang, dvs. er forbundet med den største udvaskningsrisiko. Denne beslutningsregel er diskuteret nærmere i appendiks.

### 5.3 Aktuel rang mellem referencescenariet og Agenda 2000 scenariet

Agenda 2000 scenariet er analyseret i tre trin med henblik på at belyse betydningen af de forskellige elementer i koblingen til landbrugsmodellerne. Først ses alene på effekterne af ændret arealanvendelse, og efterfølgende ses på effekterne af intensitetsændringerne ved uændret arealanvendelse. Sidst implementeres det fulde scenario, hvor effekterne af ændret arealanvendelse og pesticidintensitet implementeres samlet og sammenlignes med referencescenariet. I det følgende benævnes referencescenariet *scenario R*, og Agenda 2000 scenariet benævnes *scenario A*.

Resultaterne af analysen er opsummeret i tabel 5.5. Der er 189 hændelser i hvert scenario svarende til antal gange et givet middel er knyttet til en given afgrøde, jf. Bekæmpelsesmiddelstatistikken (bilagstabel 2-12). Efter rangordningen kan det på simpel vis optælles hvor mange hændelser i referencescenariet, som "ligger over" hændelser i Agenda 2000 scenariet og omvendt. På grundlag heraf beregnes sandsynlighedsparametrene med henblik på at belyse den relative sikkerhed af rangordningen.

Resultaterne viser, at ses der alene på arealændringerne som følge af Agenda 2000 scenariet (A1), vil dette føre til en beskedent øget risiko for pesticidudvaskning fra rodzonen sammenlignet med scenario R. Dette billede ændres dog såfremt intensitetseffekterne inddrages, idet scenario R rangordnes over Agenda 2000 scenariet, både når der ses på intensitetseffekterne alene (A2), og når intensitets- og arealeffekterne implementeres samlet i modellen (A3). Det kan ikke undre, at scenario A2 rangordnes under scenario R, når den eneste forskel mellem disse scenarier er en reduceret dosering i to afgrødetyper. De arealmæssige forskydninger trækker lidt i den modsatte retning (A1 rangordnes over R), men samlet set modvejer forskydningen i dosis effekterne af ændret arealanvendelse og fører til den samlede konklusion, at udvaskningsrisikoen reduceres som følge af Agenda 2000 scenariet.

Tabel 5.5. Samlet resultat for rangordning

	$P_{A>R}$
A1. Fastholdt dosering og ændret areal	0,502
A2. Fastholdt areal og ændret dosering	0,486
A3. Ændring af både dosering og areal	0,489

### 5.4 Vurdering af metodens usikkerhed

Resultatet i tabel 5.5 bygger på statistiske overvejelser, der er baseret på mange rangordninger mellem hændelser. Det er derfor muligt, at konklusionen er misvisende, dersom de enkelte rangordninger har forskellig betydning. Det bliver diskuteret i appendiks, og konklusionen er, at de relative små netto forskydninger, der afspejles i resultaterne, er mindre end den opløsning modellen med rimelighed kan tillægges. Det er derfor vigtigt, at resultatet tages med dette forbehold.

Værdierne for dosering, sprøjtet areal og  $K_{oc}$  er alle behæftet med betydelig usikkerhed, som følge af karakteren af de til rådighed værende datakilder. Med henblik på at belyse betydningen af denne usikkerhed er der gennemført en usikkerhedsanalyse. Det er imidlertid ikke simpelt at gennemføre en empirisk baseret usikkerhedsanalyse, idet en sådan kræver viden om variationerne i input, som ikke er til rådighed. Derfor er modellen blevet udsat for en variation i input, der skønnes at være større end den reelle variation i data (se appendiks). Dette førte ikke til en ændring i de generelle konklusioner. Modellen kunne således rangordne de to scenarier svarende til de opnåede resultater på trods af den forudsatte usikkerhed, hvilket indikerer, at resultaterne er robuste over for variationer i data. Her er det dog væsentligt at bemærke, at usikkerhedsanalysen foretages i relation til de anvendte data og aggregeringsniveauer, hvorfor det ikke er muligt at drage konklusioner om, hvorvidt rangordningen er robust over for en ændring i detaljeringsniveauet for beskrivelsen af pesticidanvendelsen.

De aktuelle analyser er alle implicit baseret på de forudsætninger, som er gældende ved udarbejdelsen af Bekæmpelsesmiddelstatistikken, hvor observeret pesticidsalg omsættes til pesticidanvendelse ved brug af en række fordelingsnøgler. Dette betyder, at der er en ukendt usikkerhed ved fordelingen af aktivstoffer på enkeltafgrøder. Desuden antages det, at et givet aktivstof kun anvendes i standarddosen i en given afgrøde, medens det ofte i realiteten vil indgå i flere sprøjtninger med reduceret dosis i samme afgrøde. Det vil sige, at der ikke skelnes mellem om et givet middel anvendt i f.eks. roer er tildelt ved én behandling á 1 liter pr. ha eller i to behandlinger á ½ liter pr. ha.

I sammenhæng med analysens datagrundlag og koblingen til landbrugsmodellerne er det væsentligt at understrege, at modellen er ikke lineær. Dette betyder, at en halvering af doserne og en fordobling af det sprøjtede areal ikke giver samme rang. Derfor er rangordningen følsom overfor, at den indlæste dosering og det antal ha sprøjtet med de enkelte midler er i overensstemmelse med virkeligheden. Ligeledes vil rangordningen kunne blive påvirket af, om en givet mængde aktivstof anvendes af en gang eller fordelt over flere sprøjtninger. I praksis er modellen dog meget robust overfor tilfældige fejl i værdierne for både dosering og sprøjtet areal, hvilket skyldes det store antal hændelser i hvert scenarium.

Endelig skal det bemærkes, at aktivstofferne i såvel referencescenariet som Agenda 2000-scenariet er baseret på anvendte aktivstoffer i 1995-landbruget. Den løbende revurdering af pesticiderne indebærer imidlertid, at nogle stoffer tilbagekaldes og/eller udgår permanent af markedet. Da denne analyse specifikt vedrører den isolerede effekt af Agenda 2000 reformen, er det valgt ikke at erstatte de udgåede aktivstoffer med relevante substitutter. Dette er i overensstemmelse med de almindelige antagelser ved lignende statistisk-komparative analyser.

Sammenfattende på vurderingen af rangordningsmetodens usikkerhed kan det konstateres, at rangordningen er ganske robust over for usikkerhed for de anvendte data i form af variation omkring anvendte gennemsnitsværdier. Nettoforskydningerne mellem landbrugsscenarierne er dog så små at opløsningen i rangordningsmo-

dellen har svært ved at identificere de egentlige forskelle. Analyserne tyder på, at metoden er følsom overfor karakteren af det anvendte datainput, herunder særligt aggregeringsniveauet for beskrivelsen af pesticidanvendelsen. Således er metoden ikke simpelt lineær, hvorfor en aggregering af pesticidbeskrivelsen til "typiske arealdoser", som er anvendt her, kan føre til et ændret resultat sammenlignet med anvendelse af en mere virkelighedsnær disaggregeret beskrivelse, hvor hver enkelt sprøjtning er repræsenteret separat. Med de eksisterende data er det ikke muligt at foretage en sådan beskrivelse af observeret pesticidanvendelse, ligesom data ikke muliggør en opgørelse af spredningen i anvendte doser og sprøjtede arealer. I forbindelse med scenarieanalyser vil en sådan forbedring af datagrundlaget styrke beskrivelsen af "nu-situationen" i landbrugskomplekset, medens informationerne skal implementeres i forhold til de anvendte adfærdsmodeller for at kunne indgå i fremadrettede scenarier.

## 6 Diskussion

I dette kapitel diskuteres den gennemførte modelkobling og der gives forslag til forbedringer af de anvendte modeller og data, bl.a. set i sammenhæng med aktuelle forskningsprojekter. Desuden gennemgås det på hvilke områder og hvorledes datagrundlaget for analyser af landbrugets pesticidanvendelse kan forbedres, og hvilke analytiske forbedringer og muligheder dette ville give.

En væsentlig begrænsning ved den skitserede modelkobling er, at den afgrødespecifikke pesticidanvendelse forudsættes ens over hele landet. I realiteten vil der være betydeligt forskelle fra år til år i skadetrykket og dermed behovet for pesticidanvendelse, ligesom pesticidanvendelsen varierer mellem landsdele, som følge af forskelle i jordtyper, nedbør og dyrkede afgrøder. Dette betyder også, at variationen i anvendelse af midler til behandling af de enkelte afgrøder – herunder spredninger i anvendte doser – ikke er afspejlet i pesticidbeskrivelsen. På grund af Bekæmpelsesmiddelstatistikens overordnede karakter er det ikke muligt af belyse disse forskelle og sammenhænge ud fra et repræsentativt statistisk grundlag, hvorfor det ikke indrages i den aktuelle beskrivelse af pesticidanvendelsen. Dette betyder, at der er en ukendt usikkerhed ved fordelingen af aktivstoffer på enkeltafgrøder. Desuden er aggregeringsniveauet for analyserne på afgrøde/aktivstof-niveau ikke svarende til de reelle sprøjtninger, hvor et givet aktivstof ofte anvendes ved flere sprøjtninger (å flere gange) i samme afgrøde. Dette må betragtes som en væsentlig begrænsning ved analyserne – og en potentiel mulighed for forbedring af samme.

I sammenhæng med analysens datagrundlag og koblingen til landbrugsmodellerne er det væsentligt at understrege, at modellen for rangordning af scenarierne for pesticidanvendelse er ikke-lineær. Dette betyder, at en halvering af doserne og en fordobling af det sprøjtede areal ikke giver samme rang, hvorfor rangordningen af to scenarier kan påvirkes af, om en givet mængde aktivstof anvendes af en gang eller er fordelt over flere sprøjtninger. Derfor er analyserne følsomme overfor, at den indlæste dosering og antal ha sprøjtet med de enkelte midler er i overensstemmelse med virkeligheden – dvs. behandles på et aggregeringsniveau svarende til de reelle sprøjtninger. Dette er ikke muligt, idet den danske bekæmpelsesmiddelstatistik tager udgangspunkt i salgstallene, som derefter disaggregeres ved brug af fordelingsnøgler, hvilket naturligvis begrænser statistikens udsagnskraft i takt med behovet for detaljerede opgørelser.

Med de eksisterende data er det derfor ikke muligt at foretage en disaggregeret beskrivelse af observeret pesticidanvendelse, ligesom data ikke muliggør en opgørelse af spredningen i anvendte doser og sprøjtede arealer. I forbindelse med scenarietanalyser vil en sådan forbedring af datagrundlaget styrke beskrivelsen af "nu-situationen" i landbrugskomplekset, medens informationerne skal implementeres i forhold til de anvendte adfærdsmodeller for at kunne indgå i fremadrettede scenarier.

Det væsentligste problem ved samtidig anvendelse af de omtalte modeller, er forbundet med pesticidbeskrivelsen i de økonomiske modeller. Pesticidforbruget i ESMEALDA er givet ved de samlede omkostninger pr. afgrøde, hvorfor en given ændring ikke er opdelt på pesticidhovedgrupperne (herbicer, insekticer, fungicer og vækstregulatorer) endside middelniveauet. En ændring i den generelle pesticidintensitet kan derfor dække over modsatrettede forandringer for de enkelte pesticidhovedgrupper og midler. I sammenhæng med koblingen mellem ESMEALDA og Pesticid-miljømodellerne er opgørelsen af pesticidindsatsen meget væsentlig. Set i forhold til det ideelle input til pesticid-miljømodellerne, som omfatter det sprøjtede areal, den behandlede afgrøde og dosis af forskellige aktivstoffer pr. ha, er de samlede omkostninger til pesticider pr. afgrøde pr. driftsår forholdsvis upræcist.

For øjeblikket pågår en udvikling af ESMEALDA modellen, som dels disaggregerer beskrivelsen af landbrugssektoren efter driftsformer og jordtyper, og dels sigter mod at udvikle en rutine til opdeling af ændringer i pesticidanvendelsen på herbicer, fungicer insekticer og øvrige. Dette vil forbedre koblingen i forhold til NP-modellens datagrundlag, ligesom beskrivelsen af pesticidanvendelsen kommer et skridt tættere på det relevante datainput i forhold til pesticid-miljømodellerne. Ideelt set skulle outputtet i form af ændret pesticidanvendelse være korresponderende med inputbehovet i pesticid-miljømodellerne, men dette synes utopisk set både i lyset af de tilrådighed værende data for pesticidanvendelse og den store udskiftning af midler, som er sket de seneste femten til tyve år. I lyset heraf vil den igangværende udvikling af adfærdsmodellen give en væsentlig forbedring af modelkoblingen.

Den overvejende årsag til problemerne med modelkoblingen og analyser af pesticidbelastningen skyldes de manglende muligheder for at foretage en tilstrækkeligt detaljeret og realistisk beskrivelse af pesticidanvendelsen i landbruget. En forbedret beskrivelse af landbrugets pesticidanvendelse kunne oplagt ske ved etablering af en egentlig pesticidforbrugsstatistik, som baseres på observeret pesticidanvendelse i landbruget fremfor en disaggregering af salgstallene. Der er gennemført en pilotundersøgelse på Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, som viser, hvorledes en sådan opgørelse kan foretages på grundlag af indberetning af de lovpligtige sprøjtejournaler. Denne metode er også anbefalet i OECD og EUROSTATs retningslinier for udarbejdelse af national pesticidstatistik (OECD, 1999). En sådan forbrugsopgørelse vil markant forbedre grundlaget for både miljømæssige og økonomiske analyser af landbrugets pesticidanvendelse, og derved – bl.a. i sammenhæng med de her beskrevne modelkoblinger - yderligere understøtte forskningsindsatsen og de politiske beslutninger på området.



## Referencer

Andersen, J.M., Münier, B., Bruun, H.G., Jensen, J.D., Wier, M., Sørensen, P.B., Rolev, A.M., Hertel, O., From, L.M., Canley, D. (2000): *Økonomiske og miljømæssige konsekvenser af markedsordningerne i EU's landbrugsreform*. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 308.

Andersen, J.M., Wier, M., Hasler, B. og Bruun, H.G. (1998): *Landbrugsscenarier - integreret miljøøkonomisk modelanvendelse*. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 257.

Clausen, H. (1998): *Ændringer i bekæmpelsesmidlernes egenskaber fra 1981-1985 til 1996*. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 223.

Danmarks Statistik (1992): *Landbrugets anvendelse af pesticider i planteavl 1981 - 1991*. Statistiske Efterretninger, Miljø 1992:3.

Danmarks Statistik (1996): *Landbrugsstatistik 1995*.

Dubgaard, A. (1987): *Anvendelse af afgifter til regulering af pesticidforbruget*. Statens Jordbrugsøkonomiske Institut. Rapport nr. 35.

Gravesen, L. Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelkontor (1999): Pers. medd.

Illerup, J.B., Bruun, H.G., Sørensen, P.B. og Clausen, H. (1998): *Pesticid-databasen*. Samfund og miljø. Integrerede miljøinformationssystemer. Danmarks Miljøundersøgelser. Arbejdsrapport fra DMU nr. 100.

Jensen, J.D. (1996): *An Applied Econometric Sector Model for Danish Agriculture (ESME-RALDA)*. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut. Rapport nr. 90.

Landbrugsministeriet (1991): *Bæredygtigt landbrug*. En teknisk redegørelse.

Lindhardt, B., Sørensen, P.G., Elmegaard, N., Clemmensen, S., Fomsgaard, I.S., Nielsen, E., Hart, J., Gravesen, L., Nielsen, L.A., Lorentzen, L. og Madsen, K.J. (1999): *Teknisk baggrundsrapport om identifikation af de mest miljø- og sundhedsskadelige af de på nuværende tidspunkt godkendte pesticider*. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1996): *Bekæmpelsesmiddelstatistik 1995. Salg 1993, 1994 og 1995. Behandlingshyppighed 1995*. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 8.

Miljøstyrelsen (1997): *Bekæmpelsesmiddelstatistik 1996. Salg 1994, 1995 og 1996. Behandlingshyppighed 1996*. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 10.

Miljøstyrelsen (1998): *Bekæmpelsesmiddelstatistik 1997. Salg 1995, 1996 og 1997. Behandlingshyppighed 1997*. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 6.

- Newman, A. (1995): Ranking Pesticides by Environmental Impact. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 29, pp. 324A-326A.
- Paaby, H., Møller, F., Skop, E., Jensen, J.J., Hasler, B., Bruun, H.G. og Asman, W.A.H. (1996): *Omkostninger ved reduktion af næringsstofbelastningen af havområderne. - Metode, model, analyse.* Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 165.
- Rude, S. (1992): *Pesticidforbrugets udvikling - landbrugs- og miljøpolitiske scenarier.* Statens Jordbrugsøkonomiske Institut. Rapport nr. 68.
- Rygnestad, H. (1999): *The Agenda 2000 policy reform for agriculture and rural development - Opportunities and limits for environmental protection.* SJFI-Working Paper no. 15/1999. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.
- Schou, J.S. (1998): *Undersøgelse af landbrugets pesticidanvendelse. - Metode, data og resultater.* SJFI-Working Paper no. 13/1998. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.
- Sørensen, P. B., Carlsen, L., Mogensen, B.B. (2000 a): *Uncertainty in partial order ranking. Order Theoretical Tools in Environmental Sciences.* Proceedings of the Second Workshop October 21st, 1999 in Roskilde, Denmark. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport nr. 318 fra DMU.
- Sørensen, P.B., Brüggemann, R., Mogensen, B.B., Carlsen, L., Kreuger, J. and Pudenz, S., (2000 b): *Analysis of monitoring data of pesticide residues in surface waters using partial order ranking theory - Data interpretation and model development.* Indsendt til *Env. Sci. Tech.*
- Sørensen, P.B., Mogensen, B.B., Gyldenkærne, S. og Rasmussen, A. (1998): Pesticide leaching assessment method for ranking both single substances and scenarios of multiple substance use. *Chemosphere.* Vol. 36, No. 10, pp. 2251 - 2276.
- Walter-Jørgensen, Aa. 1998. (Ed.) *Bæredygtige strategier i landbruget – en helhedsorienteret analyse.* Afsluttende rapport i projektet "Bæredygtige strategier i landbruget". Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.

# Appendiks

## Rangordning set i forhold til andre metoder

En egentlig sammenkobling af de forskellige oplysninger til et "udvaskningsindeks" vil kræve en deterministisk sammenhæng, der er helt urealistisk at opstille på landsplan. Det partielle rangordningsmetode kommer om ved denne manglende sammenkobling ved at inddrage alle tre parametre samtidig, uden at der sker en egentlig sammenvægtning. Desuden er en generel værdi for pesticidudvaskning problematisk at fortolke, idet den dækker over *både* hvor hyppigt udvaskningen sker, og i hvilken koncentration udvaskningen sker, jf. Newman (1995) og Sørensen et al. (2000). En stor udvaskningshyppighed giver en generel kontaminering af miljøet med det pågældende stof, medens en meget intensiv – men arealmæssigt koncentreret - udvaskning kan give store lokale konsekvenser. Der er således tale om to principielt forskellige problemstillinger med forskellige typer af miljøeffekter til følge. Fordelen ved den partielle rangordning som metode er netop, at der inddrages flere kriterier uden at disse skal vægtes sammen til et indeks.

I forbindelse med Miljøstyrelsens godkendelse af pesticider til brug i Danmark, indgår en vurdering af udvaskningsrisikoen. I sammenhæng hermed er det væsentligt at bemærke, at der er generelle forskelle mellem udviklingen af et generelt miljøindeks, og det arbejde, der foregår med godkendelse af pesticider. I godkendelsesarbejdet indgår primært koncentrationsniveauerne som målestok for midlernes tilstedeværelsen i miljøet, da det alene er den arealspecifikke udvaskning i forhold til fastlagte grænseværdier, der tages i betragtning her. Med arealspecifik anvendelse menes udvaskning per areal, dvs. udvaskningsintensiteten. Derfor kan godkendelsesarbejdet normalt ikke fører til forbud af et stof, alene fordi det bruges på store arealer. Derimod bør et generelt belastningsindeks netop inddrage omfanget af pesticidforbruget, både i form af intensiteten hvormed de enkelte stoffer bruges, og størrelsen af de arealer, midlerne bruges på.

## Redegørelse for beslutningsregel nr. 4

Beslutningsregel nr. 4 kan formelt beskrives ved følgende to sandsynlighedsparameter:

$$P_{A>R} = \frac{N_{A>R}}{N_{A>R} + N_{R>A}} \quad (\text{A.1})$$

$$P_{R>A} = \frac{N_{R>A}}{N_{A>R} + N_{R>A}} = 1 - P_{A>R} \quad (\text{A.2})$$

hvor  $P_{A>R}$  og  $P_{R>A}$  er sandsynlighederne for en rangordning, hvor hhv. en hændelse i A ligger over en hændelse i R og hhv. R over A.  $N_{A>R}$  og  $N_{R>A}$  er antallet af rangordninger hvor hhv. en hændelse i A ligger

over en hændelse i R, hhv. R over A. Hvis  $P_{A>R}$  ligger over 0,5 betyder det, at scenario A har den højeste rang, og hvis  $P_{B>A}$  er over 0,5, vil scenarium A have den mindste rang.

Det er væsentligt at forholde sig kritisk til gyldigheden af punkt 4, idet kriteriet for rangordning af scenarierne er bestemt heraf. Generelt synes det fornuftigt at antage, at hvis det ene scenario er rangordnet over det andet scenario i hver enkelt hændelse, så er dette ene scenario det miljømæssigt mest belastende. Der kunne tænkes en situation, hvor der er et forskelligt antal hændelser i de to scenarier, hvilket kan være problematisk for den valgte beslutningsregel. Dette er dog ikke tilfældet i den konkrete analyse, hvorfor det ikke diskuteres videre her.

To forhold har betydning for metodens brugbarhed, hvis det desuden forudsættes at en rangordning mellem to hændelser er "gyldig" i forhold til faktiske forhold:

For det første er det ikke alle hændelser i ét scenarium der kan sammenlignes med alle hændelserne i det andet scenarium, hvilket giver en ubestemthed til de hændelser, der ikke er blevet rangordnet i forhold til hinanden. Da miljøbelastningen, som den udtrykkes i denne analyse, tager udgangspunkt i både koncentrationsniveau og hyppighed uden at disse sammenvægtes, er denne ubestemthed dog blot et resultat af den meget generelle tilgang.

For det andet kunne det tænkes, at nogle rangordninger mellem to hændelser er mere betydningsfulde end andre. Hvis hver rangordning ikke har samme betydning, kan der opstå en situation, hvor to scenarier rangordnes forkert. I et tilfælde hvor  $P_{A>R} > 0,5$  er det muligt at R burde rangordnes over A i stedet, hvis hver rangordning ikke har sammen betydning. Hvis de rangordninger, hvor en hændelse i R rangordnes over en hændelse A, generelt set har større betydning end de omvendte rangordninger (A over R), så kunne det være at R egentlig burde rangordnes over A, selvom der var flest tilfælde hvor en hændelse i A blev rangordnet over en hændelse i R. Det er oplagt at tro, at to forskellige rangordninger ikke behøver at have samme betydning, så denne problemstilling er reel i vores tilfælde. Det er umuligt præcist at kvantificere denne usikkerhed, men det er muligt at danne sig et indtryk af betydningen alligevel ud fra nogle simple betragtninger.

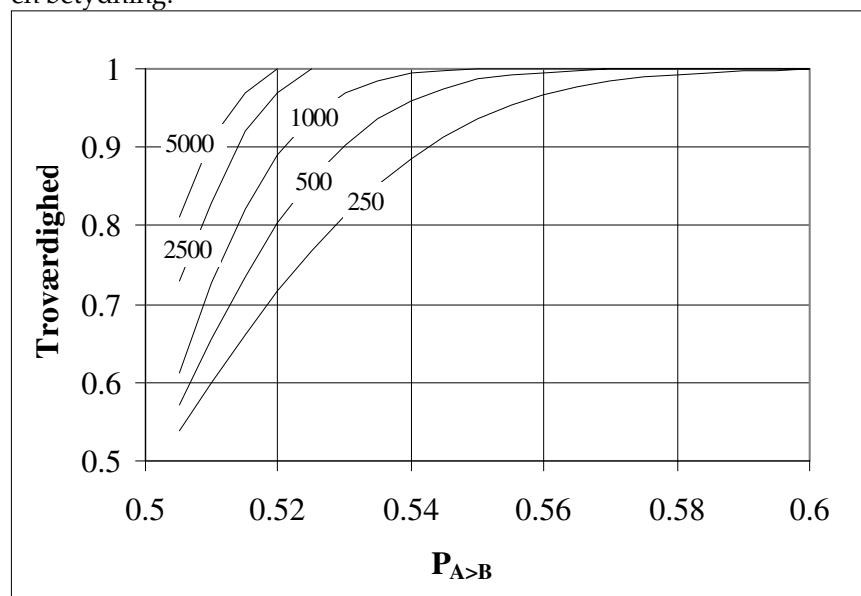
Alle rangordninger mellem hændelser kunne inddeles i to kategorier: (i) Dem der ikke har betydning og (ii) Dem der har betydning. Indenfor hver kategori betragtes alle rangordninger som ligeværdige. Hvis der kun er meget få rangordninger af type (ii), dvs. med betydning, skal der være stor forskel i rangen mellem to scenarier, før der kan drages en sikker konklusion om deres indbyrdes rang. Omvendt hvis næsten alle rangordninger har betydning, vil selv en lille forskel mellem to scenarier med rimelighed kunne være signifikant.

Med udgangspunkt i den simple opdeling i de to typer af rangordninger er det muligt at estimere troværdigheden af  $P_{A>R}$ . Lad os antage at en estimeret  $P_{A>R}$  værdi er udtryk for sandsynligheden for at en tilfældig valgt rangorden mellem scenarium A og R er af typen A>R. Lad os også inddele det samlede antal rangordninger i to puljer: (i)

Dem uden betydning, antal  $N_b$  og (ii) Dem med betydning, antal  $N_b$ . Så kan følgende spørgsmål stilles i tilfælde hvor  $P_{A>R} > 0,5$ : Hvad er sandsynligheden for at antallet af betydningsfulde rangordninger af typen  $R > A$  er større end antallet af betydningsfulde rangordninger af typen  $A > R$  på trods af at  $P_{A>R} > 0,5$ ?

Denne sandsynlighed er et mål for troværdigheden af  $P_{A>R} > 0,5$  set i forhold til den forskellige betydning af rangordningerne. Der er selvfølgelig tale om et groft estimat, som forudsætter, at der kun findes enten betydningsfulde eller ikke betydningsfulde rangordninger, men dette troværdighedsestimat vil give et klart fingerpeg om, hvor pålidelig et estimat af typen  $P_{A>R} > 0,5$  er. Ud fra fastlagte værdier for  $N_b$  og  $P_{A>R}$  er det simpelt at beregne denne troværdighed af påstanden  $P_{A>R} > 0,5$ . Dette er gjort for forskellige værdier af  $N_b$  i figur A.1.

Figur A.1. Beregnet troværdighed baseret på en opdeling i rangordninger, der har hhv. betydning og ikke betydning. Tallene på kurverne svarer til antallet af rangordninger ud af ca. 11.000 rangordninger totalt, der tillægges en betydning.



Valget af  $N_b$  er arbitrært. Det samlede antal rangordninger mellem hændelser i de to scenarier i denne analyse er i størrelsesordenen 10000, så en værdi for  $N_b$  på 1000, vil betyde at ca. 90 procent af de foretagne rangordninger er uden betydning, medens de resterende 10 % bærer hele betydningen. Af figur A.1 fremgår det at  $P_{A>R}$  skal være mindst 0,53, hvis 1000 betydende rangordninger tages som udgangspunkt og der ønskes en rimelig sikker rangordning på et 95 % konfidensniveau.

Sammenholdes resultaterne i tabel 5.6 med kurverne i figur A.1 ses det, at der helst skal være 5000 betydningsfulde hændelser eller derover for at resultaterne er signifikante. Da der ca. foretages 10.000 sammenligninger mellem en hændelse i scenario A og R, synes de aktuelle forskelle mellem de to scenarier beskedne og tæt på metodens følsomhedsgrænse, idet over halvdelen af de foretagne sammenligninger skal være betydningsfulde for at resultatet er signifikant.

### Rangordningsmetodens robusthed overfor varians i data

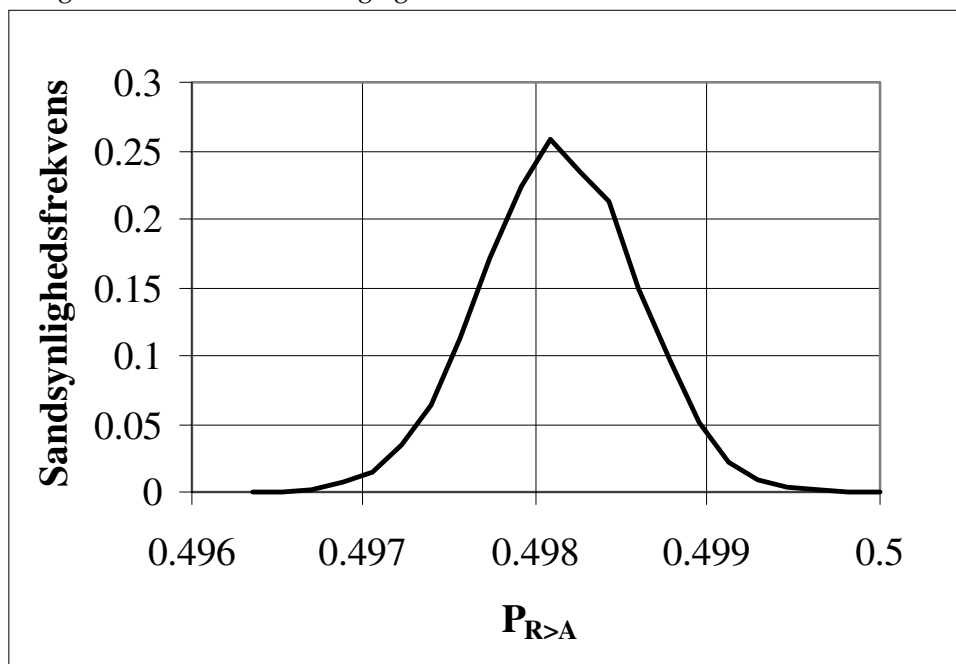
Ved analyse af effekterne af usikkerhed på datainput tages udgangspunkt i de modelberegninger, hvor doseringen fastholdes, da det er disse, der giver den mindste forskel mellem scenarierne. Det vil dermed også være denne rangordning, der er mest følsom overfor usikkerheden i input. Der forudsættes en omvendt lineær korrelation mellem dosering og sprøjtet areal. Som er en naturlig konsekvens af, at det sprøjtede areal beregnes ud fra en forudsat dosering, hvorfor det ville være inkonsistent både at variere dosering og oversprøjtet areal uafhængigt af hinanden. Denne korrelation sikrer også, at det samlede forbrug af hvert aktivstof holdes konstant i overensstemmelse med salgsoplysningerne. Den anvendte variation for doseringen vil være +/- 50 %, hvilket vurderes til at være en overestimering af usikkerheden. Der kan meget vel være større variation mellem enkelt doseringer på markniveau, men da doseringen i modellen dækker over et gennemsnitslig forbrug på landsplan, vurderes det at den anvendte variation er større end den reelle.

Variationerne i  $K_{oc}$  værdierne bestemmes ud fra en dataanalyse udført af Sørensen et al. (1998) på baggrund af data, der er indsamlet af Montgomery (1993). Denne analyse er dog foretaget i forhold til en anden adsorptionskoefficient ( $K_d$ ). Forskellen mellem  $K_{oc}$  og  $K_d$  er at  $K_{oc}$  er bestemt ud fra  $K_d$  divideret med det organiske indhold i den specifikke jord, som indgår i den pågældende test. For nogle stoffer vil  $K_{oc}$  variere mindre end  $K_d$ , men det modsatte kan også være tilfældet. I denne usikkerhedsanalyse forudsættes det dog, at den relative variation i  $K_{oc}$  værdierne er identisk med den relative variation i  $K_d$  værdierne. Sørensen et al. (1998) viste at det var muligt, som en første approksimation, at forudsætte samme relative variation i  $K_d$  værdi for alle aktivstoffer, hvilket selvfølgelig er en grov tilnærmelse. Den variabilitet var tilpasset til en kontinuert ikke-normal fordelingsfunktion med en variationsbredde, der let overholder den variation, der er angivet af Linhard et al. (1999), på 50-200 %, med en tendens til en større variation. En variation på  $K_{oc}$  baseret på en variation mellem enkelt eksperimenter for  $K_d$ , vil overestimere den "virkelige" variation i  $K_{oc}$  parameteren i rangordningsmodellen. Dette skyldes at rangordningen er sat til at repræsentere en slags middelværdi på landsplan for den givne hændelse, men det er umuligt på nuværende tidspunkt at kvantificere den reelle usikkerhed på denne middelværdi.

For nogle stoffer bygger den rapporterede  $K_{oc}$  værdi på grundige overvejelser baseret på mange eksperimenter, medens andre  $K_{oc}$  værdier stort set er baseret på et par enkelttests. Der kan således være stor forskel fra stof til stof på, hvor sikkert den anvendte  $K_{oc}$  værdi repræsenterer et landsmiddel. Ved at påtrykke en overestimeret usikkerhed på alle stoffer opnås der stor sikkerhed for de modelforudsigelser, der trods alt fremstår signifikante. Med denne variation i inputtet er det foretaget en MonteCarlo simulering af situationen med fastholdt dosering og ændret areal, hvor scenarierne er rangordnet 10.000 gange. Valgt af netop denne rangordning skyldes, at det er her, at resultatet ligger tættest på "dødt løb" mellem scenarierne med P værdier tæt på 0,5. Resultatet er vist på figur A.2, og det ses at forudsigelsen af, at scenario R ligger under A, er stærkt signifikant, hvorfor metoden synes meget robust overfor variationer i input på trods af, at der faktisk skal små forskydninger i scenarierne til at æn-

dre på konklusionen. Dette stemmer i øvrigt overens med konklusionen i Sørensen et al., (2000 b).

Figur A.2. Resultatet af 10000 MonteCarlo realiseringer af scenarierangordningen med fasthold dosering og ændret areal.



## Bilagstabeller

### Anvendte $K_{oc}$ værdier

Værdier over 10.000 er blot benævnt >10000, fordi disse værdier er behæftet med stor usikkerhed. For Glyphosinat-ammonium er  $K_{oc}$  sat til 0 fordi dette stof har ekstrem stor opløselighed (1370 g/l, ved 22 °C, Tomlin, 1994), hvilket er en tilnærmelse, men i forbindelse med rangordning betyder det blot, at stoffer får højeste rang med hensyn til  $K_{oc}$  (jvf. tabel 5.2). For Lambda-Cyhalothrin er  $K_{oc}$  værdien estimeret til >10000 l/kg, baseret på en  $\log(K_{ow})$  værdi på 7, der er fundet i Tomlin, (1994).

Bilagstabel 1.  $K_{oc}$  værdier anvendt i scanarieanalyserne. (Kilde: Bichel-Udvalget, 1999; Tomlin, 1994; Linders et al., 1995).

Aktivstof	$K_{oc}$ (l/kg)	Aktivstof	$K_{oc}$ (l/kg)
2,4-D	16	Lambda-cyhalothrin	>10000
Alpha-cypermethrin	4274	Linuron	550
Asulam	128	Malathion	230
Benazolin	67	Maleinhydrazid	0
Bentazon	48	Mancozeb	998
Bromoxynil	327	Maneb	>10000
Carbendazim	225	MCPA	50
Carbofuran	24	Mechlorprop	20
Chlorfenvinphos	1078	Mechlorprop-P	20
Chloridazon	128	Mepiquat-chlorid	57
Chlormequat-chlorid	203	Metalaxyl	54
Chlorothalonil	2803	Metaldehyd	31
Clopyralid	8.4	Metamitron	58
Cyanazin	110	Methabenzthiazuron	810
Cypermethrin	4274	Metribuzin	83
Deltamethrin	>10000	Metsulfuron	31
Desmedipham	10000	Mevinphos	34
Diazinon	318	Napropamid	5031
Dicamba	2	Oxydemeton-methyl	88
Dichlorprop	121	Pendimethalin	>10000
Dichlorprop-P	121	Phenmedipham	2400
Difenzoquat-methylsulfat	62	Pirimicarb	290
Dimethoat	32	Prochloraz	3500
Diquat-dibromid	3	Propamocarb	2359
Esfenvalerat	2700	Propaquizafop	411
Ethephon	2540	Propiconazole	770
Ethofumesat	215	Propineb	>10000
Fenpropimorph	4382	Propyzamid	944
Flamprop-M-isopropyl	216	Prosulfocarb	1693
Fluazifop-p-butyl	5700	Pyridat	>10000
Fluroxypyr	14	Terbuthylazin	220
Glyphosinat-ammonium	0	Thifensulfuron	38
Glyphosat	>10000	Triadimenol	268
Glyphosat-trimesium	>10000	Triallat	2328
Haloxifop-ethoxyethyl	108	Triasulfuron	140
Ioxynil	422	Tribenuron	0
Iprodion	562	Trifluralin	7550
Isoproturon	53	Triflusulfuron	58
Isoxaben	1000	Vinclozolin	314



### Tabeller over hændelser i referencescenariet

Data for hver hændelse i referencescenariet delt op med en tabel for hver afgrødetype. Reduceret dosis er korrigeret for den andel af totaldosis, som afsættes på afgrøder, dvs. reduceret dosis svarer til afsætningen på jorden. Kilder: Bekæmpelsesmiddelstatistikken for 1998 (doser), Vejledning i planteværn 1995 (doser og afgrødedække), Streibig og Olorfdotter (1996) omkring afsætning på jorden; Rapport fra Bicheludvalget om Miljø og Sundhed, Linders et al., 1995 og Tomlin, 1994:  $K_{oc}$ .

Bilagstabel 2. Vintersæd.

Korn, vintersæd	Reduceret dosis (g/ha)	Middelareal (ha)	$K_{oc}$ (l/kg)
2,4-D	900	7633	16
Bromoxynil	180	4251	327
Clopyralid	50	27677	8,4
Dichlorprop	1170	1328	121
Dichlorprop-P	702	1712	121
Difenzoquat-methylsulfat	542,5	592	62
Flamprop-M-isopropyl	180	9419	216
Fluroxypyr	79,2	52732	14
Ioxynil	300	271611	422
Isoproturon	812,5	336427	53
Isoxaben	80	38246	1000
MCPA	675	58525	50
Mechlorprop	1500	3590	20
Mechlorprop-P	810	19363	20
Methabenzthiazuron	1625	3890	810
Metsulfuron	6	110133	31
Pendimethalin	1280	102462	10000
Prosulfocarb	2240	15748	1693
Triasulfuron	3,2	12792	140
Tribenuron	6	254176	0,00
Trifluralin	810	3299	7550
Chlormequat-chlorid	598	214530	203
Ethephon	48	15061	2540
Mepiquat-chlorid	120	6430	57
Alpha-cypermethrin	6,25	60430	4274
Cypermethrin	6,25	34980	4274
Deltamethrin	3,125	13871	10000
Dimethoat	400	66877	32
Esfenvalerat	5	131344	2700
Lambda-cyhalothrin	3,75	46255	10000
Metaldehyd	750	349	31
Oxydemeton-methyl	50	242	88
Pirimicarb	62,5	96308	290

Bilagstabel 3. Vårsæd.

Korn, vårsæd	Reduceret dosis (g/ha)	Middelareal (ha)	Koc (l/kg)
2,4-D	600	8413	16
Bentazon	216	35836	48
Bromoxynil	180	4251	327
Clopyralid	50	13807	8,4
Dichlorprop	1170	14613	121
Dichlorprop-P	702	73604	121
Difenzoquat-methylsulfat	542,5	15346	62
Flamprop-M-isopropyl	180	9419	216
Fluroxypyr	69,3	5859	14
Ioxynil	300	57836	422
Isoproturon	650	22098	53
MCPA	675	121745	50
Mechlorprop	1950	1638	20
Mechlorprop-P	810	3202	20
Thifensulfuron	6	17400	38
Triallat	1600	20	2328
Triasulfuron	3,2	61503	140
Tribenuron	6	126120	0
Ethephon	24	4966	2540
Alpha-cypermethrin	6,25	45451	4274
Cypermethrin	6,25	44640	4274
Deltamethrin	3,125	12157	10000
Dimethoat	150	36083	32
Esfenvalerat	5	111125	2700
Lambda-cyhalothrin	3,75	38465	10000
Oxydemeton-methyl	50	81	88
Pirimicarb	62,5	58981	290

Bilagstabel 4. Vinterraps.

Vinterraps	Reduceret dosis (g/ha)	Middelareal (ha)	Koc(l/kg)
Benazolin	187,5	1431	67
Clopyralid	60	13618	8,4
Cyanazin	150	18433	110
Fluazifop-p-butyl	93,75	6208	5700
Haloxifop-ethoxyethyl	93,75	8024	108
Napropamid	675	7456	5031
Propaquizafop	56,25	2189	411
Propyzamid	375	37414	944
Trifluralin	860	21087	7550
Alpha-cypermethrin	6,25	22985	4274
Cypermethrin	10	20970	4274
Deltamethrin	3,75	5613	10000
Esfenvalerat	7,5	52371	2700
Lambda-cyhalothrin	3,75	18312	10000
Metaldehyd	750	158	31

Bilagstabel 5. Vårraps.

Vårraps	Reduceret dosis (g/ha)	Middelareal (ha)	Koc (l/kg)
Benazolin	187,5	12162	67
Clopyralid	50	13618	8,4
Cyanazin	100	18126	110
Fluazifop-p-butyl	187,5	4139	5700
Napropamid	450	940	5031
Propaquizafop	112,5	1459	411
Trifluralin	860	5480	7550
Alpha-cypermethrin	6,25	11065	4274
Cypermethrin	10	11520	4274
Deltamethrin	2,5	3177	10000
Esfenvalerat	5	28608	2700
Lambda-cyhalothrin	3,75	9827	10000

Bilagstabel 6. Andre frøafgrøder.

Andre frøafgrøder	Reduceret dosis (g/ha)	Middelareal (ha)	Koc (l/kg)
2,4-D	750	260	16
Asulam	400	1512	128
Bentazon	720	1158	48
Clopyralid	75	22325	8,4
Fluazifop-p-butyl	187,5	5173	5700
Glyfosinat-ammonium	60	569	0
Haloxifop-ethoxyethyl	187,5	8024	108
Linuron	750	3900	550
Mechlorprop	1500	703	20
Mechlorprop-P	900	2348	20
Methabenzthiazuron	1837,5	4102	810
Propaquizafop	112,5	1253	411
Alpha-cypermethrin	10	8577	4274
Cypermethrin	10	7785	4274
Deltamethrin	2,5	2081	10000
Esfenvalerat	5	19447	2700
Lambda-cyhalothrin	3,75	6805	10000

Bilagstabel 7. Kartoffler.

Kartofler	Reduceret dosis (g/ha)	Middelareal (ha)	Koc (l/kg)
Diquat-dibromid	500	34588	3
Linuron	375	2600	550
Metribuzin	122,5	27837	83
Prosulfocarb	1400	10499	1693
Alpha-cypermethrin	6,25	2747	4274
Cypermethrin	10	2385	4274
Deltamethrin	3,75	630	10000
Esfenvalerat	6,25	5970	2700
Lambda-cyhalothrin	3,75	2102	10000
Pirimicarb	75	2457	290

Bilagstabel 8. Roer.

Roer	Reduceret dosis (g/ha)	Middelareal (ha)	Koc (l/kg)
Benazolin	187,5	715	67
Chloridazon	2600	5897	128
Clopyralid	75	28371	8,4
Ethofumesat	300	59093	215
Fluazifop-p-butyl	281,25	16167	5700
Haloxyfop-ethoxyethyl	187,5	10029	108
Metamitron	3500	68010	58
Phenmedipham	540	77143	2400
Propaquizafop	112,5	6079	411
Triflusulfuron	22,5	3889	58
Alpha-cypermethrin	6,25	23322	4274
Carbofuran	600	1200	24
Cypermethrin	7,5	21590	4274
Deltamethrin	3,75	5803	10000
Dimethoat	150	24107	32
Esfenvalerat	6,25	53908	2700
Lambda-cyhalothrin	3,75	18810	10000
Malathion	463	538	230
Oxydemeton-methyl	100	606	88
Pirimicarb	75	98302	290

Bilagstabel 9. Ærter.

Ærter	Reduceret dosis (g/ha)	Middelareal (ha)	Koc (l/kg)
Bentazon	360	61647	48
Cyanazin	100	32687	110
Fluazifop-p-butyl	187,5	7761	5700
Glyphosat	126	22693	10000
Glyphosat-trimesium	126	6608	10000
MCPA	133	27065	50
Pendimethalin	600	48029	10000
Propaquizafop	75	2735	411
Terbuthylazin	315	6473	220
Trifluralin	720	11433	7550
Alpha-cypermethrin	7,5	13941	4274
Cypermethrin	10	13230	4274
Deltamethrin	3,125	3575	10000
Dimethoat	150	2675	32
Esfenvalerat	6,25	32983	2700
Lambda-cyhalothrin	3,75	11470	10000
Oxydemeton-methyl	75	40	88
Pirimicarb	62,5	14745	290

Bilagstabel 10. Majs.

Majs	Reduceret dosis (g/ha)	Middelareal (ha)	Koc (l/kg)
Bentazon	250	13087	48
Pyridat	675	20695	10000
Terbuthylazin	862,5	22910	220
Alpha-cypermethrin	10	1943	4274
Carbofuran	650	240	24
Cypermethrin	10	1800	4274
Deltamethrin	3,75	484	10000
Dimethoat	150	386	32
Esfenvalerat	12,5	4492	2700
Lambda-cyhalothrin	7,5	1567	10000

Bilagstabel 11. Grøntsager.

Grøntsager	Reduceret dosis (g/ha)	Middelareal (ha)	Koc (l/kg)
Fluazifop-p-butyl	281,25	1617	5700
Glyfosinat-ammonium	600	569	0
Ioxynil	379,5	1195	422
Linuron	750	2167	550
Napropamid	450	6109	5031
Pendimethalin	2000	5283	10000
Propaquizafop	75	608	411
Trifluralin	860	1096	7550
Maleinhydrazid	600	632	0
Alpha-cypermethrin	10	1943	4274
Carbofuran	900	360	24
Chlorfenvinphos	1500	456	1078
Cypermethrin	10	1800	4274
Deltamethrin	3,75	484	10000
Diazinon	924	346	318
Esfenvalerat	7,5	4492	2700
Lambda-cyhalothrin	7,5	1567	10000
Mevinphos	83,5	1008	34

Bilagstabel 12. Græs og kløver.

Græs og kløver	Reduceret dosis (g/ha)	Middelareal (ha)	Koc (l/kg)
2,4-D	1000	195	16
Diquat-dibromid	350	7095	2,630268
Alpha-cypermethrin	10	1943	4274
Cypermethrin	10	1800	4274
Deltamethrin	3,75	484	10000
Dimethoat	400	3884	32
Esfenvalerat	12,5	4492	2700
Lambda-cyhalothrin	7,5	1567	10000
Malathion	463	538	230

# Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser  
Frederiksborgvej 399  
Postboks 358  
4000 Roskilde  
Tlf.: 46 30 12 00  
Fax: 46 30 11 14

*Direktion og Sekretariat*  
*Forsknings- og Udviklingssektion*  
*Afd. for Atmosfærisk Miljø*  
*Afd. for Havmiljø*  
*Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi*  
*Afd. for Miljøkemi*  
*Afd. for Systemanalyse*  
*Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Vejsøvej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
Tlf.: 89 20 14 00  
Fax: 89 20 14 14

*Afd. for Sø- og Fjordøkologi*  
*Afd. for Terrestrisk Økologi*  
*Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Grenåvej 12-14, Kalø  
8410 Rønde  
Tlf.: 89 20 17 00  
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Landskabsøkologi*  
*Afd. for Kystzoneøkologi*

## Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

## Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

### 1999

- Nr. 302: Pesticider 1 i overfladevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 322 s., 150,00 kr.
- Nr. 303: Ecological Risk Assessment of Genetically Modified Higher Plants (GMHP). Identification of Data Needs. By Kjær, C., Damgaard, C., Kjellsson, G., Strandberg, B. & Strandberg, M. 32 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 304: Overvågning af fugle, sæler og planter 1998-99, med resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.). 81 s., 70,00 kr.
- Nr. 305: Interkalibrering omkring bestemmelse af imposex- og intersextadier i marine snegle. Resultat af workshop afholdt den 30.-31. marts 1999 af Det Marine Fagdatacenter. Af Strand, J. & Dahl, K. (i trykken).
- Nr. 306: Mercury in Soap in Tanzania. By Glahder, C.M., Appel, P.W.U. & Asmund, G. 19 pp., 60,00 kr.

### 2000

- Nr. 307: Cadmium Toxicity to Ringed Seals (*Phoca hispida*). An Epidemiological Study of possible Cadmium Induced Nephropathy and Osteodystrophy in Ringed Seals from Qaanaaq in Northwest Greenland. By Sonne-Hansen, C., Dietz, R., Leifsson, P.S., Hyldstrup, L. & Riget, F.F. (in press)
- Nr. 308: Økonomiske og miljømæssige konsekvenser af merkedsordningerne i EU's landbrugsreform. Agenda 2000. Af Andersen, J.M., Bruun et al. 63 s., 75,00 kr.
- Nr. 309: Benzene from Traffic. Fuel Content and Air Concentrations. By Palmgren, F., Hansen, A.B., Berkowicz, R. & Skov, H. 42 pp., 60,00 DKK.
- Nr. 310: Hovedtræk af Danmarks Miljøforskning 1999. Nøgleindtryk fra Danmarks Miljøundersøgelses jubilæumskonference Dansk Miljøforskning. Af Secher, K. & Bjørnsen, P.K. 104 s., 100,00 kr.
- Nr. 311: Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion. Af Andersen, J.M., Asman, W.A.H., Hald, A.B., Münier, B. & Bruun, H.G. 104 s., 110,00 kr.
- Nr. 312: Effekt af døgnregulering af jagt på gæs. Af Madsen, J., Jørgensen, H.E. & Hansen, F. 64 s., 80,00 kr.
- Nr. 313: Tungmetalledfald i Danmark 1998. Af Hovmand, M. & Kemp, K. 26 s., 50,00 kr.
- Nr. 314: Virkemidler i pesticidpolitikken. Reduktion af pesticidanvendelsen på behandlede jordbrugsarealer. Af Hasler, B., Schou, J.S., Ørum, J.E. & Gårn Hansen, L. (i trykken)
- Nr. 315: Ecological Effects of Allelopathic Plants – a Review. By Kruse, M., Strandberg, M. & Strandberg, B. 64 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 316: Overvågning af trafikens bidrag til lokal luftforurening (TOV). Målinger og analyser udført af DMU. Af Hertel, O., Berkowicz, R., Palmgren, F., Kemp, K. & Egeløv, A. 28 s. (Findes kun i elektronisk udgave)
- Nr. 317: Overvågning af bæver *Castor fiber* efter reintroduktion på Klosterheden Statsskovdistrikt 1999. Red. Berthelsen, J.P. 37 s., 40,00 kr.
- Nr. 318: Order Theoretical Tools in Environmental Sciences. Proceedings of the Second Workshop October 21st, 1999 in Roskilde, Denmark. By Sørensen, P.B. et al. 170 pp., 150,00 DKK.
- Nr. 319: Forbrug af økologiske fødevarer. Del 2: Modellering af efterspørgsel. Af Wier, M. & Smed, S. 184 s., 150,00 kr.
- Nr. 320: Transportvaner og kollektiv trafikforsyning. ALTRANS. Af Christensen, L. 154 s., 110,00 kr.
- Nr. 321: The DMU-ATMI THOR Air Pollution Forecast System. System Description. By Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Berkowicz, R., Kemp, K. & Palmgren, F. 60 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 322: Bevaringsstatus for naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet. Af Pihl, S., Søgaard, B., Ejrnæs, R., Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. & Laursen, J.S. (i trykken)
- Nr. 323: Tests af metoder til marine vegetationsundersøgelser. Af Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Middelboe, A.L., Dahl, K., Hansen, J. Larsen, S.E. (in press)
- Nr. 324: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1999/2000 i Danmark. Wing Survey from the Huntig Season 1999/2000 in Denmark. Af Clausager, I. (in press)
- Nr. 325: Safety-Factors in Pesticide Risk Assessment. Differences in Species Sensitivity and Acute-Chronic Relations. By Elmegaard, N. & Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M. (in press)



Formålet med rapporten er at beskrive og diskutere mulighederne for at foretage integrerede økonomiske og miljømæssige analyser af landbrugets pesticidanvendelse på sektorniveau. Der beskrives en mulig kobling af generelle landbrugsdata, landbrugsøkonomimodel- len ESMERALDA og en pesticidmiljømodel, der beskriver risikoen for pesticidudvaskning. Endvidere demonstreres analyse-konceptet i en analyse af risikoen for udvaskning af pesticider efter gennemførelse af AGENDA 2000 reformen af EU's landbrugspolitik, og der peges på mulige forbedringer af analysegrundlaget, hvor især udarbejdelse af en pesticidforbrugsstatistik anbefales.

Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

ISBN 87-7772-563-8  
ISSN (trykt) 0905-815x  
ISSN (elektronisk) 1600-0048

## Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

### 1999

- Nr. 302: Pesticider 1 i overfladevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 322 s., 150,00 kr.
- Nr. 303: Ecological Risk Assessment of Genetically Modified Higher Plants (GMHP). Identification of Data Needs. By Kjær, C., Damgaard, C., Kjellsson, G., Strandberg, B. & Strandberg, M. 32 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 304: Overvågning af fugle, sæler og planter 1998-99, med resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.). 81 s., 70,00 kr.
- Nr. 305: Interkalibrering omkring bestemmelse af imposex- og intersextadier i marine snegle. Resultat af workshop afholdt den 30.-31. marts 1999 af Det Marine Fagdatacenter. Af Strand, J. & Dahl, K. (i trykken).
- Nr. 306: Mercury in Soap in Tanzania. By Glahder, C.M., Appel, P.W.U. & Asmund, G. 19 pp., 60,00 kr.

### 2000

- Nr. 307: Cadmium Toxicity to Ringed Seals (*Phoca hispida*). An Epidemiological Study of possible Cadmium Induced Nephropathy and Osteodystrophy in Ringed Seals from Qaanaaq in Northwest Greenland. By Sonne-Hansen, C., Dietz, R., Leifsson, P.S., Hyldstrup, L. & Riget, F.F. (in press)
- Nr. 308: Økonomiske og miljømæssige konsekvenser af merkedsordningerne i EU's landbrugsreform. Agenda 2000. Af Andersen, J.M., Bruun et al. 63 s., 75,00 kr.
- Nr. 309: Benzene from Traffic. Fuel Content and Air Concentrations. By Palmgren, F., Hansen, A.B., Berkowicz, R. & Skov, H. 42 pp., 60,00 DKK.
- Nr. 310: Hovedtræk af Danmarks Miljøforskning 1999. Nøgleindtryk fra Danmarks Miljøundersøgelses jubilæumskonference Dansk Miljøforskning. Af Secher, K. & Bjørnsen, P.K. 104 s., 100,00 kr.
- Nr. 311: Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion. Af Andersen, J.M., Asman, W.A.H., Hald, A.B., Münier, B. & Bruun, H.G. 104 s., 110,00 kr.
- Nr. 312: Effekt af døgnregulering af jagt på gæs. Af Madsen, J., Jørgensen, H.E. & Hansen, F. 64 s., 80,00 kr.
- Nr. 313: Tungmetalledfald i Danmark 1998. Af Hovmand, M. & Kemp, K. 26 s., 50,00 kr.
- Nr. 314: Virkemidler i pesticidpolitikken. Reduktion af pesticidanvendelsen på behandlede jordbrugsarealer. Af Hasler, B., Schou, J.S., Ørum, J.E. & Gårn Hansen, L. (i trykken)
- Nr. 315: Ecological Effects of Allelopathic Plants – a Review. By Kruse, M., Strandberg, M. & Strandberg, B. 64 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 316: Overvågning af trafikens bidrag til lokal luftforurening (TOV). Målinger og analyser udført af DMU. Af Hertel, O., Berkowicz, R., Palmgren, F., Kemp, K. & Egeløv, A. 28 s. (Findes kun i elektronisk udgave)
- Nr. 317: Overvågning af bæver *Castor fiber* efter reintroduktion på Klosterheden Statsskovdistrikt 1999. Red. Berthelsen, J.P. 37 s., 40,00 kr.
- Nr. 318: Order Theoretical Tools in Environmental Sciences. Proceedings of the Second Workshop October 21st, 1999 in Roskilde, Denmark. By Sørensen, P.B. et al. 170 pp., 150,00 DKK.
- Nr. 319: Forbrug af økologiske fødevarer. Del 2: Modellering af efterspørgsel. Af Wier, M. & Smed, S. 184 s., 150,00 kr.
- Nr. 320: Transportvaner og kollektiv trafikforsyning. ALTRANS. Af Christensen, L. 154 s., 110,00 kr.
- Nr. 321: The DMU-ATMI THOR Air Pollution Forecast System. System Description. By Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Berkowicz, R., Kemp, K. & Palmgren, F. 60 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 322: Bevaringsstatus for naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet. Af Pihl, S., Søgaard, B., Ejrnæs, R., Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. & Laursen, J.S. (i trykken)
- Nr. 323: Tests af metoder til marine vegetationsundersøgelser. Af Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Middelboe, A.L., Dahl, K., Hansen, J. Larsen, S.E. (in press)
- Nr. 324: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1999/2000 i Danmark. Wing Survey from the Huntig Season 1999/2000 in Denmark. Af Clausager, I. (in press)
- Nr. 325: Safety-Factors in Pesticide Risk Assessment. Differences in Species Sensitivity and Acute-Chronic Relations. By Elmegaard, N. & Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M. (in press)