

Værdisætning af
pesticidanvendelsens natur- og
miljøeffekter. Bilagsrapport

Jesper Schou, Anna Bodil Hald og Pernille Kaltoft
Danmarks Miljøundersøgelser

Nina Kjær Pedersen og Christian Andreasen
Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole

Henrik Vetter
Statsbiblioteket

Berit Hasler og Charlotte Juel Petersen
Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

BILAG A. LITTERATURREVIEWS I PROJEKTET	9
INDLEDNING	10
SAMMENFATNING	11
DET NATURVIDENSKABELIGE GRUNDLAG	11
MULIGHEDERNE FOR VÆRDISÆTNINGSSTUDIER PÅ PESTICIDOMRÅDET	11
BETYDNINGEN AF "PESTICIDER" SOM ÅRSAGSFAKTOR	13
DEL 1. LITTERATURREVIEW VEDR. NATURVIDENSKABELIGE STUDIER AF EFFEKTERNE VED ÆNDRET PESTICIDANVENDELSE	14
EFFEKTER AF PESTICIDER OG PESTICIDOPHØR PÅ DEN VILDE FLORA	14
<i>Ændringer i forekomst og udbredelse af floraen i agerlandskabet</i>	14
<i>Effekter af herbicider på ikke-målgruppearter</i>	16
<i>Effekter af afdrift af herbicider på nabobiotoper til marker i omdrift</i>	16
<i>Effekter på floraen i hegn</i>	17
<i>Effekter på floraen i markskel</i>	17
<i>Effekter på udyrkede arealer som følge af atmosfærisk nedfald</i>	18
<i>Effekter ved brug af lavere dosis herbicid</i>	18
<i>Effekter ved nedsatte herbiciddoser eller ved ophør med sprøjtning på dyrkede arealer ved omlægning til økologisk eller integreret landbrug</i>	19
<i>Forskelle i ukrudtsvegetationen i konventionelle og økologiske marker</i>	19
<i>Effekter af ophør med herbicidsprøjtning i marker</i>	21
<i>Sprøjtefrie randzoner</i>	21
<i>Effekter ved omlægning til brakmark</i>	22
EFFEKTER AF PESTICIDER OG PESTICIDOPHØR PÅ LEDDYR	23
<i>De funktionelle grupper af leddyr</i>	24
<i>Ændringer i forekomst og udbredelse af leddyrfaunaen i agerlandskabet</i>	24
<i>Direkte og indirekte effekter af pesticider på leddyr</i>	25
<i>Effekter af pesticider på generalist rovdyr</i>	26
<i>Effekter af pesticider på specialist rovdyr</i>	27
<i>Effekter på fuglefødemner</i>	28
EFFEKTER AF PESTICIDER PÅ ANDRE IKKE-MÅLGRUPPE LEDDYR	30
<i>Andre tovingede insekter (Diptera) end svirrefluer</i>	30
<i>Sommerfugle og møl (Lepidoptera)</i>	31
<i>Betydningen af udyrkede nabohabitater til marker i omdrift for leddyr i marken</i>	34
<i>Effekter ved brug af reducerede pesticiddoseringer</i>	35
<i>Forskelle i leddyrbestanden i konventionelle og økologiske marker</i>	35
<i>Sprøjtefrie randzoner</i>	37
<i>Effekter ved omlægning til brakmarker</i>	38
JORDBUNDENS DYR	38
EFFEKTER AF PESTICIDER OG PESTICIDOPHØR PÅ FUGLE	40
<i>Ændringer i forekomst og udbredelse af fuglefaunaen i agerlandskabet</i>	40
<i>Indirekte effekter på fugle</i>	40
<i>Direkte effekter på fugle</i>	43
<i>Sprøjtefrie randzoner</i>	44
<i>Forskelle i fuglefaunaen i konventionelle og økologiske marker</i>	44
<i>Effekter ved omlægning til brakmark</i>	45
EFFEKTER AF PESTICIDER OG PESTICIDOPHØR PÅ PATTEDYR	46
<i>Direkte effekter på pattedyr</i>	46

<i>Indirekte effekter på pattedyr</i>	46
<i>Sprøjtefrie randzoner</i>	47
<i>Effekter ved omlægning til brakmark</i>	47
RESUMÉ	47
DEL 2. GRUNDLAGET FOR ØKONOMISK VÆRDISÆTNING SAMT HIDTIDIGE ERFARINGER	50
ØKONOMISK VÆRDISÆTNING	50
<i>Baggrund</i>	50
<i>Anvendelse af værdisætningsstudier</i>	50
<i>Formål og indhold af gennemgangen</i>	52
DEN ØKONOMISKE RAMME FOR VÆRDISÆTNING	52
<i>Grundlæggende antagelser ved økonomisk værdisætning</i>	52
<i>Naturgoder som en vare</i>	53
<i>Metoder til økonomisk værdisætning</i>	54
<i>Indirekte værdisætningsmetoder</i>	56
<i>Direkte værdisætningsmetoder</i>	56
<i>NOAA-panelets anbefalinger</i>	58
ERFARINGER MED ØKONOMISK VÆRDISÆTNING	60
<i>Anvendelse i USA</i>	60
<i>Generelle metodiske aspekter</i>	61
GENEREL LITTERATUROVERSIGT	62
<i>Beskrivelse af værdisætnings-litteraturen</i>	62
<i>Tre eksempler på opgørelse af natureffekter</i>	64
VÆRDISÆTNINGSSTUDIER VEDRØRENDE PESTICIDER	66
<i>Oversigt over pesticid-værdisætningsstudier</i>	66
<i>Studier af reduceret pesticidanvendelse</i>	67
<i>Effekter af pesticidanvendelse</i>	68
MULIGHEDER FOR ØKONOMISK VÆRDISÆTNING AF PESTICIDANVENDELSENS NATUREFFEKTER	70
<i>Effekter og værdisætningsmetoder</i>	70
<i>Sundhedseffekter</i>	71
<i>Natureffekter</i>	72
<i>Værdi og årsagssammenhæng</i>	72
<i>Tilgange til værdisætning af pesticidanvendelsens natureffekter</i>	72
REFERENCER	75
REFERENCE LISTE – NATURVIDENSKABELIG DEL	75
REFERENCELISTE – SAMFUNDSVIDENSKABELIG DEL	88
BILAG B. DESIGN OG RESULTATER FRA SPØRGEUNDERSØGELSEN	93
FORMÅL MED SPØRGEUNDERSØGELSEN	94
SPØRGEMATERIALET	96
SPØRGEUNDERSØGELSENS GENNEMFØRSEL	99
DESKRIPTIV ANALYSE AF RESULTATERNE	100
ESTIMERING AF BETALINGSVILJE (STATISTISK ANALYSE)	105
ØKONOMETRISK ANALYSE	105
DEN INDIREKTE NYTTEFUNKTION	106
MPA-METODEN	107
RANGORDNEDE DATA	108
RESULTATER	108
FORTOLKNING AF RESULTATERNE	109

DISKUSSION	110
LITTERATUR	111
BILAG C. SPØRGEUNDERSØGELSE: MERE NATUR I LANDBRUGET	115
FORKLARING TIL SPØRGEMATERIALET	116
INTRODUKTION	117
BAGGRUNDSINFORMATION	118
RANGORDNING AF FORSKELLIGE FORMER FOR LANDBRUGSDRIFT	119
GENERELLE SPØRGSMÅL	120
MULIG EKSTRA INFORMATION VEDR. STIGNINGEN I BRØDPRISEN I TABEL 1, SOM INTERVIEWEREN KAN GIVE PÅ OPFØRDRING	121
MULIG EKSTRA INFORMATION TIL TILLÆGSSPØRGSMÅLET TIL TABEL 1 VEDR. OPHØR MED PESTICIDANVENDELSE, SOM INTERVIEWEREN KAN GIVE PÅ OPFØRDRING	122
BILAG D. KVALITATIV INTERVIEWUNDERSØGELSE	125
BAGGRUND	126
FORMÅL	128
METODEVALG	129
UDVÆLGELSESKRITERIER	130
PROFILER	131
KONVENTIONEL (266:22:7)	131
PESTICIDFØLSOM (266:5:5)	131
NATURVENLIG (266:49:41)	132
BIODIVERSITET VIGTIGERE END PESTICIDER (266:7:7)	132
IKKE FORETAGET RANGORDNING (266:14:9)	132
OM DE UDVALGTE INTERVIEWPERSONER	133
EVALUERING AF UDVALGTE INTERVIEWPERSONER	133
INTERVIEWGUIDE	134
RESPONDENTERNES FORHOLD TIL NATUR, FØDEVARER, LANDBRUG OG MILJØ	134
REAKTION PÅ GALLUP-SPØRGEUNDERSØGELSEN	136
BORGER ELLER FORBRUGER	137
SAMMENHÆNG MELLEM UDTRYKTE HOLDNINGER OG HANDLINGER	138
KONKLUSION	138
INTERVIEWGUIDE	140
INTRODUKTION	140
BAGGRUNDSINFORMATION	140
LITTERATUR	142

BILAG E. MULIGHEDER FOR GENERALISERING OG OVERFØRSEL AF RESULTATER MED BENEFIT TRANSFER	145
SAMMENDRAG OG KONKLUSION	146
INDLEDNING	149
BENEFIT TRANSFER – INTRODUKTION TIL METODEN	151
ANVENDELSE AF BENEFIT TRANSFER	151
BENEFIT TRANSFER -METODER	151
HVORNÅR BØR BENEFIT TRANSFER VÆLGES?	154
KRITERIER FOR BENEFIT TRANSFER FRA LITTERATUREN	155
EKSEMPLER PÅ BENEFIT TRANSFER FRA LITTERATUREN	158
BENEFIT TRANSFER STUDIER OG TESTS AF BENEFIT TRANSFER	158
OPGØRELSER AF ”OVERFØRSELSFEJL” VED BENEFIT TRANSFER	160
METAANALYSE	161
OPSAMLING	162
BENEFIT TRANSFER OG CHOICE MODELLING METODERNE	163
BENEFIT TRANSFER OG CHOICE MODELLING – ET EKSEMPEL	163
CHOICE EXPERIMENTS OG BENEFIT TRANSFER - EKSEMPLER	164
POTENTIELLE PROJEKTER FOR BENEFIT TRANSFER TIL DANSKE FORHOLD	165
KRITERIER FOR UDVALGET AF STUDIER	165
KRITERIER FOR VURDERING AF EGNETHED TIL BENEFIT TRANSFER- REVISED	165
VÆRDISÆTNING AF EFFEKTER AF PESTICIDANVENDELSE	166
OPSAMLLENDE VURDERING AF POTENTIELLE PROJEKTER FOR BENEFIT TRANSFER	172
KRAV TIL STUDIEPROJEKTET MED HENBLIK PÅ AT UDFØRE BENEFIT TRANSFER	173
OPSAMLING PÅ KRITERIER IFT. PILOTSTUDIET	173
KONKRETE ANVISNINGER TIL PILOTSTUDIET	173
REFERENCER:	175

Bilag A. Litteraturreviews i projektet

Jesper S. Schou
Anna Bodil Hald
Pernille Kaltoft
Danmarks Miljøundersøgelser

Nina Kjær Pedersen
Christian Andreasen
Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole

Henrik Vetter
Statsbibliotket, Århus

Berit Hasler
*Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut (fra 1. oktober
2002 Danmarks Miljøundersøgelser)*

Indledning

I denne årsrapport sammenfattes det arbejde som blev udført i 2001 i regi af projektet under Miljøstyrelsens Pesticidforskningsprogram: *Værdisætning af pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter*.

Projektet blev igangsat 1. marts 2001, men som følge af, at flere af projektdeltagerne var engageret i udredningsarbejde for Wilhjelmudvalget i perioden maj-juli, blev der foretaget en justering af tidsplanen. Dette betød, at igangsættelsen af projektets empiriske del blev udskudt til 2002. Derfor vedrører denne årsrapport alene arbejdet udført under projektets del 1 omfattende: a) Metoder til værdisætning og relevante anvendelsesområder og b) Pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter, medens gennemførelsen af del 2: Værdisætning anvendt i praksis følger i 2002.

Indholdet i denne årsrapport fokuseres således på mulighederne for at gennemføre danske værdisætningsstudier på pesticidområdet, idet der er foretaget en afgrænsning til natur- og miljøeffekterne. Dette omfatter en gennemgang af det naturvidenskabelige grundlag for beskrivelse af årsagsvirkningssammenhænge, som værdisætningsstudier på pesticidområdet kunne baseres på, hvilke internationale værdisætningsstudier der er gennemført, samt hvilke metoder og hvilke effekter, der kunne tænkes inddraget i danske studier på området.

Årsrapporten indledes med en kort sammenfatning af de foreløbige resultater og konklusioner som leder frem til en diskussion af mulighederne for gennemførelse af danske værdisætningsstudier på pesticidområdet. Herefter præsenteres arbejdet fra de naturvidenskabelige undersøgelser: Litteraturreview vedr. naturvidenskabelige studier af effekterne ved ændret pesticidanvendelse udført af Christian Andreasen og Ninna Kjær-Pedersen efterfulgt af arbejdet vedr. Grundlaget for økonomisk værdisætning og hidtidige erfaringer, der er udarbejdet af Henrik Vetter, Jesper S. Schou og Berit Hasler. De øvrige projektdeltagere har bidraget ved diskussion af analyserne. Det skal bemærkes at arbejdet vedr. mulighederne for benefit transfer, ikke er medtaget i årsrapporten, idet færdiggørelsen af arbejdet er rykket til 2002 som følge af revisionen af tidsplanen.

Sammenfatning

Det naturvidenskabelige grundlag

Reduceret pesticidanvendelse har i de fleste undersøgelser vist sig at medføre en øget dækningsgrad af vilde plantearter og en generel forøget biodiversitet. Det er imidlertid vanskeligt at forudsige præcist, hvilke ændringer der vil forekomme på et givet markareal. Floraændringerne er afhængige af en række forhold så som jordens frøbeholdning og mængden af regenerative vegetativ stængel og roddele samt muligheden for tilførsel af vilde planter fra naboarealer og markskel i form af frøspredning- og vegetativ indvandring. Floraen er fundamentet for faunaen og en stigende floradiversitet og planteantal vil som oftest medføre øget faunadiversitet og et øget antal dyr, men faunaforøgelsen vil ligeledes afhænge af naboarealernes egenskaber som fx spredningsmuligheder, overvintringsmuligheder og redepladser.

Generelt må det således forventes, at antallet af dyr og planter i marker vil forøges ved pesticidfri dyrkning. Jo større arealer der dyrkes pesticidfrit eller med reduceret pesticidanvendelse, jo større effekter på biodiversiteten, om end effekterne ikke kan forventes at stige proportionalt med fx antallet af km randzone, der dyrkes pesticidfrit. Virkningen vil helt afhænge af landskabet generelle homogenitet (topografi, jordbundsforhold, forekomst af forskellige biotoper, etc.) og effekterne vil derfor været meget forskellige fra sted til sted. I nogle tilfælde en flerfarvet blomstrende flora, med et stort insektliv med deraf følgende mulighed for et rigere fugleliv end tidligere. I andre tilfælde vil der opnås en relativ ensartet vegetation bestående af græsser eller høje grønne planter som hvidmelet gåsefod eller at arealet gror til med nælder.

Mulighederne for værdisætningsstudier på pesticidområdet

Der synes således på grundlag af den naturvidenskabelige litteraturgennemgang at være muligheder for at opstille kvantitative årsags-virkningssammenhænge for natureffekterne af ændret pesticidanvendelse, som kan danne grundlag for at gennemføre studier, hvor den økonomiske værdi af ændret pesticidanvendelse (benefits) estimeres. Her vil den metodisk-praktiske tilgang – dvs. hvorvidt der accepteres en generalisering af de naturvidenskabelige sammenhænge til brug for værdisætningsstudierne - bestemme mulighedsrummet. Dette skyldes, at det i litteraturen vedr. økonomisk værdisætning fremføres som centralt, at værdisætningsstudier må tage deres udgangspunkt i tilstandsbeskrivelser, som er karakteriseret ved "populært" forståelige indikatorer.

Litteraturgennemgangen vedr. værdisætningsstudier viser således, at en helt stringent korrespondance mellem naturvidenskabelige studier og det materiale, som indgår i de gennemgæede værdisætningsstudier, meget sjældent forekommer. Således er der typisk sket en videreforarbejdning af de naturvidenskabelige resultater, fx gennem en generalisering eller ved at flere forskellige studier er kombineret. Det vil derfor ikke være i modstrid med den eksisterende videnskabelige litteratur på værdisætningsområdet, at benytte en "pragmatisk" tilgang ved fremtidige værdisætningsstudier. En afgørende forudsætning her må dog være, at udarbejdelsen af spørgematerialet – herunder sammenhængen mellem ændret pesticidanvendelse og de

resulterende natureffekter – er motiveret ved en faglig diskussion og så vidt muligt baseres på kvantitativt estimerede sammenhænge.

Med dette udgangspunkt synes der at være et potentiale for at gennemføre danske værdisætningsstudier af ændret pesticidanvendelse. Fokus i dette projekt er på værdisætning af natur- og miljøeffekter (også omfattende rekreative goder), men der findes desuden et antal danske studier, der peger på mulighederne for værdisætning af pesticidanvendelsens sundhedseffekter. På grundlag heraf er en oversigt over fysiske effekter, velfærdseffekter, samt relevante værdisætningsmetoder opstillet i tabellen herunder. Det skal bemærkes, at gennemgangen er forholdsvis generel, idet det forventes, at anbefalingerne vedr. værdisætning af natureffekterne kan gøres væsentligt mere detaljeret, når erfaringerne fra projektets empiriske del foreligger.

Goder, værdier og værdisætningsmetoder

Gode	Brugsværdi	Ikke-brugsværdi	Værdisætningsmetoder
Natureffekter	Ja	Ja	Contingent valuation Contingent ranking Hedonisk prissætning
Sundhedseffekter - via fødevarer	Ja	Nej	Statistiske liv Hedonisk prissætning Contingent valuation Contingent ranking
Sundhedseffekter - via drikkevand	Ja	Nej	Statistiske liv Contingent valuation Contingent ranking
Sundhedseffekter - via anvendelse	Ja	Nej	Statistiske liv

Generelt kan effekterne af pesticidanvendelse inddeles i to grupper: natureffekter og humane effekter. Disse to grupper kan igen inddeles i en lang række konkrete deleffekter, som kan indgå i økonomiske værdisætningsstudier i det omfang der foreligger et naturvidenskabeligt grundlag for at belyse konsekvenserne for disse af ændret pesticidanvendelse. Betragtes disse effekter fra en økonomisk synsvinkel, er det særligt relevant at vurdere, hvorvidt effekterne kan karakteriseres som *use* eller *non-use* goder (herefter oversat til *brugs* eller *ikke-brugs*goder). Denne opdeling vedrører om godets værdi opstår som følge af en reel anvendelse af godet, fx at man ser flere blomster i markerne, eller om værdien knytter sig til bevisstheden om at godet eksisterer uden at det reelt forbruges, fx at man ved, at der er flere blomster i markerne uden reelt at observere dette. I mange tilfælde er der tale om sammensatte goder forbundet men både brugs- og ikke-brugsværdier, som det er tilfældet med det nævnte eksempel.

Ses der først på sundhedseffekterne er disse opdelt i effekter følgende pesticideksponering via fødevarer, via drikkevand og via anvendelse af pesticider. For alle typer af eksponering er effekterne karakteriseret ved alene at omfatte brugsværdier og tilgangen "statistiske liv" er angivet, idet denne giver en direkte anvendelsesmulighed såfremt sammenhængen mellem eksponering og fx middellevelevetid kan estimeres. Tilgangen kan dog være problematisk, idet værdisætningen af "et statistisk liv", på trods af at det er gjort i en lang række studier, ofte opfattes som problematisk. I stedet kan sammenhængen mellem eksponering og sundhed indgå i værdisætningsstudier, der baserer sig på hypotetiske markeder, som fx

contingent valuation eller contingent ranking, hvor respondenterne direkte spørges om deres betalingsvillighed for at sundhedsrisikoen ændres.

Betalingsvilligheden for at undgå eksponering med pesticider via fødevarer kan også søges fastlagt gennem hedonisk prissætning. Her anvendes forbrugernes præferencer for at købe fødevarer der hhv. er produceret med og uden brug af pesticider til estimering af betalingsvilligheden for at undgå eksponering med pesticider. Selv om denne metode er hyppigt anvendt og forholdsvis bredt accepteret, er det dog her væsentligt at den komponent af præferencerne der knytter sig til pesticider kan isoleres. Dette kan være et problem, idet fx økologiske varer typisk er forbundet med andre benefits end de, der er forbundet med fravalget af pesticider. Tilgangen er næppe mulig når det gælder drikkevand, med mindre det opfattes som et reelt alternativ at substituere det samlede drikkevandsforbrug med indkøbt vand på flaske. For eksponering via anvendelse af pesticider (sprøjtepersonel), er alene anført metoden statistiske liv. Dette skyldes, at målgruppen for de deraf følgende sundhedsrisici er meget afgrænset, hvorfor de generelle repræsentativt baserede metoder ikke er egnede.

Natureffekterne adskiller sig grundlæggende fra sundhedseffekterne ved at disse også omfatter ikke-brugsværdier. Dette betyder, at kun værdisætningsstudier, der baserer sig på hypotetiske markeder (fx contingent valuation eller contingent ranking) kan anvendes i værdisætningsstudier, såfremt både brugs og ikke-brugs værdierne skal indgå i estimaterne. Såfremt fokus er på brugsværdier kan disse også tænkes kvantificeret gennem hedoniske studier, såfremt der er muligt at indsamle data for fx jagtlejen på landbrugsejendomme, hvor der hhv. anvendes eller ikke anvendes pesticider, enten på hele bedriften eller på dele af denne (fx hvor der er etableret sprøjtefri randzoner). Denne tilgang retter sig naturligvis kun mod et afgrænset antal af brugs-effekterne ved reduceret pesticidanvendelse, men kan i forskningsmæssig sammenhæng indgå som supplement til undersøgelser baseret på hypotetiske markeder og derved styrke konklusionerne.

Betydningen af "pesticider" som årsagsfaktor

Sidst skal det omtales, at værdien af en ændring i miljøpåvirkningerne i den økonomiske terminologi vil være givet af effekterne på de relevante indikatorer. Dette betyder, at en given ændring i en indikator principielt bør tillægges samme værdi uanset, hvordan ændringen er opstået. Der er dog en række psykologiske og sociologiske studier som klart indikerer, at dette ikke nødvendigvis er tilfældet, dvs. at en væsentlig del af varens attribut er produktionsmåden. Dette kan tænkes at være gældende ved værdisætning af pesticidanvendelsens effekter, idet pesticider i flere studier karakteriseres som en "problematisk" produktionsfaktor. Ifald dette er tilfældet, bør værdisætningsstudier designes, således at der tages hensyn hertil, fx ved at teste hvorvidt der reelt kan identificeres en effekt af at medtage "pesticider" i årsagsbeskrivelsen. Dette aspekt inddrages i det fortsatte arbejde i projektet, ligesom spørgsmålet indarbejdes i projektets empiriske del.

Del 1. Litteraturreview vedr. naturvidenskabelige studier af effekterne ved ændret pesticidanvendelse

Effekter af pesticider og pesticidophør på den vilde flora

Ændringer i forekomst og udbredelse af floraen i agerlandskabet

I Danmark er omfattende analyser af ukrudtets forekomst i sædskiftemarker lavet i 1967-70 (466 marker) og 1987-1989 (357 marker). Undersøgelserne viste, at artsdiversiteten per 0,1 m² i gennemsnit var faldet med 60% i alle afgrødetyper i løbet af de 20 år, der var gået mellem markanalyserne (se tabel 1). Det viste sig at være de samme ukrudtsarter der dominerede i både 1967-70 og 1987-1989, men frekvensen af de fleste arter var faldet betydeligt. Frekvensen af flere af de almindeligste arter var faldet med 50% eller mere i alle afgrødetyper. De arter, som var gået mest tilbage, var: Rød Arve (*Anagallis arvensis*), Almindelig Markarve (*Arenaria serpyllifolia*), Almindelig Hønsetarm (*Cerastium caespitosum*), Burre-Snerre (*Galium aparine*), Glat Vejbred (*Plantago major*) og Nat-Limurt (*Silene noctiflora*) (Andreasen et al. 1996).

Tabel 1. Det gennemsnitlige antal arter observeret i én Raunkjær cirkel (0,1 m²) fordelt på forskellige afgrøder i 1967-70 og 1987-89.

	Vårbyg	Vårraps	Vinterraps	Vinterhvede	Kløvergræs
1967-70	6,9 (2,8)	5,8 (1,9)	6,6 (2,1)	5,8 (1,9)	3,4 (1,3)
1987-89	2,9 (1,4)	2,7 (0,9)	2,8 (1,3)	2,1 (1,0)	1,5 (0,8)

Standard afvigelse er angivet i parentes. I alt 67 arter indgik i undersøgelsen (Andreasen et al. 1996).

Jensen og Kjellsson (1995) har undersøgt frøpuljen i 37 danske sædskiftemarker i henholdsvis 1964 og 1989 og fandt, at det gennemsnitlige antal arter i prøverne var faldet fra 12 til 5 arter per mark i løbet af 25 år (1964-1989) (Jensen and Kjellsson 1995). Årsagerne til ændringerne af ukrudtsfloraen forklares oftest med den generelle intensivisering af landbrugets dyrkningsmetoder, herunder den intensive brug af pesticider i samme periode (Hald 1999). Nedgangen i antal arter i frøpuljen i Danmark kan dog ikke alene tilskrives brugen af herbicider, da effekten af ændringer i sædskifte, jordbehandling og gødningsniveau ikke kan adskilles herfra (Jensen and Kjellsson 1995; Kjellsson and Madsen 1998a; Kjellsson and Madsen 1998b).

En kraftig nedgang i både artsdiversitet og individtæthed af ukrudtsplanter gennem de seneste 30-50 år er også dokumenteret i andre nord- og østeuropæiske lande (Fryer and Chancellor 1970; Fogelfors 1989; Albrecht 1995) (Hilbig and Bachtaler 1992); (Toth et al. 1997). I eksempelvis Tyskland anses 11% af ukrudtsarterne for at være forsvundet fra agerlandet i perioden fra 1960'erne til midt 80'erne. Omkring 30% af ukrudtsarterne anses nu for at være sjældne (Born 1987).

I et nyere review fra 1999 (Wilson et al. 1999) er de hidtil dokumenterede tendenser over ændringer i populationer af ukrudtsarter i agerlandet og andre tilstødende habitater over de sidste 50 år, opsummeret. De angivne tendenser bygger på relativt få undersøgelser, inklusiv den danske, fra det tempererede Europa (Grime et al. 1979;Andreasen et al. 1996;Campbell et al. 1997;Toth et al. 1997;Don 1997). Blandt græsarterne, fandt man i et flertal af undersøgelserne en fremgang for Enårig Rapgræs (*Poa annua*) og en tilbagegang for arter af Svingel (*Festuca* spp.), sidstnævnte på naboarealer til dyrkede marker. Blandt de tokimbladede var de tre almindeligste arter af Pileurt (*Polygonum aviculare*, *P. convolvulus*, *P. persicaria*), Butbladet Skræppe (*Rumex obtusifolius*), Svine-Mælde (*Atriplex patula*) og Hvidmelet Gåsefod (*Chenopodium album*) gået tilbage. Det samme gælder for flere arter i Nellikfamilien: Nat-Limurt (*Silene noctiflora*), Almindelig Spergel (*Spergula arvensis*) og Almindelig Hønsetarm (*Cerastium caespitosum*). Blandt kurveblomsterne var den tydeligste tilbagegang sket for Alm. Brandbæger (*Senecio vulgaris*). Hyrdetaske (*Capsella bursa-pastoris*) var gået tilbage blandt de korsblomstrede, mens der ingen tydelige tendenser var hos de ærteblomstrede. I Læbeblomstfamilien var både Liden og Rød Tvetand (*Lamium amplexicaule*, *L. purpureum*) gået tilbage. Af ranunkler er Ager-Ranunkel (*Ranunculus arvensis*) gået tilbage. Endelig er der fundet tilbagegang hos populationer af arterne Mark-Forglemmigøj (*Myosotis arvensis*), Ager-Stedmoderblomst (*Viola arvensis*) og Liden Nælde (*Urtica urens*).

Lignende tendenser til tilbagegang for flere arter er observeret for den vilde flora, der fortrinsvis vokser i markers randzoner. Hollandske undersøgelser af sandede marker fra 1993 har blandt andet vist, at ukrudtsarter, der var almindelige i midten af 50'erne, som Vindaks (*Apera spica-venti*), Enårig Guldaks (*Antoxanthum aristatum*) og Kornblomst (*Centaurea cyanus*) var gået væsentligt tilbage i 1993. Flere arter, der havde lav frekvens i 50'erne, blev slet ikke fundet i randzonerne i 1993, blandt andet Korn-Valmue (*Papaver rhoeas*), Enårig Knavel (*Schleranthus annuus*), Almindelig Markarve (*Arenaria serpyllifolia*), Ærenpris (*Veronica* spp.) og Flyve-Havre (*Avena fatua*). Flere ukrudtsarter regnes nu for værdifulde i Holland, blandt andet Valmuer (*Papaver* spp.), Kornblomst (*Centaurea cyanus*) og Engkarse (*Cardamine pratensis*) (Joenje and Kleijn 1994). I undersøgelsen fra 1993 havde markens randzoner ikke været sprøjtet eller gødsket de sidste et eller to år inden undersøgelsen.

I Sverige har man også fundet at Kornblomst (*Centaurea cyanus*), som er særligt følsom overfor visse herbicider, blandt andet er gået stærkt tilbage i agerlandskabet. Forbedrede frørensningsteknikker har dog også en betydning for artens tilbagegang (Svensson and Wigren 1986). Andre arter som Alm. Hanekro (*Galeopsis tetrahit*), Alm. Fuglegræs (*Stellaria media*)*, Alm. Kvik (*Elymus repens*)*, Rødknæ (*Rumex acetosella*)*, Hvid Okseøje (*Crysanthemum leucanthemum*) og Almindelig Spergel (*Spergula arvensis*)* har vist sig at være mindre følsomme overfor en række almindelige herbicider, eksempelvis det meget anvendte stof MCPA (Thomas et al. 1994), som tidligere også har været meget anvendt i Danmark. Arter markeret med * er dog alligevel gået væsentligt tilbage i eksempelvis Danmark (Andreasen et al. 1996).

Da ikke bare arealerne i omdrift, men også naboarealerne bliver påvirket af driftsformen, er der sideløbende med nedgangen i floradiversitet i marken også sket en forringelse af diversiteten i naboarealerne, såsom markskel, hegn og vejkanter. I ovennævnte hollandske undersøgelse af 19 marker og 19 tilstødende markskel i 1993 blev det analyseret hvor mange arter, der havde deres foretrukne voksested i markens randzone eller i skel. Kun 13 arter var

begrænset til kun at vokse i skel, mens 20 arter kun voksede i randzonen. Andre 22 arter voksede oftest i skel, men blev også fundet regelmæssigt i randzonen. 37 arter havde deres primære voksested i randzonen, men kunne også regelmæssigt findes i skel. Yderligere 40 arter voksede ligeså ofte i randzonen, som i skellene. Således er der i dag et stort antal fælles arter og ændringer i den ene habitat vil sandsynligvis have indflydelse på den tilstødende habitat. Hvordan fordelingen af floraen mellem randzone og skel har været tidligere vides ikke (Joenje and Kleijn 1994).

Effekter af herbicider på ikke-målgruppearter

Engelske analyser har påvist at nogle herbicider er mere skadelige end andre på ikke-målgruppe arter. Blandt de mere skadelige anføres MCPA og 2,4 D, mens MCPB, clopyralid, asulam, fluroxypur og methabenzthiazuron regnes for mindre skadelige på vilde planter (Pywell 1996). 10 ud af 13 vilde planter i deres undersøgelse blev påvirket af herbicider, hvoraf Hvid Okseøje, (*Leucanthemum vulgare*), Alm. Røllike (*Achillea millefolium*) og Alm. Brunelle (*Prunella vulgaris*) var de mest sårbare blandt de undersøgte arter. I Danmark er MCPA blandt andet anerkendt til bekæmpelse af tidsler og mælkebøtter i kornmarker, mens 2,4 D må anvendes i frøgræs, på enge og andre etablerede græsarealer mod tokimbladet ukrudt. De andre herbicider på nær asulam er ligeledes godkendte i Danmark (Jensen et al. 2001b).

Hele artssammensætningen af plantesamfund i eksempelvis vejkanter har også vist sig at være sårbar overfor anvendelsen af herbicider i selve vejkanter. I løbet af en 30 års periode med sprøjtning med maleic hydrazid og 2,4 D i engelske vejkanter ændredes artssammensætningen sig i retning mod at være 90% domineret af græsser, specielt Rød Svingel (*Festuca rubra*), mens tokimbladede arter gradvis forsvandt (Parr and Way 1984; Willis 1988). Maleic hydrazid er ikke godkendt i Danmark (Jensen et al. 2001b).

Positive effekter ved sprøjtebehandling på et senere tidspunkt af sommeren end sædvanlig praksis.

Det er muligt at bekæmpe ukrudtet i marker med gensplejsede glyphosat-tolerante foderroer på et senere tidspunkt end i maj, da glyphosat bekæmper ukrudtet effektivt, også når det er på et senere udviklingsstadium. Ved vegetationsanalyser i juni fandt (Elmegaard and Pedersen M.B. 2001) en højere biodiversitet af ukrudt og leddyr i marker med glyphosat-tolerante foderroer end i marker, hvor de traditionelle roer blev dyrket. Den højere biodiversitet i juni er af særlig betydning for agerlandets fugle, der ofte har svært ved at finde føde i den nævnte periode. Ved nedsat dosis (50%) glyphosat i forhold til den anbefalede mængde, øgedes både tætheden og størrelsen af de enkelte ukrudtsarter uden udbyttetab af betydning. Insekticidsprøjtning bør dog så vidt muligt undgås for at den øgede fødemængde i de glyphosat-tolerante foderroer kan gavne de efterfølgende led i fødekæden, såsom fugle, optimalt.

Effekter af afdrift af herbicider på nabobiotoper til marker i omdrift

Afdrift fra sprøjtning med pesticider udenfor de påtænkte arealer er i Canada estimeret til 1-10% af, hvad der sprøjtes med indenfor en radius af 10m fra, hvor der sprøjtes (Boutin and Jobin 1998a).

For at beskytte den flerårige vegetation i skel og andre småbiotoper skal der mindst være en herbicidfri bufferzone på 6-10 m mellem mark og nabobiotop og ca. 20 m, hvis frøplanter skal kunne etablere sig (Marrs et al. 1992);

(Marrs et al. 1993). Disse anbefalinger beror blandt andet på resultater af sprøjteforsøg med glyphosat på henholdsvis etablerede flerårige planter (15 arter), som optræder på halvkulturarealer, og på frøplanter af Trævlekrone (*Lychnis flo-cuculi*). I forsøgene blev der sprøjtet med anbefalet markdosis og planter blev placeret i pletter med varierende afstand (0, 5, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 25, 30, 35 og 40 m) fra sprøjtezonen. Flere engelske undersøgelser har vist, at hovedparten af planter med herbicidskader på naboarealer voksede 0-5 m fra marken (Davis et al. 1993; Davis et al. 1994); (Marrs et al. 1989; Marrs et al. 1993).

Effekter på floraen i hegn

I Canada er effekten af forskellige doseringer med herbicider på floraen i hegn og mindre skovparceller langs marker på tør bund undersøgt. Samtidig blev effekten af hyppighed af pløjning og grad af gødningsforbrug i marker på de udvalgte nabobiotoper undersøgt (Boutin and Jobin 1998b). Det er den første undersøgelse i Nordamerika, der analyserer effekter af landbruget på hjemmehørende arter af planter. 39 lokaliteter med dominans af løvfældende træer blev undersøgt i henholdsvis hegn og skovparceller. Der var ingen forskelle i artsantal og dækningsgrad i relation til driftsmetode, men vegetationssammensætningen varierede derimod betydeligt. Vegetationen i både hegn og skovparceller langs de mest intensivt opdyrkede arealer var karakteriseret af græsarter, énarige og toårige urter, som ofte forekommer som ukrudt (Alm. Kvik (*Elytrigia repens*), Ager-Padderok (*Equisetum arvense*), *Setaria* spp.) og/eller arter, der var introducerede. Derimod var vegetationssammensætningen i hegn og skovparceller langs mindre intensivt opdyrkede arealer af større lighed med den typiske bundflora i de omkringliggende løvskove. Tokimbladede og flerårige urter udgjorde en større andel af vegetationen i de sidstnævnte biotoper.

Undersøgelsen viste endvidere, at flere tokimbladede urter dominerede vegetationen i især skovparcellerne med øget afstand fra den dyrkede mark. Forfatterne mener derfor, at etablering af en mindre intensivt opdyrket bufferzone langs de undersøgte biotoper vil kunne fremme beskyttelsen af hjemmehørende vilde arter af planter i skovparceller og hegn. Da hegn og skovparceller i agerlandet fungerer som spredningskorridorer for planter, der vokser i eksempelvis skove, er det vigtigt at bevare muligheden for at disse hjemmehørende arter fortsat kan vokse i hegn og skovparceller i agerlandet (Boutin and Jobin 1998b). Den isolerede effekt af herbicider blev ikke undersøgt.

Effekter på floraen i markskel

I en nyere hollandsk undersøgelse af floraen i markskel langs sprøjtede marker, blev der ikke påvist nogle effekter på vegetationssammensætningen i skellene. 105 markskel med dominans af urter indgik i undersøgelsen. Derimod havde gødning med kvælstof og fosfor, såvel som sædskifte, stor betydning for vegetationssammensætningen, forholdet mellem funktionelle grupper af planter (énårige, flerårige, tokimbladede og énkimbladede) og artsdiversiteten i skellene (Kleijn and Verbeek 2000).

I Holland er det sædvane at sprøjte markens randzoner intensivt, hvilket samtidig påvirker flora og fauna i de tilstødende markskel og grøfter via afdrift fra pesticider. Ved forsøg med etablering af 3 m sprøjtefrie randzoner, blev afdriften til disse småbiotoper reduceret med 95%. Desuden øgedes forekomsten, tætheden og diversiteten af ukrudtsfloraen i randzonerne (de Snoo 1999). I danske undersøgelser med sprøjtefrie randzoner er der fundet

en svag tendens til flere arter i kantbiotoper langs usprøjtede end sprøjtede randzoner (Hald et al. 1994a).

Effekter på udyrkede arealer som følge af atmosfærisk nedfald

I Holland har man ved dosis-respons modelberegninger forsøgt at estimere hvor stor en andel af herbicidforbruget der fordampes til atmosfæren, og deres efterfølgende skader på de vilde planter, der vokser på udyrkede arealer (Klepper et al. 1998). De fandt at 5,5% af det hollandske herbicidforbrug per år (1,35 dosisækvivalenter) fordampes, hvilket svarer til at 2% af de vilde planter i den potentielt påvirkede naturlige vegetation påvirkes over deres toleranceværdi. Ifølge Miljøstyrelsen, er den hollandske dosisækvivalent sammenlignelig med en behandlingshyppighed på 1,65, som den var for herbicider i 1997 i Danmark (Bichel-udvalget 1999b).

Effekter ved brug af lavere dosis herbicid

Ændringer i ukrudtsfrøpuljen og tætheden af ukrudt efter 6 år med anvendelse af lavere dosis herbicid (som regel indtil 50% af fuld dosis) er undersøgt på 3 lokaliteter i England: Boxworth, Drayton og High Mowthorpe. I forsøgene indgik også to forskellige sædskifter, det ene med dominans af vinterafgrøder (standard) og det andet med dominans af forårsafgrøder (alternativ). Frøene blev samlet i 2,5 og 5 cm's dybde (Jones et al. 1997a). Resultaterne var ikke konsistente med hensyn til effekter af sædskifte for de tre lokaliteter, men frøtætheden af tokimbladede urter var højere ved lavere herbiciddoser på alle lokaliteter. De tydeligste effekter ved lavere herbiciddosis blev fundet ved Boxworth, hvor ca. 23.000 frø/m² af tokimbladede urter blev fundet ved alternativt sædskifte. Ved fuld dosis var der kun ca. 1.000 frø/m² af de tokimbladede urter ved samme sædskifte. Plantetætheden var højere ved lavere herbiciddosis i begge sædskifter. Eksempelvis var der 7 planter/m² ved fuld herbiciddosis i standardsædskifte, mens der var 300 planter/m² ved lavere dosis og alternativt sædskifte. Artssammensætningen af især de tokimbladede urter viste sig også at være påvirket af både herbicidforbrug og sædskifte. Ved alternativt sædskifte var Rød Arve (*Anagallis arvensis*) mest almindelig. I begge sædskifter, var Alm. Fuglegræs (*Stellaria media*) mere almindelig ved reduceret herbiciddosis (Jones et al. 1997a).

I finske undersøgelser blev der ikke fundet ændringer i sammensætningen af floraen eller en højere tæthed af ukrudt efter 3 år med 30% lavere herbiciddosis af den anbefalede (Salonen 1993a). Almindelige ukrudtsarter som Hvidmelet Gåsefod (*Chenopodium album*) og Hanekro (*Galeopsis* spp.) blev bekæmpet lige effektivt ved lavere dosis (Salonen 1993d).

Som i de finske undersøgelser, er en mindre entydig øgning i antallet af ukrudtsfrø ved lavere herbiciddosis fundet i engelske undersøgelser på ler- og siltholdige jorde. Frøbankstørrelsen øgedes kun signifikant på én af 3 forsøgsgårde i en periode på 5 år. På alle lokaliteter dominerede 4 arter, som tilsammen udgjorde 60% af frøene i frøbanken. Antallet af ukrudtsfrø per m² var størst i markens randzone (4 m) frem for mere centralt i marken (40m), og det var også fortrinsvis i randzonen at frøbankens størrelse øgedes. Da flertallet af arter voksede i både randzonen og mere centralt i marken, kan den større frøpulje i randzonen forklares ved forskelle i hvilke arter, der dominerede i de to habitater. Eksempelvis dominerede Skive-Kamille (*Matricaria matricarioides*) og Hyrdetaske (*Capsella bursa-pastoris*) i randzonen, mens 90% af frøene af Hundepersille (*Aethusa cynapium*) blev fundet 40m inde i marken (Jones et al. 1999).

Effekter ved nedsatte herbiciddoser eller ved ophør med sprøjtning på dyrkede arealer ved omlægning til økologisk eller integreret landbrug

En undersøgelse af 110 ha landbrugsjord i Tyskland viste, at ukrudtsfrøbanken øgedes markant ved omlægning fra konventionel til økologisk drift, men også ved omlægning til integreret landbrug (med kemisk bekæmpelse på grundlag af grænseværdier for ukrudt og med minimal jordbehandling). Tre år efter omlægningen var antallet af frø per m² steget fra 4050 til 17320 i de økologiske marker, og fra 3270 til 6480 frø på marker dyrket efter integreret praksis. På de økologiske marker forekom stigningen i antallet af frø i jorden fortrinsvis i kornmarker. På marker med integreret drift var øgningen i antallet af frø størst i markens randzone og i jorde med grovere tekstur. At der var flere arter på sandede jorde kan skyldes, at ukrudtsarterne på de mere sandede jorde er udprægede pionerarter, dvs. de sætter mange små frø. For begge typer af omlægning var den tidligere og nuværende dyrkningsmetode dog af langt større betydning end forskelle i de fysiske og kemiske jordbundsforhold (Albrecht and Sommer 1998).

På artsniveau, blev der i de økologiske marker fundet en højere frekvens af frø for 32 arter af i alt 49 fundne arter. Heriblandt var flere ukrudtsarter, der er svære at bekæmpe: Ager-Gåseurt (*Anthemis arvensis*), Vindak (Åpera spicaventi), Hvidmelet Gåsefod (*Chenopodium album*), Alm. Kvik (*Elymus repens*), Burre-Snerre (*Galium aparine*), Vellugtende Kamille (*Matricaria recutita*), Enårig Rapgræs (*Poa annua*), Butbladet Skræppe (*Rumex obtusifolius*), Almindelig Fuglegræs (*Stellaria media*) og Ager-Stedmoderblomst (*Viola arvensis*). Hovedårsagen til den øgede forekomst af disse arter angives at være en følge af den manglende brug af herbicider på de økologiske marker. Forekomsten af andre ukrudtsarter: Vorte-Birk (*Betula pendula*), Ager-Tidsel (*Cirsium arvense*), Dueurt (*Epilobium* spp.), Almindelig Svinemælk (*Sonchus oleraceus*) og Fandens Mælkebøtte (*Taraxacum officinale*) øgedes også, sandsynligvis som følge af, at der var flere udyrkede nabobiotoper og brakarealer omkring de økologiske marker. Endelig blev der fundet to arter som er sjældne og anført på den nationale rødliste i Tyskland, hvoraf den ene art, Musehale (*Myosurus minimus*) findes i Danmark (Albrecht and Sommer 1998).

I Skotland er effekten af sædskifte med kløvergræs ved omlægning til økologisk drift undersøgt for at vurdere, om det nedsætter øgningen i ukrudtstæthed og frøpuljen ved omlægning fra konventionel drift (Davies and Christal 1997). Sædskifte med kløvergræs i mere end to år viste sig at nedsætte opformeringen af ukrudt i markerne efter omlægning. Især mængden af frø af Vej-Pileurt (*Polygonum aviculare*), Ager-Svinemælk (*Sonchus arvensis*), Hvidmelet Gåsefod (*Chenopodium album*) og Fuglegræs (*Stellaria media*) mindskedes. I både sædskifter med og uden kløvergræs øgedes antallet af ukrudtsarter ikke ved omlægningen til økologisk drift.

Forskelle i ukrudtsvegetationen i konventionelle og økologiske marker

Botaniske analyser af danske kornmarker i 1987 og 1988 viste, at de økologiske marker havde både højere artsdiversitet, plantetæthed og biomasse af vilde planter end de konventionelle marker. Det gennemsnitlige antal arter per 2 m² var dobbelt så højt på de økologiske marker (sommer) som på de konventionelle marker før sprøjtebehandling (forår). Efter sprøjtning faldt artsantallet på de konventionelle marker med en tredjedel til 11 arter. Biomassen af vilde planter var 5 gange højere på de økologiske marker. Forskellene i plantetæthed var endnu større. Hvor 50% af de økologiske

marker havde mindre end eller 400 planter per m², var der på 50% af de konventionelle marker kun 50 planter per m² eller derunder (Hald 1999).

De største forskelle i artsdiversitet, individtæthed og biomasse af ukrudt mellem de to dyrkningssystemer blev fundet centralt i marken (>6 m fra kanten), mens forskellene var mindre i markens randzone (<6 m fra kanten). Dette kan forklares ved forskelle i fordelingen af ukrudt mellem randzone og midtmark i de konventionelle marker, som er mindre udpræget i de økologiske marker. I de konventionelle marker var der 94 planter per m² centralt i marken, mens der var 143 planter per m² i markens randzone. En anden væsentlig forskel mellem de to dyrkningssystemer viste sig at være den langt større variation i sammensætningen af arter mellem de konventionelle marker end mellem de økologiske marker (Hald 1999).

I samme undersøgelse blev de fundne ukrudtsarter inddelt i funktionelle grupper efter, hvorvidt de spises af herbivorer blandt leddyr og/eller i hvilken højde de blomstrer, dvs. graden af synlighed for flyvende insekter. 73 arter blev registreret som blomstrende, excl. græsser, hvoraf 45% af arterne blomstrede i en højde over 25 cm. 11 arter tilhørende slægten *Urtica* eller familierne Asteraceae, Brassicaceae, Fabaceae og Polygonaceae var blandt de mest foretrukne for leddyrene. Disse arter udgjorde 31% af arterne af tokimbladede urter. Tætheden af planter af begge funktionelle grupper var højest i de økologiske marker. Den højere artsdiversitet af flora og tilhørende fauna på de økologiske marker vil derfor også være synlig for beskueren og dermed af højere værdi. En udbyttereduktion på 25% ved økologisk dyrkning af kornmarker er dog forventelig (Hald 1999). Interviews af økologiske landmænd i England viste at 60% ikke mente, at de kunne magte en udbyttereduktion på 10% forårsaget af ukrudt og/eller skadedyr (Peacock and Norton 1990).

Forskelle på ukrudtsfloraen i randzonen (3 m fra markkanten) af henholdsvis konventionelle og økologiske vinterhvedemarker har også været undersøgt i England (Moreby et al. 1994). Her var både dækningen og artsdiversiteten af tokimbladede urter højest i randzonen af de økologiske marker. Den totale artsdiversitet per 0,25 m² var tre gange højere i de økologiske marker og afspejlede den højere diversitet af tokimbladede urter. Blandt de 8 almindeligste arter i begge dyrkningssystemer havde 7 arter signifikant højere dækning på de økologiske marker (Lugtløs Kamille (*Tripleurospermum inodorum*), Ærenpris (*Veronica* spp.), Ager-Stedmoderblomst (*Viola arvensis*), Alm. Fuglegræs (*Stellaria media*), Rød Arve (*Anagalis arvensis*), Korn-Valmue (*Papaver rhoeas*), Burre-Snerre (*Galium aparine*) og Vej-Pileurt (*Polygonum aviculare*)).

En højere artsdiversitet og individtæthed af ukrudtsplanter i markens randzone end mere centralt i marken er i lighed med ovennævnte resultater af (Hald 1999) og (Moreby et al. 1994) også fundet i andre engelske og tyske undersøgelser af konventionelle marker (Marshall 1989; van Elsen 1991; Wilson and Aebischer 1995).

I Finland er det især ukrudtsarterne Fuglegræs (*Stellaria media*), Hvidmelet Gåsefod (*Chenopodium album*) og Tvetand spp. (*Lamium* spp.) der trives bedre og vokser med højere tæthed i de økologiske marker end i de konventionelle marker (Kauppila 1990). I Sverige er der i de økologiske marker fundet flere ukrudtsarter end i usprøjtede parceller af konventionelle marker. Der er blandt andet fundet flere af de mere sjældne arter og flere arter som er mindre nitrofile. Typiske arter var kornblomst (*Centaurea cyanus*) og Tofrøet Vikke (*Vicia hirsuta*) (Rydberg and Milberg 2000). Det kan dog være

svært at forudsige, hvilken flora der findes i økologiske marker, da en stor variation i ukrudtssammensætningen er forventelig afhængig af sædskifte, grad af mekanisk bekæmpelse, gødningsform, hyppigheden af brak mv. (Rydberg and Milberg 2000).

Effekter af ophør med herbicidsprøjtning i marker

Ændringer i ukrudtsfloraen efter 4 år uden herbicidsprøjtning, men fortsat gødskning, blev observeret for en række arter i tyske marker (Otte 1990). Blandt andet øgedes dækningsgraden af Alm. Fuglegræs (*Stellaria media*), Hyrdetaske (*Capsella bursa-pastoris*), Storkronet Ærenpris (*Veronica persica*) og Vedbend-Ærenpris (*Veronica hederifolia*), Burre-Snerre (*Galium aparine*), Almindelig Spergel (*Spergula arvensis*), Mangefrøet Gåsefod (*Chenopodium polyspermum*), Liden Tvetand (*Lamium amplexicaule*) og Vår-Gæslingeblomst (*Erophila verna*). For en lang række andre almindelige arter blev ingen ændringer i dækningsgrad fundet. Dette kan måske forklares ved, at arterne udkonkurreres af kornafgrøderne.

Sprøjtefrie randzoner

Effekter af sprøjtefrie randzoner på vilde planter er undersøgt i 26 sædskiftemarker i Danmark i årene 1987-1992 (Hald et al. 1994). I forsøgsmarkerne blev floraen i usprøjtede og sprøjtede parceller sammenlignet i hver mark. Desuden blev kantbiotopernes flora langs markerne undersøgt. Forskelle i frøbankens størrelse mellem sprøjtede og usprøjtede parceller var ikke signifikant. Derimod var biomassen og tætheden af tokimbladede arter højest i de usprøjtede parceller. 6 af de 8 almindeligste tokimbladede ukrudtsarter var hyppigere i de usprøjtede parceller efter 3. forsøgsår: Stedmoderblomst spp., Mark-Forglemmigej (*Myosotis arvensis*), Ærenpris spp. (*Veronica* spp.), Alm. Fuglegræs (*Stellaria media*), Hvidmelet Gåsefod (*Chenopodium album*) og Tvetand spp. (*Lamium* spp.). Artstæthed øgedes moderat, men var ikke konstant højere i alle forsøgsår i de usprøjtede parceller. Blandt de flerårige arter, var især Ager-Tidsel (*Cirsium arvense*) og Grå Bynke (*Artemisia vulgaris*) talrigere i de usprøjtede parceller, mens Alm. Kvik (*Elytrigia repens*) var lige hyppige i sprøjtede og usprøjtede parceller. Af mere sjældne arter forekom Liden Torskemund (*Chaenorhinum minus*), Finbladet Vejsennep (*Descurainia sophia*), Mangefrøet Gåsefod (*Chenopodium polyspermum*) og Musehale (*Myosurus minimus*) spredt i de usprøjtede parceller.

Kantbiotoperne langs de usprøjtede parceller havde gennemsnitligt en art mere per parcel end kantbiotoperne langs de sprøjtede parceller. Kun få arter fra kantbiotoperne voksede også i markens randzone. I gennemsnit voksede henholdsvis 3.4 og 4.0 arter både i kantbiotopen og i sprøjtede eller usprøjtede randzoner. De 11 arter der oftest var fælles for de to biotoper var: Snerle-Pileurt (*Polygonum convolvulus*), Alm. Kvik (*Elytrigia repens*), Alm. Fuglegræs (*Stellaria media*), Hvidmelet Gåsefod (*Chenopodium album*), Enårig Rapgræs (*Poa annua*), Mark-Forglemmigej (*Myosotis arvensis*), Haremad (*Lapsana communis*), Lugtløs Kamille (*Matricaria inodorum*), Grå Bynke (*Artemisia vulgaris*), Hyrdetaske (*Capsella bursa-pastoris*) og Burre-Snerre (*Galium aparine*).

Den gennemsnitlige udbyttereduktion i de sprøjtefrie randzoner var på 9-18%, når udgifter til sprøjtemidler er fratrukket (Hald et al. 1994a). I Holland er tilsvarende udbyttereduktioner på 11-13% fundet i sprøjtefrie randzoner i vinterhvede. Men i sukkerroer er der fundet udbyttereduktioner på ca. 30% i sprøjtefrie randzoner (de Snoo 1994).

Andre forsøg med sprøjtefrie randzoner (6 m) i Danmark blev etableret i 1988. Effekten af 4 forskellige afgrødetyper i en sprøjtefri randzone blev undersøgt på et areal, hvor der enten blev sået vårbyg, vårbyg med udlæg af kløvergræs, kløvergræs og brak (ingen afgrøde). Desuden blev effekter af normal, halv og ingen dosis kvælstof undersøgt. Afgrødetypen viste sig at have større indflydelse på artssammensætningen end mængden af kvælstof. De fleste plantearter og den højeste plantetæthed blev fundet i randzoner med kløvergræs eller brak. I den del af randzonen der lå brak, var ukrudtstætheden fordoblet og biomassen var ligeledes højest her. Alle behandlinger havde en vegetation med dominans af 13 arter, hvoraf de 7 arter var påvirket af afgrødetypen. Tætheden af Vellugtende Kamille (*Chamomilla recucita*), Hvidmelet Gåsefod (*Chenopodium album*) og Mark-Forglemmigej (*Myosotis arvensis*) var højest i brakzonen. I vårbyg var tætheden af Hundepersille (*Aethusa cynapium*) og Flerfarvet/Storkronet Ærenpris (*Veronica agrestis/persica*) højest, mens Enårig Rapgræs (*Poa annua*) var mest almindelig i afgrøder uden kløvergræs. Derimod var der ingen forskelle i biomasse af ukrudt ved forskellige kvælstofindhold i jorden (Hald 1994).

Etablering af sprøjtefrie randzoner er kendt for at bidrage til en højere naturkvalitet i andre vesteuropæiske lande, blandt andet Tyskland og England. Eksempelvis er flere sjældne ukrudsarter fundet i sprøjtefrie randzoner (Schumacher 1984; Wilson 1989); (Hodkinson 1997). Som i de danske undersøgelser har (Hodkinson 1997) og (Sotherton 1991) dog heller ikke fundet en ændring i artsdiversitet af betydning, men en større tæthed af tokimbladede arter. Andre har fundet både højere dækningsgrad og artsdiversitet af ukrudt (Moreby 1997); (Chiverton 1993; Chiverton 1994; Chiverton 1995). I England er det tilladt at bruge enkelte herbicider i randzonerne (Conservation Headlands), blandt andet glyphosat (Hodkinson 1997), hvilket gør undersøgelserne svære at sammenligne med de danske. En af de væsentlige naturmæssige fordele ved sprøjtefrie randzoner er, at floraen i kantbiotoperne er mindre udsat for afdrift fra pesticider (Schumacher 1984; Cuthbertson 1988; Cuthbertson and Jepson 1988; Wilson 1989; Marrs et al. 1992; Hald et al. 1994a).

(Marshall and Birnie 1985a) har ved pottforsøg dokumenteret effekter af herbicider på vilde planter, der vokser i markens randzone (og dermed fordelene af sprøjtefrie randzoner for de vilde planter). De behandlede 31 tokimbladede urter fra 25 familier og 11 græsarter, med 6 forskellige herbicider, hvoraf de to midler (loxytil og bromoxytil, clopyralid) er anerkendte i Danmark i dag (Jensen et al. 2001b). Arterne blev rangordnet efter deres sårbarhed overfor de afprøvede herbicider. Blandt de midler der bruges i Danmark var følgende arter alvorligt skadede: Tornet Tidsel (*Carduus acanthoides*), Skarntyde (*Conium maculatum*), Storkronet Ærenpris (*Veronica persica*), Løgekarse (*Alliaria petiolata*), Alm. Røllike (*Achillea millefolium*), Ager-Tidsel (*Cirsium arvense*), Hvid-Kløver (*Trifolium repens*), Tadder-Vikke (*Vicia tetrasperma*), Lancet-Vejbred (*Plantago lanceolata*) og Hvid Okseøje (*Leucanthemum vulgare*). Dette var langt færre arter end for de andre midler, der blev afprøvet i forsøgene. Arter af eksempelvis skræppe, som har underjordiske oplagringsorganer, antages desuden bedre at kunne overleve herbicidspøjtning, såfremt midlet ikke translokeres rundt i hele planten (Marshall and Birnie 1985a).

Effekter ved omlægning til brakmark

Den flora der indfinder sig på brakarealer kan indikere, hvilke arter der har været holdt nede, mens arealerne har været under omdrift og sprøjtet, men som har overlevet i frøbanken. Mange arter kan dog også hurtigt indfinde sig

via spredning fra nabobiotoper. Artsdiversiteten af floraen på brakarealer afhænger desuden meget af graden af forstyrrelse fra eksempelvis dyr. Undersøgelser af floraen på brakarealer har vist, at arealerne kan genskabe regenerations-nicher for ukrudt. Artsdiversiteten på arealerne fremmes, især hvis arealerne besøges af dyr som muldvarper, gnavere og vildsvin, som alle skaber heterogenitet og dermed flere typer af regenerations-nicher (Milton et al. 1997). Det er desuden muligt at en række sjældne arter koloniserer brakarealerne, som det eksempelvis er fundet i randzonen af et- og toårige brakmarker i England (Mogensen et al. 1997).

Opformering af ukrudt i afgrøder (raps og vinterhvede) sået efter et års braklægning blev ikke fundet i engelske forsøgsmarker. Dette resultat var uafhængig af braklægningsformen (naturlig regeneration eller udsåning af græs, kløver, sennep eller Honningurt (*Phaselia*). Men alle brakmarker blev slået for at hindre frøsætning (Cook and Clarke 1996). Der er dog forskellige regler for drift på brakarealerne i Europa og ukrudtsproblemer efter braklægning er blandt andet fundet i Danmark (Clarke et al. 1995; Cook and Clarke 1996).

Effekter af pesticider og pesticidophør på leddyrliv

Effekter på insekter, som er den største gruppe blandt leddyrene, og edderkopper og midter (Arachnida), er beskrevet i dette afsnit. Blandt disse grupper af leddyrliv er der både overjordiske og underjordiske dyr. I denne litteraturoversigt er det fortrinsvis effekterne på den overjordiske fauna, der er beskrevet. Effekter på den overjordiske fauna er prioriteret, da den er mere synlig for beskueren og derfor antages at være nemmere at værdisætte for befolkningen. Effekter på insekter kan ikke vurderes under et, da der er mange forskellige grupper. I nedenstående er de overjordiske insekter opdelt i funktionelle grupper: generalist rovdyr, specialist rovdyr, bestøvere og fuglefødeemner. Desuden er effekter på et udvalg af taksonomiske hovedgrupper beskrevet, ofte under en eller flere af de funktionelle hovedgrupper: edderkopper (Araneae), næbmundede (Hemiptera) – herunder tæger (Heteroptera), biller (Coleoptera), årevingede (Hymenoptera), tovingede (Diptera) og sommerfugle (Lepidoptera). Information om andre hovedgrupper af insekter som trips (Thysanoptera) og midter (Acari) har været sparsom eller manglende og er ikke behandlet særskilt. Blandt de underjordiske insekter er springhaler (Collembola) beskrevet.

For alle insektgrupper er det især effekter på ikke-skadevoldende arter (non-targeted organismer) som er beskrevet, da effekter på skadedyr er tilsigtede. Beskrivelsen af effekter for de enkelte grupper er opdelt i henholdsvis de direkte effekter af insekticider fra eksempelvis kontakt eller fødeindtag og de indirekte effekter som følge af herbiciders eller fungiciders effekt på deres fødegrundlag af planter og/eller svampe. Til de indirekte effekter er også medtaget insekticiders effekt på rovdyrenes byttedyr eller værtsdyr. Få langtidseffekter på leddyrene er beskrevet i litteraturen, da undersøgelser af dyrenes populationsdynamik og spredning ikke bare i marker, men også i nabohabitater, deres genindvandringsratio fra nabohabitater mv. er meget omstændelige. Faktorer der er nødvendige for at vurdere langtidseffekter af pesticider er beskrevet af (Sunderland 1992). Et studie af langtidseffekter af insekticidspøjtning i 7 marker er endvidere iværksat i England, men med stoffer som kun er tilladte i væksthuse i Danmark (Frampton and Cilgi 1992).

De funktionelle grupper af leddyr

Flere grupper af ikke-skadevoldende dyr blandt insekter lever af skadedyr og fungerer derfor som nyttedyr i agerlandet. Nogle grupper er rovdyr og lever af et bredt spektrum af andre insekter inklusiv skadedyr (generelle rovdyr), andre lever oftest af et eller på et skadedyr (specifikke rovdyr) og andre igen bestøver afgrøderne. Skadelige effekter af pesticider på disse grupper af nyttedyr vil have større eller mindre betydning for høstudbyttet på en bedrift. Hvis dyrene er tilstede, kan de specifikke rovdyr i nogle år holde bladluspopulationer nede på et niveau under den økonomiske skadetærskel (Jansen 2000b) og flere undersøgelser har dokumenteret generalist rovdyrenes betydning for at holde bladluspopulationer nede (Edwards and George 1981; Carter and Sotherton 1983; Esbjerg 1985b; Dennis and Wratten 1991); (Harwood et al. 2001b).

Til de generelle rovdyr hører løbebiller, rovbiller og edderkopper. De søger alle føde på jorden og nogle edderkopper fanger føde ved hjælp af net i vegetationen. Mange arter blandt generalist rovdyrene opholder sig i skjul om dagen i jordsprækker og under sten. Disse insekter rammes sjældent direkte af insekticidbehandling. Kontakt med insekticid kan dog opstå om natten, når dyrene bevæger sig rundt på sprøjtet plantemateriale. Gruppen af specifikke rovdyr, der lever oppe i afgrøden, hvor de skadedyr, der sprøjtes mod, lever, rammes derimod oftere direkte af pesticider. Derfor er mariehøns, svirrefluer, guldøjer og snyltehvepse, der er specialiserede til at leve af bladlus mere udsatte ved insekticidbehandlinger (Unal and Jepson 1991a; Bichel-udvalget 1999b); (Elmegaard 1998b).

Direkte effekter på bestøvere, særligt bier, forsøges undgået i Danmark gennem et forbud mod sprøjtning med farlige midler om dagen, hvor bierne trækker på afgrøder (Bichel-udvalget 1999b). Derfor er der ikke gennemgået litteratur fra udlandet om bier.

Effekter på fuglefødeemner er beskrevet delvist i nedenstående afsnit om leddyr, men også i afsnittet om effekter på fugle.

Ændringer i forekomst og udbredelse af leddyrfaunaen i agerlandskabet

Den generelle nedgang i diversitet og tæthed af leddyrfaunaen i agerlandet i Vesteuropa de seneste 30 år er velbeskrevet. Eksempelvis var individantallet af leddyr i konventionelt dyrkede marker halveret fra 1970-1990. Reduktionen var fortrinsvis sket blandt generalist rovdyr, mens der ikke blev fundet nedgange i bestanden af specifikke rovdyr, der prædaterer på bladlus. Forekomsten af snyltehvepse, som er parasitoider på bladlus var også reduceret signifikant (Aebischer 1991); (Aebischer and Potts 1990). Blandt de arter, der er foretrukne fødeemner for agerhøns, er der ligeledes observeret faldende populationsstørrelser siden 1960'erne (Potts 1986); (Sotherton et al. 1988). Relativt få undersøgelser af effekter af landbrugets driftsmetoder, såsom pesticidesprøjtning, på ikke-skadevoldende arter er dog lavet før midt 80'erne (Sotherton 1982).

Effekter af pesticider afhænger af leddyrenes følsomhed og populationsbiologi. Der har vist sig at være stor forskel på de enkelte arters følsomhed overfor pesticider. Nogle arter af edderkopper, mariehøns og guldøjer er tolerante overfor insekticider over lang tid, mens andre arter indenfor de samme leddyrgupper falder i populationstæthed efter insekticidsprøjtning (Theiling and Croft 1988).

Udover artens følsomhed overfor et givet pesticid afhænger graden af skadelige effekter af, hvor arten befinder sig i tid og rum, dvs. dens populationsbiologi (Elmegaard 1998b). Leddyr, der lever i afgrøden i en højde, hvor der sprøjtes mod skadedyr og som lægger æg og har puppe og larvestadier udenpå planter, vil være mere udsatte, end leddyr der lever på jorden, lægger æg og har puppe og larvestadier indeni planter eller i jorden (Nielsen et al. 1996; Elmegaard 1998b); (Norris and Kogan 2000). Leddyr, der er tilknyttet jordoverfladen og det øverste jordlag, vil dog kunne rammes af pesticider, der er bejdset på udsæd eller lagt ud som granulat (Elmegaard 1998b).

Graden af stedbundethed er en anden vigtig faktor. Derfor har ophør med sprøjtning ofte større effekt på insektlarver end på voksne insekter, da mange insekters larver er mere stedbundne end de voksne insekter (Hald et al. 1994a; Reddersen et al. 1998).

Yngletidspunktet og overvintringshabitaten er to andre væsentlige faktorer, der påvirker graden af skadelige effekter af insekticider på ikke-skadevoldende leddyr. Kraftigere effekter af sprøjtning er fundet på arter af Carabidae, der yngler i efteråret og overvintrer i marken, end på arter af Carabidae, der yngler i foråret eller om sommeren og overvintrer i markskel. Ovennævnte forsøg blev udført med et bredspektret pyrethroid, deltamethrin, i hvedemarker (Pullen et al. 1992). I Danmark er midlet kun godkendt til bekæmpelse i væksthuse, men andre bredspektrede pyrethroider er godkendt til bekæmpelse af skadedyr i korn (Jensen et al. 2001b).

For leddyr med høj sprednings- og reproduktionsevne kan det desuden være vanskeligt at påvise effekter af pesticider. Oftest udføres markforsøg hvor sprøjtede og usprøjtede marker ligger tæt. Herved 'fortyndes' den kvantitative effekt af pesticider på dyrenes populationsbiologi, da leddyr fra de usprøjtede marker ofte invaderer de sprøjtede marker (Pullen et al. 1992). For biller har det vist sig, at de kan genoprette deres populationsstørrelse kun 2 måneder efter sprøjtning med deltamethrin. Bestande af edderkopper genoprettes derimod langsommere (Powel et al. 1988). Ovennævnte undersøgelse viser, at skadelige effekter af pesticider bør vurderes på tre skalaer: micro-, meso- og makroskala. Microskala-effekter er begrænset til effekter indenfor dyrets daglige aktivitetsrum, mens mesoskala-effekter inddrager årstidsvariation i dyrets populationsbiologi. Effekter på makroskala inkluderer effekter til forskellige årstider, såvel som på populationsdynamikken i nabohabitater til dem i omdrift (Jepson 1988).

Hvorvidt sprøjtning med herbicider har betydning for insekter, der fungerer som bestøvere i marken, afhænger blandt andet af, hvilke plantearter de er afhængige af udenfor afgrødens blomstringssæson. Enårige ukrudtsarter er generelt dårlige pollen- og nektarkilder for specialiserede bestøvere som sommerfugle, svirrefluer, bladskærer-, honning- og humlebier, da disse oftest besøger flerårige plantearter. Dog bestøves en del af de almindelige flerårige ukrudtsarter af honning- og humlebier (Jensen et al. 1998). De enårige ukrudtsarter kan derimod have nogen værdi for uspecialiserede blomsterbesøgere som snyltehvepse, biller og småfluer (Parrish and Bazzaz 1979; Fussell and Corbet 1991; Fussell and Corbet 1992; Feber 1993; Smith et al. 1994).

Direkte og indirekte effekter af pesticider på leddyr

Forekomsten og populationsstørrelsen af skadedyrenes naturlige fjender, reduceres især af bredspektrede insekticider. En anden og mere indirekte årsag

til den reducerede forekomst af naturlige fjender er blandt andet den intensive ukrudtsbekæmpelse med herbicider, da deres fødegrundlag og levesteder forsvinder og/eller forringes. Dette er en ulempe ved brugen af herbicider, da afgrøder efter sprøjtning i flere tilfælde har vist sig at være mere sårbare overfor angreb af skadedyr end før sprøjtning. Dette skyldes, at de naturlige fjender så ikke kan bidrage til at holde skadedyrpopulationer nede (Arden-Clarke 1988). På grundlag af disse konklusioner er det meget sandsynligt at ophør med pesticidesprøjtning vil øge forekomsten af naturlige fjender og andre nyttedyr i agerlandet.

Skadelige effekter af bredspektrede pesticider på leddyr i konventionelt dyrkede kornmarker er fundet ved undersøgelser i England, særligt af insekticider, men også af fungicider og herbicider. Nedgange i bestandsstørrelse og artsantal af ikke-skadevoldende leddyr som følge af insekticidsprøjtning er blandt andet veldokumenteret i undersøgelser af (Vickerman and Sunderland 1977;Potts 1986;Theiling and Croft 1988;Inglesfield 1989;Everts et al. 1989;Davis et al. 1991).

Skadelige effekter af herbicider og fungicider på leddyr skyldes hovedsagligt, at mange leddyr i kornmarker lever af ukrudt og svampe. Dyrene har desuden behov for plantedækket som habitat. Ukrudtsdækket har blandt andet betydning for jordbundens dyr, da jordbundens fugtighed afhænger af graden af plantedække. Forekomsten af leddyr i kornmarker vil derfor afhænge stærkt af forekomsten af vilde planter (ukrudt) og ændringer i planternes fysiologiske tilstand og biomasse (Soutwood and Cross 1969;Sotherton et al. 1988). Således har flere undersøgelser påvist lavere tætheder af insekter, der lever af ukrudt, på herbicidbehandlede arealer (Potts and Vickerman 1974;Vickerman 1974;Speight and Lawton 1976;Powell et al. 1985;Coombes and Sotherton 1986c;Chiverton and Sotherton 1991;Hald et al. 1994a;Reddersen et al. 1998) og lavere tætheder af insekter, som er fuglefødeemner, ved lavere tætheder af ukrudt (Somerville and Walker 1990). I de danske undersøgelser blev både artsdiversiteten og tætheden af hele insektsamfundet i kornmarker reduceret. Tætheden af insekter var reduceret med 20-85% efter herbicidsprøjtning (Reddersen et al. 1998).

Effekter af pesticider på generalist rovdyr

Som nævnt er edderkopper, løbebiller og rovbiller generalist rovdyr. Denne gruppe kan overleve på ikke-skadevoldende dyr om foråret, hvor skadedyrsbestanden i marker er lav. Når skadedyrspopulationer af eksempelvis bladlus vokser i løbet af afgrødens vækstsæson, kan rovdyrene leve af dem (Harwood et al. 2001a). Rovdyrene er talrige, vidt udbredte og tilmed aktive tidligt i vækstsæsonen, så de kan hindre en eventuel økonomisk skade forårsaget af bladlus (Esbjerg 1985a). Tæppespindende edderkopper kan eksempelvis reducere bladlus populationers vækst med 58% (Thomas and Jepson 1997).

Studier fra 1970'erne til 1985 over bestanden af insekter i et område på 62 km² omkring Sussex, England, viste at populationer af generalist rovdyr (polyfage predatorer) var blevet reduceret betydeligt i perioden. I samme periode var specielt brugen af fungicider intensiveret (Sotherton 1985). Brugen af insekticider som esfenvalerat mod bladlus i korn har desuden vist sig at have direkte negative effekter på både løbebiller og rovbiller. Eksempelvis er der i Norge fundet eksempler på populationer, hvis individantal er faldet med 20-35% og 85% efter sprøjtning med insekticider (Andersen 1992). Esfenvalerate er i Danmark godkendt til bekæmpelse af trips, bladlus, snudebiller, viklere, møl, kålsommerfugle, galmyg mv. i bl.a. sædskifteafgrøder (Jensen et al. 2001b).

Indirekte effekter af insekticider på løbebiller (rovdyr) er desuden antydnet i resultater af (Chiverton 1984). Han fandt en højere frekvens af løbebiller med tom mave i insekticidbehandlede bygmarker end i usprøjtede bygmarker. Indirekte effekter af herbicider på generalist rovdyr (på nær edderkopper) er også højt sandsynlige på grundlag af resultater af (Reddersen et al. 1998). Desuden fandt de i de herbicidsprøjtede marker lavere forekomst af arter af biller, fluer og myg, som heller ikke lever af ukrudt, men har gavn af ukrudtet som levested, skjul mv. Højere tætheder af løbe- og rovbiller i marker med ukrudtsdække er også fundet af (Speight and Lawton 1976; Powell et al. 1985; Chiverton and Sotherton 1991). Indirekte effekter af fungicidet pyrazophos på både løbebiller og rovbiller, men ikke på edderkopper, er desuden påvist i England (Sotherton et al. 1987).

Bestandene af edderkopper har været og er fortsat faldende i agerlandet i Europa. Siden 1970'erne er bestanden af eksempelvis tæppespindende edderkopper i marker omkring Sussex, England, i gennemsnit faldet med 4% om året (Aebischer 1991). Studier har vist at edderkopper rammes af insekticid, både ved direkte eksponering og ved opsamling af sprøjtemiddel i nettet. Edderkoppernes spindelvæv kan dække op til halvdelen af overfladearealet af en hvedemark. I hegn og markskel er edderkopper også udsat for pesticider som følge af afdrift. Op til 30% af en sprøjtebehandling på 200 L/ha kan blive fanget i edderkoppens net som følge af afdrift. Dette sker hvis sprøjtningen foregår så 10-25% af sprøjtemidlet der udsprøjtes forekommer i dråber mindre end 100 µm, da denne dråbestørrelse kan spredes med vinden. Skader på edderkopper i nabobiotoper til dem i omdrift er særlig problematisk, da det ellers er herfra at edderkopper kan kolonisere marker efter eksempelvis en pesticidesprøjtning. Edderkoppernes adfærd bliver også påvirket af pesticider (Samu et al. 1992). Både lavere mobilitet, tæthed og forekomst af hanlige edderkopper flere uger efter sprøjtning med Lambda-Cyhalothrin (10g/ha) er også fundet i vinterhvedemarker i tyske undersøgelser (Dinter and Poehling 1992). Nedsat mobilitet er skadelig for edderkoppepopulationer på sigt, da det påvirker den genetiske diversitet og dermed reproduktionsevnen hos edderkopperne (Dinter and Poehling 1992). Lambda-Cyhalothrin er i Danmark godkendt til bekæmpelse af bladlus, trips, biller, tæger, viklere, møl mv. i blandt andet sædskifteafgrøder (Jensen et al. 2001b).

Nyere studier fra 1997-1998 over den tilgængelige føde for edderkopper i vinterhvedemarker peger desværre også på, at indirekte effekter af sprøjtning med herbicider påvirker populationer af edderkopper negativt og at de er føde-begrænsede i det traditionelle landbrug (Harwood et al. 2001a). Herbicider antages at have en væsentlig indirekte effekt på edderkopper, da variationen i vegetationsstrukturen nedsættes betydeligt når ukrudtet i markerne sprøjtes væk, eller ligger i et tæt tæppe og rådner på jordoverfladen. Tætheden og artsdiversiteten af edderkopper øges blandt andet ved en højere strukturel kompleksitet i vegetationen (Wilson et al. 1999).

Effekter af pesticider på specialist rovdyr

Effekter af 6 forskellige insekticider på specialist rovdyr (mariehøns, svirrefluer, gulldøjer og snyltehvepse) efter sprøjtning i hvedemarker er undersøgt i Belgien. I tre år blev tætheden af specialist rovdyr opgjort 3 dage efter sprøjtning af markerne i juni eller juli måned. De forskellige insekticider havde forskellig effekt på tætheden af rovdyrene. Blandt rovdyrene var svirrefluelarver de mest almindelige i markerne, især arten *Episyrphus balteatus*. Mariehønsene (*Coccinella septempunctata* og *Propylea quatuordecimpunctata*) var mindre almindelige og kun få individer af Gulldøjer

af arten *Chrysoperla carnea* blev registreret. Tætheden (antal fangster) af svirrefluelarver var ikke påvirket af fluvalinat og esfenvalerat, mens tætheden af mariehøns var. Det omvendte var tilfældet for stoffet pirimicarb. Sprøjtning med cyfluthrin, deltamethrin og phosalone reducerede tætheden af både svirrefluer og mariehøns. Guldøjelarver var ikke påvirket af nogle af de 6 insekticider (Jansen 2000a). Esfenvalerat er godkendt til bekæmpelse af bladlus, trips, snudebiller, møl, kalsommerfugle mv. i sædskiftemarker i Danmark. Pirimicarb er godkendt til bekæmpelse af bladlus i bl.a. korn og roer. Cyfluthrin er ikke godkendt i Danmark. Deltamethrin er kun godkendt til brug i væksthuse og phosalone er kun tilladt til bekæmpelse i prydplanter og kernefrugt (Jensen et al. 2001b).

Skadelige effekter af insekticidet dimethoat efter sprøjtning mod bladlus med den anbefalede dosis er også fundet på mariehønen, *Coccinella septempunctata* i England (Unal and Jepson 1991a). Effekter af direkte kontakt med herbicid (2,4 D) er også påvist hos mariehøns. Hos alle undersøgte arter (3) firedobledes larvedødeligheden (Sotherton 1982).

Svirrefluer er rapporteret som særlig sårbare overfor insekticider (Theiling and Croft 1988). De voksne svirrefluer foretrækker selektivt at suge nektar fra vilde planter som Tidsler (*Cirsium*), Svinemælk (*Sonchus*), Lugtløs Kamille (*Matricaria perforata*), Høst-Borst (*Leontodon autumnalis*), Hundepersille (*Aethusa cynapium*), Vild Gulerod (*Daucus carota*) og Aften-Pragtstjerne (*Silene alba*). Dette er dog kun resultatet fra et studie af fourageringsmønsteret hos en svirreflueart (*Episyrphus balteatus*) hvis habitat var en udyrket (1 m) bred bræmme langs en vinterhvedemark (Cowgill et al. 1993). Det er derfor sandsynligt at også sprøjtning med herbicider, der påvirker en eller flere af disse plantearter, vil få betydning for populationer af svirrefluer.

Skadelige effekter af fungicider på specialist rovdyr og fuglefødeemner er fundet i England, men med fungicidet pyrazophos, som ikke er godkendt i Danmark. Der blev ikke fundet skadelige effekter af fungicidet propiconazole, som er godkendt i Danmark (Sotherton et al. 1987); (Sotherton and Moreby 1988; Jensen et al. 2001b).

Effekter på fuglefødeemner

Den mest velunderbyggede viden om hvilke leddyr der spises af fugle, stammer fra engelske undersøgelser af hvad agerhøns og deres kyllinger spiser (Potts 1986). På grundlag heraf antages det at andre af agerlandets fugle lever delvis af den samme fauna, blandt andet fasankyllinger, sanglærken, bomlærken og viben (Hald and Reddersen 1990). Nogle typiske fuglefødeemner i Danmark for disse fugle er: larver af bladhvæpse (oftest *Dolerus*) og sommerfugle, blomstertæger (oftest *Calocoris norvegicus*), cikader, myrer, larver af og voksne løbebiller, glimmerbøsser, rovbiller (*Tachyporus*), bladbiller (*Oulema melanopus*, *Gastrophysa polygoni*), snudebiller, lopper, ærtebladlus og dansefluer (Hald and Reddersen 1990). (Sotherton and Moreby 1992) medregner desuden rovtæger som fuglefødeemner. Endvidere er Græshopper og fårekylinger (*Orthoptera*) nævnt som vigtige fuglefødeemner (Wilson et al. 1999). Som det fremgår af de følgende eksempler på leddyrenes biologi har flere af de insektgrupper en lille spredningsevne og mange lever af ukrudt. De er derfor særligt sårbare overfor både herbicid og insekticidsprøjtning (Sotherton and Moreby 1992).

Voksne bladhvæpse (*Symphyla*) af slægten *Dolerus* er færdigudviklede i maj og lægger deres æg i korn. Efter at have gennemgået 4-5 larvestadier, forpupes larven eller spinder en kokon på jordoverfladen eller i jorden. Dette sker i

julimåned, hvorefter larven hviler til de næste voksne udklækkes i maj. Der forekommer en generation om året. Arterne har endvidere lav spredningsevne. Som følge af denne livscyklus er arter af *Dolerus* sårbare overfor insekticider, men også mekanisk jordbearbejdning. Desuden øges tætheden af bladhvepse, når der er sået udlæg i korn. I forsøg med 6 bredspektrede insekticider, der anvendes til bladlusbekæmpelse, var 89-100% af alle bladhvepselarver døde 6 dage efter sprøjtning med anbefalet dosis ved brug af 5 af 6 midler (Sotherton and Moreby 1992). De 2 insekticider der gav så høj dødelighed i forsøget er godkendte til bekæmpelse af bladlus i blandt andet korn (alphacypermethrin og dimethoat) i Danmark (Jensen et al. 2001b).

Generelt er effekter af insekticid sprøjtning på årevingede veldokumenteret. Men også effekter af herbicider er påvist. Udover bladhvepse (Symphyta) er myrer (Formicidae) også særligt følsomme overfor både insekticider og herbicider (Wilson et al. 1999).

Blandt blomstertæger er arten *Calocoris norvegicus* den mest almindelige (den udgjorde 82% af tægearterne i engelske kornmarker). Arten lægger æg i stængler af planter som vokser i hegn og markskel. Ægget klækkes i maj og efter et nymfestadie er de voksne tæger færdigudviklede i juni/juli. Der er en generation om året og før høst vender de voksne tilbage til overvintringsstedet i hegn eller mere åbne markskel. Arten har lav spredningsevne og findes sjældent længere inde i marken end 12 m fra skellet. Selvom arten er relativt kort tid i marken, lever den der på sprøjtetidspunktet for bladlus. Forsøg i laboratoriet og i marken med anbefalet dosis af insekticidet dimethoat resulterede i en dødelighed på over 95% 48 timer efter sprøjtning. Det totale individantal af alle tæger var også reduceret i marker sprøjtet med dimethoat. Markforsøgene (12 felter) blev udført i markens randzone (0-6 m), da det er her agerhønsene fortrinsvis søger føde. Mens der således er kraftige effekter af insekticid, er kun minimale effekter af herbicider og fungicider fundet på *Calocoris norvegicus* og andre tæger. Dette skyldes til dels artens biologi, da herbicider oftest anvendes før tægerne har vandret ind i marken fra deres overvintringssted. Dog forekommer arten altid i højere antal, hvor der er ukrudt og en 20% højere overlevelse er fundet i populationer der lever, hvor der ikke sprøjtes med herbicid (Sotherton and Moreby 1992); (Moreby et al. 1997).

På biller, er skadelige effekter af insekticider fundet på 5 ud af 6 billefamilier, som udgør de vigtigste fuglefødeemner for 26 arter af agerlandets fugle: Snudebiller (Curculionidae), bladbiller (Chrysomelidae), løbebiller (Carabidae), smældere (Elateridae) og rovbiller (Staphylinidae) (Wilson et al. 1999). Flere studier af populationsdynamikken hos biller har dog vist at selvom den umiddelbare dødelighed efter sprøjtning er høj (60-90%), kan nogle arter genoprette deres populationsstørrelse i marken ved indvandring en måned efter sprøjtning med insekticider (pyrethroider). For andre arter kan det dog tage flere måneder (Wilson et al. 1999).

En række forsøg er udført på pileurtbladbillen. De voksne individer af arten overvintrer i jorden i marken og er aktive fra slutningen af april. Hunnerne lægger æg og larverne udvikles over sommeren. Voksne individer udvikles i juli måned og denne generation overvintrer til næste forår. Arten har lav spredningsevne og lever nær sine foretrukne fødeemner, oftest Vej-Pileurt (*Polygonum aviculare*). Markanalyser har vist at der efter sprøjtning med herbicid, der dræber artens værtsplante, ikke findes flere pileurtbladbiller i de pågældende marker (Sotherton and Moreby 1992). Ved sprøjtning med mindre effektive herbicider, som ikke dræber værtsplanten, men hæmmer væksten (eksempelvis blandinger af 2,4 D og CMPP), var tætheden af

bladbillen i marker også væsentligt reduceret (Sotherton and Moreby 1992). CMPP er ikke godkendt som bekæmpelsesmiddel i Danmark (Jensen et al. 2001b). De fundne effekter af væksthæmmende herbicider kan skyldes, at billens larver lever af planter sprøjtet med herbicid, eller at sprøjtning af æg påvirker populationen. Laboratorieforsøg har vist, at dødeligheden var højere hos larver, hvis fødegrundlag var sprøjtet. Desuden var larvedødeligheden højere hos larver klækket fra sprøjtede æg i forhold til larver klækket fra usprøjtede æg, selvom sprøjtning med herbicid (2,4-D) direkte på æg ikke havde nogen effekt på selve klækningen af larver. Larvers direkte kontakt med herbicidet kunne ikke påvises at have nogen effekt på deres dødelighed (Sotherton 1982).

I Danmark er der i korn sprøjtet med insekticiderne dimethoat og cypermethrin mod bladlus fundet skadelige effekter af sprøjtningen på pileurtbladbillen (*Gastrophysa polygoni*). Cypermethrin havde den største indvirkning og reducerede populationer af arten med 19-32% ved dosis-respons forsøg. Larverne var mest følsomme. Dimethoat havde mindre skadelig effekt og reducerede kun populationer af billen med 1,9-7,6%. Da arten lever af blade antages det, at 7-40% af en billepopulation i marken vil blive ramt direkte af insekticidet og at hele populationen vil uddø efter kort tid (Kjær and Jepson 1995; Kjær et al. 1998; Elmegaard et al. 1998).

Resultaterne af undersøgelser af pileurtbladbillen er væsentlige, da arten er et højt værdsat fødeemne hos agerhønen (*Perdix perdix* L.) og den næstmest dominerende bladbiller i undersøgte kornmarker i England. Effekter på bladbiller generelt er også kvalitativt interessante i forbindelse med værdisætningsstudier af natureffekter, da billerne oftest er farverige, stribede og/eller plettede og forholdsvis store og synlige. Endelig er der 25.000 arter af bladbiller i Vesteuropa og de er næsten alle herbivorer (Chinery 1987). Ophør med herbicidbehandling på deres værtsplanter kan derfor tænkes at have stor betydning for denne insektgruppes populationsstørrelse, men også for de fugle der lever af dem.

På baggrund af ovenstående undersøgelser kan man generelt konkludere at effekter af pesticider på bladbiller (og eventuelt andre insekter) vil afhænge af hvordan sprøjtetidspunktet og behandlingshyppigheden falder sammen med vigtige stadier i billens livscyklus, eksempelvis æglægnings- og klækningstidspunkt. Desuden vil effekterne af herbicider afhænge af graden af reduktion i forekomst og tæthed af værtsplanter. Endelig kan perioden hvor et pesticid er toksisk for billelarver mv. variere. For herbicidet 2,4-D er den toksiske periode estimeret til 14 dage efter en sprøjtebehandling (Sotherton 1982).

Skadelige effekter af fungicider som højere dødelighed og forsinket larveudvikling som følge af sprøjtning er fundet på pileurtbladbillen i engelske undersøgelser (Vickerman and Sotherton 1983). Kun et af tre testede skadelige fungicider (thiophanate-methyl) er godkendt i Danmark, men kun til sårbehandling af prydplanter og frugttræer (Jensen et al. 2001b). Ifølge (Wilson et al. 1999) er ingen entydige effekter af fungicider fundet på biller (Coleoptera).

Effekter af pesticider på andre ikke-målgruppe leddyr

Andre tovingede insekter (Diptera) end svirrefluer

For gruppen af tovingede insekter i agerlandet, eksempelvis fluer og myg, er der ikke i Danmark fundet forskelle i tæthed og biomasse af insektbestandene i

sprøjtede og usprøjtede afgrøder på høsttidspunktet. Dette skyldes at flertallet af de ca. 135 arter af tovingede insekter i agerlandet i Danmark lever beskyttet i planter eller i jorden i de første larvestadier (Nielsen et al. 1996). Effekter af insekticider er dog påvist i andre undersøgelser, særligt på stankelben (Tipulidae). Derimod er der ikke dokumenteret entydige effekter af herbicider eller nogen effekt af fungicider på Diptera (Wilson et al. 1999).

Sommerfugle og møl (Lepidoptera)

I England har bestanden af mange arter af sommerfugle og møl været faldende de seneste år. Det skyldes til dels et øget forbrug af insekticider i det dyrkede land. En anden medvirkende årsag i England er herbicidsprøjtning af markskel (Wilson et al. 1999). Sidstnævnte er forbudt i Danmark, men markskellenes kvalitet for sommerfugle er også stærkt forringet i Danmark, formentlig som følge af afdrift med herbicider og kvælstoftilførsel. Flere sommerfuglearter har faldende populationsstørrelser og flere populationer er uddøde. Afdrift med pesticider i løbet af de sidste 30 år antages at være medvirkende årsag (Kaaber and Nielsen 1988).

Manglen på levesteder er en anden væsentligste årsag til den faldende forekomst og udbredelse af sommerfugle i England og andre europæiske lande (Longley and Sotherton 1997). Specielt agerlandet som helhed anses for at være af lav kvalitet for sommerfugle. Hegn er den mest udbredte type levested, der er tilbage i agerlandet, som er vigtig for de almindelige sommerfugle. Udover at hegn anvendes som spredningskorridorer, kan sommerfuglene her finde ly, værtsplanter til larver og nektar til de voksne individer. I en undersøgelse af forekomsten af sommerfugle i marker, blev 98% af de registrerede individer fundet indtil 5 m fra markkanten, hvilket understreger betydningen af hegn (og randzoner) for sommerfuglebestanden i agerlandet (Longley and Sotherton 1997).

Sommerfugle har en relativ lang livscyklus, og de er derfor potentielt udsat for et antal sprøjtebehandlinger om året (Longley and Sotherton 1997). Effekter på sommerfuglenes larver undersøges oftest, da det mest er dem, der rammes eller er i kontakt med pesticider. Flere arter af sommerfugle har larver, der overvintrer og herefter færdigudvikles om foråret. Andre larver har en eller to forårs og/eller sommergenerationer. I hvor høj grad sommerfuglearterne er udsat for pesticider, afhænger derfor meget af larvernes livscyklus, hvor deres værtsplanter vokser og deres adfærd. Larver hos arter som Okkergul Bredpande (*Thymelicus sylvestris*) og Stor Bredpande, (*Ochlodes venata*) lever beskyttet, eksempelvis indhyllet i rullede blade, og de er derfor mindre udsatte for effekter af direkte sprøjtning, men kan blive udsat for pesticider gennem fødeindtag. Larver af arter, der fortrinsvis søger føde om natten og lever nær jorden om dagen, eksempelvis *Pyronia tithonus* (Satyridae) og Græsrandøje (*Maniola jurtina*), er ligeledes mindre udsatte for direkte sprøjtning end dagaktive larver (Davis et al. 1991).

Davis et al. (1991) har anført 11 arter af sommerfugle, som typisk findes i markens randzoner og som derfor potentielt vil være udsat for pesticider. En væsentlig del af disse sommerfuglelarvers udviklingsstadier er sammenfaldende med tidspunkter for sprøjtning i både korn og foderafgrøder i forår, sommer og efterår. De 10 arter, som også findes i Danmark, er: Okkergul Bredpande (*Thymelicus sylvestris*)*+, Stor Bredpande (*Ochlodes venata*)*+, Grønåret Kålsommerfugl (*Pieris napi*), Aurora (*Anthocaris cardamines*)*, Lille Ildfugl (*Lycaena Phlaeas*)*+, Alm. Blåfugl (*Polyommatus icarus*)*+, Nældens Takvinge (*Aglais urticae*)*, Dagpåfugleøje (*Inachis io*)*,

Pyronia tithonus^{*s} og Græsrandøje (*Maniola jurtina*)^{*+} og Okkergult randøje (*Coenonympha pamphilus*)^{*-} (Lyneborg and Jønsson 1974).

De arter, der er anført med * ovenfor, har såkaldt 'lukkede' populationer. Disse arter har kolonier indenfor et afgrænset areal, mens arter med 'åbne' populationer er mere vidt udbredte og migrerer mellem ynglesteder. Arter med lukkede populationer er mest sårbare overfor pesticider, da deres kolonier ikke umiddelbart kan erstattes ved migration.

I England udgør arter med lukkede populationer 64% af arterne i agerlandet. Yderligere arter med lukkede populationer, der også findes i agerlandet i Danmark er: Almindelig bredpande (*Thymelicus lineola*)⁺, Katostbredpande (*Pyrgus malvae*), en art af hvidsværmere: *Leptidea sinapsis*^s, flere arter af blåfugle: Brombærfugl (*Callophrys rubi*)⁺, Gulhale (*Thecla betulae*), Det Hvide W (*Strymonidia w-album*), *S. pruni*, *Cupido minimus*, Moseblåfugl (*Celastrina argiolus*) og 5 arter af randøjer: Skovrandøje (*Pararge aegeria*)⁺, Vejråndøje (*Lasiommata megera*), Galathea (*Melanargia galathea*)⁺, Sandrandøje (*Hiparchia semele*) og Engrandøje (*Aphantopus hyperanthus*)⁺. Flertallet af arter af hvidsværmere, takvinger og perlemorfugle, der findes i agerlandet, har derimod åbne populationer, eksempelvis 'Det hvide C' (*Polygonia C-album*) (Longley and Sotherton 1997).

Arter anført med + har stigende populationer i England, mens arter anført med - eller s har henholdsvis faldende eller stabile populationer. Disse populationstendenser er registreret i perioden 1978-1996 (Smart et al. 2000). Desværre er observationerne ikke kun begrænsede til det dyrkede land og de hertil knyttede småbiotoper, arealer med græs og på marginaljorde indgår også i undersøgelsen. Udover de nævnte arter anført med (+), er Gråbåndet Bredpande (*Erynnis tages*) også i tilbagegang (Smart et al. 2000).

Sammenhængen mellem ændringer i populationsstørrelsen (som registret ovenfor) og ændringer i forekomsten og tætheden af de planter, der danner det væsentligste fødegrundlag for 19 arter af agerlandets sommerfugle, er undersøgt af (Smart et al. 2000). Observationerne på landskabsskala viste kun få sammenhænge. Ændringer i planternes forekomst blev registreret i 256 kvadrater af 1 km². Den tydeligste sammenhæng var, at en øget forekomst af Kvik (*Elytrigia repens*) og Stor Nælde (*Urtica dioica*), faldt sammen med et øget antal sommerfugle blandt de arter, der lever af disse planter. Både Dagpåfugleøje og Det Hvide C lever af Stor Nælde og var begge i fremgang. Larver af Engrandøje, Skovrandøje, Stor og Alm. Bredpande, Græsrandøje og Galathea var ligeledes i fremgang og kan leve af Kvik (Smart et al. 2000).

Få laboratorieforsøg over direkte effekter af insekticider på sommerfugle (larver) er lavet og de fleste er udført på den samme art, Stor Kålsommerfugl (*Pieris brassicae*), som anses for skadedyr. Dog er der i England for nylig også lavet undersøgelser på 3 andre arter af ikke-skadevoldende dyr: Grønåret Kålsommerfugl (*Pieris napi*), *Pyronia tithonus* (ikke i DK) og Almindelig Blåfugl (*Polyommatus icarus*), som yngler i markskel og lignende biotoper langs marker (field margins). Alle tre arter viste sig at være mindre sensitive overfor de 4 insekticider (dimethoat, phosalon, diflubenzuron og fenitrothion), der blev anvendt i undersøgelsen, end *P. brassicae* (Davis et al. 1991). Men LD₅₀-værdierne indikerede at alle stoffer var toksiske for alle 3 arter. Endelig blev effekter af forgiftning med diflubenzuron gennem fødeindtag påvist ved markforsøg med *P. napi*. Arten lever fortrinsvis af korsblomstede plantearter. Den gennemsnitlige larvedødelighed ved fødeindtag var langt mindre (71,3% og 82,5% efter henholdsvis 4 og 6 dage efter sprøjtning) end ved direkte kontakt med insekticidet. Dimethoat,

phosalon og diflubenzuron er godkendt til bekæmpelse i Danmark, men phosalon er kun tilladt til bekæmpelse af æblebladlus, mens diflubenzuron kun er godkendt til bekæmpelse af minermøl i frugttræer (Jensen et al. 2001b).

Effekter af sprøjtning med herbicider i marken (og i markskel i England) er sværere at påvise, men hvis en betydelig andel af larvernes værtsplanter dør, såvel som de planter, der er vigtige nektarkilder for de voksne individer, vil det sandsynligvis skade sommerfuglene. Da særligt énårige græsser fremmes af herbicidsprøjtning, bliver plantesamfundet af ringere kvalitet for sommerfugle. Planter med vigtige nektarkilder er eksempelvis: Brombær (*Rubus fruticosus*), Lugtløs Kamille (*Tripleurospermum inodorum*), Merian (*Origanum vulgare*), og kurvblomster som Tidsel (*Cirsium*, *Carduus*). Hvis der ikke er nok føde tilgængelig, vil sommerfuglelarverne sulte og de heraf udviklede voksne individer vil få lavere fitness. Desværre er der ikke lavet udførlige undersøgelser af værtsplanternes og nektarplanternes følsomhed overfor herbicider, men 6 stoffer er påvist som skadelige for de græsser, som er værtsplanter for larver af bredpander (Hesperiidae) og randøjer (Satyridae) og for de tokimbladede værtsplanter for larver af hvidsværmere (Pieridae), takvinger og perlemorfugle (Nymphalidae) og for nogle planter med nektar (Marshall and Birnie 1985b; Longley and Sotherton 1997). Kun to af de 6 herbicider (ionoxylin + bromoxylin, clopyralid) er godkendte til bekæmpelse i henholdsvis vårbyg og roer, blandt sædskifteafgrøderne i Danmark (Jensen et al. 2001a).

Generelt afhænger graden af pesticidskader på sommerfugle meget af toksiciteten af stoffet. En undersøgelse af 8 insekticider viste en stor variationsbredde i giftighed på larver af Stor Kålsommerfugl (*Pieris brassicae*) på samme levestadium. Nogle af stofferne var 700 gange mere giftige end andre. Især pyrethroider viste sig at være skadelige, men disse stoffer blev også oprindeligt udviklet til bekæmpelse af sommerfugle. Udover at giftigheden af pesticider varierer, vil deres tilgængelighed overfor sommerfugle også variere. Nogle stoffer binder sig til planternes øverste vokslag og bliver derfor mindre tilgængelige. Derfor vil larver af sommerfugle, der har værtsplanter med vokslag på bladene, såsom vedbend (*Hedera helix*), være mindre udsatte, end larver der eksempelvis har Stor Nælde (*Urtica dioica*) som værtsplante. Hvor hurtigt giftigheden af pesticidrester på blade falder over tid, er en anden væsentlig faktor af betydning for, hvilke skader pesticiderne forvolder på sommerfuglepopulationerne (Unal and Jepson 1991b) (Longley and Sotherton 1997).

Hvorvidt pesticidsprøjtning i marker skader sommerfuglene i nabohabitaterne afhænger blandt andet af, hvorvidt larvernes værtsplanter er afskærmede fra afdrift. Graden af mulig afskærmning afhænger igen af, hvilken værtsplante larverne foretrækker. Eksempelvis vil lavtvoksende græsarter som rapgræs (*Poa*) og svingel (*Festuca*) være mindre udsatte for afdrift end Draphavre (*Arrhenatherum elatius*). Både arter af bredpander (Hesperiidae) og randøjer (Satyridae) lever fortrinsvis af flerårige græsser. Larver af hvidsværmere (Pieridae) lever fortrinsvis af arter af fladbælg (*Lathyrus*), kløver (*Trifolium*), korsblomster (Brassicaceae), Vrietorn (*Rhamnus cathartica*) og Tørst (*Frangula alnus*). Blåfugles (Lycaenidae) larver foretrækker Slåen (*Prunus spinosa*), Elm (*Ulmus* sp.), skræpper (*Rumex*), Rundbælg (*Anthyllis vulneraria*), Kristtorn (*Ilex aquifolium*), Vedbend (*Hedera helix*), Gyvel (*Sarothamnus scoparius*) og Tornblad (*Ulex europaeus*), mens larver af takvinger og perlemorfugle hovedsagelig lever af Stor Nælde (*Urtica dioica*), tidsler (*Cirsium*, *Caardus*) og Humle (*Humulus lupulus*) (Longley and Sotherton 1997). Undersøgelser af effekter af insekticider (cypermethrin) på larver af den store kålsommerfugl har vist, at larvernes dødelighed var øget op

til 10 m fra markkanten og selv i læsiden af et hegn (Davis et al. 1991; Davis et al. 1993; Davis et al. 1994).

Udover at forekomsten af sommerfugle (Lepidoptera) har æstetisk værdi for beskueren, er de vigtige i agerlandet, da deres larver (som tidligere nævnt) er fuglefødeemner for fuglene her (Wilson et al. 1999). Sommerfugle er desuden af værdi i agerlandet, da de fungerer som bestøvere af mange vilde planter (Weibull and Bengtsson 2001).

Betydningen af udyrkede nabohabitater til marker i omdrift for leddyr i marken

Da flere af de almindeligste skade- og nyttedyr overvintrer udenfor afgrøderne, bl.a. bladlus, kornbladbiller, glimmerbøsser, mariehøns, løbebiller og rovbiller (Brown 1982; Boer 1990), er det sandsynligt at kvaliteten af nabohabitater har betydning for, hvilke leddyr der findes i marken.

For flyvende arter er der ikke påvist nogen sammenhæng mellem antallet af leddyr i markerne på en bedrift og mængden af udyrkede småbiotoper på denne (Aebischer 1991). Dette kan dog skyldes arternes store spredningsevne, således at en effekt eventuelt vil kunne påvises på landskabsskala.

For mere stedbundne og ikke-flyvende arter som løbebiller og rovbiller er betydningen af antallet og kvaliteten af småbiotoper som overvintringssteder for sædskiftemarkernes fauna derimod veldokumenteret (Mogensen et al. 1997). For den almindeligste løbebilleart *Demetrias atricapillus* er der eksempelvis fundet en tydelig sammenhæng mellem tætheden af individer i marken om sommeren og tætheden af overvintrende individer i tilgrænsende udyrkede kantbiotoper, såvel som med kvaliteten af disse (Coombes and Sotherton 1986a; Coombes and Sotherton 1986b). Hvorvidt strukturen af den enkelte småbiotop har betydning for billernes (Carabidae) overlevelse og antal i tilstødende kornmarker, eksempelvis om flere arter overvintrer i hegn end i mere åbne markskel, er undersøgt af (Varchola and Dunn 2001). De fandt kun en forskel om foråret, hvor flere arter og individer fandtes i kornmarker afgrænset af hegn end i kornmarker afgrænset af markskel domineret af græs. Senere på året blev denne forskel udlignet.

I en undersøgelse af forekomsten og spredningen af 6 arter af løbebiller mellem et hegn og to tilstødende marker forekom nogle arter kun i hegnet (*Amara* spp.), mens andre fortrinsvis fandtes i hegn, men også spredte sig ud i marken derfra (*Harpalus rufipes*) (Thomas et al. 2001). For arten (*Nebria brevicollis*) fungerede hegnet mest som overvintringshabitat. Endelig fordelte de forskellige arter sig også forskelligt indenfor markarealet som hegnet grænsede op til, hvilket kan pege i retning af at nogle arter har specifikke nicher eller pletter i marken, som de foretrækker. Årsagerne til den forskellige fordeling af arterne i marken, blev ikke nærmere undersøgt. Som fremhævet af forfatterne, vil det være af stor betydning for planlægningen af sprøjtning med insekticid i fremtiden at kende billernes spredningsmønster i marken og årsagerne til dette. Herved vil risikoen for at billerne udsættes for insekticid kunne mindskes eller helt undgås. Undersøgelsen indikerer at fuldstændig ophør med insekticidsprøjtning vil give bedre mulighed for at de forskellige arter af biller kan fouragere i de nicher de foretrækker, samtidig med at der sandsynligvis vil blive plads til flere arter i forskellige nicher i marken.

En dansk undersøgelse af diversiteten og tætheden af leddyr i kornmarker og hegn viste tydeligt, at der var et højere antal taxonomiske grupper i hegn end i kornmarker i både forår, sommer og sensommer. Forskelle i biomassen af leddyr mellem de to habitater varierede derimod i løbet af foråret og sommeren. I starten af juni fandtes en fire gange højere biomasse i hegn end

kornmarker. En måned senere, i midten af juli var biomassen af leddyr højest i kornmarker inficeret af bladlus (Hansen 1985).

Effekter ved brug af reducerede pesticiddoseringer

Anvendelse af reducerede doseringer med insekticider er ikke udbredt i Danmark. I Norge har sprøjtning med reducerede doser (0,10,25 og 50%) af det bredspektrede insekticid, dimethoat, mod bladlus alligevel resulteret i skadelige effekter på de naturlige fjender som edderkopper, mariehøns og rovbiller. 28 dage efter sprøjtning var populationstætheden af disse dyr langt fra genoprettet til niveauet før sprøjtning. Tætheden af de naturlige fjender var halveret ved både 25% og 50% af fuld dosis. Effekten var dog mildere end ved højere dosis (Dennis et al. 1993).

Effekter af reducerede herbiciddoseringer vil eventuelt kunne påvirke herbivore insekter, hvis deres fødegrundlag øges (Elmegaard 1998a). Flere studier har dog ikke fundet en øget ukrudtsmængde over jorden ved reducerede herbiciddoseringer (Salonen 1993b;Salonen 1993c); (Kristensen 1994), mens andre har (Jones et al. 1997b).

I integreret landbrug i eksempelvis Nordamerika, hvor der sprøjtes med lavere dosis af alle pesticider er der ligeledes fundet højere tætheder af flere grupper af leddyr end i konventionelt landbrug, blandt andet af edderkopper, rovbiller og voksne smeldere (Fan et al. 1993). Undersøgelser i Tyskland har tilsvarende vist, at nedsatte doser eller ophør med pesticidesprøjtning favoriserer forekomsten af både rovbiller, løbebiller og edderkopper (Basedow et al. 1991).

Forskelle i leddyrbestanden i konventionelle og økologiske marker

Forskelle i forekomsten af leddyr på henholdsvis økologisk og konventionelt dyrkede marker kan desuden bidrage til at belyse effekten af pesticider. Frem til midtfirserne var det oftest forekomsten af leddyr som lever på jorden eller i de øverste jordlag (epigeal), der blev undersøgt og resultaterne var modstridende (Moreby et al. 1994). Kun få undersøgelser er lavet over forskelle i forekomsten af leddyr over jorden, hvoraf undersøgelsen af (Moreby et al. 1994) er blandt de første. I marker i Sydengland observerede de fortrinsvis hvilke leddyr, der fandtes i randzonen (3 m fra markkanten). Der var ingen forskel i det totale antal arter af leddyr mellem de to dyrkningssystemer, ej heller mellem leddyr som er fuglefødeemner eller generalist rovdyr (Moreby et al. 1994;Moreby and Sotherton 1997). Derimod var der en signifikant højere andel af specifikke rovdyr, eksempelvis blandt blødvinger (Coleoptera) og mariehøns (Coccinellidae) på de konventionelle marker. Indenfor de taksonomiske grupper af leddyr var tætheden af edderkopper (Araneae), springhaler (Collembola), tæger (Hemiptera) og træ- og bladhvæse (Hymenoptera) højest på de økologiske marker, mens der var flere tovingede (Diptera) og flere snyltehumlebier (Hymenoptera) på de konventionelle marker. Forfatterne var overraskede over de få forskelle og antog at det skyldtes at flere af de økologiske marker var omlagt for nylig og at der ikke blev sprøjtet med insekticider i de konventionelle marker i forår og sommer. Den manglende sprøjtning skyldes, at der ikke var bladlusangreb af økonomisk betydning i de konventionelle marker.

Mere tydelige forskelle er fundet i en dansk undersøgelse fra 1987 og 1988 af forskelle i leddyrbestandene i 17 marker med hhv. økologisk og konventionel drift (med sprøjtning mod bladlus). Den viste, at tætheden, artsdiversiteten, biomassen af leddyr og antallet af fuglefødeemner (excl. bladlus) altid var højere (1,3 x og 1,9 x) og oftest signifikant højere i økologiske marker end i

konventionelt dyrkede kornmarker. De kvantitative forskelle i leddyrbestandene mellem de to dyrkningsformer var størst i midten af marken i forhold til i kanten af marken (se tabel 2). Det samme mønster kunne genfindes indenfor flere ordener af leddyr, såvel som for familier og enkelt arter (Hald and Reddersen 1990; Reddersen 1998). De almindeligste arter af edderkopper (på nær 2 arter) har også vist sig at forekomme i langt større antal i økologiske marker (Glueck and Ingrisich 1990). I østrigske kartoffelmarker er der også fundet både flere arter og et større antal løbebiller i økologiske marker end i konventionelt dyrkede marker (Kromp 1990).

Tabel 2. De gennemsnitlige tætheder (individer per 0,5 m²) af fuglefødeemner, excl. bladlus i økologiske (Ø) og konventionelle marker (K) i henholdsvis randzonen (RAND) og midten af marken (MIDT).

Dyrkningssystem	Økologiske marker			Konventionelle marker			Ø/K-ratio	
	RAND	MIDT	R/M	RAND	MIDT	R/M	RAND	MIDT
D-vac juni 1987	37	27	1,4**	25	16	1,6***	1,5	1,7**
D-vac juni 1988	26	27	1,0	20	15	1,4*	1,3	1,9**
Gennemsnit	32	27	1,2	23	15	1,5	1,4	1,8

Prøverne er samlet med D-vac i juni 1987 og 1988. Signifikansniveauer angivet: *: 0,01 < p < 0,05, **: 0,001 < p < 0,01, ***: p < 0,001 (Wilcoxon test) (Hald and Reddersen 1990).

Ingen forskelle i diversiteten og forekomsten af sommerfugle i økologisk og konventionelt dyrkede marker blev derimod fundet i en undersøgelse af i alt 16 bedrifter i Sverige (Weibull and Bengtsson 2001). Derimod havde heterogeniteten i det lokale landskab (4 x 400m x 400m) betydning for artsdiversiteten, mens heterogeniteten i større landskabssammenhæng (5 x 5 km) havde betydning for forekomsten og tætheden af sommerfugle. S sammensætningen af sommerfuglearter på bedrifterne afhang af heterogeniteten på begge landskabsniveauer. Det kan dog tænkes at landskabsheterogeniteten i Sverige har særlig betydning, da agerlandet her har en særlig mosaikstruktur med klippesten eksponeret på jordoverfladen, istidslandskaber og en stor andel med skov (Weibull and Bengtsson 2001).

Sprøjtefrie randzoner

Betydningen af en mere artsrig flora for agerlandets insekter, som der kan opnås ved sprøjtefrie randzoner, er veldokumenteret i danske undersøgelser. I de sprøjtefrie randzoner var tætheden og artsdiversiteten af insekter henholdsvis fordoblet og øget med 25% i forhold til på de sprøjtede arealer (Hald et al. 1994a; Reddersen et al. 1998). Endvidere var individtætheden af specielt fuglefødeemner 65% højere i de sprøjtefrie randzoner. Stigningen i artsdiversitet og tæthed blandt biller, fluer, snyltehvepse, tæger og cikader var særlig udtalt. Generelt blev den største effekt fundet på de insekter, der lever af planter eller svampe (Hald et al. 1994a; Reddersen et al. 1998). Samme konklusioner er draget i svenske undersøgelser, hvor en 2 til 4 gange højere tæthed af fuglefødeemner blev fundet i de sprøjtefrie randzoner i kornmarker (Chiverton and Sotherton 1991; Chiverton 1993; Chiverton 1994; Chiverton 1995). I engelske undersøgelser af vinterafgrøder over 5 år er der også fundet signifikant flere fuglefødeemner i sprøjtefrie randzoner (Moreby et al. 1999). Da nogle insekter fortrinsvis findes i markens randzone langs udyrkede småbiotoper, eksempelvis tæger og cikader, antages det at være mest optimalt at anlægge de sprøjtefrie randzoner i kanten af marken frem for midt i marken (Reddersen et al. 1998).

Antallet af individer af sommerfugle har også vist sig at være højere i usprøjtede randzoner. Dog kun for 6 arter i 1985 og 14 arter i 1984 af i alt 17 undersøgte arter. Men ingen arter havde lavere individantal i de usprøjtede randzoner (Sotherton et al. 1988). Den øgede forekomst af sommerfugle skyldtes blandt andet, at der kom flere tokimbladede planter med nektar i de sprøjtefrie randzoner (Rands and Sotherton 1986; Dover et al. 1990). Den øgede fødetilgængelighed vil kunne forøge levetiden og frugtbarheden hos sommerfuglene og herved også populationsstørrelsen på længere sigt (Longley and Sotherton 1997).

Sprøjtefrie randzoner gavner også flora og fauna i markskel og hegn. Afdrift med insekticider fra sprøjtning i korn til disse habitater, bliver betydelig mindre (Cuthbertson and Jepson 1988; Longley and Sotherton 1997; Longley et al. 1997). Sammenlignende undersøgelser af dødeligheden af

sommerfuglelarver i hegn langs henholdsvis sprøjtede og usprøjtede randzoner viste, at dødeligheden altid var mindre end 72% langs de usprøjtede randzoner og 74-94% langs de sprøjtede randzoner. Markskel og hegn anses for de vigtigste biotoper for sommerfugle i agerlandet, og det er derfor væsentligt at afdrift med pesticider til disse biotoper undgås i fremtiden. I England gives der nu støtte til etablering af 20 m brede sprøjtefrie randzoner (conservation headlands) langs disse biotoper (Longley and Sotherton 1997).

Tilstedeværelsen af sprøjtefrie randzoner eller buffer zoner kan også øge genindvandringen af leddyr fra markskel til mark efter sprøjtning (med dimethoat). Således blev der i en engelsk undersøgelse af (Holland et al. 1999) fanget signifikant flere leddyr i centrum af en mark med sprøjtefrie randzoner (6 m) end i en mark, der var sprøjtet i kanten. Særligt tæppeedderkopper og løbebiller har gavn af de sprøjtefrie randzoner, da de ofte vandrer fra skel til mark. En del af årsagen til den hurtigere genindvandring kan skyldes, at markskellene er bedre beskyttet mod afdrift, når der er sprøjtefrie randzoner mellem mark og skel (Cuthbertson and Jepson 1988; Longley et al. 1997).

Effekter ved omlægning til brakmarker

Sammensætningen af leddyrfaunaen i brakmarker har i en engelsk undersøgelse af (Moreby and Aebischer 1992) vist sig at være anderledes end på kornmarker i omdrift. Specielt var der flere fuglefødeemner i brakmarker end i vinterhvede. Blandt de taksonomiske grupper var der flere tæger og cikader på de braklagte arealer, men færre tovinger, løbebiller, rovbiller, bladbiller og bladlus. Netop tæger og cikader findes i større antal og artrigdom, hvor der er høj vegetation. Andre har fundet flere individer og arter af løbebiller i brakmarker end i vårbyg og kartofler (Mogensen et al. 1997). Generelt afhænger artsantallet af leddyr i brakmarkerne dog meget af, hvilken vegetation der har etableret sig. Uanset vegetationstypen, kan brakmarkerne have betydning som overvintringshabitat, især for de overjordiske leddyr, da de foretrækker uforstyrrede biotoper for sædskiftemarken (Mogensen et al. 1997).

Jordbundens dyr

Typiske jordbundsdyr i agerlandet, hvor effekter af pesticider er undersøgt, er protozoer, nematoder, regnorme, springhaler og mider. Springhaler har været sporadisk omtalt tidligere under leddyr.

Protozoer spiller en central rolle for jordbundens økologi. De spiser bakterier og til dels svampe og er selv føde for blandt andet nematoder. I Danmark har man ved laboratorie- og markforsøg fundet skadelige effekter af insekticidet dimethoat og fungicidet fenpropimorph på protozoer, idet respirations- og formeringsevnen blev nedsat, mens insekticidet pirimicarb ikke havde denne virkning (i laboratoriet) (Løkke 1995).

I samme undersøgelse havde pesticidernes toksicitet samme rangorden i forhold til encytræen *Enchytraeus bigeminus*. Kun dimethoat påvirkede derimod springhalernes reproduktion ved anbefalet mark-dosis. Den jordboende rovmidde *Hypoaspis aculeifer* var mindre følsom overfor dimethoat. Effekter af de 3 pesticider på den mikrobielle aktivitet (respiration) blev ikke fundet (Løkke 1995).

Særligt effekter på springhaler (Collembola) er interessante, da det er en af de grupper af ikke-målgruppeleddyr, der er mest almindelige i agerlandet i tempererede regioner. Desuden udgør springhaler en væsentlig andel af føden

hos biller og edderkopper. Markforsøg med insekticider (chlorpyrifos, cypermethrin og pirimicarb) viste dog, at kun sprøjtning med chlorpyrifos resulterede i reducerede tætheder af springhaler (Frampton 1999). Dette stof må kun bruges i væksthuse i Danmark.

Effekter af pesticider kan være særlig skadelige for regnorm, da de har langsom reproduktion. Derfor er der risiko for nedgang i populationerne på lang sigt (Daniel 1995). I Danmark antages carbamater (eks. pirimicarb) dog at være den eneste stofgruppe, der er giftig overfor regnorme (Edwards and Bohlen 1992); (Bichel-udvalget 1999a). Nogle forfattere har desuden påvist, at harvning er mere skadelig for regnorm end eksempelvis herbicider (Tomlin et al. 1995). I markanalyser med reduceret dosis (50%) af pesticider og ingen brug af insekticider, var der efter 3. og 4. årsbehandlinger ingen konsistente forskelle på tætheden, biomassen, alderen og artssammensætningen af regnorme i marker sprøjtet med fuld dosis og reduceret dosis. Forsøgene var tilrettelagt i 8 marker, der blev splittet op i de to behandlinger. En medvirkende årsag til, at der ikke blev fundet konsistente forskelle kunne være, at der var stor forskel på regnormepopulationerne mellem de bedrifter, der blev sammenlignet (Tarrant et al. 1997).

Undersøgelser af ændringer i regnormenes adfærd, vækst og reproduktion som følge af fungicidbehandlinger med tridemorph, prochloraz og propiconazol er lavet i danske kornmarker. Det førstnævnte fungicid er ikke længere godkendt, men propiconazol, som er godkendt i Danmark i dag, havde direkte negative effekter på både populationstæthed og artsdiversitet af regnorme, blandt andet ved at inducere overfladeemigration (som resulterer i højere mortalitet). Samme effekt blev ikke fundet ved sprøjtning med prochloraz. Til analyserne blev opstillet fangstfælder i 3 ubehandlede og 3 behandlede marker på to bedrifter (Mather and Christensen 1994).

Effekter af fungicider på regnorm er dog meget forskellige afhængig af arten. Ingen lethale eller sublethale effekter blev fundet ved laboratorieanalyser ved normaldosering hos den typiske regnorm i dyrkede marker (*Aporrectodea caliginosa*), mens stærke lethale effekter blev fundet på en hyppigt anvendt test-organisme, regnormen *Eisenia fetida*, for alle tre fungicider i ovennævnte forsøg (Mather and Christensen 1994).

Nematoder kan deles op i flere funktionelle grupper afhængig af om deres fødevalg er bakterier eller svampe, eller om de er parasitter på planter (inkl. afgrøder). I en undersøgelse af effekter af forskellige driftsmetoders indflydelse på nematoder var der ikke nogen entydig effekt af pesticider. Forekomsten af det totale antal nematoder var højest i både de økologiske marker og de marker med størst pesticidesprøjtning, mens den var lavest på arealer med flerårige afgrøder (pøpler). Artsdiversiteten var højest i marker, der var lagt brak (Freckman and Ettema 1993).

Med hensyn til herbicider, er ingen direkte effekter påvist på jordbundens dyr ved laboratorieforsøg eller feltforsøg med anbefalet mark-dosis (Freemark and Boutin 1995; Wardle 1995). Det er dog forventeligt at indirekte effekter af herbicider, såsom manglende ukrudtsdække, påvirker jordbundens fugtighed mv. og dermed også jordbundsdyrene (Freemark and Boutin 1995).

Effekter på bakterier og svampe er ikke behandlet nærmere her, da meget få referencer er fundet og basal forskning mangler, eksempelvis om effekter af herbicider. Nogle studier antyder at mikroorganismene kan tilpasse sig herbicidsprøjtede miljøer, andre at forekomsten reduceres temporært efter herbicidsprøjtning eller at ingen respons kan observeres (Somerville and

Greaves 1987;Jong et al. 1995;Wardle 1995;Syamsul-Arif et al. 1996;Thirup 1998); (Freemark and Boutin 1995).

Kun få undersøgelser har belyst hvilke ændringer der sker med jordbundens fauna ved braklægning. Braklægning forventes at øge både artsdiversiteten og tætheden af jordbundsdyr, da negative effekter af især pløjning, men også gødskning og pesticidbehandling ikke længere påvirker faunaen. En højere diversitet af floraen vil også have gavnlig effekt på jordbundsdyrene. En øgning i artsdiversiteten sker dog oftest først efter flere års braklægning (Mogensen et al. 1997).

Effekter af pesticider og pesticidophør på fugle

Ændringer i forekomst og udbredelse af fuglefaunaen i agerlandskabet

Siden anden verdenskrig er tætheden og antallet af flere fuglearter, som er karakteristiske for agerlandet, faldet (Marchant et al. 1990;Robertson and Berg 1992;Jacobsen 1996). Direkte toksiske effekter på eksempelvis agerhøns af de pesticider, der anvendes i kornmarker i dag, er ikke påvist i Danmark, men dog i en række andre europæiske lande. Derimod kan flere indirekte effekter af pesticidbehandling være årsag til den reducerede fuglebestand. Én af de primære indirekte årsager antages at være ændringer i forekomsten og tætheden af fugleføde, heriblandt antallet af leddyr og ukrudtsfrø i kornmarkerne (Potts 1970;Sotherton 1982;Sotherton et al. 1988); (Jones et al. 1997a). Ændringer i forekomsten af fugleføde som følge af både herbicid, fungicid og insekticidanvendelse er behandlet i de ovenstående afsnit. Dog bør det hertil bemærkes at især ændringer i fødegrundlaget over kort tid, eksempelvis et par uger efter sprøjtning, også kan have stor betydning for fuglebestanden særligt i ynglesæsonen, selvom ændringer i eksempelvis insektbestanden af fuglefødeemner ikke umiddelbart er synlige over længere tid (Campbell and Cooke 1997).

I England har overvågninger af 40 fugle, der yngler i agerlandet, vist, at faldet i populationsstørrelse indenfor de sidste 20-30 år er højest (>50%) for de fuglearter, hvor frø udgør en stor andel af deres føde, i dette tilfælde 11 arter. Desuden var udbredelsen i England indsnævret for 24 ud af 28 fuglearter, som typisk tilhører agerlandet. Dog er udbredelsen kun indsnævret med mere end 10% for 12 af arterne. Af arter der også yngler i Danmark, var udbredelsen af Rødrygget Tornskade (*Lanius collurio*) reduceret med 83%. Samme tendenser blev ikke fundet for fugle typiske for andre habitater, eksempelvis arter der især holder til i skov (Fuller 1995); (Campbell et al. 1997); (Campbell and Cooke 1997).

Indirekte effekter på fugle

Kun et fåtal af studier har dokumenteret en sammenhæng mellem intensiveringen af landbrugsdriften og reducerede populationsstørrelser hos fugle (Wilson et al. 1999). Potts undersøgelser af Agerhøns (*Perdix perdix* L.) fra 1986 (Potts 1986) er blandt de få. Han viste, at overlevelsen af agerhønekyllinger var nedsat som følge af herbicid-sprøjtning i kornmarker og de herved skabte ændringer i tæthed og diversitet af insektføde.

(Wilson et al. 1999) har gennemgået litteraturen for 26 arter af fugle som blandt andet lever af korn og enten er sommergæster eller tager permanent ophold i agerlandet i Nordvesteuropa og ændringer i diversiteten og tætheden af de planter og invertebrater, som udgør deres fødegrundlag. Desuden undersøgte de hvilke af de faktorer, der har medvirket til disse ændringer, der

kan have haft den største betydning. Populationsstørrelsen for 11 arter af fuglene var faldet betydeligt fra 1970'erne til 1990 og moderat for 4 arter.

De 12 af de 15 arter med faldende populationer lever også i Danmark: Agerhøne (*Perdix perdix*)^h, Vagtel (*Coturnix coturnix*), Turteldue (*Streptopelia decaocto*), Sanglærke (*Alauda arvensis*), Toplærke (*Galerida cristata*), Gråspurv (*Passer domesticus*)^h, Skovspurv (*Passer montanus*)^h, Tornirisk (*Carduelis cannabiba*)^h, Dompap (*Pyrrhula pyrrhula*), Gulspurv (*Emberiza citrinella*)^h, Rørspurv (*Emberiza schoeniclus*)^h og Kornværpling (*Miliaria calandra*) (Wilson et al. 1999). Arter anført med ^h er fortrinsvis herbivorer (Peterson et al. 1994).

Fuglene lever af frø fra korn, især fra hvede (*Triticum*), byg (*Hordeum*) og havre (*Avena*). Desuden lever de af frø fra vilde planter, der ofte forekommer som ukrudt i marker, bl.a. Pileurt (*Polygonum* sp.), Fuglegræs (*Stellaria* sp.) og Gåsefod (*Chenopodium* sp.). Men frø og grønne plantedele af arter i familierne Asteraceae, Fabaceae og Brassicaceae udgør også en stor del af deres føde. I fuglenes yngleperiode er insekttønde dog særlig vigtig. Blandt insekter lever fuglene oftest af markgræshopper (Acrididae), bladhvæpse (Symphyta), edderkopper (Araneae), bladbiller (Chrysomelidae), snudebiller (Curculionidae), sommerfugle og møl, incl. larver (Lepidoptera), bladlus (Aphididae) og stankelben, incl. larver (Tipulidae).

I en sammenligning af hvilke fødeemner fuglene med aftagende populationer levede af i forhold til de fugle, hvis populationer ikke var faldende, blev der ikke fundet signifikante forskelle i valg af familie eller slægt af planter hos de to grupper af fugle (Peterson et al. 1994); (Wilson et al. 1999). Forfatterne antager dog, at den samlede nedgang i diversitet og tæthed af planteføde i agerlandet, blandt andet på grund af sprøjtning med herbicider, har været medvirkende årsag til faldet i populationsstørrelse hos de ovenfor nævnte fuglearter. Der var derimod forskel på de to gruppers valg af insektfamilier og slægter. Fugle med populationsnedgang levede af en signifikant højere andel af markgræshopper (Orthoptera), bladbiller (Coleoptera) specielt snudebiller (Curculionidae), edderkopper (Aracnidae), og bladhvæpse (Hymenoptera). Alle 4 taxa er følsomme overfor insekticider. Fugle, hvis populationer ikke var faldende, spiste ikke signifikant højere mængder af nogle taxa af insekter (Wilson et al. 1999).

I en engelsk undersøgelse baseret på artsniveau med hensyn til planteføde er der, i modsætning til ovenstående undersøgelse, fundet en sammenhæng mellem tilbagegangen i populationer for 19 af agerlandets fugle og ændringer i forekomsten af deres foretrukne planteføde (Smart et al. 2000). For 9 af 12 arter af fugle med faldende populationer, var frekvensen af arter af deres foretrukne planteføde også faldende. Hos sanglærke (*Alauda arvensis*), sangdrossel (*Turdus philomelos*) og dompap (*Pyrrhula pyrrhula*) som havde faldende populationer, var frekvensen af fødeplanter dog ikke faldende. Den højeste nedgang i frekvens af planteføde, blev fundet hos arter som udgør en vigtig del af føden hos agerhøne (*Perdix perdix*), jernspurv (*Prunella modularis*), tornirisk (*Carduelis cannabina*) og skovspurv (*Passer montanus*). Især frekvensen af énarige ukrudtsarter som Vej-Pileurt (*Polygonum aviculare*), *Persicaria maculosa*, Enårig Rapgræs (*Poa annua*) og Alm. Fuglegræs (*Stellaria media*), som disse fugle foretrækker, var faldende.

Desværre er tilgængeligheden og udvalget af føde i marker sjældent kortlagt på de samme arealer, som hvor indholdet af føde i fuglenes maver er analyseret. Derfor vides det ikke om fuglene selektivt vælger deres føde, eller om maveindholdet blot afspejler de relative mængder af føde, der var tilgængelig i marken på undersøgelsestidspunktet (Wilson et al. 1999). En kvantificering af

hvad der er 'vigtige fødeemner' afhænger desuden af, om det er den relative biomasse eller det relative antal af en dyre/plantegruppe, der bruges som indikator og ikke mindst af, hvilket subjektivt kriterium der er sat for, hvornår et fødeemne er vigtigt. I reviewet af (Wilson et al. 1999) blev fødeemner vurderet som vigtige, når de udgjorde mere end 5% af føden (i antal eller biomasse) eller hvis de var vurderet som vigtige i en reference.

Andre forfattere har undersøgt årsagerne til nedgange i fuglebestandene i agerlandet for enkelte arter af fugle. De indirekte effekter af herbicidsprøjtning er blandt andet fremhævet af (Hustings et al. 1990), som en væsentlig årsag til nedgangen i bestande af Kornværpling (*Miliaria calandra*). Arten er nu ved at forsvinde som ynglefugl i Holland.

I Danmark er specielt arterne Vibe, Sanglærke (*Alauda arvensis*), Landsvale (*Hirundo rustica*), Tornsanger (*Sylvia communis*) og Tornirisk (*Carduelis cannabina*) gået tilbage. Overvågning af arternes populationsbiologi fra 1976-1987 foreligger, og i denne periode var forbruget af bekæmpelsesmidler støt stigende frem til 1983, og behandlingshyppigheden øgedes 2-3 gange i perioden (Braae et al. 1988).

Blandt disse 4 fugle er lærkens fødegrundlag mest velundersøgt (Odderskaer et al. 1997). Lærken er den hyppigste fugl på de dyrkede marker, og den søger føde i marken. Kvaliteten og kvantiteten af lærkens fødegrundlag i sprøjtede marker viste sig at være ringere end i usprøjtede marker. En tydelig effekt sås i de første 2 uger efter sprøjtning med insekticid, hvor insektofødemængden var hele 3 gange lavere i de sprøjtede marker. Specielt var mængden og andelen af den spiste insektoføde, der bestod af herbivore insekter, som sommerfugle, tæger og bladbiller, lavere hos de undersøgte lærkeunger i de sprøjtede marker. I 4 år blev 4 vårbygmarker undersøgt, hvoraf de to blev sprøjtede med insekticider, fungicider og herbicider. Antallet af lærkeunger, der forlod reden, reduceredes gennemsnitligt med 38% i de sprøjtede marker. Lærkene opgav ofte at yngle efter insekticidbehandlingen (i den første halvdel af juni), som desværre hyppigt falder sammen med tidspunktet for, hvornår lærkerne yngler. Desuden var ukrudtsbiomassen lavere i de sprøjtede marker, såvel som tætheden og udbuddet af herbivore insekter.

Agerhønen er som nævnt en af de fuglearter, hvis bestand er reduceret væsentligt. Undersøgelser i England har vist at antallet af ynglende fugle (-par) er reduceret med 80% i perioden fra 1952 til midt 80'erne. Samme høje reduktion i agerhønebestanden er fundet i Nordamerika og Østeuropa. Den intensive landbrugsdrift og det øgede forbrug af pesticider siden 50'erne anses for at være hovedårsagerne til den observerede nedgang i antallet af agerhøns (Sotherton et al. 1988).

Hvor stor betydning kvaliteten og mængden af insektoføde har for agerhønekyllingers sårbarhed overfor pesticider er undersøgt af (Dahlgren 1985). De første 2-3 uger efter deres fødsel lever kyllingerne kun af insekter, hvorefter de skifter til planteføde (Sotherton et al. 1988). I et mindre forsøg med kontrolleret fodring af kyllinger med forskellige mængder leddyr, havde fungicidet Neovoronit kun en effekt på kyllinger, som ikke havde fået tilstrækkelige mængder af leddyr i de første 8 uger efter deres fødsel. Skadeeffekter sås først 5 uger efter at de 12 uger gamle kyllinger var blevet fodret med hvedefrø behandlet med fungicid. Bevægelseevnen blev reduceret hos kyllingerne, idet deres ankelknogler (tarsal plates) løsnedes. Skadede kyllinger vil derfor have mindre mulighed for at undslippe rovdyr. Neovoronit (Fuberidazole) er i Danmark godkendt til bejdsning af hvede, rug og tritcale

(Jensen et al. 2001b). Resultaterne af forsøget indikerer, at det muligvis er den samlede effekt af sprøjtning med herbicider, fungicider og insekticider, der er medvirkende årsag til en reduktion i agerhønebestanden.

Nyere undersøgelser af årsagerne til agerhønens tilbagegang i Frankrig peger på, at predation af agerhøns i yngleperioden forklarer størstedelen (73%) af den øgede dødelighed. Ændringer i agerlandets struktur og etableringen af store sammenhængende marker var eksempelvis korreleret med forekomsten af Rørhøg. Derimod blev der ikke fundet nogen sammenhæng mellem forekomsten af ræve og væsler og graden af predation på agerhøns (Bro et al. 2001).

I det vestlige Kansas var den gennemsnitlige nedgang i bestanden af fasaner (*Phasianus colchicus*) på 65% i perioden fra 1966-75 til 1986-95. For at øge fødegrundlaget for blandt andet fasaner, blev arealer med græsmarker øget fra 1985, men fasanbestanden blev ikke genoprettet i regionen. Ifølge (Rodgers 1999) kan det skyldes, at fasaner fortrinsvis overvintrer i ukrudtsrige hvedestubmarker. Fødegrundlaget i disse er væsentligt forringet, da ukrudtet bekæmpes intensivt med herbicider.

Selvom der som nævnt ovenfor er en grundlæggende viden om, hvilke plantearter agerlandets fugle lever af, konkluderer (Jones et al. 1997a) at den nuværende viden om de kvantitative fødekrav hos fuglene er for sparsom. Det er derfor svært at planlægge hvilke forvaltningstiltag, der er tilstrækkelige for at sikre fuglenes fortsatte overlevelse. De antager dog, at en tæthed af ukrudt svarende til den i 1970'erne vil være påkrævet for at stabilisere og vende den fortsatte nedgang i populationsstørrelse hos agerlandets fugle. Flere tiltag er mulige for at opnå dette, blandt andet . bevarelse af vinterstubmarker, hvor der sprøjtes mindre og ikke harves, da det især er om efteråret og vinteren at fuglene mangler føde. I stedet kan afgrøderne sås om foråret (Jones et al. 1997a).

Direkte effekter på fugle

En undersøgelse af registrering af ulykker i forbindelse med brug af pesticider i 13 europæiske lande fra 1990-1994 viste, at de fleste direkte skader ved pesticidesprøjtning blandt vertebrater rammer fugle. Forgiftning af pesticider sker oftest ved at fuglene spiser bejdsede frø. Fugle der har spist bejdsede frø er ofte fasaner, duer og ænder. Forsætligt misbrug, som udgør hovedparten af uheldene med pesticider rammer oftest gæs, duer, ænder og hættemåger. Brugen af rodenticider og insekticider er årsag til 98-100% af ulykkerne på alle vertebrater (Snoo et al. 1999).

Ved sprøjtning af afgrøder i marken er enkelttilfælde af skader rapporteret for spurve, duer, gæs og sangfugle. I alle tilfælde har fuglene spist af afgrøder eller frø der har været sprøjtet, eller spist græs fra naboarealer til sprøjtede marker. Pesticider kan også ophobes i regnorme. I tidsrummet fra 1980-1993 er næsten 100 rovfugle i Europa døde af indirekte forgiftning med carbofuran (1980-1993), fordi de har spist regnorme, der har været udsat for sprøjtning. Ingen ulykker på fugle ved lovlig brug af pesticider er registreret i Danmark og Norge (Snoo et al. 1999). Carbofuran er ikke anført som godkendt sprøjtemiddel i Danmark i 2001 (Jensen et al. 2001b). Endvidere er de fleste af de pesticider der anvendes lovligt i Danmark i dag ikke direkte toksiske i de koncentrationer, der findes i marken (Elmegaard 1998a).

Sprøjtefrie randzoner

I de første engelske undersøgelser af effekter af sprøjtefrie randzoner, blev agerhøns brugt som indikatorart for effekter på agerlandets fugle (Sotherton et al. 1988). I disse undersøgelser viste det sig, at ophør med sprøjtning af alle pesticidtyper i 6 m brede randzoner først og fremmest øgede ynglesuccesen. Antallet af ynglefugle per km² i kornmarker mere end fordobledes i løbet af en forsøgsperiode på tre år (Sotherton et al. 1988).

En lignende engelsk undersøgelse af effekter af sprøjtefrie randzoner på agerhøns peger i samme retning. I de sprøjtefrie randzoner, øgedes overlevelsen af kuld og fødesøgningen blev mere intensiv per areal. På bedrifter med usprøjtede randzoner overlevede 14 af 15 kuld og kyllingerne søgte i gennemsnit føde 38 m fra deres overnatningssted. På bedrifter med sprøjtede randzoner overlevede kun 7 af 17 kuld og kyllingerne søgte i gennemsnit føde 107 m fra deres overnatningssted. Selve kuld størrelsen fordobledes også (fra 4,7 til 7,8 individer) på de bedrifter, hvor randzonerne ikke var sprøjtet (Rands 1985).

Den gavnlige effekt af sprøjtefrie randzoner på fugle skyldes blandt andet den øgede forekomst og artstæthed af leddyr og ukrudt (Chiverton 1993; Hald et al. 1994b; Chiverton 1995). Desuden er markens randzone et foretrukket område at have rede i for flere af agerlandets fugle (Moreby 1997). Særlig syv grupper af insekter, der har betydning for overlevelsen af kyllinger af Agerhøne (*Perdix perdix*), Fasan (*Phasianus colchicus*), Gulspurv (*Emberiza citrinella*), Jernspurv (*Prunella modularis*), Kornværling (*Miliaria calandra*), Sanglærke (*Alauda arvensis*) og Tornsanger (*Sylvia communis*), er fundet i højere tætheder i de usprøjtede randzoner. Det gælder insektgrupperne: edderkopper (Araneae), cikader (Auchenorrhyncha), tæger (Heteroptera), larver (caterpillars), løbebiller (Carabidae), bladbiller (Chrysomelidae) og snudebiller (Curculionidae) (Moreby 1997). Ifølge (Elmegaard 1998a) er randzonen dog af mindre betydning for blandt andet sanglærken, idet områderne undgås, måske på grund af en øget predationsrisiko.

I Holland har effekten af sprøjtefrie randzoner kunnet observeres på adfærden hos Gul Vipstjert (*Motacilla flava flava*), som lever af insekter. Et højere antal besøg blev observeret i de sprøjtefrie randzoner end i sprøjtede randzoner (de Snoo 1999).

Da de sprøjtefrie randzoner også gavner flora og fauna i de tilstødende kantbiotoper (Hald et al. 1994a), vil de sandsynligvis også gavne de fugle, der yngler i eksempelvis hegn.

Forskelle i fuglefaunaen i konventionelle og økologiske marker

Danske undersøgelser af forskelle i bestand og forekomst af agerlandets fugle på marker og småbiotoper omkring økologiske og konventionelle bedrifter fra 1984-1987 viste, at forekomsten af 24 arter af fugle var højere på arealerne omkring de økologiske gårde (Braae et al. 1988). Dette gælder også for alle agerlandets såkaldte karakterfugle: Vibe, Sanglærke, Landsvale, Bysvale, Tornsanger, Tornirisk, Bomlærke og Gulspurv. Desuden var bestandstætheden af fugle på de konventionelt dyrkede arealer kun 37-51% af tætheden på de økologisk dyrkede arealer. Da der også er fundet større udbud af fugleføde i de økologiske marker, regnes dette for en medvirkende årsag til de fundne forskelle. Der kan dog også være forskelle i antallet og kvaliteten af småbiotoper på de to bedriftstyper, som influerer på fuglebestanden (Braae et al. 1988); (Petersen et al. 1995). I deres statistiske behandling af

fugleobservationer (alle fugle der ses eller høres i løbet af 5 min.) forsøgte (Braae et al. 1988), at eliminere betydningen af småbiotoper og forskelle i landskabsstruktur på de fundne forskelle i fuglebestandene i økologiske og konventionelle marker. De fundne resultater med og uden korrektion for biotopforskelle er angivet i tabel 3.

Tabel 3. Antallet af fugle på konventionelle brug i procent af antallet på økologiske, udregnet på grundlag af det totale materiale og det korrigerede materiale, hvor biotopsafvigelser er søgt elimineret.

	Totale materiale	Korrigeret materiale
Gravand ¹	76,7	44,3 ***
Vibe	48,4 ***	46,6 *
Sølvmåge	80,6 **	49,8 *
Hættemåge	56,6 ***	46,9 ***
Ringdue	62,8 ***	60,3 ***
Sanglærke	67,0 ***	49,8 ***
Landsvale	69,0 ***	42,9 **
Gråkrage	83,4 ***	62,8 ***
Sangdrossel	66,2 **	55,8 *
Havesanger	63,6 **	27,3 ***
Tornsanger	77,1 ***	71,4 ***
Skovpiber	51,0 ***	34,1 ***
Stær	46,9 ***	48,1 **
Tornirisk	54,8 **	47,2 *
Bomlærke	58,9 ***	42,7 **
Gulspurv	95,8	64,8 **

1. Gravand er inkluderet i undersøgelserne, da alle fugle der er set og hørt på den enkelte bedrift er medtaget i undersøgelsen.

Signifikansniveauer angivet: *: 0,01<p<0,05, **: 0,001<p<0,01, ***: p<0,001 (Wilcoxon test) (Braae et al. 1988).

Ikke bare tætheden af voksne fugle, men også kuld størrelsen hos Guldspurven var større (15%) i august måned på økologiske bedrifter end på konventionelle. Guldspurven lagde også flere æg på de økologiske brug. Kuldene blev optalt i 1992 og 1993 på markerne til 12 bedrifter, 6 økologiske og 6 konventionelle. Guldspurven er blandt agerlandets karakterfugle året rundt. I vintermånederne er der også fundet højere tætheder af Guldspurven på økologiske marker end på konventionelle. Endelig faldt antallet af Guldspurve der fouragerede i de konventionelle marker i nogle uger efter insekticidspøjtning (Petersen et al. 1995).

Effekter ved omlægning til brakmark

Undersøgelser af effekter af braklægning på fugle er fåtallige (Mogensen et al. 1997). Flere undersøgelser har dog vist, at selv på første og andet års brakmarker er der tættere og mere artsrige fuglebestande end i afgrøder (Hill 1990; Sotherton et al. 1994; Mogensen et al. 1997). En af årsagerne hertil er den højere tæthed og artsdiversitet af vilde planter og insekter i brakmarkerne. Særligt hvis brakmarkerne etableres ved naturlig regeneration i eksempelvis stubmarker, vil det øge fødegrundlaget for fugle også i efterårs- og vinterhalvåret. Tætheden og artsdiversiteten af fugle afhænger dog også af brakmarkernes beliggenhed i forhold til andre foretrukne levesteder for fuglene, eksempelvis skovbryn og hegn, som benyttes af hønsefugle (Mogensen et al. 1997). Desværre afvikles rotationsbrakken tidligt på sommeren, hvilket resulterer i at fugle med få uger gamle unger får ødelagt

deres rede og fødesøgningshabitat. En ulempe ved flerårige brakmarker er derimod at mængden af spildkorn og ukrudt er mindre her, mens urtevegetationen er blevet for høj. Slåning eller afgræsning af brakmarkerne (udenfor fuglenes ynglesæson) kan hindre en for lukket vegetation (Mogensen et al. 1997).

Effekter af pesticider og pesticidophør på pattedyr

Direkte effekter på pattedyr

De fleste pesticidulykker blandt pattedyr i Europa er registreret for ræve og grævlinger. Men næsten ingen uheld er registreret i forbindelse med sprøjtning af marker. Uheldene skyldes oftest at dyrene har spist bejdsede frø (Snoo et al. 1999). I Danmark anvendes der stort set ingen midler, der udgør en risiko for pattedyrfaunaen (Elmegaard 1998a).

Indirekte effekter på pattedyr

Få indirekte effekter af pesticider er rapporteret for pattedyr. En af årsagerne kan være, at kun få pattedyrsarter er afhængige af insekter i dyrkede marker (Elmegaard 1998a). En anden årsag kan være, at der i kornmarker findes meget små bestande af pattedyr. For mindre pattedyr udgør hegn et langt bedre levested, men blandt andet dværgmus har ofte også reder i markskel og eventuelt kunstigt etablerede jordvolde med græs (for at skabe levesteder i marker for biller). I markskel bygger dværgmusen oftest rede i Brombær (*Rubus fruticosus*), Engriflet Hvidtjørn (*Crataegus monogyna*) og Slåen (*Prunus spinosa*), mens på jordvolde bygger de oftest rede i Hundegræs (*Dactylis glomerata*) (Bence et al. 1999). Markmus og spidsmus foretrækker især åbne græsmarker. Det kan derfor tænkes, at kvaliteten og kvantiteten af hegn, skel og græsmarker vil have betydning for både flere af de mindre pattedyr og vildtet i marker (Smith 1989). Andre mindre pattedyr end mus, der kan være potentielt udsat for side-effekter af pesticider, er egern, rotter og muldvarper.

Haren er et af de pattedyr der siden 1960'erne er gået tilbage i Danmark, såvel som i andre europæiske lande. Brugen af herbicider kan muligvis være en medvirkende årsag. Landbrugets struktur- og sædskifteændringer er en anden væsentlig årsag, blandt andet pløjningen af stubmarker. Fødegrundlaget for harer er meget sparsomt i landbrugsområder, hvor arealer med korn dominerer i landskabet, og hvor der er få græsmarker. Sprøjtning med herbicider i sådanne områder kan derfor have en betydelig effekt i sommer og efteråret, idet det sidste fødegrundlag fjernes, når ukrudtet sprøjtes væk. Analyser af maveindholdet hos harer har vist at de foretrækker vilde planter for afgrøder. Græsser og tokimbladet ukrudt af slægterne svingel (*Festuca*), bunke (*Deschampsia*), rajgræs (*Lolium*), hundegræs (*Dactylis*), hejre (*Bromus*), hestegræs (*Holcus*), rapgræs (*Poa*), kvik (*Agropyron*), rottehale (*Phleum*), røllike (*Achillea*), vejbred (*Plantago*), kløver (*Trifolium*) og vikke (*Vicia*) udgjorde hovedparten af føden i de undersøgte dyr (Frylestam 1985a). I undersøgelser over harens populationsdynamik i Danmark er pesticider dog ikke nævnt som medvirkende årsag til tilbagegangen i harebestanden i landet (Hansen 1991).

Da fødemangel antages at være hovedårsagen til den fundne nedgang i harebestanden, vil såning af føde i lange korridorer på 3 m x 3 km, som forsøgt i Sverige, kunne bidrage til at bevare de nuværende bestande af harer (Frylestam 1985b).

Sprøjtefrie randzoner

Effekter af ophør med sprøjtning med herbicider på fødesøgningsmønsteret hos mus er undersøgt i England. Et 3-årigt forsøg i kornmarker (vinterhvede) med usprøjtede parceller og parceller med reducerede mængder herbicid i markernes randzone viste tydeligt, at de undersøgte 32 individer af skovmusen aktivt opsøgte begge disse parceller frem for de sprøjtede parceller (Tew et al. 1992). Denne effekt skyldes, at musene i kornmarker lever af både arter af ukrudt og insekter, hvis tæthed øges ved ophør med sprøjtning. Tætheden af de tre almindeligste arter af græsukrudt (*Alopecurus myosuroides*, *Bromus sterilis*, *Avena* sp.) var højest i de usprøjtede parceller, mens tætheden af Mark-Ærenpris (*Veronica arvensis*) var højest i de konventionelt sprøjtede parceller. I det første forsøgsår var tætheden per m² af 4 insektordner (Collembola, Hemiptera, Diptera og Parasitica) ud af 15 undersøgte desuden signifikant højere i de usprøjtede randzoner. Lignende resultater blev fundet i en tidligere undersøgelse af samme forfatter af effekten af usprøjtede randzoner (Tew 1988). Her fandt han at en skovmus foretrak at søge føde i de usprøjtede randzoner og endda bevægede sig 2,5 km fra sin rede om natten for at spise denne føde. Skovmusen er den almindeligste museart i dyrkede marker i Danmark og lever hovedsagelig af frø og korn, som udgør 40-70% af dens føde (Mogensen et al. 1997). Mange andre faktorer har dog også betydning for forekomsten af mus, hvoraf en høj heterogenitet af mikrohabitattyper i marken er væsentlig for nogle arter, eksempelvis markmus (Tew et al. 1992).

Effekter ved omlægning til brakmark

Mus, harer, rådyr og krondyr fouragerer gerne i enårige brakmarker, hvor planterne når at sætte frø. I flerårige brakmarker fouragerer en lang række andre pattedyr også, eksempelvis pindsvin, mosegris, ræv og grævling. Den øgede forekomst af pattedyr kan til dels skyldes den øgede fødemængde af insekter og vilde planter, men også at brakmarker er forholdsvis uforstyrrede. For skovmus har undersøgelser dog også vist, at musene kan være fødebegrænsede i brakmarker, idet frø kun udgjorde 20% af deres føde. Flerårige brakmarker er til større gavn for insektædere som alm. spidsmus og den mere sjældne dværgspidsmus, og de foretrækker højere græsvegetation (Mogensen et al. 1997).

Resumé

En lang række internationale publikationer dokumenterer at floradiversiteten i agerlandet i Nordeuropa er gået tilbage i løbet af de sidste 30 år. Floraændringerne kan have mange årsager, så som ændrede sædskifter, bedre og mere effektive landbrugsmaskiner, en mere intensiv dyrkning på landbrugsarealerne med anvendelse af hjælpestoffer, så som gødningsstoffer og mere effektive pesticider. En målrettet kemisk bekæmpelse af ukrudt har utvivlsomt givet et væsentligt bidrag til reduktionen af planteantal og -arter på landbrugsarealer. Anvendelse af pesticider har ikke blot en betydning for biodiversiteten på landbrugsarealerne, men har ligeledes betydning for biodiversiteten og artssammensætningen i grøfter, markskel og naboarealer på grund af afdrift af pesticider ved sprøjtning tæt på skel. I danske og hollandske undersøgelser med sprøjtefrie randzoner blev der fundet flere arter i de kantbiotoper, som lå op til de sprøjtefrie randzoner end i de kantbiotoper, der lå op til sprøjtede arealer. Anvendelse af reducerede doseringer af pesticider på markarealer har i flere undersøgelser vist sig at fremme biodiversitet af såvel flora som fauna. Sammenlignende undersøgelser af økologiske og konventionelle bedrifter viser højere flora- og faunadiversitet på økologiske bedrifter,

hvilket dog ikke alene kan tilskrives, at der ikke anvendes pesticider i de økologiske marker. Anvendelse af hjælpepestoffer påvirker ikke blot livet på landbrugsarealerne, men vil også kunne påvirke naboarealer utilsigtet, hvis traktorføreren kører for tæt på markskel, og spreder pesticider og gødningsstoffer ind over disse direkte eller som følge af vinddrift. Biodiversiteten er som regel størst i markernes randzoner. En række af de gennemgåede studier peger således i retning af, at undladelse af brug af hjælpepestoffer i randzonen derfor vil være en godt sted at begynde, såfremt biodiversiteten i agerlandet ønskes øget. Forsøg med ophør af brug af pesticider viste, at dækningsgraden af en række konkurrencesterke ukrudtsarter steg, hvilket ikke er overraskende.

Omlægning af sædskiftearealer til brakarealer har vist, at mange plante og dyrearter, som ikke har forekommet på arealet i større udstrækning, hurtigt spredes til arealerne fra naboarealer. Floradiversiteten afhænger desuden af graden af forstyrrelser af dyr, så som muldvarper og gnavere, som medvirker til at fremme floradiversiteten. Floradiversiteten på braklagte arealer er stærkt påvirket af driften af arealerne fx om der foretages slåning, hvilket hindrer frøsetning hos nogle vilde arter.

Anvendelse af pesticider påvirker forekomsten af ikke-skadevoldende dyrearter. En del insekter fungerer som nyttedyr, idet de enten lever af skadedyr som fx bladlus eller bestøver afgrøderne. Pesticidernes skadelige effekter af dyrepopulationer afhænger af, hvor dyrene befinder sig i tid og rum på sprøjtetidspunktet, og dermed af deres populationsbiologi. Fx er leddyrliv, der lever i afgrøden i højden mere udsatte end leddyrliv, der er tilknyttet jordoverfladen og de øverste jordlag.

Skadelige effekter af pesticider skyldes ofte at mange leddyrliv lever af ukrudt og svampe og deres fødegrundlag forsvinder ved sprøjtningen. Reduceres et led i fødekæden, går det ud over de efterfølgende led og resulterer i reduceret forekomst af større dyr som fx fugle og hare i agerlandet. Forgiftninger af fugle med pesticider forekommer, når fugle spiser bejdsede frø.

Ophør med pesticidesprøjtning har således i de fleste undersøgelser vist sig at medføre en øget dækningsgrad af nogle vilde plantearter og en generel forøget biodiversitet. Det er imidlertid vanskeligt at forudsige præcist, hvilke ændringer der vil forekomme på et givet markareal ved pesticid- og/eller gødskningophør. Floraændringerne er afhængige af en række forhold så som jordens frøbeholdning og mængden af regenerative vegetativ stængel og roddele samt muligheden for tilførsel af vilde planter fra naboarealer og markskel i form af frøspredning- og vegetativ indvandring. Floraen er fundamentet for faunaen og en stigende floradiversitet og planteantal vil som oftest medføre øget faunadiversitet og et øget antal dyr, men faunaforøgelsen vil ligeledes afhænge af naboarealernes egenskaber som fx spredningsmuligheder, overvintringsmuligheder og redepladser. Ændres dyrkningspraksis i randzonen opnås i nogle tilfælde en flerfarvet blomstrende flora, med et stort insektliv med deraf følgende mulighed for et rigere fugleliv end tidligere. I andre tilfælde opnås en relativ ensartet vegetation bestående af græsser eller høje grønne planter som hvidmelet gåsefod (*Chenopodium album*) eller at arealet gror til med nælder (*Urtica urens/Urtica dioica*).

Generelt må forventes på baggrund af de foretagende litteraturstudier, at biodiversiteten vil stige og at antallet af dyr og planter i marker vil forøges ved pesticidfri dyrkning. Jo større arealer der dyrkes pesticidfrit eller med reduceret pesticidanvendelse, jo større biodiversitet må der forventes at opnås i agerlandet, om end effekterne på biodiversiteten ikke kan forventes at stige proportionalt med fx antallet af km randzone, der dyrkes pesticidfrit.

Virksomheden vil helt afhænge af landskabets generelle homogenitet (topografi, jordbundsforhold, forekomst af forskellige biotoper, etc.) og effekterne vil derfor være meget forskellige fra sted til sted.

Del 2. Grundlaget for økonomisk værdisætning samt hidtidige erfaringer

Økonomisk værdisætning

Baggrund

I Bicheludvalgets arbejde blev der peget på, at det er væsentligt at få identificeret de miljø- og naturværdier, der kan værdisættes i Danmark, samt hvilke der ikke kan værdisættes. Målet med at udarbejde værdisætningsstudier er at foretage en monetær prissætning af eksempelvis natur- og miljøeffekterne af et påtænkt tiltag i pesticidpolitikken. Dette gør det bl.a muligt at sammenligne gevinsterne ved forskellige initiativer og der er yderligere den mulighed at lade resultaterne indgå sammen med omkostningerne i *cost-benefit* analyser. Den miljøøkonomiske forskning i Danmark såvel som i udlandet har i høj grad været koncentreret om analyser af reguleringsmuligheder og omkostninger for samfundet og enkeltsektorer som følge af restriktioner, fx på pesticidanvendelsen, og i langt mindre grad rettet mod opgørelse af benefits.

I Danmark er der hidtil ikke gennemført egentlige værdisætningsstudier i relation til pesticidanvendelsen, og som sådan er området ganske nyt. Ej heller i udlandet er der mange eksempler brede studier, idet eksisterende værdisætningsstudier typisk fokuserer på værdisætning af enkeltelementer, som forskellige typer af skov, landskabselementer eller vandkvalitet (se fx Garrod & Willis, 1999). Eksemplerne på værdisætning af effekterne af mere komplicerede og sammensatte årsags-virknings kæder som pesticidanvendelsen repræsenterer, er således meget sparsom.

Anvendelse af værdisætningsstudier

Det helt overordnede formål med økonomisk værdisætning er, med henblik på komparative studier, at fastsætte en konsistent størrelsesorden for forskellige naturgoder baseret på en fælles monetær skala. Målet er således at skabe en situation svarende til den værdiansættelse, som sker for markedsomsatte goder, hvor prisen under visse omstændigheder er et mål for en vares nytte.

Fra et teoretisk-økonomisk synspunkt, er hensigten med at værdisætte ikke-markedsomsatte goder, at bibringe et grundlag for at opnå en velfærdsøkonomisk optimal ressourceudnyttelse. Økonomisk optimalitet må dog i praksis betragtes som en abstraktion snarere end et reelt kriterium for prioriteringer mellem målsætninger og politikker. Men værdisætning kan alligevel bidrage væsentligt til grundlaget for miljøpolitiske prioriteringer. Pearce & Seccombe-Hett (2000) nævner i en oversigtsartikel vedrørende anvendelsen af værdisætningsstudier i miljøpolitiske beslutninger i Europa især opgørelse af benefits i *cost-benefit* analyser og omkostningseffektivitets-analyser, samt bidrag til fastsættelse af grønne afgifter og prispolitikker. Endelig nævnes også den betydning selve deltagelsen har for respondenterne i et værdisætningsprojekt, idet de opnår et øget kendskab til afvejningsproblemerne mellem miljøgoder og omkostninger. Det sidste aspekt, de såkaldte partcipatoriske forhold, kan

således have afledt betydning på meningsdannelse og engagement i befolkningen.

Værdisætning kan også spille en væsentlig rolle som prioriteringsgrundlag i sammenhæng med opgørelse af miljøindikatorer, der inddrager befolkningens præferencer (Møller, 1996; Møller & Christensen, 2001). Endvidere er værdisætningsstudier anvendt som grundlag for udmåling af erstatninger i miljøsager, hvilket er en del af USA's miljølovgivning. Dette er nok det mest konkrete anvendelsesområde, som dog ikke har fundet anvendelse i europæiske retssystemer.

En formentlig central anvendelse af værdisætning i dansk målestok er bidraget til cost-benefit analyser, som giver muligheder for at sammenligne effekterne på forskellige goder i form af en entydig monetær opgørelse, dels for at sammenligne samfundest gevinst med gevinsten ved de markedsomsatte goder og ikke mindst for at sammenligne samfundest gevinst af forskellige miljøpolitiske tiltag. Opgørelsen af gevinster og omkostninger indgår ved afvejning af afgrænsede projekter og mere overordnede og sammensatte politiktiltag. Cost-benefit analyse af enkeltstående projekter er kendt fra en lang række studier, og er i Danmark bl.a. beskrevet i Møller et al. (2000) samt i den nyligt gennemførte analyse af Skjern å projektet (Dubgaard et al., 2001). Den projektrelaterede cost-benefit analyse er både relevant i forbindelse med *ex post* og *ex ante* analyser – dvs. analyser af hhv. gennemførte og fremtidige projekter. I policy-sammenhæng er der nok særligt ved prioritering mellem forskellige projektforslag, at cost-benefit analysen har et stort potentiale.

En parallel anvendelse af resultaterne fra økonomisk værdisætning er i forbindelse med omkostningseffektivitets-analyser, hvor forskellige strategier til at opnå et givet miljøpolitisk mål vurderes ud fra deres velfærdsøkonomiske omkostninger. I den forbindelse kan værdisætning indgå i fastsættelsen af samfundsøkonomisk effeciente reguleringsstrategier. Såfremt det ønskes at realisere miljøpolitiske målsætninger til de lavest mulige omkostninger og derved opnå en efficient ressourceudnyttelse, er denne type analyse helt central (se fx Hasler et al., 2000; Schou et al., 2001). Denne type analyse er i administrativ sammenhæng anvendt i et tværinstitutionelt udredningsprojekt inden for Miljø- og Energiministeriet vedr. opnåelsen af Danmarks forpligtelser på klimaområdet (Energistyrelsen, 2001).

Som nævnt kan værdisætning også anvendes til effecient udformning af afgifts- og prispolitikken på miljøområdet. Målet med grønne afgifter er, at få afspejlet omkostningerne i form af natur- og miljøpåvirkninger i de enkelte aktørers beslutninger og derved lede til en økonomisk optimal ressourceanvendelse. Dette er udgangspunktet for den såkaldte Pigou-afgift, som tilsiger, at størrelsen af grønne afgifter skal fastsættes svarende til de marginale skadesomkostninger ved en given aktivitet; se bl.a. Schou (1998) for en nærmere diskussion af afgifter i miljøreguleringen. Derfor udgør værdisætning en central forudsætning for anvendelsen af Pigou-afgiften, idet værdisætningen ideelt set muliggør at de marginale skadesomkostninger kan opgøres som grundlag for fastsættelsen af afgiftsniveauet. Pigou-afgiften refererer dog til en ideel situation, og det er sjældent muligt at fastlægge denne afgift i praksis. Værdisætningsstudier kan alligevel have stor betydning for fastlæggelsen af grønne afgifter, fordi værdisætning muliggør en samlet opgørelse af de natur- og miljømæssige effekter af forskellige aktiviteter, og kan derved give et grundlag for at vægte effekterne mod hinanden i prioriteringerne. Tilsvarende gælder for afgifter på anvendelsen af produktionsfaktorer med en flersidig miljøeffekt, idet værdisætningstudier i tilknytning til de enkelte effekter kan bruges til en indbyrdes afvejning af de

enkelte effekter og derved til at konstruere en afgiftsmodel der er inddrager præferencer (se eksempelvis Mourato et al., 2000).

Formål og indhold af gennemgangen

Givet alle de foran omtalte anvendelsesmuligheder er der også en række problemer knyttet til værdisætning af natur- og miljøgoder. Formålet med dette arbejde er, at beskrive og strukturere den eksisterende viden om præmisser for - og metoder til - værdisætning af miljø- og natureffekter. Dette gøres dels bredt og dels mere specifikt i forhold til pesticidanvendelsen i landbruget. Endvidere sammenholdes denne eksisterende viden med de tilgængelige naturvidenskabelige studier, som kan tænkes anvendt som grundlag for fremtidige værdisætningsstudier. Derved fås et grundlag for at kvalificere de effekter, som p.t. er tilstrækkeligt velbeskrevne til at kunne indgå i værdisætningsstudier, samt hvilke værdisætningsmetoder, som er relevante at bringe i anvendelse. Endelig er det også formålet, at beskrive og vurdere problemer og evt. løsninger på disse problemer i relation til værdisætning af pesticidanvendelsens effekter.

Rapporten indledes med ikke-teknisk gennemgang af det økonomisk/teoretiske grundlag for værdisætning. Gennem denne præsentation, som opsummerer de relevante og væsentlige økonomiske forudsætninger, søges at indkredse en ramme for diskussionen af natur som et økonomisk gode (eller en vare) som der kan knyttes en værdi til. I denne sammenhæng præsenteres også de væsentligste forhold og problemer som må imødeses ved værdisætningen af reduceret pesticidanvendelse og den deraf følgende effekt på natur og biodiversitet. Dette efterfølges af en præsentation af de forskellige metoder til værdisætning af naturgoder, med vægt på potentialer, legitimitet og kritik af disse metoder, inklusive opsummering af den meget omfattende litteratur på området. Litteraturgennemgangen starter med studier af generel teoretisk relevans, dvs. hvad der tidligere er værdisat, hvordan og hvilke problemer er der mht. fx skala og usikkerhed. Præsentationen fortsætter med studier der har en mere snæver metodemæssig og/eller empirisk relevans. Da der er meget få eksempler på studier der omfatter værdisætning af pesticidpolitikens effekter på natur- og biodiversitet i den internationale litteratur, er der lagt vægt på at beskrive de få relevante bidrag der er på dette område. Endvidere er der udført en analyse af mulighederne for anvendelse af såkaldt *benefit transfer*. Sidstnævnte omfatter analyse af mulighederne for at generalisere resultaterne fra eksisterende værdisætningsstudier til brug for en bredere politikanalyse, og omvendt også at opstille kriterier for, hvordan værdisætningstudier bedst skal udformes for at danne baggrund for senere benefit transfer til andre områder. Dvs. at disciplinen benefit transfer udnyttes til at stille krav til fremtidige værdisætninger på pesticidområdet for at opnå en vis generaliserbarhed på resultaterne.

Afslutningsvis konkluderes på mulighederne for gennemførelse af kommende værdisætningsstudier af effekterne af pesticidanvendelsen i Danmark, herunder hvilke præmisser, som skal opfyldes, og hvilke metoder, der kunne bringes i anvendelse.

Den økonomiske ramme for værdisætning

Grundlæggende antagelser ved økonomisk værdisætning

Grundlæggende bygger værdisætning på antagelsen om, at det er muligt og rimeligt at knytte en værdi til miljøgoder på samme måde som for markedsomsatte goder. Under visse omstændigheder er prisen på et

markedsomsat gode et udtryk for den marginale gevinst der er ved forbrug og forskellige goder bidrag til samfundets velfærd kan sammelignes gennem prisen. Accepteres denne form for monetarisering af miljøet betyder det dels, at forskellige naturgoder kan sammenlignes med hinanden, dels at de kan sammenlignes med værdien af markedsomsatte varer og dermed også at værdien af goderne kan sammenlignes med omkostningerne ved at fremskaffe dem.

Der knytter sig en række grundlæggende antagelser til værdisætning af miljøgoder. Et spørgsmål er, om det overhovedet giver mening at lade beslutninger om miljøpolitiske tiltag være helt eller delvist baseret på en betragtning om naturgoder som en vare. Såfremt dette accepteres knytter et andet væsentligt spørgsmål sig til, hvordan værdisætningsstudier kan gennemføres med henblik på at give en sikker fortolkning. I forhold økonomisk værdisætning knytter disse spørgsmål sig til nogle grundlæggende forudsætninger og antagelser, som skitseres i det følgende.

Naturgoder som en vare

Ideen bag værdisætningsstudier er, at natur tillægges en værdi på samme måde som markedsomsatte goder. Der er blot ikke etableret noget marked for de pågældende goder, enten fordi det ikke er muligt eller fordi regulering eller traditioner forhindrer markedet i at opstå. Men hvis der kunne etableres et velfungerende marked, vil der opstå en pris som var identisk med marginalnyttens af de enkelte goder. Rationalet er her, at gode- og nyttebegrebet i økonomien ikke er afgrænset til private markedsomsatte goder men også rummer ikke-markedsomsatte goder, som fx naturgoder. Det centrale forhold er, at ved værdisætning opfattes natur på linie med andre varer: naturgodernes værdi opstår i kraft af, at den giver den enkelte person nytte.

Resultaterne fra værdisætningsstudier kan gives forskellige fortolkninger. Dels kan de fortolkes i relation til markederne for omsatte private goder og ved en lade værdierne indgå i cost benefit analyser for man en rangordning mellem forskellige projekter. Dels kan resultaterne fortolkes i forhold til ideen om et politisk marked. I denne sammenhæng har værdisætningsstudierne altså det formål at de skal erstatte direkte valg.

Helt generelt handler økonomisk analyse om at få mest muligt ud af knappe ressourcer. Ressourcebegrebet omfatter bredt produktionsfaktorerne arbejdskraft, jord, kapital, mineraler vand, mv., men også naturen som et direkte forbrugsgode i form af rekreative ydelser, økosystemydelser, stilhed og lignende. Natur, eller mere præcist naturressourcer som produktionsfaktorer, spillede en væsentlig rolle i den klassiske økonomi. Det implicite natursyn i den klassiske økonomi var, at naturen har værdi som produktionsfaktor i kombination med arbejdskraft. Naturressourcen *jord* blev anset som den begrænsende faktor, og selv om produktionen ville stige med væksten i befolkningsgrundlaget ville stigningen være aftagende, og produktionen *per capita* ville derfor falde over tid. Det vil sige, at der forventedes aftagende marginalprodukt som indebærer, at successivt øget input af for eksempel arbejdskraft i kombination med en fast faktor (fx jord) medfører at merproduktionen er aftagende. Antagelsen om aftagende marginalprodukt er en central forudsætning i den neo-klassiske økonomi, som udgør teorigrundlaget for økonomisk værdisætning.

Økonomisk analyse bygger således på marginalresonnementer. Den marginale omkostning viser hvad det koster i form af mistede andre forbrugsmuligheder

at tilvejebringe yderligere én enhed af en vare. Den marginale nytte af en vare angiver tilsvarende den enkelte forbrugers gevinst ved at anvende yderligere en enhed. Der er således ikke alene fokus på produktion og udbud, idet efterspørgslen efter goder spiller en lige så central rolle, og efterspørgslen efter private goder beskrives gennem et nyttebegreb.

Selv om der ligger en række væsentlige forudsætninger til grund for fortolkningen af priser i relation til marginalomkostninger og marginalnytte er pointen altså, at for frit omsatte varer gælder det under visse vilkår, at markedsprisen angiver den enkelte forbrugers betalingsvillighed i forhold til andre varer. De væsentligste forudsætninger bag denne tese er for det første, at forbrugeren har en komplet rangordning af værdien af forskellige goder. Det vil sige, at den enkelte aktør har vel definerede præferencer i forhold til alle varer, også dem han ikke nødvendigvis forbruger. For det andet antages, at forbrugeren har det som kaldes for transitive præferencer. Dette indebærer, at han udviser konsistens i sit forbrugsvalg: hvis vare A foretrækkes frem for vare B, og vare B foretrækkes frem for vare C, vil vare A foretrækkes frem for vare C. Endelig antages det, at forbrugeren foretrækker mere fremfor mindre, dvs. at 2 enheder af en vare foretrækkes frem for 1 enhed.¹

Når disse vilkår er opfyldt, kan markedsprisen altså opfattes som et mål for den marginale værdi, som det pågældende gode tillægges af den enkelte forbruger. Det er ret trivielt, at forbruget af almindelige varer, som for eksempel biler, kan beskrives ved et nyttebegreb. Varen giver brugeren nytte gennem en ydelse, der er subjektiv. Dvs. at forskellige aktørers præferencer principielt ikke kan betvivles. Værdisætning af naturgoder bygger tilsvarende på, at et gode har en nytte for en eller flere forbrugere, fx fordi det giver en naturoplevelse eller fordi dets blotte eksistens indgår positivt nyttefunktionen. Det er således afgørende, at det er muligt at beskrive naturens ydelser ved en nyttefunktion som principielt ikke adskiller sig fra dem, som anvendes for traditionelle varer.

Betragtningsmåden er grundlæggende antroposentrisk, idet der fokuseres på menneskets velfærd og ikke direkte tages hensyn til dyrs velfærd og arters overlevelse og rettigheder. Disse kan dog indgå i den enkelte persons nyttefunktion, hvorfor natur ikke opfattes som et direkte gode med en selvstændig værdi, men alene som et gode, der har værdi i kraft af menneskets præferencer for den. Præferencerne kan være knyttet til rekreative værdier, eksistensværdier, fremtidige generationers velfærd, etc., men stadig i forhold til et nyttesynspunkt.

Metoder til økonomisk værdisætning

Som det fremgår af den foregående tekst er en helt grundlæggende forudsætning for økonomisk værdisætning, at de naturgoder, som ønskes værdisat, kan opfattes på linie med konventionelle goder og indgå i substitution med disse samt med hinanden. Der findes nogle nye retninger, for eksempel den gren som kaldes "økologisk økonomi", hvor forestillingen om at natur og forbrugsvarer er substitutter ikke accepteres. Men inden for rammerne af konventionel økonomisk teori opfattes det som ukontroversielt, i det mindste på abstrakt plan, at tillægge miljø- og naturgoder en værdi på linie med markedsomsatte varer.

¹ Det er muligt at teste om denne type af antagelser er oplydt af respondenter i værdisætningsstudier.

I forlængelse heraf skal det nævnes, at ved værdisætning i forbindelse med diffuse miljø- og naturgevinster (for eksempel med hensyn til artsbevarelse, påvirkning af menneskers syge- og dødelighed) vil økonomiske betragtninger fortsat være relevante selvom de typisk opfattes som sekundære. Pointen er her, at der er en begrænset mængde ressourcer til rådighed, hvorfor tildeling af ressourcer til et projekt eller område derfor udelukker at et alternativ tilgodeses. Beslutninger på miljøområdet involverer altså en afvejning mellem forskellige alternativer som netop den økonomiske metode er rettet mod at håndtere.

I det følgende gennemgås metoder som kan anvendes til empirisk at opgøre værdien af ikke-markedsomsatte goder, ligesom deres acceptabilitet og pålidelighed diskuteres. Forud for gennemgangen af værdisætningsmetoder skal det omtales, at værdien af et gode i økonomiske analyser opdeles i eksistens- og brugsværdier. I forhold til forbedringer af miljøkvalitet kan der være tale om en direkte forøgelse af brugsværdien i form af bedre rekreative muligheder. Der kan også være tale om forøgelse af eksistensværdien, altså en værdi der ikke er motiveret i noget forbrug her-og-nu, men som fx kommer til udtryk i form af optionsværdier for fremtidig rekreativ anvendelse eller testamentariske værdier – dvs. hensynet til kommende generationer. Skellen mellem eksistens- og brugsværdier er væsentlig i forbindelse med valg af værdisætningsmetode, idet de forskellige metoder har deres styrke i forhold til opgørelse af de forskellige typer værdier.

I tabel 2.1 er foretaget en opdeling af metoder til økonomiske værdisætning på direkte og indirekte metoder samt om metoderne er baseret på observeret adfærd eller hypotetiske markeder (efter Mitchell og Carson, 1998).

Tabel 2.1. Karakteristik af metoder til økonomisk værdisætning

	Direkte metoder	Indirekte metoder
Observeret adfærd	Referenda (afstemning) Markedssimulationer Parallele markeder	Hedonisk prissætning Politiske beslutninger
Hypotetiske markeder	Contingent valuation Allokeringsspil Willingness-to-pay Willingness-to-accept	Contingent ranking

Indirekte værdisætningsmetoder

Ved de indirekte metoder baseres værdisætningen af et miljøgode på individernes adfærd på markedet for et relateret markedsomt gode. De indirekte metoder, som er baseret på observeret adfærd, er et forsøg på at udnytte eksisterende markedsdata. Der kan være tale om historisk adfærd, hvor erfaringerne fra andre markeder bruges til at vurdere gevinsten ved, *in casu*, forbedret miljø. Der kan også være tale om at simulere et marked for eksempel jagttrettigheder. Ideen bag indirekte metoder er, at aktører med deres adfærd på beslægtede markeder afslører for eksempel den rekreative værdi af naturområder.

Metoderne omfatter bl.a. rejseomkostningsmetoden og hedonisk prisfastsættelse, der er en metode som tager udgangspunkt i observerede prisforskelle. Rejseomkostningsmetoden er i Danmark bl.a. anvendt af Dubgaard (1996) i forbindelse med undersøgelser af værdien af Mols Bjerge, medens husprismetoden er anvendt af Jordal-Jørgensen (1995) i forbindelse med opgørelse af, hvilken negative og positive værdier befolkningen tillægger nærhed til vindmøller. Endvidere er husprismetoden anvendt i Hasler et al. (2000) til værdisætning af retablerede søer i landbrugsområder, skovnærhed og skovrejsning.

Værdisætning baseret på indirekte metoder har den fordel, at de baserer sig på faktuelle (historisk observerede) markedsforhold, hvorfor de ikke, som det er tilfældet med de direkte metoder, sætter den enkelte respondent i en kunstig skabt valgsituation. De indirekte metoder vil være velegnede, hvis der er et stort element af brugsværdi i godet, og der findes relevante data fx i form af tilknyttede markeder. Omvendt er de mindre velegnede, hvor det må forventes, at eksistensværdier eller testamentariske værdier er betydende.

Direkte værdisætningsmetoder

Alternativt til de indirekte metoder kan anvendes direkte værdisætning. Ved denne type analyser udspørges et repræsentativt udvalgt antal respondenter om, hvor meget de ville betale for forskellige typer miljø- og/eller naturforbedringer, hvis et marked faktisk havde eksisteret, eller hvis andre betalingsformer, for eksempel skat, kunne anvendes til at tilvejebringe disse. De direkte værdisætningsmetoder baserer sig således på hypotetiske markeder (hvorfor de også kaldes for "hypotetiske værdisætningsmetoder") og må anses for særligt relevante, hvis eksistensværdien udgør en stor del af den samlede værdi.

Anvendelsen af hypotetiske værdisætningsmetoder indebærer, at undersøgelsen kan rettes direkte mod værdisætning af både eksistens- og brugsværdierne, som er knyttet til natur- og miljøgevinsterne af et givet initiativ. Hypotetisk værdisætning er den værdisætningsmetode, der er mest hyppigt anvendt både indenfor litteraturen og i policysammenhæng (fx i

USA). Metoden er anvendt til et bredt spekter af problemstillinger, og har tidligere fundet anvendelse i studier af rekreative goder (Dubgaard, 1992), dyrevelfærd (Bennett og Larson, 1996), truede dyrearter (Jakobsson og Dragun, 1996) og transportsikkerhed (Jones-Lee et al., 1985) for at nævne nogle eksempler.

De direkte metoder kan enten tage udgangspunkt i spørgsmål om betalingsvillighed (Willingness To Pay) eller spørgsmål om den kompensation, der gør en given (negativ) natureffekt acceptabelt (Willingness To Accept). Der er en række metodiske problemer med hensyn til den praktiske anvendelse af de direkte metoder som omtales herunder.

I flere studier har det vist sig (se for eksempel Levy et al. (1995), Diamond og Hausmann (1993), Milgrom (1993)) at WTP og WTA er forskellig. Der findes en række teoretiske forklaringer på forskellen, men den væsentligste forklaring kan findes i den såkaldte indkomsteffekt (se Mitchell og Carson, 1988, pp.30-41). Hvis betalingen eller kompensationen udgør en stor del af respondenternes samlede indkomst kan dette forklare forskellen. Men i de fleste studier er der tale om at WTP og WTA er negligible i forhold til indkomsten, hvorfor de to mål bør være ens i forhold til metodens fundering i økonomisk teori (se Diamond og Hausmann (1993) og Milgrom, 1993). Krutilla (1967) og Hanemann (1991) argumenterer dog for, at der kan være stor forskel på de to mål såfremt det betragtede gode ikke har tætte substitutter. Hanemann (*op cit.*) giver en persons liv som eksempel. WTP for at undgå at miste livet vil udgøre den tilbagediskonterede indkomst, medens WTA for at miste livet vil være uendelig.

Et andet væsentligt teoretisk problem er den såkaldte indlejringseffekt. Denne term beskriver det forhold at en række studier viser ens WTP selvom de i forhold til de underliggende antagelser om præferencer og nyttefunktioner skal være forskellige (Diamond og Hausman, 1994). Et eksempel er at WTP for naturbeskyttelse. Diamond et al. (1993) viser at WTP for beskyttelse af to naturområder er forskellig fra summen af WTP for hver enkelt naturområde – dvs. at resultatet bryder med den basale antagelse om additivitet af værdien af forskellige goder. Der er givet en række bud på hvorfor indlejringseffekten opstår (Diamond og Hausman (1993); Milgrom (1993)). Hovedpointen i disse forklaringer implicerer, at respondenter, når de deltager i værdisætningsstudier, ikke afslører betalingsviljen for naturværdier som et privat gode, men er styret af en række motiver som ikke er i overensstemmelse med metodens teoretiske grundlag.

Det er endelig et problem, at miljøgoder på mange måder er meget upræcist afgrænsede goder, fordi anvendelsen af nyttebegrebet forudsætter at der er klare og entydigt definerede præferencer for goder. Det kan naturligvis gøres gældende, at der også er usikkerhed forbundet med at vurdere for kvaliteten af markedsomsatte goder. Imidlertid er problemet givetvis mere omfattende for goder, hvor hypotetisk værdisætning er relevant, fordi der typisk er tale om goder som forbruges sjældent (Diamond og Hausman, 1994). Der er imidlertid en række vel overvejende pragmatiske grunde til at acceptere økonomisk direkte metoder til værdisætning af miljøgoder. I forhold til beslutninger om offentlig intervention er der konkurrence om begrænsede budgetter, ligesom det efterhånden er almindeligt accepteret, at gevinsterne ved miljøprogrammer skal have en synlig effekt og denne effekt skal helst skal opgøres i monetære enheder (et lignende synspunkt findes i Portney, 1994).

NOAA-panelets anbefalinger

Der findes ingen systematisk overordnet tilgang til at vælge metode ved hypotetisk værdisætning (Portney, 1994). Hvilken metode, der bør foretrækkes, afhænger af den konkrete sammenhæng og i forhold til ændret pesticidanvendelse vil der være ændringer i bestanden af dyr og planter (biodiversitet), i landskabets udseende og anvendelsesmuligheder samt i risiko for humane effekter. De sidstnævnte forhold har klare brugsaspekter og det trækker i retning af at anbefale direkte metoder hvor værdisætning af gevinsterne hviler på faktisk adfærd. De førstnævnte forhold peger på, at der kan være væsentlige eksistensværdielementer involveret og det peger på at anvende indirekte metoder og gennemføre hypotetiske værdisætningsstudier.

NOAA-panelet², hvor nobelprismodtagerne Kenneth Arrow and Robert Solow blandt andre deltog, blev nedsat for at vurdere om hypotetiske værdisætningsmetoder kunne anvendes og i hvilket omfang med henblik på at vurdere miljøskader i sammenhæng med USA's miljøpolitik. NOAA-panelets endelige konklusioner er publiceret i "The Federal Register" 15 januar 1993 og omtales her med udgangspunkt i centrale litteraturbidrag.

Panelets generelle konklusion er, at denne type metoder kan anvendes. Der er dog en række forudsætninger, som ifølge panelet skal være opfyldt, for at hypotetiske værdisætningsstudier med rimelighed kan siges at opfylde formålet. Ifølge Portney (1994) er hypotetisk værdisætning en surveymetode, som er designet med henblik på at vurdere værdien af goder, der ikke er omsat på et marked. Metoden kan principielt anvendes for alle former for ikke-markedsomsatte goder. Det er en metode som har vundet udbredelse navnlig i USA, men den har hovedsageligt været anvendt i forbindelse med opgørelser af værdien af skader (*ex post*), og metoden har i mindre grad været en del af planlægningen (*ex ante*).

Markedet for private goder hviler blandt andet på, at ejeren af et gode kan udelukke andre fra at bruge godet samt at grænserne for ejendomsretten er klare. Offentlige goder er blandt andet karakteriseret ved at potentielle brugere af et gode ikke kan udelukkes, selv om de ikke er villige til at betale for brugen. Hyppigt er den enkeltes rettighed også uklart defineret. I relation til hypotetisk værdisætning søges denne uklarhed håndteret ved at respondenterne anmodes om at angive betaling for et gode (Willingness to Pay) eller de kan anmodes om at angive den betaling der kompensere dem såfremt de ikke kan opnå det pågældende gode (Willingness to Accept). Udgangspunktet er her, at det implicit er antaget i WTP-studier, at respondenterne ikke har rettigheder til godet men de må købe dem. Tilsvarende kan det siges, at WTA-studier hviler på en forudsætning om, at respondenterne har opnået ejerskab, og de skal betales for at opgive dette (Levy et al, 1995).

Som nævnt er der i forbindelse med praktiske anvendelser af hypotetisk værdisætning observeret forskelle i WTA og WRP. Det er af nogle forfattere anført, at dette er et problem mens andre anfører, at forskellen ikke bør give anledning til bekymring (se ovenfor). Selvom det ikke er muligt at vurdere om det er WTA eller WTP, der er det teoretisk korrekte mål, er det væsentligt i relation til konkrete studier at vurdere hvilken metode som forekommer at være den rimeligste. Levy et al. (1995) anfører, at WTP implicit hviler på at respondenter ikke har godet og må købe det. Derfor bør WTP benyttes, hvor respondenterne ikke kan siges at have ejendomsrettigheder i forhold til godet. Omvendt bør WTA benyttes, når respondenterne vurderes at have ret til

² National Oceanic and Atmospheric Administration

adgangen til godet. Dette er en konkret (og politisk) vurdering. I relation til indgreb overfor landbrugets anvendelse af pesticider bør der bruges WTP, hvis udgangspunktet er, at den enkelte landmand har råderet over sin jord, mens der bør benyttes WTA, hvis udgangspunktet er at almenvellet har ret til god natur. Bromley (2001) argumenterer for, at det altid er almenvellets ret som er udgangspunkt.

Anvendelsen af den hypotetiske værdisætningsmetode omfatter sædvanligvis overvejelse af følgende forhold som spiller en rolle for fortolkningen af survey'et:

- Ejendomsretlige forhold
- Disponibel indkomst for respondenter; budgetbegrænsningen er klar
- Beskrivelse af godet; det skal være en fremtidig hændelse
- Den forventede effekt på priserne på andre goder
- Betalingsmåde
- Detaljeret beskrivelse af ændringer
- Data om respondenterne
- Beskrivelse af substitutter

I forhold til andre typer survey – som for eksempel markedsundersøgelser - adskiller de hypotetiske værdisætningsmetoder sig på en række væsentlige områder. Den væsentligste forskel er, at det gode, som den hypotetiske værdisætningsmetode er rettet imod, typisk er et gode som den enkelte respondent har ringe erfaring med. Der kræves derfor af respondenterne, at de skal bruge ressourcer på at forholde sig til (deres egne) præferencer for disse goder i forhold til deres præferencer for andre goder. En anden væsentlig forskel i forhold til markedsomsatte goder er, at hypotetisk værdisætning benytter sig af ikke-eksisterende markeder, og det er en implicit antagelse, at respondenter forstår denne konstruktion.

Selve surveydelen af et hypotetisk værdisætningsstudie kan gennemføres på en række måder, som eksempelvis: udleverede spørgeskemaer, telefon interviews, eller personlige direkte interviews. Der kan gennemføres pilotprojekter med fokusgrupper for at vurdere, hvordan surveymaterialet udføres bedst muligt. NOAA-panelet anbefaler direkte personlige interviews, navnlig når det gælder komplicerede scenarier og goder, som respondenter må forventes at have ringe erfaring med. Det nævnes eksplicit at muligheden for at inddrage billedmateriale skal overvejes, ligesom det anbefales, at spørgematerialet testes i fokusgrupper eller lignende forud for gennemførelse af det egentlige survey.

Surveymetoder, som involverer et bud for betalingsviljen for den enkelte respondent, kan anvende formater med eller uden øvre og nedre grænser til at udtrykke betalingsviljen. Ved "open-ended" formatet angiver respondenter sin hypotetiske betaling for godet uden nogen form for begrænsning af de afgivne værdier. I modsætning hertil skal respondenterne ved de andre typer af formater vælge en betaling blandt forskellige på forhånd opstillede forslag. Denne type format kan give skævhed i svarerne fordi respondenter formentlig vil opfatte de opgivne budmuligheder som de rimelige. Ved formater, som anvender flere bud, kan der gennemføres auktioner efter enten Hollandsk (prisen sænkes) eller Engelsk (prisen øges) mønster.

I forhold til at hypotetiske værdisætningsmetoder skal give et bidrag til det politiske beslutningsgrundlag, er det væsentlig at vurdere, om et survey skal fortolkes stringent i relation til et marked for private goder eller om fortolkningen skal have udgangspunkt i hvad NOAA-panelet kalder et

"politisk marked". På markedet for private goder køber den enkelte aktør forskellige mængder til den samme pris, eller har forskellig betalingsvilje for den samme mængde, når det gælder offentlige goder. Nogle få aktører med en meget høj betalingsvilje vil trække gennemsnittet op. Hvis et projekt på denne baggrund gennemføres med skattebetaling (som er lige for alle), vil en række aktører blive tvunget til at subsidiere et mindretals brug godet. Rent praktisk kan dette tale for at undlade at bruge gennemsnit men for eksempel aggregere efter typetal. Der er dog ingen teoretisk afklarende litteraturbidrag på dette område.

I et politisk marked stemmes om et skattefinansieret projekt. Det er klart at man kan forestille sig en situation hvor et "lille" flertal tvinger et "stort" mindretal til at betale for et projekt mindretallet ikke ønsker gennemført til den givne omkostning. Alligevel hælder NOAA-panelet til, at fortolkningen af et hypotetisk værdisætningsstudie holdes i termer af et politisk marked, fordi de goder, som langt overvejende gøres til genstand for denne type analyser, typisk er offentlige goder, der tilvejebringes gennem politiske beslutninger.

Erfaringer med økonomisk værdisætning

Anvendelse i USA

Anvendelse af resultater fra værdisætningsstudier i praktiske sammenhænge hidrører stort set kun fra USA. Den vel nok mest kendte anvendelse af hypotetisk værdisætning er de studier som er gennemført efter Exxon Valdez's uheld ved Alaska i 1989. Olieforurening påvirkede overflade vand, kystzoner, fugle- og fiskebestand og i et studie gennemført for (Staten) Alaska er der argumenteret for et tab i størrelsesordenen \$ 2.8 milliarder baseret på en willingness-to-pay undersøgelse (Carson et al, 1992). Et andet studie, som er baseret på rejseomkostningsmetoden, viser et meget mindre samlet tab på \$ 3.8 millioner (Hausman et al. (1993)), og de to studier må siges at være uforenelige.

Med henblik på at forbedre Grand Canyon's naturkvalitet gennemførtes der i USA, ved Environmental Protection Agency (EPA), i 1991 restriktioner overfor the Navajo Generating Station der reducerede udslip af svovldioxid. Det blev krævet at EPA skulle vurdere værdien af den nedsatte svovldioxid forurening, og der blev gennemført et værdisætningsstudie. EPA-studiet vurderede gevinsten til mellem \$130 og \$250 millioner pr. år, medens et studie gennemført for the Navajo Generating Station kun fandt en årlig gevinst på \$50 millioner per år. Der har siden været rejst kritik af begge studier navnlig med fokus på et for lavt antal respondenter samt uklarhed omkring ejendomsretlige forhold (Levy, 1995).

De ovennævnte studier illustrerer den usikkerhed som især kritikere af metoden anfører som et argument imod at bruge hypotetisk værdisætning. På trods af både den empiriske og teoretiske kritik er metoden, i det mindste for amerikanske forhold, meget væsentlig. Dette forhold skyldes blandt andet den amerikanske lovgivning (Portney, 1994). Den såkaldte Superfund Law fra 1980 gennemførtes med henblik på at kunne udpege forurenede landområder og med henblik på at lade forurenere betale for oprensning af forureningen. Endvidere gav loven myndighederne mulighed for at kræve erstatning for følgeskader på eksempelvis fiskebestande, tabte rekreative værdier, etc. I forlængelse af Exxon Valdez ulykken blev "The Oil Pollution Act of 1990" gennemført og også denne lov gav mulighed for at kræve erstatning for følgeskader. Der er ingen af lovene som peger på, hvordan skaderne opgøres,

men i forbindelse med erstatninger for følgeskader på natur blev hypotetisk værdisætning relevant.

Det er i den forbindelse interessant, at der i USA er ført forskellige retssager vedrørende den juridiske legitimitet af metoden. Staten Ohio har sammen med ni andre stater samt miljøorganisationer anlagt sag mod det Amerikanske indenrigsministerium med det resultat at retningslinierne for at opgøre skader blev ændret fra at basere sig på markedspriser til at inddrage andre former for værdier med den begrundelse at markedspriser giver urimeligt lave skøn.

I en anden sag er der nedlagt påstand om, at offentlig regulering baseret på hypotetiske værdisætningsstudier er en utilstrækkelig procedure i forhold til mere grundlæggende retsgarantier for private aktører (§301(c)(2) i CERCLA). I denne sag er det vurderet, at hypotetisk værdisætning er en relevant og rimelig metode. Der er en række andre sager som kan siges at understøtte metodens legitimitet.³ Selvom det formentlig kun med varsomhed er rimeligt at benytte amerikanske retsinstansers afgørelser som et argument for metodens legitimitet vedrørende danske (og europæiske) forhold er det interessant, at metoden ikke er vurderet som stridende imod borgere (og organisationers) fundamentale rettigheder.

Generelle metodiske aspekter

Der knytter sig en række metodiske problemer til fortolkningen af hypotetiske værdisætningsstudier. Pålidelighed (reliability) er et mål for variationen i respondenternes svar, og en lille variation anses som en indikation for øget pålidelighed. Denne type mål sigter på at vurdere, om svarerne er indbyrdes konsistente og kan sammenlignes med et statistisk præcisionsmål. Variationen omkring en middelværdi kan tilskrives at respondenterne har forskellige præferencer og betalingsvilje for godet, men kan også forekomme som følge af fejl i ved surveymetoden og valg af respondentgruppe. Pålideligheden øges typisk gennem et forøget antal respondenter samt anvendelse af forskellige metoder der kan bruges i forhold til ekstreme svarafgivelser (de såkaldte "outliers").

Hypotetisk værdisætning giver et estimat for samfundets værdi af et gode og validitet er et mål for estimatets præcision i forhold til den sande værdi. Når der anvendes spørgeskemaer eller interviews er det væsentligt at spørgsmålene er klart formulerede og problemet velafgrænset i forhold til ønsket om at måle værdien af et klart defineret gode som udgør det teoretiske udgangspunkt. Uklarhed med hensyn til hvad godet egentlig består af, kan derfor være en væsentlig kilde til bias. Om manglende validitet er et væsentligt problem eller ej kan vurderes ved at sammenligne resultatet af at bruge spørgeskemaer/interviews med mere robuste metoder. Hvis der er et stort brugselement i et gode, kan der sammenlignes med simulerede markeder. Hvis der er store elementer af eksistensværdi i godet kan der sammenlignes med referendaresultater. Det er også muligt at gennemføre spørgeskemaundersøgelser og sammenligne med resultater fra rejeomkostningsstudier.

Der kan opstå skævhed – og dermed følgende fortolkningproblemer – af en række grunde. Der kan være tale om at respondenter simpelthen har

³ Den såkaldte Clean Water Act giver regeringen mulighed for at kræve skadeserstatning ved forurening af åbent hav og kystnære zoner. Noget lignende er gældende for en række føderale love. "The Oil Pollution Act" giver "Department of Commerce" ansvar for at opkræve erstatning ved olieforurening.

forskellige forestillinger om den vare der beskrives. Det vil sige at det er uklart hvad det er for en pris der overhovedet måles ved hypotetisk værdisætning. Selv i tilfælde hvor respondenterne associerer til det samme gode kan der være problemer fordi de forholder sig forskelligt til beslutninger som de ikke ofte tager. Og der kan være tale om forskellige overvejelser som leder til strategiske svar. Der opstår strategisk skævhed når respondenterne (fejlagtigt) tror, at deres svar har betydning for om godet vil blive leveret eller ej, når de tror, at deres svar vil have betydning for en (senere) betaling, etc. Disse motiver vil lede til at den enkelte respondent i sit svar afviger fra den værdi han sætter på godet. Der kan også opstå skævhed fordi respondenterne finder altruistiske motiver frem til lejligheden.

Fortolkningsproblemer kan mindske ved at gennemføre flere parallelle analyser, sammenligne med andre studier, etc. Protestsvar, for eksempel blanke svar, kan også lede til skæve svar. Denne type svar omfatter: ved ikke, direkte modvilje, overhovedet ingen eller en abnormt høj betalingsvilje, etc. samt svar der er indlysende inkonsistente. Der findes forskellige metoder som kan bruges til at eliminere denne type svar og litteraturen viser, at opgørelser over betalingsvilje er noget påvirket af om denne type svar elimineres eller ej.

En anden type skævhed opstår når svarmaterialet ikke er repræsentativt. Denne skævhed kan opstå hvis en særlig delgruppe blandt respondenterne giver protestsvar og hvis respondentgruppen helt generelt er skæv. Denne type bias kan dog langt overvejende undgås ved en god statistisk repræsentativ tilgang til analysen, men kan dog være problematisk, hvis gevinsten eller ulempen ved et bestemt projekt tilfalder afgrænsede befolkningsgrupper.

Generel litteraturoversigt

Beskrivelse af værdisætnings-litteraturen

Der er en meget omfattende litteratur om værdisætning af ikke-markedsomsatte goder. En søgning i ECON-Litt⁴ på "contingent valuation" giver 1245 og det er ikke meningsfyldt at søge at give en samlet oversigt på baggrund af en så stor mængde litteratur. Det er derfor valgt, at udvælge dele af litteraturen som er rettet mod værdisætning af naturgoder, for at belyse hvilken type af naturgevinster og -tab der har været genstand for værdisætning. I tabel 2.2 er der en oversigt over nogle udvalgte studier, som skønnes at være særlig relevante i forhold til ændret pesticidanvendelse.

Det er karakteristisk for de udvalgte studier, at der er tale om veldefinerede og synlige goder i overensstemmelse med NOAA-panelets anbefalinger. Oversigten viser endvidere, at hypotetisk værdisætning har været anvendt på meget forskellige forhold som relaterer sig til miljø og natur. Dette rækker fra brugsorienterede aspekter, som rekreative værdier og værdien af natur i forhold til forskning og udvikling inden for farmakologi, til eksistensværdier for eksempelvis biodiversitet. En række af studierne har fokus på de specifikke metodiske problemer som knytter sig til monetarisering af det gode, som er genstand for studiet. Generelt er det dog indtrykket, at valg af indikator og metode til beskrivelse af natur- og miljøeffekterne er noget tilfældig.

I forhold til hvilken typer af gevinster, der kan værdisættes og hvordan, er det ikke umiddelbart muligt at uddrage klare konklusioner på grundlag af den eksisterende litteratur. Det fremgår af tabel 2.2, at værdisætningsstudier i

⁴ Bibliografi over økonomisk litteratur fra 1969 ff. Svarer til bibliografidelen af Journal of Econometrical Literature.

forhold til natur- og miljøkvalitet omfatter flere aspekter, hvilket peger på, at det principielt er muligt at værdisætte snart sagt hvad som helst rækkende fra eksistensværdier til brugsværdier som rekreation og natur som produktionsfaktor (*in casu* i den farmakologiske industri). Det skal bemærkes, at referencerne i tabellen kun dækker en beskeden del af den samlede litteratur. Opslag i EconLitt på "contingent valuation" og "environment" giver 726 henvisninger og hertil kommer upublicerede arbejder som ikke er indekseret.

Der er dog to principielle forbehold som stiller spørgsmål ved, om det er rimeligt i en planlægningssammenhæng at tillægge en enkelt metode megen vægt. Som det er beskrevet ovenfor er der usikkerhed med hensyn til fortolkningen af værdisætningsstudierne selv i de tilfælde, hvor den vare som beskrives må formodes at være ret entydigt og klart defineret. Denne form for usikkerhed kan tilskrives, at metoden, til trods for den omfattende mængde af anvendelser, endnu ikke er tilstrækkelig udviklet til på egne præmisser at give konsistente og pålidelige resultater. For eksempel må forskellen på WTP (eller WTA) og de såkaldte contingent ranking studier vurderes at være ganske markant.

Tabel 2.2. Udvalgte eksempler på værdisætningsstudier

Emne	Forfatter	Metode¹⁾	Vare
Skov	Englin et al., 1991	Travel cost	Use, rekreativ værdi
	Maille et al., 1993	Travel cost	Use, turisme
	Garrod et al., 1996	WTP, CR	Non-use, biodiversitet
	Blamay et al., 2000	Nested logit	Non-use, vegetation
	Scarpa et al., 2000	WTP	Use, rekreativ værdi
	Hutchinson et al., 2001	CV	Use, rekreativ værdi
	Kohlin, 2001	CV	Use, plantager/brænde
	Macmillan et al., 2001	WTP, WTA	Non-use, biodiversitet
Vand	Sanders et al., 1991	WTP, WTA	Floder, rekreation
	Soderquist et al., 2000	CV	Vådområder
	Turner et al., 2000	CV	Vådområder
	Mitsch et al., 2000	CV	Vådområder,
	Pattanayak et al., 2001	CV	Landskab
	Woodward et al., 2001	CV	Hydrologiske
	Stumborg et al., 2001	WTP	egenskaber Generelle benefits Forurening
Landbrug - diffus forurening - pesticidforbrug	Kaoru et al., 1995	WTP	Rekreativ værdi, fiskeri
	Foster et al., 2000	CR	
Biodiversitet	Pollak et al., 1999	CV	Human sygdom og
	Gosling, 1999	CV	fugle
Farmakologi	Simpson et al., 1996	CV	Biodiversitetsindex (fugle)
Sundhed	Liu et al., 2000	CV	Biodiverstet/Turisme
			Farmakologisk forskning
			Mødre og børns sundhed

1) Forklaring af anvendte forkortelser: CV – Contingent Valuation, WTP – Willingness to Pay, WTA – Willingness to Accept, CR – Contingent Ranking.

Dertil kommer i nogle sammenhænge en yderligere kilde til fortolkningsproblemer, idet det er uklart hvilken type gode, der er værdisat, og det er ikke klart, hvordan gevinsten ved et miljøforbedrende tiltag afgrænses. I sammenhæng med værdisætning af pesticidanvendelsens effekter vurderes det sidstnævnte problem at være af væsentlig betydning og den eksisterende videnskabelige litteratur er derfor gennemgået navnlig med fokus på at afdække tilgange beskrivelse af natureffekter. Nedenfor beskrives kort tre meget forskellige tilgange taget fra studier anført i oversigten.

Tre eksempler på opgørelse af natureffekter

I forlængelse af Rio-mødet i 1992 er biodiversitetsbeskyttelse og naturgenopretning blevet en vigtig del af miljøpolitikken. I England er habitatsbeskyttelse et væsentligt middel til at opfylde de aftalte mål. Macmillan et al. (2001) søger at vurdere gevinsten ved ændret anvendelse af områder,

som benyttes til afgræsning og jagt. Planen er at etablere skov på områderne, som hver dækker omkring 80.000 hektar. Metodisk er studiets fremstilling af miljøgevinsterne interessant. Der er ingen systematisk tilgang til at beskrive gevinsterne - eller der er i det mindste ikke redegjort for den. Forfatterne har konsulteret eksperter (foresters and woodland ecologists) og den planlagte skov er beskrevet ved grafik, fotomanipulation og tekst. Der er ikke i studiet redegjort for, om der knytter sig usikkerhed til, hvilken naturkvalitet skovområderne forventes at give.

Montgomery et al. (1999) er også et studie rettet mod biodiversitet i "Monroe County" i Pennsylvania, US. I denne analyse antages det, at biodiversitet kan måles ved antallet af observerede fugle. I modsætning til Macmillan et al (2001) er der i Montgomery et al. (*op cit*) tale om en strengt formel aggregeringsprocedure til beskrivelse af biodiversitetseffekterne.

Der er potentielt S typer af fugle. På et tidspunkt observeres fuglene, og hvis en fugl observeres, tildeles den værdien 1, og hvis den ikke observeres tildeles den værdien 0. På den baggrund dannes en vektor (\dots, z_{is}, \dots) , hvor værdien er enten 1 eller 0. Da hver type fugl kan antage to værdier er der i alt $K = 2^S$ mulige vektorer. En fugl af type s har en overlevelse (V_s), som beskrives ved:

$$V_s (X_{s,t=0}) = \text{Prob}(N_{s,t=T} > N_T)$$

der angiver sandsynligheden for at fuglens bestand vil være større end N_T på tidspunkt T når den er observeret på tidspunkt 0, når der på dette tidspunkt træffes en beslutning $X_{s,t=0}$. Baseret på overlevelsen, kan den forventede biodiversitet opgøres som:

$$E(D) = \sum_{s=1, \dots, K} \prod_{s=1, \dots, S} [z_{is} V_s (X_{s,t=0}) + (1 - z_{is}) (1 - V_s (X_{s,t=0}))]$$

hvor E er forventningsoperatoren og D er et diversitetsindex.

Rationalet bag denne beskrivelse er at habitatkarakteristika afspejler sig i arters mulighed for at overleve, hvorfor den forventede værdi af et aggregeret index er en relevant måling af biodiversitet.

Et tredje eksempel på opgørelse af biodiversitet findes i Foster og Murrato (1999), der fokuserer på effekterne af ændret pesticidanvendelse. Her opgøres biodiversitet som i Montgomery et al. (1999) ved antallet af truede fuglearter, men her er sammenhængen mellem pesticidanvendelse og truede fuglearter baseret på en simpel statistisk model, som er estimeret ud fra tilgængelige naturvidenskabelige studier. Dette studie omtale nærmere i næste kapitel.

De tre ovennævnte arbejder har karakter af eksempler i forhold til en meget omfattende litteratur. Det er karakteristisk for den publicerede litteratur, at den indeholder mange metodeorienterede bidrag rettet mod usikkerheden ved værdisætning af natur- og miljøgoder. Det er også karakteristisk at disse goder er meget synlige, som det også anbefales i NOAA-panelet, men beskrivelsen af varen virker noget tilfældig, idet der sjældent er en struktureret redegørelse for valg af naturgoder. Betydningen af dette for mulighederne for gennemførelse af værdisætningsstudier af pesticidanvendelsens effekter diskuteres nærmere i det afsluttende kapitel.

Oversigt over pesticid-værdisætningsstudier

Den generelle litteraturgennemgang vedrørende økonomisk værdisætning har vist, at der er en betydeligt antal studier inden for dette emneområde, som dels fordeler sig på teoretiske og empiriske analyser af metodemæssig karakter og dels omfatter mere policy orienterede – eller strategiske – analyser omfattende konkrete cases. Inden for den sidstnævnte gruppe, som må anses for at være af primær betydning for dette projekt, er der kun et beskedent antal studier, som direkte beskæftiger sig med effekterne af pesticidanvendelse. Denne konklusion fulgte også af arbejdet for Bichel-udvalget udført af Dubgaard et al. (1998), Dubgaard & Østergaard (1999) og Christensen & Schou (1999).

En væsentlig årsag hertil skal nok findes i det forhold, at pesticidanvendelsen medfører en lang række direkte og afledte effekter omfattende de direkte biologiske effekter på målorganismerne og ikke-målorganismer, afledte effekter fx i form af reduceret fødegrundlag for fugle og pattedyr samt risiko for direkte humane påvirkninger af sprøjtepersonel og afledte humane påvirkninger ved pesticidrester i fødevarer, luft eller drikkevand. Dette betyder, at det er vanskeligt at opstille præcist specificerede scenarier for sammenhængen mellem anvendelse (eller reduceret anvendelse) af pesticider og de samlede resulterende ikke-markedsomsatte effekter, uden at disse enten bliver meget komplekse eller meget forsimplede.

Her skal det dog indskydes, at formålet med værdisætningsstudier ikke nødvendigvis skal omfatte et samlet problemkompleks, hvor to yderpunkter (fx fuld vs. ingen pesticidanvendelse) sammenlignes. Således er det økonomisk-teoretiske udgangspunkt – som det også er beskrevet indledningsvis - en relativ værdisætning enten af marginale ændringer i et givet gode eller af modsat rettede effekter på udbudet af forskellige goder med henblik på at belyse præferencerne for substitution mellem de specificerede goder. Dette betyder, at udarbejdelse af værdisætningsstudier ikke udelukkes af, at der er tale om komplekse årsags-virkningssammenhænge. Men det understreger betydningen af, at udforme studierne, således at de grundlæggende forudsætninger vedrørende valg mellem goder opfyldes samt at dette efterfølgende kan testes empirisk.

Ses der på de værdisætningsstudier vedr. pesticider, som er fundet under litteratursøgningen, kan disse med fordel indeles i to grupper: de, der vedrører en samlet reduktion i pesticidanvendelse (eller eksponering for pesticider) samt de, der vedrører effekter af pesticidanvendelse. I Danmark er der ikke gennemført egentlige værdisætningsstudier i relation til pesticidanvendelsen, og som sådan er området ganske nyt i Danmark. Ej heller i udlandet er der mange eksempler, idet værdisætningsstudier - som førnævnt - typisk fokuserer på værdisætning af enkeltelementer, som forskellige typer af skov, landskabselementer eller vandkvalitet (se fx Garrod & Willis, 1999). Eksemplerne på værdisætning af effekterne af mere komplicerede årsags-virknings kæder, som pesticidanvendelsen repræsenterer, er meget sparsom. Efter søgning i den miljøøkonomiske litteratur er der således ikke fundet eksempler på værdisætning af *de samlede effekter* af pesticidanvendelse på natur og miljø, medens der er udført et mindre antal contingent valuation studier af betalingsvillighed for restriktioner på pesticidanvendelse i forhold til forbrug af fødevarer, jf. Cropper (1999), Baker (1999), Tsu Tan et al. (1999) og Roosen et al. (1998).

I den anden gruppe vedrørende effekter af pesticidanvendelse er der fundet et nyt studie. *Evaluating Health and Environmental Impacts of Pesticide Use: Implications for the Design of Ecolabels and Pesticide Taxes* (Mourato, Ozdemiroglu & Foster, 2000), hvor contingent ranking metoden er anvendt. Artiklen baserer sig på et working paper (Foster & Mourato, 1999), hvor studiet er nærmere beskrevet.

I det følgende gives først en kort gennemgang af de generelle studier, hvor betalingsviljen for reduceret pesticidanvendelsen er værdisat, og derefter følger en mere omfattende gennemgang af metode og resultater for studiet af Foster & Mourato (1999).

Studier af reduceret pesticidanvendelse

For at opnå en oversigt over udførte værdisætningsstudier der er rettet mod opgørelse af betalingsvilje for reduceret pesticidanvendelse, eller evt. rangering af effekter af reduceret pesticidanvendelse, er der søgt i databasen Econ Litt på søgeordene "pesticide and valuation" (1 fund), "pesticide and value" (18 fund), "pesticides and valuing" (4 fund), "pesticide and preference" (4 fund) og "pesticide and ranking" (1 fund). Søgningen gav således i alt 29 fund, hvoraf de 8, som er fundet relevante i sammenhæng med værdisætning af pesticideffekter i Danmark, er opsummeret i tabel 2.3 samt beskrevet i teksten med en kort karakteristik.

Rosen et al. (1998) har udført et studie af forbrugeres betalingsvilje for restriktioner på anvendelsen af insekticider på æbler. Studiet er kun relevant, når det gælder beskrivelsen af de effekter reduceret pesticidanvendelse har på produkterne (æbler). Beskrivelsen blev udført ved et eksperiment, hvor 5 poser æbler med forskellige kvalitet blev præsenteret for respondenterne, og de havde selv lejlighed til at vurdere forskellene. Endvidere blev der givet oplysninger om forskelle i pesticidanvendelse. Anvendt på et begrænset antal respondenter i en eksperimentel situation eller i fokusgruppesammenhæng kan metoden være interessant, dvs. at lade respondenterne se og opleve det område/de områder der skal værdisættes og selv sætte ord på hvad de opfatter som kvalitetsforskelle.

Tabel 2.3. Oversigt over værdisætningsstudier af reduceret/ændret pesticidanvendelse

Forfatter	Årstal	Titel	Metode og relevans
Buzby et al.	1995	Using Contingent Valuation to value Food safety: A case study of grapefruit and pesticide residues	Contingent Valuation afventer litteraturbestilling.
Van Ravenswaay & Wohl	1995	Using Contingent Valuation Methods to value the Health Risks from Pesticide Residues When Risks are Ambiguous	Contingent Valuation afventer litteraturbestilling
Mullen et al.	1997	Economic Analysis of Environmental Benefits of Integrated Pest Management	Emnemæssigt relevant, afventer litteraturbestilling
Buzby et al.	1998	Measuring Consumer Benefits of Food safety Risk reductions	Contingent valuation og auktionssystemer, afventer bestilling
Roosen, J. et al.	1998	Consumers' Valuation of Insecticide Use restrictions: An application to apples	Metodemæssig relevant vedr. beskrivelse af produktkvalitet overfor respondenter.
Baker	1999	Consumers' preferences for Food safety Attributes i Fresh Apples. Market Segments, Consumer Characteristics and Marketing Opportunities	Conjoint analyse – rangering efter attributter. Metodemæssig relevant.
Cropper	1999	Valuing environmental benefits: selected essays by Maureen Cropper	Emnemæssigt helseaspekter, reduceret pesticidanvendelse berører ift. reguleringsaspekter. Ikke relevant.
Foster og Mourato	2000	Valuing the multiple Impacts of Pesticide Use in the UK: A Contingent Ranking Approach	Contingent ranking-Emnemæssigt og metodemæssigt meget relevant

Baker's studie fra 1999 er metodemæssigt relevant, fordi der anvendes en rangeringsmetode, hvor hypotetiske ændringer i kvaliteten af spiseæbler som følge af ændret pesticidanvendelse værdisættes. Metoden indebærer, at produkter (æblerne) rangeres efter negative og positive attributter, som kan henføres til pesticidanvendelse. Hvert produkt, dvs. hver æblesort/gruppe, karakteriseres ved grupper af attributter, herunder også deres pris. Denne form for rangordning ligner den situation forbrugeren står overfor i almindelige indkøbssituationer. Der blev anvendt billeder for at illustrere de udvalgte attributter, der fx omfattede skade på frugten grundet nedsat sprøjtning. Metodemæssig er dette studie relevant på grund af de erfaringer Baker (*op cit*) har gjort med rangering og bearbejdning af svar, hvor bl.a. opdeling i forbrugersegmenter var væsentligt. Baker (*op cit*) beskriver endvidere, at der anvendes fokusgruppeinterviews i tillæg til undersøgelsen, bl.a. for at identificere meningsfulde attributter for forbrugerne, og hvor mange attributter respondenterne kunne forholde sig meningsfuldt til.

Effekter af pesticidanvendelse

Her gives en nærmere gennemgang af studiet af beskrevet i Foster & Mourato (1999). Formålet med dette studie er at anvende contingent ranking metoden til at foretage en økonomisk værdisætning af effekterne på hhv. helbred og biodiversitet ved pesticidanvendelse i hvedeproduktionen i U.K. Resultaterne fra studiet var tiltænkt at skulle understøtte en differentiering af produktprisen enten gennem en mærkningsordning eller ved grønne afgifter. Anvendelsen af contingent ranking metoden er motiveret ved det forhold, at denne metode anses for særligt velegnet til værdisætning ved flerdimensionelle

problemstillinger, idet den muliggør en samtidig afvejning af effekten på flere forskellige goder sammenhold med omkostningen herved. Således arbejdes der med tre forskellige goder (eller attributter) i form af en biodiversitetsindikator (antal truede fuglearter), en helbredsindikator (antal humane sygdomstilfælde pr. år) og en omkostningsindikator (prisen på en skive hvedebrød), idet effekten på disse beregnes for forskellige niveauer for pesticiddanvendelse på grundlag af et antal agronomiske og naturvidenskabelige studier. Udgangsscenariet defineres ved en brødpris på 60 pence, 9 truede fuglearter samt 100 sygdomstilfælde, og her fra blev 27 forskellige kombinationer af de tre attributter opstillet.

Ved udarbejdelsen af spørgematerialet var to forhold centrale. For det første skulle de præsenterede alternativer ikke føre til simpelt lineære kombinationer, hvor meromkostningen ved at forbedre en attribut er konstant, idet dette vil skjule relevant information om de marginale præferencer. I denne sammenhæng blev det også tilstræbt at undgå ekstreme valgmuligheder, hvorfor reservationspriserne (den maksimale betalingsvilje) for de enkelte goder blev søgt identificeret gennem to indledende pilotstudier. For det andet var det væsentligt at opnå tilstrækkeligt mange forskellige kombinationer af de enkelte attributter samt niveauerne for disse med henblik på dels at opnå en beskrivelse af respondenternes præferencer, som dækker hele alle relevante niveauer af de enkelte attributter og kombinationer af disse. Derfor blev der opstillet 27 kombinationer af de tre attributter. Omvendt tilsiger erfaringerne med spørgeundersøgelser, at det typisk er kognitivt umuligt at foretage en indbyrdes rangordning af mere end 8 alternativer (scenarier), idet det anbefales ikke at have mere end 4 til 6 scenarier (Smith & Desvuges (1986)). Derfor blev der efterfølgende foretaget en reduktion af de 27 kombinationer til 9, idet en række sammenligninger kunne udelukkes uden tab af information, og på grundlag af disse blev spørgesættet inddelt i 4 spørgesæt, hvor respondenterne blev bedt om at rangordne 4 scenarier incl. basisscenariet.

Selve spørgeundersøgelsen blev foretaget som interview udført af et professionelt markedsundersøgelser-firma og omfattede samlet 504 respondenter. Materialet var opbygget med en kort generel introduktion til problemstillingen, hvor en række holdningsmæssige spørgsmål også blev stillet, derefter fulgte contingent ranking øvelsen og sidst blev der spurgt til en række socio-økonomiske forhold.

Helt overordnet viste resultaterne, at der var en betydelig betalingsvilje for miljøvenlige brødprodukter. Endvidere var de relative præferencer mellem humane effekter og antal truede fuglearter således, at forbrugerne var villige til at acceptere 7 til 8 ekstra sygdomstilfælde pr. år, såfremt en fugleart kunne beskyttes. En væsentlig del af resultaterne bestod i, at teste om de afgivne svar var i overensstemmelse med de grundlæggende forudsætninger for økonomisk forbrugsteori. Her blev de afgivne svar testet i forhold til de tre aksiomer: sammenlignelighed (to goder kan altid sammenlignes og rangordnes), transitivitet (hvis gode A rangordnes over gode B og gode C rangordnes under gode B rangordnes gode C under gode A), kontinuitet (to ens goder rangordnes ens). Resultaterne viste, at 93 procent af respondenterne fejlede på en test en gang, men kun 27 procent fejlede den sammen test systematisk og ingen fejlede flere tests systematisk på samme tid. Dette fortolkes af forfatterne således, at der næppe er tale om en systematisk afvigelse mellem de afgivne svar og den økonomiske forbrugsteori, men at der snarere er tale om, at respondenterne til tider finder rangordningen erkendelsesmæssig (kognitivt) vanskelig.

Forfatterne finder således, at contingent ranking metoden er velegnet til værdisætningsstudier af mere komplicerede problemstillinger, som følge af den logiske præsentation af de relevante alternativer, men peger samtidigt på, at der er behov for videre forskning samt udarbejdelse af følsomhedsanalyser med hensyn til præsentationen af omkostningerne ved alternativerne.

Muligheder for økonomisk værdisætning af pesticidanvendelsens natureffekter

Mulighederne for at gennemføre studier, hvor den økonomiske værdi af ændret pesticidanvendelse estimeres, afhænger af en række forhold, idet særligt viden om årsags-virkningssammenhænge og den metodisk-praktiske tilgang bestemmer mulighedsrummet. I dette kapitel søges mulighedsrummet for værdisætning af pesticidanvendelsens eksterne effekter afgrænset. Først gives en generel oversigt over de eksterne effekter, som følger af pesticidanvendelse, hvilken type værdier disse påvirker samt hvilke metoder, som kunne anvendes til værdisætning heraf. Dernæst foretages en afgrænsning til pesticidanvendelsens natureffekter, idet mulighederne for at gennemføre værdisætningsstudier af disse diskuteres på grundlag af det eksisterende databehov samt den analytiske tilgang.

Der skal i denne forbindelse præciseres, at den mere generelle term "natur- og miljøeffekter" ikke anvendes, idet værdisætningsstudier må tage deres udgangspunkt i tilstandsbeskrivelser, som igen karakteriseres ved indikatorer. Værdien af en ændring i miljøpåvirkningerne vil i denne terminologi være givet af effekterne på de anvendte indikatorer. Dette betyder, at en given ændring i en indikator principielt bør tillægges samme værdi uanset, hvordan ændringen er opstået. I forhold til metodens teoretiske grundlag antages implicit at natureffekten som vare betragtet er uafhængig af, hvordan varen er produceret. Der er dog en række studier som klart indikerer, at dette ikke nødvendigvis ikke er tilfældet, dvs., at en væsentlig del af varens attribut er produktionsmåden. Derfor diskuteres dette aspekt selvstændigt i forbindelse med de konkrete muligheder for gennemførelse af værdisætningsstudier.

Effekter og værdisætningsmetoder

Som beskrevet i en lang række publikationer, er effekterne af pesticidanvendelse mangesidet. I denne fremstilling fokuseres alene på de eksterne effekter – dvs. de effekter, som ikke direkte afspejles i produktions- og prisforhold. Dette skyldes, at pesticidanvendelsens produktionseffekter har været genstand for omfattende analyser i Bichel-udvalgets arbejde, medens der i regi heraf ikke var mulighed for at gennemføre en analyse af de eksterne effekter.

Ses der helt generelt på de eksterne effekter af pesticidanvendelsen kan disse inddeles i to grupper: natureffekter og humane effekter. Disse to grupper kan igen inddeles i en lang række konkrete deleffekter, som kan indgå i økonomiske værdisætningsstudier i det omfang der foreligger et naturvidenskabeligt grundlag for at belyse konsekvenserne herpå af ændret pesticidanvendelse.

Ses der på disse effekter fra en økonomisk synsvinkel, er det væsentligt at vurdere, hvorvidt effekterne kan karakteriseres som *use* eller *non-use* goder (herefter oversat til *brugs* eller *ikke-brugs* goder). Denne opdeling er også behandlet i kapitel 2 og vedrører om godets værdi opstår som følge af en reel anvendelse af godet, fx at man ser flere blomster i markerne, eller om værdien knytter sig til bevisstheden om at godet eksisterer uden at det reelt forbruges, fx

at man ved, at der er flere blomster i markerne uden reelt at observere dette. I mange tilfælde er der tale om sammensatte goder forbundet men både brugs- og ikke-brugsværdier, som det er tilfældet med det nævnte eksempel.

I tabel 5.1 er natur- og sundhedseffekterne opdelt på brugs og ikke-brugsværdier, ligesom mulige metoder til værdisætning af disse er angivet.

Tabel 5.1. Goder, værdier og værdisætningsmetoder

Gode	Brugsværdi	Ikke-brugsværdi	Værdisætningsmetoder
Sundhedseffekter			
- via fødevarer	Ja	Nej	Statistiske liv Hedonisk prissætning Contingent valuation Contingent ranking
- via drikkevand	Ja	Nej	Statistiske liv Contingent valuation Contingent ranking
- via anvendelse	Ja	Nej	Statistiske liv
Natureffekter	Ja	Ja	Contingent valuation Contingent ranking Hedonisk prissætning

Sundhedseffekter

Ses der først på sundhedseffekterne er disse opdelt i effekter følgende pesticideksponering via fødevarer, via drikkevand og via anvendelse af pesticider.⁵ For alle typer af eksponering er effekterne karakteriseret ved alene at omfatte brugsværdier og tilgangen "statistiske liv" er angivet, idet denne giver en direkte anvendelsemulighed såfremt sammenhængen mellem eksponering og fx middellevelevetid kan estimeres. Tilgangen kan dog være problematisk, idet værdisætningen af "et statistisk liv" på trods af at det er gjort i en lang række studier ofte opfattes som problematisk. I stedet kan sammenhængen mellem eksponering og sundhed indgå i værdisætningsstudier, der baserer sig på hypotetiske markeder, som fx contingent valuation eller contingent ranking, hvor respondenterne direkte spørges om deres betalingsvillighed for at risikoen for sundheden reduceres.

Betalingsvilligheden for at undgå eksponering med pesticider via fødevarer kan også søges fastlagt gennem hedonisk prissætning. Her anvendes forbrugernes præferencer for at købe fødevarer der hhv. er produceret med og uden brug af pesticider til estimering af betalingsvilligheden for at undgå eksponering med pesticider. Selv om denne metode er hyppigt anvendt og forholdsvis bredt accepteret, er der dog her væsentligt at den komponent af præferencerne der knytter sig til pesticider kan isoleres. Dette kan være et problem, idet fx økologiske varer typisk er forbundet med andre benefits end de, der er forbundet med fravalget af pesticider. Tilgangen er endvidere næppe mulig når det gælder drikkevand, med mindre det opfattes som et reelt

⁵ Det kan hævdes, at i forbindelse med sundhedseffekter spiller risikovurderinger en særlig rolle. Hvis et værdisætningsstudie hviler på antagelser om bestemte funktionelle former for nyttefunktionen medfølger typisk en antagelse om hvordan respondenterne oplever usikkerhed. Normalt vil de nyttefunktioner som implicit ligger bag metoden reflektere risikoaversion om end denne ikke kan kvantificeres umiddelbart. Hvis usikkerhedselementet har en stor rolle vil dette kunne estimeres ved korrekt specifikation af nyttefunktionen.

alternativ at substituere det samlede drikkevandsforbrug med indkøbt vand på flaske.

Sidst skal omtales eksponering via anvendelse af pesticider (sprøjtepersoner), hvor der alene er anført metoden statistiske liv. Dette skyldes, at målgruppen for de deraf følgende sundhedsrisici er meget afgrænset, hvorfor de generelle repræsentativt baserede metoder ikke er egnede.

Natureffekter

Natureffekterne adskiller sig grundlæggende fra sundhedseffekterne ved at disse også omfatter ikke-brugsværdier. Det betyder, at kun værdisætningsstudier, der baserer sig på hypotetiske markeder (fx contingent valuation eller contingent ranking) bør indgå i værdisætningsstudier, såfremt både brugs og ikke-brugs værdierne skal indgå i estimerne. Såfremt fokus er på brugsværdier kan disse også tænkes kvantificeret gennem hedoniske studier, såfremt der er muligt at indsamle data for fx jagtlejen på landbrugsejendomme, hvor der hhv. anvendes eller ikke anvendes pesticider, enten på hele bedriften eller på dele af denne (fx hvor der er etableret sprøjtefri randzoner). Denne tilgang retter sig naturligvis kun mod en afgrænset antal af effekterne ved reduceret pesticidanvendelse, men kan i forskningsmæssig sammenhæng indgå som supplement til undersøgelser baseret på hypotetiske markeder og derved styrke konklusionerne.

Værdi og årsagssammenhæng

Der er som nævnt et stort antal værdisætningsstudier som er rettet mod at værdisætte meget komplekse miljøgoder som for eksempel biodiversitet eller naturkvalitet (Nunes & van den Bergh, 2001; MacMillan et al., 2001; Garrod & Willis, 1997). Som nævnt er kun et fåtal rettet mod den gevinst som kommer ved nedsat pesticidanvendelse (Foster & Mourrato, 2000; Brethour & Weersink, 2001). Et aspekt som muligvis vil vise sig at være relevant i forbindelse med nedsat pesticidanvendelse er respondenterne vil tillægge nedsat pesticidanvendelse en værdi medens de ikke tillægger resultatet, det målbart bedre miljø, nogen særlig værdi. Spørgsmålet om respondenteres opfattelse af situationen er drøftet i for eksempel Blomquist & Whitehead (1998) og Kealy et al (1990), men ikke i sammenhæng med ændret pesticidanvendelse.

I forbindelse med værdisætning af biodiversitet har det vist sig metoden til at opnå en bestemt ændring spiller en rolle Viscusi (1992), lige som informationsformidling har haft betydning (Cavanagh et al., 2000; Wynne, 1997; Halkier, 2001). I forhold til at værdisætte effekterne af nedsat pesticidanvendelse er det derfor muligt at selv den ændrede anvendelse er en vigtig produktattribut. I forhold til spørgeskemaundersøgelser betyder, at den samme miljøgevinst vil tillægges forskellig værdi afhængig om oplysninger om pesticidbrug indgår i informationsmaterialet eller det ikke gør. Ifald dette er tilfældet, bør værdisætningsstudier designes, således at der tages hensyn hertil, fx ved at teste hvorvidt der reelt kan identificeres en effekt af at medtage "pesticider" i årsagsbeskrivelsen.

Tilgange til værdisætning af pesticidanvendelsens natureffekter

I relation til at værdisætning af gevinsten af tiltag på miljø- og naturområdet er det væsentligt at tiltagene er tilstrækkeligt afgrænsede til, at effekterne på de berørte naturgoder er synlige og relativt entydige. Det problem som kan opstå ved mere diffuse projekter er, at respondenter i et hypotetisk

værdisætningsstudie angiver forskellige skøn for benefits fordi de opfatter, at samme projekt resulterer i forskellige effekter – dvs. at de ikke har en entydig kognitiv opfattelse af årsags-virkningskæden.

Resultaterne fra gennemgangen af naturvidenskabelige studier af effekterne af pesticidanvendelse har vist, at disse studier typisk er meget partielle, dvs. med forholdsvis snævert definerede forsøgsopsætninger, som i nogle tilfælde kun omfatter effekterne af enkeltpesticider på en eller få dyre- eller plantearter (Andreasen & Kær-Pedersen, 2001). Endvidere er der ofte stor spredning på de registrerede effekter, ligesom der er tilfælde, hvor ensartede forsøg fører til modsatrettede effekter. Der er kun fundet ganske få studier, som belyser effekter af pesticidanvendelse i større skala, og disse kan ikke generelt siges at opfylde de krav om repræsentativitet, som er nødvendige for at opskalere effekterne i en større regional eller national skala.

Ses der tilsvarende på de beskrivelser og indikatorer for effekter, som bruges i den internationale litteratur vedrørende økonomisk værdisætning, er disse karakteriseret ved en meget generel tilgang, fx ved at effekterne beskrives ved antal truede fuglearter, indikatorer for vandkvalitet (fx dårlig, opfylder offentlige kvalitetsmål, badevands-kvalitet), visuelle præsentationer på landskabsniveau, antal forventede sygdomstilfælde, eller ved kombinationer af disse. Endvidere er der et antal eksempler på værdisætningsstudier, hvor respondenterne er blevet interviewet i forbindelse med deres konkrete brug af et givet naturområde.

I alle disse eksempler er der således tale om let forståelige effektbeskrivelser, som sjældent direkte kan relateres til resultaterne af naturvidenskabelige studier. Dermed ikke sagt at resultaterne fra de naturvidenskabelige studier ikke anvendes ved udarbejdelse af spørgematerialet, men der foretages en bearbejdning og generalisering, fx gennem simpel estimation af effekten på fødegrundlag for fugle til antal truede fuglearter eller ved omsætning af kvantitative hydrologiske effekter til mere kvalitative standarder (fx om der er tale om en "fiskevenlig" kvalitet).

Stort set alle værdisætningsstudier er således karakteriseret ved, at der er en klar og synlig forskel på de sammenlignede situationer, hvilket også er i overensstemmelse med NOAA-panelets anbefalinger. Derfor er det i forhold til ændret pesticidanvendelse væsentligt at kunne beskrive konsekvenserne forholdsvis præcist, så der kan knyttes en entydig monetær værdi til natureffekterne.

Dette har afledt, at følgende to spørgsmål er identificeret. For det første, hvilken type beskrivelser af natureffekterne opfylder kravene til et kognitiv entydigt spørgemateriale samtidigt med, at der er en rimelig kobling til de bagvedliggende naturvidenskabelige studier. Og er det overhovedet muligt, at udarbejde dette på det foreliggende grundlag? For det andet, er det nødvendigt, at der er en sådan direkte kobling til bagvedliggende naturvidenskabelige studier, eller er det tilstrækkeligt at få udtrykt præferencerne for generelle indikatorer med forbindelse til pesticidanvendelsens effekter?

I forlængelse heraf er der opstillet to mulige tilgange:

Den "ideelle" tilgang. Beskrivelsen af natureffekterne i værdisætningsstudier opfylder kravene til et kognitivt entydigt spørgemateriale samtidigt med, at der er en direkte kobling til de bagvedliggende naturvidenskabelige studier. I forbindelse med de hidtidige projektaktiviteter er der arbejdet på, at indkredse hvilke cases (natureffekter og sprøjtestrategier), som dette kan være gældende

for. På baggrund heraf er det indtrykket, at kravet til gennemførelse af værdisætningsstudier p.t. kun kan opfyldes for et fåtal af natureffekter og sprøjtestrategier.

Den "pragmatiske" tilgang. Det accepteres, at der indgår et vist skøn ved i koblingen mellem de natureffekter, der anvendes i spørgematerialet og de bagvedliggende naturvidenskabelige sammenhænge. Der anvendes således generelle indikatorer, som kan opfattes entydigt af respondenterne (fx antal agerhøns, kvalitet af drikkevand, landskabseffekter), men som ikke nødvendigvis refererer direkte til gennemførte naturvidenskabelige studier. Denne tilgang er hyppigt brugt i eksisterende værdisætningsstudier, og giver mulighed for et bredere anvendelsesområde for værdisætning på pesticidområdet end den første løsningsmodel.

Valget af tilgang til gennemførelse af værdisætningsstudier vil være ganske afgørende for potentialet for dette, idet der som førnævnt kun er forholdsvis få naturvidenskabelige studier med et egentligt strategisk sigte, som kan anvendes (stort set) direkte i økonomiske værdisætningsstudier. Endvidere kan det på baggrund af litteraturgennemgangen vedr. værdisætningsstudier konkluderes, at en helt stringent korrespondence mellem naturvidenskabelige studier og det materiale, som indgår i de gennemgæede værdisætningsstudier, meget sjældent forekommer, idet der typisk er sket en videreforarbejdning af de naturvidenskabelige resultater eller at flere forskellige studier er kombineret. Endvidere er der meget få artikler, som beskæftiger sig med denne problemstilling.

Det vil derfor ikke være i modstrid med den eksisterende videnskabelige litteratur på værdisætningsområdet, at benytte den "pragmatiske" tilgang ved fremtidige værdisætningsstudier. En afgørende forudsætning her må dog være, at udarbejdelsen af spørgematerialet – herunder sammenhængen mellem ændret pesticidanvendelse og de resulterende natureffekter – er motiveret ved en faglig diskussion og så vidt muligt baseres på kvantitativt estimerede sammenhænge.

Referencer

Reference liste – naturvidenskabelig del

- Aebischer, N. J. 1991. Twenty years of monitoring invertebrates and weeds in cereal fields in Sussex. Pages 305-331 in L. G. Firbank, N. Carter, J. F. Darbyshire, and G. R. Potts, eds. *The Ecology of Temperate Cereal Fields*. Oxford, UK: Blackwell.
- Aebischer, N. J. & G. R. Potts. 1990. Long term changes in number of cereal invertebrates assessed by monitoring. 163-172. Brighton. Proceedings of the 1990 Brighton Crop Protection Conference - Pest and Diseases.
- Albrecht, H. 1995. Changes in the arable weed flora of Germany during the last five decades. 41-48. Budapest. Proceedings of the 9th EWRS (European Weed Research Society) Symposium.
- Albrecht, H. & H. Sommer. 1998. Development of the arable weed seed bank after the change from conventional to integrated and organic farming. *Asp appl biol* 51, 279-288.
- Andersen, A. 1992. Effects of fenvalerate and esfenvalerate on carabid and staphylinid species in spring barley fields. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 6: 411-417.
- Andreasen, C., H. Stryhn, & J. C. Streibig. 1996. Decline of the flora in Danish arable fields. *Journal of Applied Ecology (United Kingdom)* 33: 619-626.
- Arden-Clarke, C. 1988. The environmental effects of conventional and organic/biological farming systems Demonstration & research pest control : training for certification. Rev. 8/1985 OT: Demonstration and research pest control. Oxford.
- Basedow, T., C. Braun, A. Luehr, J. Naumann, T. Norgall, & G. Y. Yanes. 1991. Abundance, biomass and species number of epigeal predatory arthropods in fields of winter wheat and beets at different levels of intensity: Differences and their reasons: Results of a study at three intensity levels in Hesse (Germany), 1985-1988. *Zoologische Jahrbuecher Abteilung Fuer Systematik Oekologie Und Geographie Der Tiere* 118: 87-116.
- Bence, S., K. Stander, & M. Griffiths. 1999. Nest site selection by the harvest mouse (*Micromys minutus*) on arable farmland. *Aspects of applied biology* 54: 197-216.
- Bichel-udvalget. 1999. Rapport fra underudvalget om Miljø og Sundhed. 1-239. Miljøministeriet.
- Boer, P. J. d. 1990. The Survival Value of Dispersal in Terrestrial Arthropods. *Biological Conservation* 54: 175-192.
- Born, R. 1987. Eine Chance für gefährdete 'Unkräuter'. *DLG-Mitteilungen* 1: 23-24.

- Boutin, C. & B. Jobin. 1998. Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America (USA)* 8: 544-557.
- Braae, N., H. Nøhr, B. S. Petersen, & Ornis Consult ApS. 1988. Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug. sammenlignende undersøgelser af fuglefaunaen, herunder virkningen af bekæmpelsesmidler. 102. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. Miljøprojekt.
- Bro, E., F. Reitz, J. Clobert, P. Migot, & M. Massot. 2001. Diagnosing the environmental causes of the decline in Grey Partridge *Perdix Perdix* survival in France. *IBIS* 143[1], 120-132.
- Brown, V.K. 1982. The phytophageous insect community and its impact on early successional habitats. *Proceedings of the 5th International Symposium Insect-Plant Relationships* 205-213.
- Campbell, L. H., M. I. Avery, P. Donald, A. D. Evans, R. E. Green, & J. D. Wilson. 1997. A review of the indirect effects of pesticides on birds. 227. Peterborough, UK, Joint Nature Conservation Committee. JNCC Report.
- Campbell, L. H. & A. S. Cooke. 1997. The indirect effects of pesticides on birds. Campbell, L. H. & Cooke, A. S. 1-18. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee.
- Carter, N. & N. W. Sotherton. 1983. The role of polyphageous predators in the control of cereal aphids. 10th International Congress of Plant Protection 1983. p. 778.
- Chinery, M. 1987. *Vesteuropas insekter*. København: G.E.C. Gad.
- Chiverton, P. A. 1984. Pittfall-trap catches of the carabid beetle *Pterostichus melanarius*, in relation to gut contents and prey densities, in insecticide treated and untreated spring barley. *Entomol. Exp. Appl.* 36: 23-30.
- Chiverton, P. A. 1993. Large-scale field trials with conservation headlands in Sweden. *Svenska Vaextskyddskonferensen (Sweden)* 34: 259-272.
- Chiverton, P. A. 1994. Large-scale field trials with conservation headlands in Sweden. *BCPC monograph* 58: 185-190.
- Chiverton, P. A. 1995. Large-scale field trials with unsprayed headlands in Sweden. *Svenska Vaextskyddskonferensen (Sweden)* 36: 165-175.
- Chiverton, P. A. & N. W. Sotherton. 1991. The effects on beneficial arthropods of the exclusion of herbicides from cereal crop edges. *Journal of Applied Ecology (United Kingdom)* 28: 1027-1039.
- Clarke, J. H., B. Melander, & D. Orlando. 1995. Comparison of the effect of weed control strategies for rotational set-aside in United Kingdom, Denmark and France. *Proceedings Brighton Crop-Protection Conference - Weeds* 1: 329-338.
- Cook, S. K. & J. H. Clarke. 1996. Strategies for one year set-aside and their effect on weed flora during the set-aside phase and on following crops. *Aspects of applied biology* 47 229-236.

- Coombes, D. S. & N. W. Sotherton. 1986. The dispersion of polyphagous predators from their overwintering sites into cereal fields and factors affecting their distribution in spring and summer. *Annals of Applied Biology* 108: 461-474.
- Cowgill, S. E., S. D. Wratten, & N. W. Sotherton. 1993. The selective use of floral resources by the hoverfly *Episyrphus balteatus* (Diptera: Syrphidae) on farmland. *Annals of Applied Biology (United Kingdom)* 122: 223-231.
- Cuthbertson, P. 1988. The pattern and level of pesticide drift into conservation and fully sprayed arable crop headlands. *Aspects Appl. Biol.* 17: 273-275.
- Cuthbertson, P. & P. C. Jepson. 1988. Reducing pesticide drift into the hedgerow by the inclusion of an unsprayed field margin. 16-20, 747-751. Thornton Heath, Surrey, British Crop Protection Council. Proc. Brighton Crop Protection Conf.
- Dahlgren, J. 1985. Variation in pesticide susceptibility as a consequence of differences in nitrogen balance. Pages 12-15 in A. B. Hald & J. Kjølholt, eds. *The impact of pesticides on the wild flora and fauna in agroecosystem.* Søborg: Miljøstyrelsens Center for jordøkologi.
- Daniel, O. 1995. Reproduction by the earthworm *Lumbricus terrestris* L. (Oligochaeta, Lumbricidae). *Acta Zoologica Fennica* 0: 215-218.
- Davies, D. H. K. & A. Christal. 1997. Changes in weed populations in the conversion of two arable farms to organic farming. 3, 973-978. Farnham, UK, British Crop Protection Council. Brighton Crop Protection Conference - Weeds.
- Davis, B. N. K., M. J. Brown, & A. J. Frost. 1993. Selection of receptors for measuring spray drift deposition and comparison with bioassays with special reference to the shelter effect of hedges. Brighton crop protection conference, weeds 1: 139-144.
- Davis, B. N. K., M. J. Brown, A. J. Frost, T. J. Yates, & R. A. Plant. 1994. The effects of hedges on spray deposition and on the biological impact of pesticide spray drift. *Ecotoxicol. environ. saf.* 27: 281-293.
- Davis, B. N. K., K. H. Lakhani, & T. J. Yates. 1991. The hazards of insecticides to butterflies of field margins. *Agric. ecosyst. environ.* 36: 151-161.
- de Snoo, G. R. 1994. Cost-benefits of unsprayed crop edges in winter wheat, sugar beet and potatoes. BCPC monograph 58: 197-202.
- de Snoo, G. R. 1999. Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. *Landscape and urban planning* 46[1-3], 151-160.
- Dennis, P., G. L. A. Fry, & M. B. Thomas. 1993. The effects of reduced doses of insecticide on aphids and their natural enemies in oats. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 7: 311-325.

- Dennis, P. & S. D. Wratten. 1991. Field manipulation of populations of individual staphylinid species in cereals and their impact on aphid populations. *Ecological Entomology* 16: 17-24.
- Dinter, A. & H. M. Poehling. 1992. Spider populations in winter wheat fields and the side-effects of insecticides. *Asp. appl. biol.* 77-85.
- Don, R. Weed seed contaminants in cereal grain. 1997. Farnham, UK, British Crop Protection Council. Brighton Crop Protection Conference - Weeds. 255-262.
- Dover, J., N. Sotherton, & K. Gobbett. 1990. Reduced pesticide inputs on cereal field margins: the effects on butterfly abundance. *Ecological Entomology* 15: 17-24.
- Edwards, C. A. & P. J. Bohlen. 1992. The effects of Toxic Chemicals on Earthworms. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 125: 22-99.
- Edwards, C. A. & K. S. George. 1981. Carabid beetles as predators of cereal aphids. *Proceedings 1981 British Crop Protection Conference - Pests and Diseases.* 191-199.
- Elmegaard, N. 1998. Om eksponering og effekter af pesticidanvendelsen på nyttefauna og den øvrige lavere og højere fauna i agerlandet. 1-14. Konsulentrapport, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Elmegaard, N., C. Kjær, & G. J. A. M. Akkerhuis. 1998. Predicting field effects from laboratory data. 40, 106 p. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.
- Elmegaard, N. & Pedersen M.B. 2001. Flora and Fauna in Roundup Tolerant Fodder Beet Fields. 349, 5-39. Ministry of Environment and Energy, National Environmental Research Institute. NERI Technical Report.
- Esbjerg, P. 1985. Beneficial insects in agricultural fields - untreated field edges. *in* A. B.
- Hald & J. Kjølholt, eds. The impact of pesticides on the wild flora and fauna in agroecosystem. Miljøstyrelsens Center for jordøkologi.
- Everts, J. W., B. Aukema, R. Hengeveld, & J. H. Koeman. 1989. Side effects of pesticides on ground-dwelling predatory arthropods in arable ecosystems. *Environmental Pollution* 59: 203-225.
- Fan, Y., M. Liebman, E. Groden, & A. R. Alford. 1993. Abundance of carabid beetles and other ground-dwelling arthropods in conventional versus low-input bean cropping systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 43: 127-139.
- Feber, R. E. 1993. The ecology and conservation of butterflies on lowland farmland. Oxford University.
- Fogelfors, H. 1989. Bekämpningsmedlen och den vilde floraen. Svenska Växtskyddskonferens 4: 1-9.

- Frampton, G. K. 1999. Spatial variation in non-target effects of the insecticides chlorpyrifos, cypermethrin and pirimicarb on Collembola in winter wheat. *Pestic. sci.* 55: 875-886.
- Frampton, G. K. & T. Cilgi. 1992. Long-term effects of pesticides on arthropods in UK arable crops: preliminary results from the "SCARAB" project. *Asp. appl. biol.* 31: 69-76.
- Freckman, D. W. & C. H. Ettema. 1993. Assessing nematode communities in agroecosystems of varying human intervention. *Agric. ecosyst. environ.* 45: 239-261.
- Freemark, K. & C. Boutin. 1995. Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscapes: a review with special reference to North America. *Agriculture, Ecosystems and Environment (Netherlands)* 52: 67-91.
- Fryer, J. D. & R. J. Chancellor. 1970. Evidence of changing weed populations in arable land. *Proceedings of the 10th British Weed Control Conference, 958-964.* Worcester, British Crop Protection Council.
- Frylestam, B. 1985. Habitat management for European hares in monocultures. Pages 16-18 in A. B. Hald & J. Kjølholt, eds. *The impact of pesticides on the wild flora and fauna in agroecosystem.* Søborg: Miljøstyrelsens Center for jordøkologi.
- Fuller, R. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conserv. biol.* 9: 1425-1441.
- Fussell, M. & S. A. Corbet. 1991. Forage for bumble bees and honey bees in farmland: a case study. *Journal of Apic. Res.* 30: 87-97.
- Fussell, M. & S. A. Corbet. 1992. Flower usage by bumble bees, a basis for forage plant management. *Journal of Applied Ecology* 29: 451-465.
- Glueck, E. & S. Ingrisch. 1990. The effects of bio-dynamic and conventional agriculture management on Erigonae and Lycosidae spiders. *Journal of Applied Entomology* 110: 136-148.
- Grime, J. P., J. G. Hodgson, & R. Hunt. 1979. *Comparative Plant Ecology. A Functional Approach to Common British Species.* Hyman, London, UK.
- Hald, A. B. 1994. Comparison of different management techniques for crop margins in relation to wild plants (weeds) and arthropods. BCPC monograph no. 58: *Field margins: integrating agriculture and conservation* 58: 301-306.
- Hald, A. B. 1999. Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. *Annals of Applied Biology* 134: 307-314.
- Hald, A. B. & J. Reddersen. Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter. 125, 1-108. 1990. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet. Miljøprojekt.
- Hald, A. B., J. Reddersen, & H. Elbek-Pedersen. 1994. Sprøjtetfri randzoner i sædskiftemarken. 6. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.

- Hansen, K. 1985. Preliminary results of invertebrate collection in hedgerows and crops at the Estate of Kalø, 1984. *in* A. B. Hald & J. Kjølholt, eds. The impact of pesticides on the wild flora and fauna in agroecosystem. Søborg: Miljøstyrelsens Center for jordøkologi.
- Hansen, K. 1991. Overlevelse og reproduktion i en dansk harebestand. 30, 1-36. Rønde, Danmark, Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU.
- Harwood, J. D., K. D. Sunderland, & W. O. C. Symondson. 2001. Living where the food is: web location by linyphiid spiders in relation to prey availability in winter wheat. *Journal of Applied Ecology* 38: 88-99.
- Hilbig, W. & G. Bachtaler. 1992. Changes in the segetal vegetation dependent on the land use systems in Germany from 1950 to 1990. *Angewandte Botanik* 66: 192-200.
- Hill, M. O. Environmental considerations of set-aside land. 1990. Monks Wood Environmental Station, Institute of Terrestrial Ecology (National Environmental Research Council). Report to the Department of the Environment.
- Hodkinson, D. J., Critchley, C.N.R. 1997. A botanical survey of conservation headlands in Breckland environmentally sensitive area, UK. 3, 979-984. Farnham, UK, British Crop Protection Council. Brighton Crop Protection Conference - Weeds.
- Holland, J. M., L. Winder, & J. N. Perry. 1999. Arthropod prey of farmland birds: their spatial distribution within a sprayed field with and without buffer zones. *Aspects of applied biology* 54: 53-60.
- Hustings, F., F. Post, & F. Schepers. 1990. Are corn buntings *Miliaria calandra* disappearing as breeding birds in the Netherlands? *Limosa* 63: 103-111.
- Inglesfield, C. 1989. Pyrethroids and terrestrial non-target organisms. *Pesticide Science* 27: 387-428.
- Jacobsen, E. M. 1996. Monitoring farmland birds 1993 and 1994. (Monitoring af agerlandets fugle 1993 og 1994). 24, 1-35. Copenhagen, Danish Environmental Protection Agency. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen.
- Jansen, J. P. 2000. A three-year field study on the short-term effects of insecticides used to control cereal aphids on plant-dwelling aphid predators in winter wheat. *Pest Management Science* 56[6], 533-539.
- Jensen, H. A. & G. Kjellsson. 1995. Size and dynamic of seed bank in contemporary agriculture, I. Changes in the seed bank of rotational soil 1964-1989. (Frøpuljens størrelse og dynamik i moderne landbrug, 1. Ændringer af frøindholdet i agerjord 1964-1989). 13, 1-141. Copenhagen, Danish Environmental Protection Agency. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.
- Jensen, J. E., P. K. Jensen, G. C. Nielsen, L. N. Jørgensen, S. F. Nielsen, & K. Paaske. 2001. Vejledning i planteværn. Århus N: Danmarks Jordbrugsforskning, Landskontoret for Planteavl, Landbrugsforlaget.

- Jensen, J. E., J. C. Streibig, & C. Andreasen. 1998. Weed science compendium: 1998 [textbook]. 2. ed. Copenhagen (Denmark).
- Jepson, P. C. 1988. Defining the temporal and spatial scales of interaction between pesticides and non-target invertebrates. *Asp appl biol* 17: 261-263.
- Joenje, W. & D. Kleijn. 1994. Plant distribution across arable field ecotones in the Netherlands. *BCPC monograph* 58: 323-328.
- Jones, N. E., A. J. Burn, & J. H. Clarke. 1997. The effects of herbicide input level and rotation on winter seed availability for birds. 3, 1161-1166. Farnham, UK, British Crop Protection Council. Brighton Crop Protection Conference - Weeds.
- Jones, N. E., K. A. Maulden, & R. G. Masey. 1999. The impact of integrated and conventional farming systems on the soil seed bank at the crop margin and within field. *Aspects of applied biology* 54: 85-92.
- Jong, F. M. W., E. E. Voet, & K. J. Canters. 1995. Possible side effects on airborne pesticides on fungi and vascular plants in The Netherlands. *Ecotoxicol. environ. saf.* 30: 77-84.
- Kaaber, S. & O. F. Nielsen. 1988. 30-year changes of the butterfly fauna in an area of Central Jutland, Denmark. *Flora og Fauna* 94: 95-110.
- Kaupilla, R. 1990. Conventional and organic cropping systems at Suitia (Finland): IV. Weeds. *Journal of Agricultural Science in Finland* 62: 331-338.
- Kjellsson, G. & K. H. Madsen. 1998a. Bistand til udvalgsarbejdet til vurdering af de samlede konsekvenser af en afvikling af pesticidforbruget: Vurdering af scenarier for pesticidanvendelsen. Effekter på floraen i dyrkede og udyrkede økosystemer. 1-19. Danmarks Miljøundersøgelser og Den Kgl. Veterinær og Landbohøjskole.
- Kjellsson, G. & K. H. Madsen. 1998b. Sammenskrivning af kendte miljøeffekter ved pesticidanvendelsen: Effekter på floraen i dyrkede og udyrkede økosystemer. 1-4. Konsulentrapport, Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Terrestrisk Økologi, Institut for Jordbrugsvidenskab, Sektion for Ukrudtslære, Den Kgl. Veterinær og Landbohøjskole.
- Kjær, C., N. Elmegaard, J. A. Axelsen, P. N. Andersen, & N. Seidelin. 1998. The impact of Phenology, Exposure and Instar Susceptibility On Insecticide Effects On a Chrysomelid Beetle Population. *Pestic. sci.* 52: 361-371.
- Kjær, C. & P. C. Jepson. 1995. The toxic effects of direct pesticide exposure for a nontarget weed-dwelling chrysomelid beetle (*Gastrophysa polygona*) in cereals. *Environ. toxicol. chem.* 14: 993-999.
- Kleijn, D. & M. Verbeek. Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. *Journal of Applied Ecology* 37[2], 256-266. 2000.
- Klepper, O., T. Jager, T. Van der Linden, & R. Smit. 1998. An assessment of the effect on natural vegetations of atmospheric emissions and transport of herbicides in the Netherlands. 1-34. RIVM, Internal ECO-memo 98/05.
- Kristensen, K. 1994. Oversigt over Landsforsøgene. Skejby: Landbrugets Rådgivningstjeneste.

- Kromp, B. 1990. Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in biological and conventional farming in Austrian potato fields. *Biology and Fertility of Soils* 9: 182-187.
- Longley, M., T. Cilgi, P. C. Jepson, & N. W. Sotherton. 1997. Measurements of pesticide spray drift deposition into field boundaries and hedgerows. 1. Summer applications. *Environmental toxicology and chemistry (USA)* 16: 165-172.
- Longley, M. & N. W. Sotherton. 1997. Factors determining the effects of pesticides upon butterflies inhabiting arable farmland: a review. *Agriculture, Ecosystems and Environment (Netherlands)* 61: 1-12.
- Lyneborg, L. & N. Jønsson. 1974. Sommerfugle i farver I. København: Politikens Forlag.
- Løkke, H. 1995. Effects of Pesticides on Meso- and Microfauna in Soil.. 8, 1-185. København, Miljø- og Energiministeriet.
- Marchant, J. H., R. Hudson, S. P. Carter, & P. Whittington. 1990. Population trends in common British breeding birds. Tring: British Trust for Ornithology.
- Marrs, R. H., A. J. Frost, R. A. Plant, & P. Lunnis. 1992. The effects of herbicide drift on semi-natural vegetation: the use of buffer zones to minimise risks. *Asp. appl. biol.* 29: 57-64.
- Marrs, R. H., A. J. Frost, R. A. Plant, & P. Lunnis. 1993. Determination of buffer zones to protect seedlings of non-target plants from the effects of glyphosate spray drift. *Agric. ecosyst. environ.* 45: 283-293.
- Marrs, R. H., C. T. Williams, A. J. Frost, & R. A. Plant. 1989. Assessment of the effects of herbicide spray drift on a range of plant species of conservation interest. *Environ. Pollut.* 59: 71-86.
- Marshall, E. J. P. 1989. Distribution patterns of plants associated with arable field edges. *Journal of Applied Ecology* 26: 247-257.
- Marshall, E. J. P. & J. E. Birnie. 1985. Herbicide effects on field margin flora. 1021-1028. Thornton Heath, Surrey. British Crop Protection Conference - Weeds.
- Mather, J. G. & O. M. Christensen. 1994. Earthworms as Bioindicators of Side-effects of Fungicides - Pilot Study of Surface Migration in the Field and a Laboratory Study of Mortality, Growth and Reproduction. 7, 1-135.
- Milton, S. J., W. R. J. Dean, & S. Klotz. 1997. Effects of small-scale animal disturbances on plant assemblages of set-aside land in central Germany. *J. veg. sci.* 8: 45-54.
- Mogensen, B., J. P. Berthelsen, A. B. Hald, K. Hansen, J. L. Jeppesen, P. Odderskær, J. Reddersen, J. Fredshavn, & P. H. Krogh. 1997. Livsbetingelser for den vilde flora og fauna på braklagte arealer - en litteraturudredning. Mogensen, B. & Fredshavn, J. (eds.) 182, 1-166. Rønde, Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.

- Moreby, S. J. 1997. The effects of herbicide use within cereal headlands on the availability of food for arable birds. 1197-1202. Brighton. Brighton Crop Protection Conference - Weeds.
- Moreby, S. J. & N. J. Aebischer. 1992. Invertebrate abundance on cereal fields and set-aside land: implications for wild gamebird chicks. British Crop Protection Council Monograph 50: 181-186.
- Moreby, S. J., N. J. Aebischer, S. E. Southway, & N. W. Sotherton. 1994. A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. *Ann. appl. biol.* 125: 13-27.
- Moreby, S. J. & N. W. Sotherton. 1997. A comparison of some important chick-food insect groups found in organic and conventionally-grown winter wheat fields in southern England. *Entomological Research in Organic Agriculture* 15: 51-60.
- Moreby, S. J., N. W. Sotherton, & P. C. Jepson. 1997. The effects of pesticides on species of non-target Heteroptera inhabiting cereal fields in southern England. *Pesticide Science (United Kingdom)* 51: 39-48.
- Moreby, S. J., S. Southway, & N. D. Boatman. 1999. The importance of the crop edge compared to the mid-field, in providing invertebrate food for farmland birds. *Aspects of applied biology* 54: 217-222.
- Nielsen, B. O., L. B. Nielsen, & N. Elmegaard. 1996. Pesticider og agerjordens fauna af tovingede insekter. 16, 1-51. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.
- Norris, R. F. & M. Kogan. 2000. Interactions between weeds, arthropod pests, and their natural enemies in managed ecosystems. *Weed Science* 48[1], 94-158.
- Odderskaer, P., A. Prang, N. Elmegaard, & P. N. Andersen. 1997. Skylark Reproduction in Pesticide Treated and Untreated Fields. 32, 1-72. Copenhagen, Ministry of the Environment and Energy, Danish Environmental Protection Agency. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.
- Otte, A. 1990. The development of weed communities on soils with good productivity following the cessation of weed control measures. *Phytocoenologia* 19: 43-92.
- Parr, T. W. & M. J. Way. 1984. The effects of management on the occurrence of agricultural weeds in roadside verges. *Aspects of applied biology* 5: 9-18.
- Parrish, J. A. & A. F. Bazzaz. 1979. Difference in pollination niche relationships in early and late successional plant communities. *Ecology* 60: 597-610.
- Peacock, L. & G. A. Norton. 1990. A critical analysis of organic vegetable crop protection in the UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 31: 187-198.
- Petersen, B. S., K. Falk, & K. D. Bjerre. 1995. Yellowhammer Studies on Organic and Conventional Farms - Comparative Analyses of Clutch Size, Nestling Growth and Foraging Behaviour in Relation to Pesticide Sprayings.

15, 1-79. Copenhagen, Denmark, Ministry of Environment and Energy - Danish Environmental Protection Agency. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.

Peterson, R., G. Mountfort, & P. A. D. Hollom. 1994. Europas Fugle. 8 ed. København: GEC Gads Forlag.

Potts, G. R. 1970. The effects of the use of herbicides in cereals on the feeding ecology of partridges. Proc. 10th Br. Weed Contr. Conf. 299-302.

Potts, G. R. 1986. The Partridge: Pesticides, Predation & Conservation. Collins, London.

Potts, G. R. & G. P. Vickerman. 1974. Studies on Cereal Ecosystem. Advances in Ecological Research 8: 107-197.

Powel, D. F., J. E. Ashby, & F. Wright. 1988. The response to non-target arthropods to deltamethrin applied to winter wheat on two alternative dates in autumn. Asp. appl. boil. 17: 235-236.

Powell, W., G. J. Dean, & A. Dewar. 1985. The influence of weeds on polyphageous arthropod predators in winter wheat. Crop Protection 4: 298-312.

Pullen, A. J., P. C. Jepson, & N. W. Sotherton. 1992. Terrestrial non-target invertebrates and the autumn application of synthetic pyrethroids: experimental methodology and the trade-off between replication and plot size. Archives of environmental contamination and toxicology (USA) 23: 246-258.

Pywell, R. F. 1996. Preliminary studies of the effects of selective herbicides on wild flower species. Asp. appl. boil. 44: 149-156.

Rands, M. 1985. The benefits of pesticide free headlands to wild gamebirds. Pages 19-26 in A. B. Hald & J. Kjølholt, eds. The impact of pesticides on the wild flora and fauna in agroecosystem. Søborg: Miljøstyrelsens Center for jordøkologi.

Rands, M. R. W. & N. W. Sotherton. 1986. Pesticide use of cereal crops and changes in the abundance of butterflies on arable farmland in England. Biol. Conserv. 36: 71-82.

Reddersen, J. 1998. The arthropod fauna of organic versus conventional cereal fields in Denmark. Biological Agriculture and Horticulture (United Kingdom) 15: 61-71.

Reddersen, J., S. Elmholt, & S. Holm. 1998. Indirect Effects of Fungicides and Herbicides on Arthropods. Response to treatment-induced variations in leaf fungi weeds in winter wheat 1994-1995. 44, 110 p. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.

Robertson, J. & Å. Berg. 1992. Status and population change of farmland birds in S. Sweden. Ornis Svecica 2: 119-130.

Rodgers, R. D. 1999. Why haven't pheasant populations in western Kansas increased with CRP? Wildl. Soc. bull. 27: 654-665.

- Rydberg, N. T. & P. Milberg. 2000. A survey of weeds in organic farming in Sweden. *Biological Agriculture and Horticulture* 18: 175-185.
- Salonen, J. 1993a. Performance of reduced herbicide doses in spring cereals. *Agricultural Science in Finland* 2: 537-549.
- Salonen, J. 1993b. Reducing herbicide use in spring cereal production. *Agricultural Science in Finland* 2: 7-42.
- Samu, F., G. A. Matthews, D. Lake, & F. Vollrath. 1992. Spider webs are efficient collectors of agrochemical spray. *Pestic. sci.* 36: 47-51.
- Schumacher, W. 1984. Gefährdete Ackerwildkräuter können auf ungespritzten Feldrändern erhalten werden. *Mitteilungen der LOLF* 1: 14-20.
- Smart, S. M., L. G. Firbank, R. G. H. Bunce, & J. W. Watkins. 2000. Quantifying changes in abundance of food plants for butterfly larvae and farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 37: 398-414.
- Smith, H. 1989. Secondary succession on extended arable field margins. Its manipulation for wildlife benefit and weed control. Brighton crop protection conference, weeds 3: 1063-1068.
- Smith, H., R. E. Feber, & D. W. Macdonald. 1994. The role of wild flower mixtures in field margin restoration. BCPC monograph 58, 289-294. *Field Margins: Integrating agriculture and Conservation*.
- Snoo, G. R., N. M. I. Scheidegger, & F. M. W. Jong. 1999. Vertebrate wildlife incidents with pesticides: a European survey. *Pestic. sci.* 55: 47-54.
- Somerville, L. & C. H. Walker. 1990. Pesticide effects on terrestrial wildlife. London: Taylor & Francis Ltd. 1-404 p.
- Somerville, L. & M. P. Greaves. 1987. Pesticide Effects on Soil Microflora. London: Taylor & Francis.
- Sotherton, N. W. 1982. The effects of herbicides on the chrysomelid beetle *Gastrophysa polygoni* (L.) in the laboratory and field. *Zeitschrift fuer Angewandte Entomologie (Germany)*, 94: 446-451.
- Sotherton, N. W. 1985. Laboratory and field experiments on the effects of herbicides and fungicides on invertebrates. Pages 27-30 in A. B. Hald and J. Kjolholt, eds. *The impact of pesticides on the wild flora and fauna in agroecosystem*. Søborg: Miljøstyrelsens center for jordøkologi.
- Sotherton, N. W. 1991. Conservation Headlands: A practical combination of intensive cereal farming and conservation. Pages 373-397 in L. G. Firbank, N. Carter, J. F. Darbyshire, and G. R. Potts, eds. *The Ecology of Temperate Cereal Fields*. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Sotherton, N. W., N. D. Boatman, S. Manosa, & P. A. Robertson. 1994. Management of set-aside for game and wildlife. *Asp. appl. biol.* 497-503.
- Sotherton, N. W., J. W. Dover, & M. R. W. Rands. 1988. The effects of pesticide exclusion strips on faunal populations in Great Britain. *Ecol. Bull.* 39: 197-199.

- Sotherton, N. W. & S. J. Moreby. 1988. The effects of foliar fungicides on beneficial arthropods in wheat fields [propiconazole, pyrazophos, triadimefon; resurgence]. *Entomophaga (France)* 33: 87-99.
- Sotherton, N. W. & S. J. Moreby. 1992. The importance of beneficial arthropods other than natural enemies in cereal fields. *Aspects of Applied Biology (United Kingdom)* 11-18.
- Sotherton, N. W., S. J. Moreby, & M. G. Langley. 1987. The effects of the foliar fungicide pyrazophos on beneficial arthropods in barley fields. *Ann. appl. biol.* 111: 75-87.
- Soutwood, T. R. & D. J. Cross. 1969. The ecology of the partridge. III. Breeding success and the abundance of insects in natural habitats. *J. Anim. Ecol.* 38: 497-509.
- Speight, M. R. & J. H. Lawton. 1976. The influence of weed cover on the mortality imposed on artificial prey by predatory ground beetles in cereal fields. *Oecologia* 23: 211-223.
- Sunderland, K. D. 1992. Effects of pesticides on the population ecology of polyphagous predators. *Asp appl biol* 31, 19-28. *Aspects of Applied Biology*.
- Svensson, R. & M. Wigren. 1986. Observations on the decline of some farmland weeds. *Memoranda Societatis Pro Fauna Et Flora Fennica* 62: 63-67.
- Syamsul-Arif, M. A., F. Houwen, & W. Verstraete. 1996. Agricultural factors affecting methane oxidation in arable soil. *Biol. fertil. soils.* 21: 95-102.
- Tarrant, K. A., S. A. Field, S. D. Langton, & A. D. M. Hart. 1997. Effects of earthworm populations of reducing pesticide use in arable crop rotations. *Soil biol. biochem.* 29: 657-661.
- Tew, T. E. 1988. The effects of conservation headlands on small mammals. *The Game Conservancy Review* 19: 88-90.
- Tew, T. E., D. W. Macdonald, & M. R. W. Rands. 1992. Herbicide application affects microhabitat use by arable wood mice (*Apodemus sylvaticus*). *Journal of Applied Ecology (United Kingdom)* 29: 532-539.
- Theiling, K. M. & B. A. Croft. 1988. Pesticide side-effects on arthropod natural enemies: a database summary. *Agric. ecosyst. environ.* 21: 191-218.
- Thirup, L. 1998. Effekt af fungicidet fenpropimorph på bakterie, svampe- og protozopopulationer i jord. 1-119. *Afd. for pop. biologi, Københavns Universitet*.
- Thomas, A. G., D. J. Doohan, & K. V. Mccully. 1994. Weed survey of spring cereals in New Brunswick. *Phytoprotection* 75: 113-124.
- Thomas, C. F. G. & P. C. Jepson. 1997. Field-scale effects of farming practices on linyphiid spider populations in grass and cereals. *Entomol. Exp. Appl.* 84: 59-69.

- Thomas, C. F. G., L. Parkinson, G. J. K. Griffiths, A. Fernandez Garcia, & E. J. P. Marshall. 2001. Aggregation and temporal stability of carabid beetle distributions in field and hedgerow habitats. *J. appl. ecol.* 38: 100-116.
- Tomlin, A. D., C. M. Tu, & J. J. Miller. 1995. Response of earthworms and soil biota to agricultural practices in corn, soybean and cereal rotations. *Acta Zoologica Fennica* 0: 195-199.
- Toth, A., G. B. Benecsne, & G. Y. Balazs. 1997. Changes in the field weeds in Hungary in the last 46 years. Brighton Crop Protection Conference - Weeds, 249-254. Farnham, UK, British Crop Protection Council.
- Unal, G. & P. C. Jepson. 1991. The toxicity of aphicide residues to beneficial invertebrates in cereal crops. *Ann. appl. biol.* 118: 493-502.
- van Elsen, T. 1991. Transekt-Untersuchungen zur Verteilung von Ackerwildkräutern im Randbereich unterschiedlich bewirtschafteter Felder. Pages 150-154 in E. G. Mahn & F. Tietze, eds. *Agro-Ökosysteme und Habitatsinseln in der Agrarlandschaft*. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- Varchola, J. M. & J. P. Dunn. 2001. Influence of hedgerow and grassy field borders on ground beetle (Coleoptera : Carabidae) activity in fields of corn. *Agric. ecosyst. environ.* 83: 153-163.
- Vickerman, G. P. 1974. Some effects of grass weed control on the arthropod fauna of cereals. Proceedings of the 12th British Weed Control Conference, 929-939. Croydon, British Crop Protection Council.
- Vickerman, G. P. & N. W. Sotherton. 1983. Effects of some foliar fungicides on the chrysomelid beetle *Gastrophysa polygoni* (L.). *Pestic. sci.* 14: 405-411.
- Vickerman, G. P. & K. D. Sunderland. 1977. Some effects of dimethoate on arthropods in winter wheat. *Journal of Applied Ecology* 14: 767-777.
- Wardle, D. A. 1995. Impacts of disturbance on detritus food webs in agroecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Adv. Ecol. Res.* 26: 105-184.
- Weibull, A. C. & J. N. E. Bengtsson. 2001. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23: 743-750.
- Willis, A. J. 1988. The effects of growth retardants and selective herbicide on roadside verges at Bibury, Gloucestershire over a thirty year period. *Aspects of applied biology* 16: 19-26.
- Wilson, J. D., A. J. Morris, B. E. Arroyo, S. C. Clark, & R. B. Bradbury. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture-Ecosystems-and-Environment*. July, 75: 13-30.
- Wilson, P. J. 1989. The distribution of the arable weed seedbanks and the implications for the conservation of endangered species and communities. Brighton Crop Protection Conference - Weeds 1081-1086.
- Wilson, P. J. & N. J. Aebischer. 1995. *Journal of Applied Ecology* 32: 295-310.

Referenceliste – samfundsvidenskabelig del

- Andreasen, C. & N. Kær-Pedersen. 2001. *Litteraturreview vedr. naturvidenskabelige studier af effekterne ved ændret pesticidanvendelse*. Notat KVL.
- Baker, G. (1999) Consumer Preferences for Food Safety Attributes in Fresh Apples: Market Segments, Consumer Characteristics, and Marketing Opportunities. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 24(1), 80-97.
- Blomquist, G.C. & J.C. Whitehead. 1998. Resource Quality Information and Validity of Willingness to Pay in Contingent Valuation. *Resource and Energy Economics*, 20(2), 179-96.
- Brethpur, C. & A. Weersink. 2001. An economic evaluation of the environmental benefits from pesticide reduction. Paper presented at the *OECD conference on The Economics of Pesticide Risk Reductions*, Copenhagen, November 2001.
- Bromley, D.W., "Property Rights and Institutional Change," 2001, unpublished mimeo.
- Carson, R.T, et al, *A Contingent Valuation Study of Lost Passive Use Values Resulting from the Exxon Valdez Oil Spill*, A Report to the Attorney General of the State of Alaska (Nov. 10, 1992).
- Carson R.T., N.E. Flores og N.F. Meade, 2001, Contingent valuation: Controversies and evidence, *Environmental and resource economics*, 19 (2), 173-210.
- Cavanagh, N., T. McDaniels, L. Axelrod & P. Slovic. 2000. Perceived ecological risks to environments from selected forest industry activities. *Forest Science* 46(3): 344-355.
- Christensen, T & J.S. Schou. 1999. *Oversigt over økonomiske analyser af pesticidanvendelsen*. SJFI-Working Paper no. 6/99, Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, April 1999, p. 52.
- Cropper, M. 1999. *Valuing environmental benefits: Selected essays. New Horizons in Environmental Economics*. Cheltenham, U.K. and Northampton, Mass.: Elgar; distributed by American International Distribution Corporation, Williston, Vt.
- Diamond, P. A. & J.A. Hausman. 1993. Contingent valuation: A critical assessment. In: James A. Hausman (ed.), *Contingent Valuation A Critical Assessment, Contributions to Economic Analysis*: North Holland, pp. 3-38.
- Diamond, P. A. & J.A. Hausman, 1994, Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number? *Journal of Economic Perspectives*, vol. 8, no. 4, Fall 1994, pp. 45-64.
- Diamond, P. A. & J.A. Hausman, 1994, Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number? *Journal of Economic Perspectives*, vol. 8, no. 4, Fall 1994, pp. 45-64.
- Dubgaard et al 2001. Skjern å.

- Dubgaard, A., J., Christensen og V. Østergaard. 1998. *Økonomisk værdisætning af pesticid-eksternaliteter*, Institut for Økonomi, Skov og Landskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.
- Dubgaard, A. & V. Østergaard. 1999. *Værdisætning af pesticid-eksternaliteter – Biodiversitet*, Institut for Økonomi, Skov og Landskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.
- Energistyrelsen. 2001. *Omkostninger ved CO₂-reduktion for udvalgte tiltag*.
- Foster, V. & S. Mourato. 2000. Valuing the Multiple Impacts of Pesticide Use in the UK: A Contingent Ranking Approach. *Journal of Agricultural Economics*, 51(1).
- Garrod, G D og K.G. Willis. 1997. The Non-Use Benefits of Enhancing Forest Biodiversity: A Contingent Ranking Study. *Ecological Economics*, vol. 21 (1), pp. 45-61.
- Garrod, G. og K. Willis, 1998, Using Contingent Ranking to Estimate the Loss of Amenity Value for Inland Waterways from Public Utility Service Structures. *Environmental and Resource Economics*, vol. 12 (2), pp. 241-247.
- Garrod, G. & K.G. Willis. 1999. *Economic Valuation of the Environment. Methods and Case studies*. Edward Elgar.
- Halkier, B. 2001. Consuming Ambivalence: Consumer Handling of Environmentally Related Risks in Food. *Journal of Consumer Culture*. 1 (2)2001.
- Hasler, B., J.S. Schou, L.G. Hansen & J.E. Ørum. 2000. *Virkemidler til opnåelse af en reduktion af pesticidanvendelsen på behandlede jordbrugsarealer*. Faglig rapport fra DMU nr. 314, p. 75.
- Kaergård, N., SE. Frandsen, A.W. Jørgensen, J.E. Ørum, L-B. Jacobsen & A. Dubgaard. 2001. The Economics of Pesticides in Danish Agriculture. Proceedings from the *Seminar on the Multifunctionality of Agriculture*, University of Bergen, 16-18 February 2001.
- Kahneman, D. og J. L. Knetsch, 1992, Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction, *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 22, no. 1, January 1992, pp. 57-70.
- Kealy, M., M. Montgomery & J.F. Dovidio.. 1990. Reliability and Predictive Validity of Contingent Values: Does the nature of the Good matter? *Journal of Environmental Economics and Management* 19(3), 244-63.
- Lareau, T. J. og D. A. Rae, 1989, Valuing WTP for Diesel Odor Reductions: An Application of Contingent Ranking Technique, *Southern Economic Journal*, vol. 55 (3), pp. 728-742.
- Levy, D.S. et al. "Conceptual and Statistical Issues in Contingent Valuation: Estimating the Value of Altered Visibility in the Grand Canyon," MR-344-RC, Santa Monica, California, Rand.
- Mackenzie, J., 1993, A Comparison of Contingent Preference Models, *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 75 (3), pp. 593-603.

Macmillan D.G., E. Duff & D.A. Elston. 2001. Modelling the Non-market Environmental Costs and benefits of Biodiversity projects Using Contingent Valuation Data. *Environmental and Resource Economics* 18(4), 391-410.

Milgrom, P., 1993, Is Sympathy an Economic Value? Philosophy, Economics, and the Contingent Valuation Method, In: James A. Hausman (ed.), *Contingent Valuation A Critical Assessment, Contributions to Economic Analysis*: North Holland, pp. 417-35.

Mourato, S. E. Ozdemiroglu & V. Foster .2000. Evaluating Health and Environmental Impacts of Pesticide Use: Implications for the Design of Ecolables and Pesticide Taxes. *Journal of Environmental Science and Technology*, 34, no. 8, pp. 1456-1461.

Mourato, S.E. & V. Foster. 1999. *Behavioral Consistency, Statistical Specification and Validity in the Contingent Valuation Method: Evidence from a Survey on the Impact of Pesticide Use in the U.K.* CSERGE Working Paper CGE 97-09.

Møller, F. 1996. *Værdisætning af miljøgoder*. Jurist- og Økonomforbundets Forlag.

Møller & Christensen, 2001. *Miljøindikatorer*. Faglig rapport fra DMU, 2001.

Møller, F., S.P. Andersen, P. Grau, H. Huusum, T. Madsen, J. Nielsen & L. Strandmark. 2000. *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*. Miljø- og Energiministeriet.

Nunes, P.A.L.D. & J.C.J.M. van den Bergh. 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics* 39 (2001) 203–222.

Pearce, D.W. & T. Secombe-Hett. 2000. Economic Valuation and Environmental Decision-Making in Europe. *Environmental Science and Technology*, 24, pp. 1419-1425.

Raffenberger, C. & P. deFur. 1997. *A Paradigm Shift: Rethinking Environmental Decision Making and Risk Assessment*. Paper presented to Risk Analysis Policy Association Meeting, Virginia.

Roosen, J. et al. 1998. Consumers' Valuation of Insecticide Use Restrictions: An Application to Apples. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 23(2), 367-84.

Schou, J.S., B. Hasler & L.G. Hansen. 2001. *Styringsmidler i naturpolitikken – miljøøkonomisk analyse*. Udredning for Wilhelmudvalget, Juli 2001, s. 39.

Schou, J.S. & T. Christensen. 2001. Analyser af landbrugets pesticidanvendelse. I: P. Andersen, J. Birk Mortensen & H. Ørsted Nielsen (red.): *Bæredygtighed, økonomi og velfærd*. Det strategiske miljøforskningsprogram, pp. 111-120.

Schou, J.S. 1998. *Miljøafgifter når skaden varierer geografisk*. Arbejdsrapport nr. 70, DMU.

Smith, V. K. og W. H. Desvousges, 1986, *Measuring water quality benefits*, International Series in Economic Modeling Norwell, Mass.; Lancaster and Dordrecht: Kluwer Academic Press.

State of Ohio v. United States of Interior, 880 F. 2d 432 (D.C. Circuit 1989).

Tsu Tan F., J.T. Liu, J.K. Hammmit. 1999. Consumer Willingness to Pay for Low-Pesticide Fresh Produce in Taiwan. *Journal of Agricultural Economics*, 50(2), 220-33.

Viscusi, W.K. 1992. *Fatal Tradeoffs: Public and Private Responsibilities of Risk*, Oxford.

Wynne, B., 1997. Methodology and Institutions: Value as Seen from the Risk Field. In: Foster, J. (ed.) *Valuing nature? Ethics, economics and the environment*. London and New York: Routledge, pp. 135-52.

Bilag B. Design og resultater fra spørgeundersøgelsen

Jesper S. Schou
Anna Bodil Hald
Danmarks Miljøundersøgelser

Henrik Vetter
Statsbibliotket, Århus

Formål med spørgeundersøgelsen

I dette notat præsenteres resultaterne fra den empiriske del af projektet: *Værdisætning af pesticidanvendelsens natur- og miljøeffekter*. Ind til nu har analyserne i regi af projektet omfattet diskussion af mulighederne for at gennemføre danske værdisætningsstudier på pesticidområdet, idet der er fokuseret på natur- og miljøeffekterne. Dette arbejde har omfattet en gennemgang af det naturvidenskabelige grundlag for beskrivelse af årsags-virkningssammenhænge, som værdisætningsstudier på pesticidområdet kunne baseres på, hvilke internationale værdisætningsstudier der er gennemført, samt hvilke metoder og hvilke effekter, der kunne tænkes inddraget i danske studier på området.

Projektets anden del omfatter en praktisk gennemførelse af et værdisætningsstudie. Målet med dette er at opnå praktisk erfaring med udførelse af værdisætningsstudier på pesticidområdet, samt herigennem at kvalificere relevante muligheder og problemer forbundet hermed. Dette gøres ved at afprøve et konkret forsøgs setup.

Konkret afprøves *contingent ranking* metoden til værdisætning af natureffekterne af tre forskellige strategier for etablering af sprøjtefri randzoner. Parallelt med værdisætningsstudiet analyseres et udvalg af respondenternes holdninger over for værdisætningsstudiet, idet der særligt fokuseres på, hvorvidt forhold, som er uforenelige med værdisætningsmetodens teorigrundlag (eksempelvis principiel modvilje mod værdisætning af natur) influerer på respondenternes besvarelser.

De enkelte faser i værdisætningsstudiet er vist herunder. Det skal bemærkes, at den præcise arbejdsgang til dels er afhængig af valget af værdisætningsmetode, hvorfor den ikke direkte kan overføres til andre typer af værdisætningsstudier.

- A. Beskrivelse af referencesituationen omfattende relevante miljø- og naturparametre samt økonomisk reference.
- B. Fastlæggelse og beskrivelse af scenarier og deres natur- og miljøeffekter, samt de økonomiske omkostninger forbundet med gennemførelse af scenarierne.
- C. Udarbejdelse af spørgeskemaer samt afprøvning af disse ved fokusgruppeinterview.
- D. Gennemførelse af spørgeundersøgelser i fuld skala.
- E. Deskriptiv analyse.
- F. Modelopstilling og estimering af betalingsvilje/præferencer for de enkelte naturgoder.
- G. Kvalitative interviews med henblik på at afdække respondenternes opfattelse af spørgsmålenes præmisser.
- H. Cost-Benefit analyse; Evaluering af de forskellige strategier og kvantificering af de samfundsøkonomiske gevinster ved scenarierne sammenholdt med de samfundsøkonomiske omkostninger.
- I. Konklusioner på de empiriske analyser.

Som det fremgår opstilles indledningsvis et integreret scenariosystem, hvor der med udgangspunkt i en række strategier for drift af randzone og mark foretages en præsentation af det resulterende naturindhold. På grundlag heraf

foretages en økonomisk analyse af omkostningerne ved de forskellige strategier, ligesom deres effekt på flora og fauna.

Resultaterne fra scenarieanalyserne præsenteres i et spørgemateriale, som derefter indgår i spørgeundersøgelsen. I spørgematerialet kan både tekst, tabeller, billeder mv. anvendes, og designet af spørgematerialet afprøves i et antal fokusgrupper og bliver tilrettet successivt. Herefter gennemføres fuldskala undersøgelsen på det ønskede antal respondenter, idet scenarierne præsenteres ved personinterview, hvor hver enkelt respondent bedes udtrykke deres præferencer for de enkelte scenarier gennem en kvalitativ rangordning: hvad er "bedst", hvad er "næstbedst", osv. Herved tilvejebringes projektets primære datamateriale, som danner grundlaget for de kvantitative (økonometriske) analyser af respondenternes betalingsvilje. Resultaterne herfra kan derefter anvendes til sammenligning af scenariernes gevinster og omkostninger (cost-benefit analyser).

I dette notat præsenteres resultaterne fra spørgeundersøgelsen i form af en deskriptiv analyse af data. Der indledes med en kort præsentation af spørgematerialet samt gennemførelsen af undersøgelsen, hvorefter den deskriptive analysen følger. Endvidere diskuteres valg af model for estimering af betalingsvilje/præferencer for de enkelte naturgoder på grundlag af interviewundersøgelserne, og den videre gang i de kvantitative analyser præsenteres.

Spørgematerialet

Det primære formål med spørgematerialet er, at få respondenternes rangordning af fire former for landbrugsdrift (scenarier), idet de bedes om at rangordne de fire typer landbrugsdrift, således at nummer 1 er den landbrugsdrift, hvor natureffekterne står bedst mål med omkostningerne, og nummer 4 er den landbrugsdrift, hvor natureffekterne står dårligst mål med omkostningerne.

De fire scenarier omfatter:

1. Konventionelt dyrket vårbyg (reference) [benævnt K20]
2. Sprøjtetfri randzone i konventionelt dyrket vårbyg [benævnt M2]
3. Sprøjtetfri randzone med udlæg af urter i konventionelt dyrket vårbyg [benævnt L18]
4. Sprøjtetfri randzone med udlæg af urter i ekstensivt dyrket vårbyg [benævnt P7]

Som mål for omkostningerne ved scenarierne anvendes brødprisen i form af den procentvise stigning i prisen på brød, som nettop opvejer omkostningerne ved at gennemføre de enkelte scenarier. Natureffekterne tænkes således betalt over husholdningsbudgettet. Intervieweren har som støtte til denne information mulighed for at oplyse, hvor meget den procentvise stigning vil være omregnet til kroner for et brød på 15 kr.

Det naturvidenskabelig grundlag for spørgeskemaundersøgelsen omfatter seks forskellige scenarier med forskellig forvaltning i en model bygmærks randzone (0-20m) og i resten af marken udarbejdet på grundlag af forsøgsdesign i Hald & Lund (1994). De seks scenarier omfattede konventionel produktion over hele marken, en konventionel og en ekstensiv mark med to forskellige markkantdrift, sprøjtetfri og sprøjtetfri i kombination med udlæg af kultururter, og en økologisk kornmark som de så ud i 1980'erne. Den ekstensive mark blev dyrket med en forvaltning om et udbytte på 85 % af udbyttet i den konventionelle mark. Model marken var i alt 11,5 ha med 1,5 ha 20 m bred randzone. For hver scenarie blev der beregnet i alt seks forskellige indikatorer for plante-, insekt- og fuglelivet i marken, således at randzone og mark blev beregnet hver for sig. Beregningerne blev foretaget på grundlag af en række forskellige undersøgelser (Hald et al., 1988; Hald & Elmegaard, 1989; Hald & Reddersen, 1990; Hald, 1994; Hald et al. 1994; Hald & Lund, 1994; Hald, 1999a & b; Reddersen, 1997). For de vilde planters (ukrudt) vedkommende var det antal planter, antal arter og tørstof pr. areal enhed. For insekternes vedkommende var det antal fugleføde emner ekskl. bladlus på korn og biomasse ekskl. bladlus på korn, collemboler, mider og trips pr. areal enhed.

Til det videre arbejde med spørgeskema undersøgelse blev det besluttet kun at anvende fire af de seks scenarier. Det økologiske scenarie og scenariet med sprøjtetfri randzone i ekstensiv dyrket mark blev derfor valgt fra. Det skal understreges, at de data, som de naturvidenskabelige undersøgelser bygger på, alle er indhentet under forholdsvis gunstige forhold med hensyn til naturindholdet. Det vil sige på veldrænedede jorde med en afgrøde, hvor der ikke gjort yderlige tiltag for at reducere de vilde planter og med en randzone, der ligger syd eller vest for et evt. hegn. Det betyder, at de vilde planter har haft mulighed for at udfolde sig, men også er holdt i ave af en afgrøde. Resultaterne er derfor gældende ved udlæg mod generelt tørre naturarealer

som hede, overdrev, stengærde, jorddige og vejkanter, medens de ikke umiddelbart kan overføres til sprøjtefri randzoner langs fugtige biotoper som f.eks. vandløb, hvor vækstpotentialet er større. Desuden er resultaterne knyttet til omlægning af pesticidbehandlet landbrugsjord til sprøjtefri randzoner. Som følge af, at der typisk ikke kan forventet fuld reversibilitet for så vidt angår natureffekterne, kan resultaterne heller ikke umiddelbart anvendes til vurderinger af effekterne på en konkret mark, men er mere et udtryk for generel effekt ved gunstig placering, som omtalt ovenfor. Disse begrænsninger for den generelle gyldighed af de naturvidenskabelige effekter har betydning for hele undersøgelsen og knytter sig derfor også til de økonomiske resultater af værdisætningsstudiet.

I tidligere undersøgelser har det primære fokus været på natureffekterne beskrevet ved ændringen i planter og insekter af relevans som fuglefødeemner. I Hald (2002) er disse resultater viderebearbejdet til at belyse driftsændringernes betydning for dødeligheden hos agerhønskyllinger (mortalitetsraten) inden for de første 6 leveuger ud fra relationer mellem fugleføde og dødelighed i Potts (1986). I spørgematerialet indgår fire af de oprindelige 6 scenarier og antal vilde planter (stk/m²) og overlevelse for agerhønskyllinger (procent) anvendes som naturindikatorer. Hele analysen er beskrevet i Hald (2002). De tilsvarende økonomiske konsekvenser er beregnet i Schou (2002).

Både betalingsmåden og naturindikatorerne blev ændret i forbindelse med fokusgruppeinterviewene. Oprindeligt blev prisen på mel anvendt som betalingsmåde, men denne gav anledning til usikkerhed for respondenterne, primært fordi mel både er et forbrugsgode samt indgår i en række produkter. Derfor blev betalingsmåden ændret til prisen på brød, idet brød i mindre grad indgår i andre produkter. Vedrørende naturindikatorerne blev der oprindeligt anvendt fire, hvor de to endelige (antal vilde planter og overlevelse for agerhønskyllinger) var suppleret med antal arter af vilde planter og mængde insekt-fuglefødeemner. Endvidere blev naturindikatorerne præsenteret ved både gennemsnit og gennemsnit minus spredningen. Laveste variationsniveau blev brugt som usikkerhedsmål for på en anskuelig måde at indikere risiko for at betale for tilfælde hvor natureffekten udeblev. Fokusgruppeinterviewene viste, at det primært var gennemsnitsværdierne, der blev brugt ved vurderingerne. Ligeledes skabte antallet af indikatorer usikkerhed, bl.a. om deres indbyrdes fortolkning, hvorfor formatet med to naturindikatorer præsenteret ved gennemsnitsværdier blev valgt. Der blev endvidere efterspurgt en mere omfattende beskrivelse af den historiske udvikling i de valgte naturindikatorer til brug for referencegrundlag, hvorfor rangordningen blev introduceret med en omtale heraf.

Et væsentligt gennemgående spørgsmål var, hvorvidt ændret *pesticidanvendelse* skulle præsenteres som årsagsfaktor for natureffekterne. Overvejsen skyldes en formodning om, at omtale af pesticider ville fjerne fokus fra natureffekterne, idet en række undersøgelser har vist, at pesticider opfattes som et problematisk produktionsinput og derfor ikke vurderes på grundlag af risikoafvejning men snarere en absolutte holdning (Schou et al. 2002). Derfor blev det valgt ikke at præsentere årsagerne til effekterne ved de forskellige former for landbrugspraksis. I stedet blev rangordningen suppleret med et efterfølgende spørgsmål med henblik på at afdække i hvilket omfang betalingsviljen blev påvirket, såfremt det blev oplyst at effekterne skyldes ophør med anvendelse af pesticider. Scenarierne blev i stedet nummeret randomiseret med betegnelserne: K20, M2, L18 og P7.

Også præsentrationsformatet blev testet i fokusgrupperne. Først anvendtes fire kort, som hver repræsenterede et scenarie, idet der både blev anvendt rene tekstkort og tekst kombineret med en graf. Dette gav ikke det ønskede overblik, idet muligheden for at kombinere rangordningen af kortene og dermed give en visuel opfattelse ikke blev benyttet. I stedet blev alle fire scenarier præsenteret i en samlet tabel, hvilket var et gennemgående forslag fra respondenterne.

Spørgeundersøgelsens gennemførelse

Det endelige spørgemateriale blev anvendt ved personinterview udført af analysefirmaet GALLUP som en del af deres OMNIBUS undersøgelse. Omnibusundersøgelserne udføres hver anden uge som "køkkenbordsinterview", hvor interviewerens opsøger respondenterne på deres privatadresse. Der gives garanti for et mindste antal respondenter – i denne undersøgelse 250 – som er udvalgt efter en række demografiske stratificeringskriterier. Dette sikrer, at det samlede resultat, men ikke nødvendigvis underopdelinger af dette, er repræsentativt i forhold til stratificeringskriterierne. Omkostningerne ved interviewene kan holdes på et forholdsvis lavt niveau, idet GALLUP har et nationalt korps af interviewere, samt fordi omnibussen omfatter et antal forskellige spørgeundersøgelser (deraf navnet). Det sidste forhold må også anføres som et muligt problem ved interviewformen, da én undersøgelse vil blive præsenteret sammen med flere andre forskelligartede spørgeundersøgelser.

Interviewene blev afholdt i første uge af juni måned 2002 (uge 23) og omfattede i alt 266 respondenter fra 15 år og opefter. En potentielt problem ved denne type præferenceundersøgelser kan være, hvis der har været en større omtale af emnet - f.eks. pesticidfund i grøntsager - lige før eller under perioden for interviewenes gennemførelse. Ifølge Miljøministeriets presseresumme, har pesticider været omtalt to gange i ugen op til og under spørgeundersøgelsens gennemførelse, d. 29. maj vedr. anvendelse af pesticidafgiftsmidlerne og d. 7. juni vedr. defekte drikkevandsboringer. Ingen af disse nyheder vurderes at have indflydelse på spørgeundersøgelsen, da det var relativt "små" nyheder uden videre opfølgning i pressen.

Deskriptiv analyse af resultaterne

Her gennemgås resultaterne af spørgeundersøgelsen ved en deskriptiv analyse, hvor svarfordelingen på de forskellige spørgsmål gennemgås. Endvidere inddrages resultaterne af forskellige krydstabuleringer med henblik på at belyse sammenhænge i datamaterialet samt diskutere eventuel inkonsistens i svarafgivelsen.

4.A. Stikprøvens sammensætning

Indledningsvis gives et overblik over stikprøvens demografiske sammensætning. I tabel 1 er respondenternes fordeling på amter og køn samt deres tilhørsforhold til landet belyst. Sidstnævnte blev medtaget som et ekstraspørgsmål, idet respondenterne blev spurgt om de er bosiddende og/eller opvokset i en by med mindre end 3000 indbyggere. Det skal bemærkes ved sammenligninger af den relative fordeling til landsgennemsnittet, at stikprøven kun omfatter personer på 15 år og derover.

Der er en jævn fordeling på de tre primære demografiske variable: region, køn og alder, og fordelingen som forventet svarer tæt overens med Danmarks Statistiks opgørelser (Statistisk Årbog). Tilsvarende gælder for øvrige demografiske variable som f.eks. uddannelse og husstandsindkomst (fremgår ikke af tabellen).

Hvad angår tilknytningen til landet, som er udtrykt ved tilhørsforholdet til en by under 3000 indbygger, fremgår det, at ca. 30 procent af respondenterne er bosiddende i på eller nær landet, medens næsten halvdelen (46 procent) har tilknytning dertil gennem deres opvækst. Andelen med tilknytning til landet er i øvrigt rimelig konstant mellem aldersgrupperne svingende fra 40 til 50 procent (fremgår ikke af tabellen).

Table 1. Fordeling af respondenter på amter, bystørrelse og køn

	Antal	Procent
Amt/Region		
Storkøbenhavn	55	20,7
Frederiksborg amt	27	10,2
Roskilde	5	1,9
Vestsjælland	15	5,6
Storstrøm	17	6,4
Bornholm	6	2,3
Fyn	16	6,0
Sønderjylland	14	5,3
Ribe	17	6,4
Vejle	18	6,8
Ringkøbing	13	4,9
Århus	28	10,5
Viborg	14	5,3
Nordjylland	21	7,9
Bystørrelse		
Bor i by med mindre end 3000 indbyggere	82	30,8
Er opvokset i by med mindre end 3000 indbyggere	122	44,9
Køn		
Mand	130	48,9
Kvinde	136	51,1
Alder		
15-25	32	12,0
26-35	45	16,9
36-45	53	19,9
46-55	54	20,3
56-66	44	16,5
66 og derover	38	14,3

4.B. Resultaterne af rangordningen

I tabel 2 er respondenternes svar på rangordningen af scenarierne vist. Opgørelsen viser, hvor mange gange det enkelte scenarie har fået rangordningen 1, 2, 3 og 4. Ud af det samlede antal respondenter på 266 har 246 foretaget rangordningen, medens de øvrige 20 enten ikke har kunnet eller ønsket dette. Af de 246 positive svar er der 6 respondenter, som kun har foretaget rangordningen delvis (f.eks. kun angivet 1. prioritet); disse er medtaget i den deskriptive analyse. Svarprocenten er således over 90 hvilket er særdeles højt sammenlignet med både danske og udenlandske erfaringer. Der følger senere en gennemgang af de afgivne årsager for de, der ikke har foretaget rangordningen.

Table 2. Fordelingen af scoringerne for de enkelte scenarier

Scenarie /Antal scoringer	1. prioritet	2. prioritet	3. prioritet	4. prioritet
K20: Nuværende landbrugsdrift	30	21	55	134
M2: Sprøjtetfri randzone	67	93	79	5
L18: Sprøjtetfri randzone med udlæg af urter	86	100	49	8
P7: Sprøjtetfri randzone med udlæg af urter i ekstensivt dyrket mark	63	28	57	92
Har foretaget rangordningen delvis	0	4	4	6

Det ses, at af de afgivne scoringer har den nuværende landbrugsdrift fået 1. prioritet i 30 tilfælde svarende til 12 procent, medens den har fået laveste prioritet i 134 tilfælde svarende til 55 procent. Den sprøjtetfri randzone med

udlæg af urter er den driftsform, som har modtaget flest scoringer som 1. prioritet (35 procent). Det er også denne driftsform, som har den laveste vægtede gennemsnitlige score – dvs. højespe prioritet - på 1,9 efterfulgt af M2 (2,1), P7 (2,7) og K20 (3,22). Den deskriptive analyse viser således, at den sprøjtefri randzone med urter prioriteres som den form for ændret landbrugsdrift, hvor natureffekterne står bedst mål med omkostningerne ved at opnå disse. Billedet er dog meget sammensat, og skal underkastet nærmere statistisk analyse med henblik på at teste signifikansen af resultaterne, samt undersøge sammenhængen mellem respondenternes afvejning mellem omkostningerne og de enkelte naturgoder.

Som opfølgning på rangordningsøvelsen blev spørgsmålet om betydningen af at omtale pesticider som årsagsfaktor inddraget, idet respondenterne blev spurgt: "Ved de ændringer i landbrugsdriften, som vi har præsenteret Dem for, skyldes natureffekterne nedsat pesticidforbrug i markkanterne. Hvis man helt ophører med at anvende pesticider i korndyrkningen, vil man opnå omtrent de samme natureffekter som ved den sidste type landbrugsdrift (P7 i skemaet), men brødprisen vil stige yderligere med 18 procent. Er De villig til at betale en samlet merpris på brød på 52 procent for helt at undgå pesticider i kornproduktionen?". Hertil svarede 41 procent "ja" og 50 procent "nej", medens de resterende svarede "ved ikke".

Med henblik på, at belyse sammenhængen mellem de afgivne svar i rangordningsøvelsen og ønsket om at undgå pesticider i kornproduktionen, er der i tabel 3 vist en krydstabulering mellem den foretrukne landbrugspraksis i rangordningen og svaret på pesticidspørgsmålet.

Tabel 3. Krydstabulering mellem 1. prioritet i rangordningen og ønsket om at undgå pesticider i kornproduktionen (antal respondenter)

Scenarie med 1. prioritet	Er De villig til at betale en merpris på 52 procent på brød for helt at undgå pesticider i kornproduktionen?		
	Ja	Nej	Ved ikke
K20: Nuværende landbrugsdrift	5	22	3
M2: Sprøjtefri randzone	14	48	5
L18: Sprøjtefri randzone med udlæg af urter	36	47	3
P7: Sprøjtefri randzone med udlæg af urter i ekstensivt dyrket mark	49	7	7
Ved ikke	5	9	6

Af tabellen ses det, at uanset valget af første prioritet i rangordningsøvelsen findes der respondenter, som er villige til at betale den angivne merpris for ophør med pesticidanvendelse i kornproduktionen. Ikke overraskende ses der en tydelig forskel, idet der blandt de, der har valgt nuværende landbrugspraksis som første prioritet i rangordningsøvelsen, kun er 5 (17 procent) som er villige til at betale merprisen, medens det er 78 procent for de, der har valgt scenariet med den største natureffekt (P7).

Det er således tydeligt, at introduktionen af pesticider som årsagsfaktor påvirker en stor del af respondenterne i retning af øget betalingsvilje. Og dette er uanset at respondenterne oplyses om, at natureffekterne ikke ændres i forhold til de, der blev vist for det mest vidtgående scenarie (P7). Endvidere fremgår det klart, at hovedparten af de, der skifter prioritering, tilhører den gruppe der havde den højeste betalingsvilje i rangordningsøvelsen. Dette

hænger nok sammen med, at den marginal (ekstra) betaling ved at ændre prioriteringen er mindst for denne gruppe.

Som opfølgning på spørgsmålene vedr. prioritering, blev respondenterne spurgt om de havde fundet det svært af foretage rangordningen, samt, såfremt de ikke havde foretaget rangordningen, hvad årsagen var dertil. Resultaterne heraf er vist i tabel 4. Ca. 43 procent af respondenterne fandt det vanskeligt at foretage rangordningen. For de, der ikke har foretaget rangordningen er hovedårsagen vanskeligheder med at forholde sig til rangordningen, medens kun 2 reelt ikke ønskede at deltage.

Tabel 4. Respondenterne oplevelse af rangordningsøvelsen

	Antal	Procent
<i>Fandt De det svært af vælge mellem de forskellige typer landbrugsdrift?</i>		
Ja	114	42,9
Nej	145	54,5
Ved ikke	7	2,6
<i>Hvad var årsagen til at De ikke har foretaget rangordningen?</i>		
Jeg kunne ikke forholde mig til valgmulighederne	12	60,0
Jeg ønsker ikke at foretage rangordningen	2	10,0
Andet	6	30,0

4.C. Resultaterne af udsagn vedr. respondenternes holdninger

Efter rangordningen og de opfølgende spørgsmål, blev respondenterne bedt om at tage stilling til en række udsagn med relation til natur og landbrug. Formålet hermed, er at afdække sammenhængen mellem respondenterne generelle holdninger og deres prioritering af scenarierne. Desuden vil det også styrke grundlaget for at udvælge personer til de opfølgende kvalitative personinterviews.

I tabel 5 er resultaterne vist. Udsagn 1 og 2 har til formål at belyse respondenternes generelle miljøprofil. Seksoghalvtreds procent af respondenterne uenige i udsagnet om, at landbruget i dag drives på en miljø- og naturmæssig forsvarlig måde, medens 46 procent mener, at landbruget skal omlægges til økologisk produktion (udsagn 2). Der er et vist sammenfald mellem svarafgivelsen på de to udsagn, idet 37 procent, af de, der var uenige i udsagn 1 var enige i udsagn 2. Der er således to stort set lige store grupper blandt respondenterne, når det gælder holdningerne til, om landbrugets miljøpåvirkninger er acceptable eller ej. Endvidere er svarene upåvirkede af tilhørsforholdet til landet, dvs. om respondenterne bor eller er opvokset i en by på under 3000 personer.

De følgende tre udsagn vedrørte finansieringen af mere natur. Udsagn 3 vedrørte offentlig finansiering af naturindsatsen, og her var 78 procent enige i, at der skal bruges offentlige midler på natur- og miljøbeskyttelse, ligesom 88 procent ville betale mere for deres fødevarer, hvis det var til gavn for naturen (udsagn 4). Til udsagn 5: "landmanden bør betale for gode levevilkår for vilde dyr og planter i kornmarkerne", var 58 procent enige og 37 procent uenige. Dette viser, at der er stor overvægt af respondenterne, som opfatter naturbeskyttelse som en offentlig opgave, ligesom de også ønsker at bidrage selv gennem deres forbrugsvalg. Derimod er der større forskel på holdningerne til, om landbruget selv skal betale for gode levevilkår for naturen. Der er ingen tydelige sammenhænge i den indbyrdes svarafgivelse på udsagn 3, 4 og 5.

De sidste to udsagn omhandlede respondenternes opfattelse af kornmarker som natur. Til udsagn 6: "jeg betragter ikke kornmarker som rigtig natur" var 60 procent uenige, ligesom 74 procent tilkendegav, at kornmarker har stor betydning for deres naturoplevelser.

Tabel 5. Respondenternes generelle holdninger til natur og landbrug, svarfordeling i procent

	Meget enig	Enig	Uenig	Meget uenig	Ved ikke
1. Jeg mener, at dansk landbrug i dag overvejende drives på en miljø- og naturmæssig forsvarlig måde	7,1	32,0	42,9	12,8	5,3
2. Jeg mener, at landbruget bør omlægges til økologisk produktion	13,9	32,3	39,8	9,4	4,5
3. Jeg mener, at der skal bruges offentlige midler på miljø- og naturbeskyttelse	25,2	52,6	13,2	4,5	4,5
4. Jeg vil gerne betale mere for mine fødevarer, hvis det er til gavn for naturen	24,8	63,2	6,4	2,6	3,0
5. Jeg mener, at landmanden bør betale for gode levevilkår for vilde dyr og planter i kornmarkerne	9,4	48,9	30,1	6,8	4,9
6. Jeg betragter <u>ikke</u> kornmarker som rigtig natur	9,8	27,1	47,0	13,2	3,0
7. De dyrkede marker har stor betydning for mine naturoplevelser	22,9	51,1	19,9	1,9	4,1

Svarene på de opfølgende udsagn viser to væsentlige aspekter: 1) der er en udbredt accept af tanken om, at betale for naturforbedringer gennem fødevarerpriserne; 2) naturen i kornmarkerne og dermed landbrugets omdriftsarealer spiller en stor rolle for respondenternes naturopfattelse. Dette er særdeles væsentligt for validiteten af svarene på rangordningen, idet de indikerer, at respondenterne forholder sig til landbrugsarealet som *natur* – eller levested for naturens dyr og planter – samt at de accepterer tanken om, at ændringer i fødevarerpriserne kan finansiere naturforbedringer. Dette er to afgørende præmisser for, at rangordningen udføres meningsfuldt, og jf. svarafgivelsen til udsagnene, er der en udbredt accept af disse blandt respondenterne.

Interviewet blev afsluttet med, at respondenterne blev spurgt om forskerne bag undersøgelsen måtte kontakte dem efterfølgende. Hertil svarende 75 procent "ja".

Estimering af betalingsvilje (statistisk analyse)

Økonometrisk analyse

Den økonometriske tilgang adskiller sig fra den beskrivende tilgang idet den økonometriske tilgang har et ret præcist teorigrundlag fordi den, selvklart, benytter statistiske metoder og fordi man specificerer en nyttefunktion. Ved contingent ranking skal respondenterne vælge mellem forskellige diskrete muligheder (i modsætning til for eksempel contingent valuation hvor respondenterne kan angive en hvilken som helst betalingsvilje) og den økonometriske model skal vælges så det er muligt at analysere denne type data.

Den vel nok oftest anvendte empiriske tilgang til at analysere data fra survey som involverer diskrete valg er den såkaldte "random utility model," hvor de søgte parametre (betalingsvilje) estimeres ved maximum likelihood estimation. En af de første anvendelser af denne model er Beggs' et al (1981) analyse af efterspørgslen efter el-biler. Det væsentligste problem som knytter sig til at vurdere el-bilers potentiale er, at der ikke i markedet findes produkter hvis karakteristika minder tilstrækkeligt meget om el-bilers karakteristika. I studiet af el-biler løste man dette ved at beskrive en række forskellige el-biler gennem produktattributter og bede respondenterne om at rangordne mulighederne. Miljøgoder behandles i denne henseende som private goder og i nærværende studie er attributterne antallet af vilde planter, agerhønskyllingers overlevelse og omkostningerne i form af stigende brødpriis.

"Random utility" modellen knytter den enkelte respondents forventede nytte til produktattributter samt til udfaldet af en stokastisk variabel. Når en respondent foretrækker en mulighed frem for en anden er det fordi den førstnævnte giver den størst mulige forventede nytte. Da modellen inkluderer en stokastisk variabel er den ikke observerede realisation af denne variabel med til at bestemme om en respondent foretrækker den ene eller den anden mulighed. Derfor vil modellen sige noget om, afhængig af modellens parametre, hvor stor sandsynligheden er for at en bestemt mulighed er at foretrække frem for andre muligheder. Det som estimeres i denne type model er en række parametre og estimatet angiver de parameter værdier som gør det mest sandsynligt at man får de svar som man har fået.

I nærværende studie antages det, at den enkelte respondents svar afspejler en indirekte nyttefunktion defineret ved $U_{ij} = V_{ij}(X_{ij}, Z_i) + e_{ij}$. Her betegner X_{ij} mulighederne attributter, hvor i refererer til respondenterne og j angiver mulighed 1,2,3 eller 4. Z_i er den enkelte respondents karakteristika Endelig er den indirekte nyttefunktion defineret over (additive) stokastiske elementer (e_{ij}). $V_{ij}(X_{ij}, Z_i)$ er den deterministiske og observerbare del af den samlede nytte og det er dennes parametre som skal estimeres. I forhold til den gennemførte undersøgelse er de relevante attributter brødpriis, overlevelse for agerhønskyllinger og antal planter.

De indsamlede data kan bruges til at vurdere "willingness to pay." Der er to metoder og de adskiller sig med hensyn til anvendelsen af den information som et "contingent ranking" studie giver. Ved den ene metode, "Most Preferred Alternative" metoden, benyttes den samlede rangordning idet metoden har udgangspunkt i at en mulighed er valgt fremfor de andre. Den såkaldte "Ranked Data" model er mere restriktiv men her bruges den information som opstår ved at hele rækken af muligheder er rangordnet. Hvad enten man vælger at bruge MPA-metoden eller RD-metoden er det nødvendigt at lave antagelser om den præcise specifikation af den indirekte nyttefunktion og om fordelingen af de stokastiske elementer.

Den indirekte nyttefunktion

I eksisterende værdisætningsstudier specificeres typisk en indirekte nyttefunktion som er lineær i priser og attributter.

$$(1a) V_{ij}(X_{ij}, Z_i) = b_1 P + b_2 H + b_3 B$$

Den økonometriske procedure fastlægger værdierne for parametrene b_1 , b_2 og b_3 . Her refererer P , H og B til brødpriisen, agerhønekyllingers overlevelse og mængden af planter. Ved denne specifikation angives betalingsviljen for vilde planter og agerhønekyllingers overlevelse i forhold til brødpriisen som angivet ved den marginale substitutionsrate. Fra ligning (1a) har man betalingsviljen for agerhønekyllingers overlevelse målt i forhold til brødpriisen som $\Delta H = -(b_1 / b_2) \Delta P$ mens betalingsviljen for planter kan opgøres som $\Delta B = -(b_1 / b_3) \Delta P$. Ligning (1a) angiver også et monetært mål for substitutionsraten mellem de to naturattributter: $\Delta B = -(b_2 / b_3) \Delta H$. Forhåndsforventningen er at parametrene opfylder $b_1 < 0$, $b_2 > 0$ og $b_3 > 0$.

Denne undersøgelse er en pilotundersøgelse og det er af denne grund valgt at anvende den meget simple specifikation i ligning (1) selvom det skal medgives, at denne på flere måder kan siges at være utilfredsstillende. Dels må det siges at være et væsentligt problem at respondenterne antages at have samme marginale betalingsvilje idet b_1 / b_2 og b_1 / b_3 ikke varierer mellem

respondenterne. Under visse forudsætninger er det muligt at estimere på den enkelte respondents svar og på denne måde tage hensyn til at populationerne ikke er homogene (for detaljer henvises til Beggs et al (1981), Hausman og Wise (1978)). Der knytter sig også problemer til den lineære specifikation selvom det accepteres at præferencerne er ens for de forskellige respondenter. Det er et problem at det marginale tab ved højere pris ikke afhænger af priseniveauet, og tilsvarende at gevinsten ved en miljøforbedring er uafhængig af niveauet for miljøkvalitet. Dette problem kan løses ved at anvende en log-lineær specifikation for den indirekte nytte. Endelig er det formentlig et problem at indkomst ikke indgår idet man vil forvente at indkomstniveau betyder noget for betalingsviljen. En mulighed for at ændre på dette forhold er at benytte en model af formen

$$(1b) V_{ij}(X_{ij}, Z_i) = b_1 P + b_2 H + b_3 B + b_4 (P/M)$$

Her medtager det sidste led realindkomst, hvorfor respondenternes marginale nyttetab ved højere pris afhænger af indkomstniveau. Lareau et al. (1989) anvender denne type inddirekte nyttefunktion.

MPA-metoden

Most Preferred Alternative metoden bygger på, at den mulighed som respondenter foretrækker frem for de andre muligheder har den egenskab at:

$$(2a) V_{im}(X_{im}, Z_i) + e_{im} > V_{in}(X_{in}, Z_i) + e_{in}, m \neq n$$

Da e_{ij} er en stokastisk variabel angiver ligning (2a) sandsynligheden for at mulighed m vælges frem for mulighed n af respondenter nummer i . Hvis man antager at den stokastiske innovation følger en Weibull-fordeling kan udtrykket omskrives til:

$$(2b) Pr(U_{im} > U_{in}, m \neq n) = (\exp[V_{im}] + \exp[V_{in}])^{-1} \exp[V_{im}]$$

hvor $Pr(\cdot)$ betegner sandsynligheden for at mulighed m vælges frem for mulighed n . Ligning (2b) kan estimeres ved maximum likelihood estimation.

Maximum Likelihood Estimation ved MPA-metoden

Såfremt man anvender den specifikation for den indirekte nyttefunktion som er anført i afsnit XX 2.1 er (logaritmen til) likelihood funktionen givet ved:

$$(3a) \ln L = \sum_i \sum_j y_{ij} [V_{ij} - \ln \sum_j \exp[V_{ij}]]$$

hvor $V_{ij} = b_1 P + b_2 H + b_3 B$. Her er y_{ij} en indikatorfunktion som antager værdien 1 når person nummer i vælger mulighed j . Ellers antager den værdien 0. Bemærk her at den foreliggende undersøgelse adskiller sig fra det helt generelle tilfælde hvor attributter kan variere, det vil sige, at der skulle i givet fald indekseres med P_{ij} , H_{ij} , B_{ij} .

Lad os alene for illustrative formål se på tilfældet hvor $V_{ij} = bX$, det vil sige, at forklaringen på rangordningen findes alene i en enkelt attribut, kaldet X , og denne varierer med mulighederne men er ens for forskellige individer inden for den samme mulighed. Lad os antage at der er tre personer og to muligheder. Person nummer 1 og 3 foretrækker mulighed 1 frem for for 2 Person nummer tre foretrækker mulighed nummer 2. I dette tilfælde er $y_{11} = 1, y_{12} = 0, y_{21} = 1, y_{22} = 0, y_{31} = 0, y_{32} = 1$. Idet attributterne alene varierer med mulighed (det vil sige $X_{12} = X_{22}$, etc.) reduceres likelihood funktionen til:

$$(3b) \ln L = 2bX_1 + bX_2 - 3 \ln [\exp[bX_1] + \exp[bX_2]]$$

Differentieres med hensyn til b findes førsteordensbetingelserne til $2X_1 + X_2 - 3b = 0$. Disse opflyder klart anden-ordensbetingelserne og løsningen er $b = (2X_1 + X_2)/3$.

Rangordnede data

Ved "contingent ranking" angiver den enkelte respondent hele den foretrukne rækkefølge og ikke blot det bedste valg. Den information som studiet giver kan for respondent nummer i beskrives ved:

$$(4a) V_{im}(X_{im}, Z_i) + e_{im} > V_{in}(X_{in}, Z_i) + e_{in}, m \neq n$$

Hvis man antager at den stokastiske innovation følger en Weibull-fordeling kan udtrykket omskrives til:

$$(4b) Pr(U_{im} > U_{in}, m \neq n) = \prod_{h=1} (\sum_{g=h} \exp[V_{ig}])^{-1} \exp[V_{im}]$$

Denne ligning har en fortolkning som er analog til ligning (2b) og kan ligeledes estimeres ved hjælp af maximum likelihood metoder. Ligning (4b) er mere restriktiv end ligning (2b) idet det er forudsat at fordelingsfunktionen for enhver foretrukken mulighed er uafhængig af de ringere muligheder.

Maximum Likelihood Estimation ved RD-metoden

I dette tilfælde er (logaritmen til) likelihood funktionen givet ved:

$$(5a) \ln L = \sum_i \sum_j [V_{ij} - \ln \sum_{k=j} \exp[V_{ik}]]$$

hvor $V_{ij} = b_1 P + b_2 H + b_3 B$. Bemærk at indikatorfunktionen er gledet ud fordi RD-metoden benytter hele den ordnede sekvens af muligheder og ikke blot den mest foretrukne. Der er yderligere en ændring i det sidste led idet der nu bortses fra muligheder der er rangordnet som ringere end den valgte. Betydningen heraf kan belyses ved at se på eksemplet fra afsnit 2.2.1.

Likelihood funktionen er nu givet ved:

$$(5b) \ln L = 2bX_1 - 2 \ln [\exp[bX_1] + \exp[bX_2]]$$

Differentieres med hensyn til b findes $2X_1 - 2b = 0$. Løsningen er $b = X_1$.

Resultater

I de publicerede undersøgelser inden for dette område afvises i alle tilfælde at benytte RD-metoden og alene benytte MPA-metoden og det dertilhørende estimat. Årsagen hertil er, at når man benytter en Weibull fordeling stiller RD-metoden strengere krav end MPA-metoden til med hensyn til de stokastiske elementers egenskaber. Ved MPA-metoden skal sandsynligheden for at en mulighed foretrækkes være uafhængig af specifikationen af de andre scenarier. Ved RD-metoden skal dette gælde for hver enkelt mulighed for enhver mulighed bortset fra den lavest prioriterede har en efterfølgende mulighed. Det er muligt at gennemføre statistiske tests for at vurdere om RD-metoden kan anvendes eller om man er nødt til at anvende MPA-metoden.

I nærværende studie som er et pilotstudie er estimatet for betalingsviljen alene fundet ved MPA-metoden. Den indirekte nyttefunktion er estimeret til:

$$(6) V = -69.70 P + 6.62H + 1.99B$$

Standardafvigelse på ovenstående estimater er 0.790, 0.077 og 0.024 og estimaterne er således signifikante. Forklaringsgraden er (overraskende) god idet R^2 er 0.999. Der skal gøres opmærksom på at modellen er en såkaldt logit-model. Modellen er søgt estimeret som den mere restriktive probit-model, men her viser der sig at være multikollinearitet, hvorfor den estimerede indirekte nyttefunktion skal benyttes med stor forsigtighed i forbindelse med aggregering af de implicerede betalingsviljer.

Der er gennemført en række estimationer – stadig ved hjælp af MPA-metoden - hvor den indirekte nyttefunktion inkluderer forskellige kombinationer af de baggrundsvARIABLE som er tilgængelige fra spørgeskemamaterialet. Det er variable som beskriver respondenternes alder, geografiske tilhørsforhold, erhverv og uddannelse. Endelig er prisen på brød splittet op så der en basispris og en prisstigning i forhold til denne basispris. Disse estimater viser entydigt, at nytten stiger med miljøindikatorerne og falder med basisprisen og med prisstigningen. Ved at inkludere baggrundsvARIABLE kan der estimeres på både logit- og den mere restriktive probit-model, idet problemerne med multikollinearitet ikke forekommer når baggrundsvARIABLENE inddrages. Disse estimater har – som den mere simple specifikation – en god forklaringsgrad og viser at der ikke er nævneværdig forskel på hhv. logit- og probit-modellen. Dette tyder på at konklusionerne med hensyn til betalingsvilligheden og værdien af forbedrede miljøindikatorer er ret robust.

I tabel 6 er resultatet anført sammen resultater fra publicerede studier der er rettet mod miljømæssige forhold og som benytter samme type metode (rangordning). I forhold til den skønnede betalingsvilje skal opmærksomheden henledes på studiet af Harner et al (2001). Her skønnes over betalingsviljen for forbedrede jagtmuligheder og hvis man bruger contingent valuation er værdien \$85 mens den er \$4 når det er et contingent ranking studie som ligger til grund. Den store forskel peger på at man kun med stor forsigtighed kan anvende nærværende studies skønnede betalingsvilje i en politisk sammenhæng.

Tabel 6. Sammenligning med andre studier

	Variabel			Kommentar
Haener et al	Elge	CVM CR	\$85 \$4	Fra 1 elg per 2-3 jagtdage til 1-2 elge per jagtdag.
Garrod et al	Naturkvalitet	CR	£0.10	Betaling per husholdning for bedre 1 pct. færre kabler etc. land kanaler.
Foster et al	Sygdom Biodiversitet	CR-MPA	£ 1,75 £ 13,50	Reduktion af 1 sygdomstilfælde. Undgå tab af en fugleart
Pesticidprojekt	Agerhønskyllinger Antal planter	CR-MPA	Kr. 0.57 Kr. 0.07	Stigning på 10 pct. i overlevelse. Stigning på 10 pct.

Fortolkning af resultaterne

I tabel 6 er nærværende studies resultat mht til betalingsviljen for flere vilde planter og forbedret overlevelse for agerhøns anført. Der er tale om at respondenterne taget under et er villige til at acceptere en prisstigning på Kr. 0.57 per kg brød for at få forøget agerhønskyllingers overlevelse med 10 pct., det vil sige fra 60 pct. til 66 pct. Med hensyn til antal planter accepteres en prisstigning på Kr. 0.07 per kg brød for at øge antallet af planter med 2.6 fra 26 til 28.6.

Som nævnt er logit-modellens estimater signifikante. Heraf bør man dog ikke umiddelbart slutte at de i tabel 1 anførte værdier kan lægges til grund for aggregering og direkte anvendelse i forbindelse med vedtagelse af

miljøpolitiske tiltag på området. For yderligere at vurdere resultaterne kan der gennemføres flere test, anvendes forskellige modelspecifikationer, etc. Dette er grundigt drøftet i den publicerede litteratur på området. En anden type vurdering er at sammenligne med andre resultater. Dette er gjort i tabel 1. Det skal bemærkes, at der ikke nødvendigvis er benyttet ensartede metoder i de i tabellerne anførte studier. Hensigten med sammenligningen er alene at placere de her opnåede skøn for betalingsvilje i forhold til andre skøn. Der kan dels være tale om sammenligning med tilsvarende undersøgelser (kaldet convergent validity) og dels kan der sammenlignes med faktisk gennemførte betalinger ved for eksempel indsamlinger (criterion validity).

Med hensyn til biodiversitet anfører Foster og Murrato (2000), at deres estimater forekommer at være i overensstemmelse med andre studier på området, men den skønnede betalingsvilje ligger temmelig meget over den betaling som kan observeres i forbindelse med frivillige betalinger (Foster og Murrato, 2000, pp. 18-19). Med hensyn til den i nærværende studie skønnede betalingsvilje er denne opgjort per kg brød og der er tale om naturgevinster som ikke kan sammenlignes med naturgevinsterne i de andre studier. Derfor er det ikke umiddelbart muligt at vurdere validitet gennem sammenligning. Ligeledes findes der ikke danske indsamlinger til fordel for en bedre natur som kunne sammenlignes med de opnåede resultater.

Diskussion

Som det fremgår indeholder "random utility" modellen to elementer: en deterministisk indirekte nyttefunktion og et stokastisk element. Det er sædvanligt i litteraturen at vælge en simpel lineær deterministisk specifikation for den deterministisk indirekte nyttefunktion. Der er dog mulighed for at benytte andre typer af specifikation, tillade variation mellem respondentgrupper efter for eksempel socioøkonomiske karakteristika og så videre. Med hensyn til det stokastiske element antages dette som regel at følge en Weibull fordeling. Dette giver en model der matematisk set er så simpel som muligt og det er primært dette der motiverer valget. Ulempen ved Weibull fordelingen er at IIA antagelsen er afvist i alle publicerede studier inden for området når man benytter MPA-metoden. Man er altså tvunget til at "smide information væk." Det er muligt at undgå dette problem ved at ændre antagelsen vedrørende de stokastiske elementer, men standard økonometri-pakker vil ikke kunne anvendes i estimationsproceduren.

Hvad enten man benytter den ene eller den anden modelspecifikation er den betalingsvilje som estimeres også et udtryk for valg af modelspecifikation og man må vurdere hvor rimelige estimaterne er. Dette kan gøres ved at sammenligne med andre studier, stille supplerende spørgsmål med henblik på at vurdere om respondenterne forholder sig til det der spørges om, etc. Endelig er det også en mulighed at gennemføre flere runder af samme undersøgelser men med svagt varierende produktattributter.

Samlet set må konklusionen være at metoden kan anvendes til at vurdere værdien af miljøgevinster men der er tale om en tidskrævende metode såfremt estimaterne skal tillægges en stor vægt i forbindelse med konkrete beslutninger.

Litteratur

Beggs, S., Cardell, S., Hausman, J., 1981, *Journal of Econometrics*, vol. 17, no. 1, pp. 1-19.

Foster, V. & S. Mourato. 2000. Valuing the Multiple Impacts of Pesticide Use in the UK: A Contingent Ranking Approach. *Journal of Agricultural Economics*, 51(1).

Garrod, G. & Willis, K. 1998. Using Contingent Ranking to Estimate the Loss of Amenity Value for Inland Waterways from Public Utility Service Structures. *Environmental and Resource Economics*, vol. 12, no. 2, pp. 241-47.

Haener, M K; Boxall, P C; Adamowicz, W L, Modeling Recreation Site Choice: Do Hypothetical Choices Reflect Actual Behavior? *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 83, no. 3, August 2001, pp. 629-42.

Hald, A.B., Nielsen, B.O., Samsøe-Petersen, L., Hansen, K., Elmegaard, N., & Kjølholt, J. 1988. Sprøjtefri randzoner i kornmarker/ *Unsprayed crop margins in cereals* - Miljøprojekt 103, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. 212 pp.

Hald, A.B. & Elmegaard, N. 1989. Sprøjtefri randzoner i kornmarker – Naturforvaltnings- og driftsaspekter / *Unsprayed marginal zones in cereals – Some results and prospects concerning nature conservation and agronomy* – 6. Danske Planteværnskonference / Pesticider og miljø: 40-50.

Hald, A.B. & Reddersen, J. 1990. Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter. Undersøgelser på konventionelle og økologiske landbrug 1987-88/ *Birds food items in organically and conventionally farmed cereal fields - arthropods and wild plants*. - Miljøprojekt 125, Miljøministeriet, Miljøstyrelsen. 112 pp.

Hald, A.B. 1994. Comparison of different management techniques for crop margins in relation to wild plants (weeds) and arthropods - Proc. British Crop Protection Council/British Ecological Society/Association of Applied Biologists symposium "Field Margins - Integrating Agriculture and Conservation" April 1994. *BCPC Monograph* 58: 301-306.

Hald, A.B., Pontoppidan, H., Reddersen, J. & Elbek-Pedersen, H. 1994. Sprøjtefri randzoner i sædskiftemarker. Plante- og insektliv samt udbytter: Landsforsøg 1987-92 / *Unsprayed field margins in rotational fields. Flora, arthropod fauna and yields. National trials 1987-92* - Bekæmpelsesmiddelforskning 6. Miljøstyrelsen. 157 pp.

Hald, A.B. & Lund, T. 1994. Fire sprøjtefri driftsmetoder af markers randzoner. Konsekvenser for vilde planter, insekter og økonomi. Faglig Rapport, Danmarks Miljøundersøgelser nr. 103. 39 pp.

Hald, A.B. 1999. The impact of changing the season in which cereals are sown on the diversity of weed flora in rotational fields in Denmark. *Journal of Applied Ecology* 36: 24-32.

Hald, A.B. 1999. Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. Annals of Applied Biology **134**:307-314.

Hald, A.B. 2002. Quantification of five flora and fauna indicators in six different scenarios for management of cereal crop margin and field. Unpublished note. National Environmental Research Institute, Denmark.

Hausman, J., Wise, David A., 1978, A Conditional Probit Model for Qualitative Choice: Discrete Decisions Recognizing Interdependence and Heterogeneous Preferences, *Econometrica*, vol. 46, no. 2, pp. 403-426.

Lareau, Thomas J; Rae, Douglas A., 1989, Valuing WTP for Diesel Odor Reductions: An Application of Contingent Ranking Technique, *Southern Economic Journal*, vol. 55, no. 3, pp. 728-42.

Reddersen, J. 1997. The arthropod fauna of organic versus conventional cereal fields in Denmark – Entomological Research in Organic Agriculture: 61-71.

Schou, J.S. 2002. Economic costs of five management types of field margins. Unpublished note. National Environmental Research Institute.

Schou, J.S., B. Hasler & P. Kaltoft. 2002. *Valuing biodiversity effects of pesticide use - What does perception of uncertainty mean for survey design?* Paper for the Conference on Risk and Uncertainty in Environmental and Resource Economics. June 5-6, 2002, Wageningen University, The Netherlands.

Bilag C. Spørgeundersøgelse: Mere natur i landbruget

Forklaring til spørgematerialet

Ved gennemførelsen af undersøgelsen læses teksten op af interviewerens, ligesom respondenterne får skema 1 udleveret. Svarene registreres på PC af interviewerens – dvs. at skemaerne ikke skal udfyldes af respondenterne.

Interviewet forløber efter følgende køreplan:

1. Introduktion og baggrundsinformation læses op.
2. Skema 1 incl. den forklarende tekst udleveres (dvs. hele siden udleveres), og interviewerens læser den forklarende tekst op. Respondenterne afgiver sin rangordning.
3. De supplerende spørgsmål til skema 1 læses op et ad gangen, og respondenterne afgiver sit svar til hvert spørgsmål.
4. Spørgsmålene i skema 2 læses op et ad gangen, og respondenterne afgiver sit svar til hvert spørgsmål.
5. De afsluttende spørgsmål læses op, og respondenterne afgiver sine svar.

Introduktion

Ved mere miljøvenlig drift i markkanterne kan naturen i landbruget styrkes, så vilde planter og fugle får bedre levevilkår. I denne undersøgelse vil vi bede Dem om, at give Deres vurdering af fire typer landbrugsdrift og deres betydning for naturen. Vi vil bede Dem om, at sammenholde natureffekterne med omkostningerne ved at ændre landbrugsdriften. Resultaterne skal anvendes i et forskningsprojekt, hvor vi ønsker at belyse afvejningen mellem økonomi og natur hos den danske befolkning.

For at give Dem mulighed for at vurdere størrelsesordenen af de natureffekter som beskrives, gives først en kort baggrundsinformation. Denne kan De bruge som sammenligningsgrundlag for de effekter, vi præsenterer Dem for senere.

Baggrundsinformation

Mange af de plantearter, som var almindelige i markerne og i markkanterne for 30 år siden, er nu mere sjældne. Det gælder f.eks. agerstedmoder (viol), markforglemmevej, ærenpris og blå kornblomst. Forekomsten af mange af arterne er mere end halveret, så der i dag gennemsnitligt er 26 vilde planter pr. kvadratmeter.

Agerhøns, gulspurv, sanglærker og fasan er fuglearter, som er tæt knyttet til landbrugsmarkerne. Bortset fra fasanen, er disse fuglearter gået tilbage de sidste 30 år. F.eks. er antallet af agerhøns faldet med 80 procent siden 1960'erne. Overlevelsen for agerhønsenes kyllinger er i dag på 60 procent.

Rangordning af forskellige former for landbrugsdrift

Ved ændret landbrugsdrift i kanten af kornmarkerne er det muligt at forbedre levevilkårene for vilde fugle og planter, men det vil også føre til omkostninger for det danske samfund. Omkostningerne kan f.eks. opgøres som en forøgelse af brødprisen. I skemaet er fire forskellige former for landbrugsdrift præsenteret. For hver type landbrugsdrift ses betydningen for vilde planter og agerhøns. Desuden er det vist, hvor meget prisen på brød skal stige, for at opveje omkostningerne ved mere miljøvenlig korndyrkning. Natureffekterne tænkes således betalt over husholdningsbudgettet.

Vi beder Dem således forestille Dem, at De betaler for natureffekterne gennem højere priser på brød. De skal nu rangordne de fire typer landbrugsdrift, således at nummer 1 er den landbrugsdrift, hvor De synes natureffekterne står bedst mål med prisstigningen, og nummer 4 er den landbrugsdrift, hvor De synes natureffekterne står dårligst mål med prisstigningen.

Skema 1

	K20 Nuværende landbrugsdrift	M2 Ændret landbrugsdrift	L18 Ændret landbrugsdrift	P7 Ændret landbrugsdrift
Stigning i prisen på brød	0 procent	5 procent	10 procent	34 procent
Antal vilde planter	26 stk/m ²	43 stk/m ²	36 stk/m ²	92 stk/m ²
Overlevelse for agerhønskyllinger	60 procent	60 procent	70 procent	90 procent
Rangordning (fra 1 til 4)				
Ved ikke				

Ved de ændringer i landbrugsdriften, som vi har præsenteret Dem for, skyldes natureffekterne nedsat pesticidforbrug i markkanterne. Hvis man helt ophører med at anvende pesticider i korndyrkningen, vil man opnå omtrent de samme natureffekter som ved den sidste type landbrugsdrift (P7 i skemaet), men brødprisen vil stige yderligere med 18 procent. Er De villig til at betale en samlet merpris på brød på 52 procent for helt at undgå pesticider i kornproduktionen?

Ja..... Nej..... Ved ikke

Fandt De det svært at vælge mellem de forskellige typer landbrugsdrift

Ja..... Nej.....

(Hvis respondenteren har svaret "ved ikke" til skema 1 stilles følgende spørgsmål)

Angiv her, hvorfor har De ikke har foretaget rangordningen.

Jeg kan ikke forholde mig til valgmulighederne

Jeg ønsker ikke udføre rangordningen

Generelle spørgsmål

Nu vil vi bede Dem om at svare på, i hvilken grad De er enig i følgende udsagn om landbruget:

Skema 2

	Meget enig	Enig	Uenig	Meget uenig	Ved ikke
1. Jeg mener, at dansk landbrug i dag overvejende drives på en miljø- og naturmæssig forsvarlig måde					
2. Jeg mener, at landbruget bør omlægges til økologisk produktion					
3. Jeg mener, at der skal bruges offentlige midler på miljø- og naturbeskyttelse					
4. Jeg vil gerne betale mere for mine fødevarer, hvis det er til gavn for naturen					
5. Jeg mener, at landmanden bør betale for gode levevilkår for vilde dyr og planter i kornmarkerne					
6. Jeg betragter <u>ikke</u> kornmarker som rigtig natur					
7. De dyrkede marker har stor betydning for mine naturoplevelser					

Afslutningsvis vil vi bede Dem svare på, følgende spørgsmål

Jeg bør i en by med mindre end 3000 indbyggere

Ja..... Nej.....

Jeg er opvokset i en by med mindre end 3000 indbyggere
(hvis De er i tvivl om størrelsen af Deres by, så angiv postnummer)

Ja..... Nej.....

Må en af forskerne bag undersøgelsen evt. kontakte Dem for uddybende spørgsmål?

Ja..... Nej.....

Mulig ekstra information vedr. stigningen i brødprisen i tabel 1, som interviewereren kan give på opfordring

En stigning i brødprisen på 5 procent, vil betyde at prisen på et brød til 15 kr stiger til 15 kr. og 75 øre.

En stigning i brødprisen på 10 procent, vil betyde at prisen på et brød til 15 kr stiger til 16 kr og 50 øre.

En stigning i brødprisen på 34 procent, vil betyde at prisen på et brød til 15 kr stiger til 20 kr.

Mulig ekstra information til
tillægsspørgsmålet til tabel 1 vedr.
ophør med pesticidanvendelse, som
intervieweren kan give på opfordring

En stigning i brødprisen på 52 procent, vil betyde at prisen på et brød til 15 kr
stiger til 23 kr.

Bilag D. Kvalitativ interviewundersøgelse

Pernille Kaltoft
Danmarks Miljøundersøgelser

Baggrund

I nogle få studier knyttet til værdisætningsstudier, som benytter sig af direkte værdisætningsmetoder (konkret CV og WTP), undersøges respondenternes bagvedliggende overvejelser (Clark et al. 2000; Schkade og Paynes 1993; Vahnjal og O'Connor 1994; Brouwer et al. 1999), bl.a. på baggrund af en teoretisk kritik af den økonomiske teoris præmis om at respondenter vil/skal svare som forbruger, fremfor som borger/politisk aktør (Sagoff 1994; Keat 1994). Som forbruger ser personen sig selv i en købsituation med budgetrestriktion og i en prioriteringssituation, hvorimod vedkommende som borger opfatter sig selv som samfundsborger, som politisk menneske. Ideen bag værdisætningsstudier er, at svarpersonen skal se sig selv som forbruger.

I Clark et al. (2000) undersøges et CV studie af betalingsviljen for bevarelsen af et naturområde i UK ved hjælp af dybdegående gruppesamtaler (samme gruppe mødes i alt fire gange á 1½ time). Ud af 21 deltagere har de 10 ikke svaret indenfor den økonomiske teoris rammer, idet de enten har afvist at foretage prisansættelsen, har svaret ud fra en generel holdning til naturbeskyttelse eller konstrueret kontekster for deres besvarelse der afviger meget fra den præsenterede. De resterende 11 deltagere i gruppesamtalerne svarer indenfor rammerne af den økonomiske teoris præmisser, dvs. som forbrugere, men deres overvejelser er af meget forskellig karakter. Gruppesamtalerne (3 parallelle forløb med forskellige respondentgrupper) førte frem til konsensus om at forkaste CV som en relevant måde at formidle lægfolks holdninger og ønsker til naturforvaltning. Schkade og Paynes (1993) studie knytter sig til et CV/WTP studie af olieforurening af fugles fourageringsområder i USA. Det er kvantitativt og direkte koblet på selve værdisætningsundersøgelsen. I dette studie (107 respondenter) findes det at 23% accepterer at betragte sig selv som forbrugere, 17% opfatter deres betalingsvilje som et bidrag til natur-godgørelse ("charity"), 23% var generelt bekymret for miljøet og signalerer dette gennem signifikant højere betalingsvillighed end resten af respondenterne og 20% opfinder bare et tal. Vahnjal og O'Connor (1994) undersøger betalingsviljen (WTP) for at undgå en (simuleret) bebyggelsesplan for en nærtliggende ø på New Zealand. I spørgeskemaet er der indbygget spørgsmål, der skal afdække hvad den afgivne betalingsvilje dækker. Der konkluderes at WTP tal primært må forstås som "gestures in a political process" (Vahnjal og O'Connor 1994, p. 375). I modsætning hertil finder Brouwer et al. (1999) overvejende tilslutning blandt respondenter i et studie af betalingsvillighed for et flodreguleringsprojekt i UK (52 respondenter i 7 fokusgruppeinterviews) til at CV er en brugbar måde at formidle folks prioriteringer på.

Temaerne for de fire studier er altså accept/afvisning af værdisætningen og forbruger versus borger problematikken. I vores fokusgruppeinterviews, som blev brugt til at udforme og tilrette spørgematerialet, var forbruger versus borger problemstillingen åbenlys. Når vi fik deltagerne argumenter for at have rangordnet på en given måde, sprang det i øjnene, at der var to måder at argumentere for sin rangordning, nemlig enten som stående ved køledisken i supermarkedet eller som borger med ønsker for fremtidens fødevarerproduktion. Vi spurgte også eksplicit (i slutningen af fokusgruppeinterviewene) til deltagerne holdning til selve ideen bag spørgematerialet om at værdisætte natur. Der blev i alle tre fokusgrupper udtrykt bred accept af den foreliggende undersøgelse, en accept som kun

genfindes i den ene (Brouwer et al. 1999) af de fire ovenfor nævnte studier.
Ingen af de fire ovennævnte studier omhandler et contingent ranking studie.

Formål

Den kvalitative interviewundersøgelse skal bruges til at komme et skridt dybere end en spørgeskemaundersøgelse kan komme med hensyn til at forstå de holdninger, som de af Gallup interviewede personer, giver udtryk for. Overordnet er vi interesserede i at undersøge hvorvidt værdisætningsstudiets præmisser kolliderer væsentligt med den måde, interviewpersonerne fortolker og reagerer på det, de bliver spurgt om, og i givet fald på hvilke måder.

På baggrund af erfaringerne fra fokusgruppeinterviewene er det valgt *ikke* at fokusere på spørgsmålet om respondenternes accept eller afvisning af selve værdisætningen. Derimod er forbruger versus borger problematikken i centrum. Denne problemstilling ønskes endvidere uddybet i forhold til den eksisterende litteratur om emnet ved at undersøge sammenhængen mellem respondenters udtrykte betalingsvilje og holdninger i Gallupundersøgelsen og deres hverdagslivserfaringer med natur, miljø og landbrug, herunder forbrugsvalg.

Metodevalg

Der benyttes en række forskellige metoder i de undersøgelser, der findes af respondenter til værdisætningsstudiers motiver for deres værdisætning og deres meninger om værdisætningsstudier. Flere af dem involverer forløbet af selve værdisætningsstudiet, dvs. at selve værdisætningsstudiet er sat op på en måde så respondenternes bagvedliggende motiver undersøges (Vadnjal og O'Connor 1994, Schkade og Payne 1993). Det er meget ressourcekrævende undersøgelsesdesign, som for det ene studies vedkommende (Vadnjal og O'Connor 1994) også inkluderer opfølgende enkeltpersoninterview. To andre studier benytter henholdsvis almindelige fokusgruppeinterviews (Brouwer et al. 1999) og dybdegående gruppesamtaler (Clark et al. 2000), hvor det sidste består i at den samme gruppe mødes gentagne gange.

I nærværende undersøgelse er det valgt at benytte kvalitative interviews med enkeltpersoner, da ønsket er at undersøge sammenhænge mellem den enkelte persons Gallupbesvarelse og vedkommendes liv som sådan.

I projektet "Den danske befolknings holdninger og ønsker til naturen" (Læssøe og Iversen 2003) viste det sig, noget overraskende, at der ofte ikke er nogen klar sammenhæng mellem de værdier, som kommer til udtryk igennem interviewpersonens fortællinger om sine hverdagserfaringer med natur og så de holdninger, som personen giver udtryk for, når samtaleemnet har en mere politisk karakter. Dvs. at holdningsdannelsen omkring natur og miljø ikke alene – og måske langt fra – stammer fra personens egne erfaringer med natur, men er påvirket af andre forhold. Det samme forhold må antages at gøre sig gældende for de personer, vi interviewer. Erfaringen fra projektet "Den danske befolknings holdninger og ønsker til naturen" peger derfor på, at det er meget vigtigt at tale om hverdagsliv og hverdagslivserfaringer i det kvalitative interview og ikke kun om holdninger for netop at kunne belyse forholdet imellem hverdagslivserfaringerne, og værdierne der ligger implicit heri, og de holdninger svarpersonen giver udtryk for i forskellige kontekster⁶.

⁶ En parallel iagttagelse gøres i magasinet Grønspiren (Aagaard 2002), hvori det fortælles at to uafhængige undersøgelser fra henholdsvis Fødevarerdirektoratet og Kræftens Bekæmpelse viser, at danskerne er begyndt at spise mere frugt og grønt, en stigning på omkring 35% på to år. Undersøgelsen er baseret på selv-indberetning (spørgeskemaundersøgelser). Det interessante i denne sammenhæng er, at den påståede stigning i forbruget ikke kan genfindes noget andet sted – hos avlere, grossister eller supermarkeds kæder. Dvs. at danskerne spiser frugt og grønt som de plejer, men til gengæld er blevet opmærksomme på, at de/vi bør spise grønt, hvilket vi så siger vi gør!

Udvælgelseskriterier

Der er af ressourcemæssige grunde kun et lille antal kvalitative interviews til rådighed for undersøgelsen (4 – 6 i alt). Disse skal derfor bruges til at dække så mange "kvaliteter" som muligt. Dvs. at udvælgelseskriteriet helt overordnet er variation – variation på demografiske variable som køn, alder, familieforhold, uddannelse, erhverv, indkomst og geografisk beliggenhed og variation i de holdninger som Gallupundersøgelsen afdækker. Hver interviewperson skal således dække en række af de nævnte kvaliteter.

De demografiske data har vi direkte rådighed over i Gallupmaterialet. Hvad angår de holdninger og prioriteringer som Gallupundersøgelsen afdækker har vi valgt at opstille nogle profiler for hvilke typer af besvarelser vi gerne vil undersøge nærmere, som udgangspunkt for udvælgelsen.

Profiler

Datamaterialet rummer svar som forekommer sammenhængende (konsistente) udfra de præmisser, vi har lagt bag undersøgelsen, og det rummer den modsatte type svar. For begge slags svar er det interessant at undersøge rationalerne bag. Som udgangspunkt for udvælgelsen af interviewpersoner har vi valgt at trække fem profiler ud af materialet. Alle profilerne er begrænset til dem der har sagt ja til at de måtte kontaktes af forskerne. Navngivningen af profilerne skal ikke tages for andet end en arbejdstitel.

Konventionel (266:22:7)⁷

Der er en gruppe personer, som er positive overfor det eksisterende konventionelle landbrug, udtrykt ved at de vælger scenariet for uændret landbrugsdrift som 1. prioritet, og som også siger "nej" til at betale en (høj) pris for at undgå pesticider.

Denne gruppe viser sig at bestå af 7 personer i alt, hvoraf de 6 er mænd. Den ene kvinde er en 65 årig selvstændig (i kategorien landbrug/gartneri/fiskeri). Gruppen er endvidere karakteriseret ved at bo langt fra storbyerne (Græsted/Gilleleje kommune, Varde kommune, Maribo kommune, Silkeborg kommune, Sundsøre kommune (i Viborg Amt), 2 i Hjørring kommune) og at alle mændene, på nær en, aldrig eller meget sjældent foretager husstandens indkøb.

Det skal bemærkes at udvides denne profil med dem som har sagt nej til at blive kontaktet af forskere, består gruppen af yderligere 15 personer, hvoraf de 6 er kvinder. Hverken bopæl eller indkøbsvaner er længere særligt karakteristiske. Det er dog bemærkelsesværdigt at så mange med denne svarkombination (uændret landbrugsdrift og "nej" til at ville betale en merpris på 52 % på brødet for helt at være fri for pesticider) siger nej til at ville kontaktes af en forsker.

Pesticidfølsom (266:5:5)

Blandt de som har prioriteret scenariet med den eksisterende konventionelle landbrugsdrift som nummer 1, altså som den landbrugsdrift der står bedst mål med omkostningerne, findes der også personer som siger "ja" til at betale en merpris på 52 procent for helt at undgå pesticider i kornproduktionen. En umiddelbar forklaring indenfor de præmisser, der ligger til grund for værdisætningsstudiet, må være at disse mennesker, idet de bliver gjort opmærksom på at årsagen til forskellene i biodiversitet i de fire scenarier er pesticider, ændrer værdisætning. Dermed tillægges pesticiderne en meget stor negativ betydning og biodiversitet en meget lille betydning.

Der er fem personer, som har svaret denne kombination (og som vil kontaktes af forskerne). Om gruppen gælder at 4 ud af de 5 er uenige i (evt. meget uenige i) at dansk landbrug drives miljø- og naturmæssigt forsvarligt. De

⁷ (samlet antal respondenter i Gallupundersøgelsen: antal respondenter i den aktuelle profil : antal respondenter i den aktuelle profil, der vil kontaktes af forsker)

samme 4 er enige i at landbruget bør omlægges til økologisk produktion. Gruppen er karakteriseret af lavt uddannelsesniveau og lavt indkomstniveau.

Naturvenlig(266:49:41)

En anden forventelig gruppe er dem som giver udtryk for en høj betalingsvillighed, udtrykt ved at det dyreste scenarie er prioriteret nr. 1, og som endvidere siger "ja" til at ville betale en merpris på 52 % for brødet for helt at være fri for pesticider. Gruppen består af 41 personer (inkluderes dem som ikke vil kontaktes stiger gruppen kun med 8 personer).

Biodiversitet vigtigere end pesticider (266:7:7)

En mere speciel gruppe udgør de personer, som giver udtryk for den højeste betalingsvillighed i rangordningen (udtrykt ved det dyreste scenarie som 1. prioritet) og som samtidig siger "nej" til at ville betale en merpris på 52 % for brødet for helt at være fri for pesticider. Tolket indenfor værdisætningsstudiets præmisser betyder det, at vi her har med personer at gøre, som interesserer sig mere for biodiversitet end for pesticider. Gruppen består af 7 personer, hvoraf de 6 er kvinder. 5 af de 7 mener ikke at dansk landbrug er natur- og miljømæssigt forsvarligt. De 4 af disse mener endvidere ikke at der skal omlægges til økologi. Der er ingen yderligere fællestræk ved gruppen.

Ikke foretaget rangordning (266:14:9)

Nogle personer har ikke foretaget rangordningen (svaret "ved ikke" til rangordningen). Det er kun 2 af disse der svarer, at de ikke ønsker at foretage rangordningen. Disse har vi derfor fravalgt at undersøge nærmere. (De 2 personer ønsker endvidere ikke at blive kontaktet af forskerne, så vi har ikke muligheden for at interviewe dem). Der er 9 personer som har svaret, "jeg kan ikke forholde mig til valgmulighederne", som svar på hvorfor de ikke foretog rangordningen. Heraf er de 8 mænd. 6 af de 9 mener at dansk landbrug er forsvarligt natur- og miljømæssigt, og 7 af de 9 ønsker ikke omlægning til økologisk jordbrug. Dvs. at det overvejende er en gruppe af personer med sympati for det konventionelle landbrug. De er langt overvejende bosat uden for de store byer (Roskilde kommune, Dianalund kommune, 4 i Holbæk kommune, 2 i Maribo og 1 i Kerteminde kommune). Udvides gruppen med dem som ikke ønsker at blive kontaktet af forskere, tilføjes 3 kvinder med ringe uddannelse og lav indkomst (2 pensionister plus en ufaglært arbejder). De har svaret "ved ikke" til det meste.

Vi har endvidere interesseret os for om der kunne ses nogle karakteristika for de personer, som ikke anser kornmarker for natur og/eller for hvem kornmarker ikke har betydning for deres naturoplevelser (personer som har svaret "enige"/"meget enig" til spørgsmål 6 og "uenige"/"meget uenig" til spørgsmål 7 i de generelle spørgsmål). Hvis der var noget karakteristisk for deres øvrige svarafgivelse eller hvis de skilte sig ud som gruppe på demografiske parametre, ville de være interessante som en 6. profil. Men vi fandt ingen klare karakteristika.

Om de udvalgte interviewpersoner

Der er valgt én fra hver af ovenstående profiler, sådan at de tilsammen repræsenterer en stor variation i geografisk beliggenhed, alder, køn, familiestatus, indkomst og erhverv. Beskrivelsen nedenfor bygger på personernes svar til Gallup og de kategorier, som Gallup opererer med.

Konventionel

Mand, 62 år, Hjørring (bymidten). Husstanden består af 2 personer. Manden har en lang videregående uddannelse, er selvstændig i kategorien i øvrigt (ikke primær erhverv, ikke detailhandel og håndværk). Han har en høj indkomst og konen (husstandens anden beboer) har ingen indkomst. Han foretager sjældent husstandens indkøb.

Pesticidfølsom

Kvinde, 33 år, Næstved (uden for byen). Husstanden består af 2 personer. Hun har en erhvervsuddannelse og er studerende/elev. Hendes indkomst er lav og husstandens indkomst er lav. Hun foretager alle husstandens indkøb.

Naturvenlig

Mand, 31 år, Ebletoft (landsbyen Boeslum). Husstanden består af 2 personer. Han har afsluttet folkeskolen og er selvstændig i kategorien i øvrigt (ikke primær erhverv, ikke detailhandel og håndværk). Han har en høj indkomst og husstandens anden beboer har en lav indkomst. De deles om husstandens indkøb.

Biodiversitet vigtigere end pesticider

Kvinde, 41 år, Valby. Husstanden består af 6 personer, heraf 3 børn under 15 år. Hun har en lang videregående uddannelse og er funktionær (i kategorien højere). Hendes indkomst er høj og husstandens samlede indkomst er ca. dobbelt så stor som hendes. Hun foretager sjældent husstandens indkøb.

Ikke foretaget rangordning

Mand, 33, Dianalund (på landet). Husstanden består af 4 personer, heraf 2 børn under 15 år. Han har en erhvervsuddannelse og er faglært arbejder. Hans indkomst er mellem og husstandens samlede indkomst er mellem. Han foretager sjældent husstandens indkøb.

Eval uering af udvalgte interviewpersoner

De fem udvalgte blev kontaktet og interviewet successivt bestemt af interviewerens logistiske overvejelser (geografi, transport og tid). De fire først kontaktede sagde alle ja uden betænkeligheder. Det var tilfældigvis personen fra profilen "konventionel", som blev kontaktet sidst. Det viste sig, at denne person ikke ønskede at medvirke og heller ikke den person, som var det næstbedste valg fra gruppen. Den tredje bedste fra gruppen indviljede i at medvirke:

Kvinde, 65 år, Sundsøre kommune (i Viborg amt). Husstanden består af to personer. Kvinden har afsluttet folkeskolens 7. kl og er selvstændig erhvervsdrivende i kategorien fiskeri, gartneri, landbrug. Hun har lav indkomst og husstandens indkomst er lav. De deles om husstandens indkøb.

Det var ubetænksomt at kontakte "den konventionelle" sidst, idet man kunne have forudset, at det muligvis ville være sværere at få "den konventionelle" til at deltage i et interview med en medarbejder fra Danmarks Miljøundersøgelser omhandlende natur og landbrug. Der er allerede en langt større andel fra denne gruppe, som har sagt nej til at blive kontaktet af en forsker, i sammenligning med de andre profiler: 68% mod henholdsvis 0% (pesticidfølsom), 16% (naturvenlig), 0% (biodiversitet vigtigere end pesticider) og 36% (ikke foretaget rangordning). Et tilsvarende problem med skæv rekruttering til gruppesamtaler er rapporteret i Clark et al. (2000).

Problemet har ikke haft væsentlig indflydelse på kvaliteten af det samlede udvalg, som udover at repræsentere de fem profiler, er præget af: aldersspredning (31-65 år), dog med fire personer mellem 31 - 41 år, indkomstspredning, geografisk spredning og to familier med hjemmeboende børn (tre uden). "Den konventionelle" er dog landmandskone, hvilket fra starten af var fravalgt, da landmænd udgør så lille en del af Danmarks befolkning, og kan forudses at have markante holdninger i forhold til det aktuelle emne.

Interviewguide

Alle interview er foretaget efter samme guide. Guiden er bygget op over temaerne holdninger og handlinger/erfaringer i relation til natur, holdninger og handlinger i relation til landbruget, holdninger og handlinger i relation til miljø og kommentarer til Gallupbesvarelsen i nævnte rækkefølge. Den fulde interviewguide kan ses som bilag 1. Der indledes med almindelig baggrundsinformation om interviewpersonen og herefter tages en samtale om emnerne natur, landbrug og miljø uden at inddrage, hvad interviewpersonen konkret svarede til Gallup undersøgelsen. Ideen hermed er at undgå at blive sporet ind i værdisætningsundersøgelsens tankegang fra starten af, men tværtimod at følge interviewpersonens tankegang. Senere vil personens konkrete besvarelse af Gallup undersøgelsen blive lagt på bordet og danne baggrund for den videre samtale. Hvert interview varede 1- 2 timer.

Respondenternes forhold til natur, fødevarer, landbrug og miljø

Interviewene handlede langt overvejende om forholdet til natur, fødevarer, landbrug og miljø i den interviewedes hverdagsliv. Da mennesker er forskellige – og da de udvalgte interviewede var tilstræbt forskellige – viste der sig naturligvis også at være meget forskellige relationer til emnerne blandt de interviewede.

Respondenterne, som der refereres til i det følgende, er henholdsvis en 41-årig kvinde med fire børn bosat i København med lederjob i det offentlige (storbykvinden), en 33-årig kvinde under uddannelse til klinisk diætist, som bor til leje på en gård i provinsen (provinskvinden), en 31-årig mand med egen vognmandsvirksomhed bosat i provinsen og en 33-årig mand bosat i provinsen, håndværker og far til to børn. (*her kommer en mere*).

Natur er hos storbykvinden fortrinsvis noget man kigger på, når man er på ferie, og især i udlandet, på ski i Norge eller på sommerferie i Toscana. Villaens have er et uderum, have dyrkning/-pasning er en pligt, som bliver holdt på et minimum.

For håndværkeren og familiefaderen fylder natur en del i hverdagen og ferier. Han oplever og nyder landbrugslandskabet, når han i sin dagligdag kører i det. Han kigger på og værdsætter de vilde dyr (rådyr, fasaner og harer), som lever

i området, og ville gerne bo tættere på skoven end han gør. I ferierne og fritid laver han ting med sine børn – spiller fodbold, fisker og snedkerer. Det at børnene roder med pinde og andet i haven og i skoven og at de lære at omgås værktøj prioriterer han højt og forbinder med livet på landet (i modsætning til livet i byen).

For manden på landet med egen virksomhed er natur ikke et emne, der som sådan kan tales om. Han er vokset op i en landsby, har arbejdet i landbruget og kører Danmark tyndt i kraft af sit erhverv. Så naturen er der, men ikke som noget han har i fokus eller dyrker. Han går f.eks. ikke op i sin have og ferier er til for at slappe af (typisk på charterrejse syd på). Naturen er landbrugets ressourcegrundlag og også noget som bliver påvirket af forureningen fra landbruget som erhverv og af hans eget erhverv.

For provinskvinden fylder naturen meget i hverdagen som afkobling og rekreativt rum. Hun cykler (som hverdagstransport) og løber – begge dele også for sundhedens skyld. Hun oplever turene i naturen som kontemplative, som frihed til at tænke sine egne tanker og indtrykkene (solopgang, dyr, årets gang etc.) som psykisk opladning. Hendes uddannelse (til klinisk diætist) er med til at få mad, natur og miljø til at være forholdsvis sammenhængende emner, hvorimod hun ikke har nogen viden om eller noget forhold til produktionen i landbruget. Hun bor dog til leje på en gård og har derigennem kendskab til en landmandsfamilies livsvilkår. Hun har medfølelse for deres trange kår, samtidig med at hun er uenig med dem i deres måde at drive landbrug på. Hun generaliserer sin forståelse for denne familie til hele erhvervet.

Mad og fødevarevalg bestemmes for både storbykvinden, håndværkeren/familiefaderen⁸ og manden med egen virksomhed stort set ikke af miljø-, natur- eller sundhedsovervejelser. Uagtet at de formodentlig spiser en meget forskellig kost, så er valget bestemt ud fra hvad de har lyst til at spise, hvor lysten ikke er natur-, sundheds- eller miljøbestemt men snarere traditions- (eller anti-traditions-) og socialt bestemt, foruden at valget er bestemt af udvalget i butikkerne, de handler i.

Storbykvinden bliver momentant grebet af overvejelser om sine børns helbred og sundhed, f.eks. i en situation hvor den mindste træder frem i havedøren under interviewet med en stor pose vingummi i hånden. Hun er direkte imod økologisk jordbrug (herom senere). På trods af denne modstand er hun tilfreds med at børnene får økologisk mad hver dag i deres skole. Hun har endvidere registreret, at de små er mere syge end de store var (stor aldersforskel) og mener, at det måske har med en øget forekomst af inficerede fødevarer at gøre. Hun udtrykker altså usikkerhed om madens sikkerhed.

Ingen af de to mænd udtrykker bekymring omkring maden, men begge er påvirkede af deres koner/samlevende, hvor konen/kæresten til manden med egen virksomhed er mere til de økologiske varer end ham selv, og håndværkeren/familiefaderen er påvirket af sin kones fedt-aversion. Sidstnævnte familie går til svømning med en gruppe af andre familier, heriblandt en familie som handler med økologiske grønsager. De køber af og til grønsager af disse folk. Der er til gengæld ingen kobling mellem håndværkerens/familiefaderens interesse for de vilde dyr i området og hans

⁸ Det følgende gælder kun delvis for håndværkeren/familiefaderen, da det fremgår gentagne gange igennem interviewet, at hans kone er meget anti-fedt fikseret, og at det i et eller andet omfang er smittet af på både børn og mand. Men så vidt som det overhovedet kan kaldes et sundhedsperspektiv er det meget snævert og rummer f.eks. ikke motion (jeg spurgte eksplicit).

store kendskab til hverdagen på forskellige landbrugsbedrifter og så hans fødevarevalg.

Interviewpersonernes relation til mad kan glimrende karakteriseres ved hjælp af Bente Halkiers typologi (Halkier 2001), hvor hun opererer med 'den bekymrede' som indretter sit fødevarevalg efter de trusler han/hun opfatter at der er, 'den irriterede' der lejlighedsvis reagerer og 'den pragmatiske' som bruger usikkerheden om såvel trussel som løsning til at lade andre forhold drive valget.

De interviewedes holdninger til landbruget er gennemgående mindre kritiske end forventet. Alle (*fire*) mener at landbruget forurener og det er gylleproblemet, der nævnes som det primære.

Storbykvinden mener overhovedet ikke, at landbrugets forurening er væsentlig og derfor mener hun heller ikke at økologisk jordbrug er nogen løsning. Hun tænker i globale baner og mener at ulighedsproblematikken er langt vigtigere end detaljer ved landbruget.

Provinskvinden er meget kritisk overfor det konventionelle landbrug, men har samtidig stor forståelse for de problemer landmænd står overfor, og hun kan heller ikke se hvordan det, for hende at se, store gylleproblem skal løses.

Manden med egen virksomhed ser det som en naturlig konsekvens af en erhvervsvirksomhed, at der er forurening, og at det er fint – og led i udviklingen – at den reguleres og gøres mindre med tiden. Han oplever ikke forureningsproblemerne som overvældende. Miljø betyder noget i hans hverdag netop i relation til erhvervsvirksomheden, hvor han er underlagt nogle EU-restriktioner som løbende justeres.

Håndværkeren og familiefaderen skelner mellem de små landbrug, som ligger lige omkring hvor han bor, og så de større længere væk. Han mener ikke, at der er problemer med de små, men derimod hos de store, der har store koncentrationer af gylle. Han giver endvidere udtryk for risikoovervejelser i forbindelse med landbrugets brug af slam – giver anvendelsen et fremtidigt grundvandsforureningsproblem?

Provinskvinden under uddannelse er som sagt den eneste af de interviewede, der tænker miljø i relation til mange aspekter af hverdagslivet: kemikalier i rengøringsmidler, tilsætningsstoffer i mad, affaldssortering og bilkørsel.

Reaktion på Gallup-spørgeundersøgelsen

De interviewede kan godt huske situationen, hvor de blev interviewet af en person fra Gallup, og fire af de fem kan huske, at der var en seance i interviewet, der handlede om natur og landbrug. Ingen af de interviewede er i stand til at gengive, hvad det handlede om. Den mest oplyste (hvad fødevarer, natur og miljø angår) af de interviewede, sagde uopfordret, at der var for meget baggrundsinformation, og at det i hvert fald ingen forskel gjorde, for hun kunne ikke kapere det i situationen. Ingen af de interviewede har gjort sig nogen tanker i interviewsituationen om hvad ændringerne i landbrugsdriften handler om eller kunne handle om. Dvs. at det efterfølgende spørgsmål om betalingsviljen for at undgå pesticider reelt er ny information.

Den interviewede, som ikke har foretaget rangordningen, er formodentlig ikke i stand til at overskue skemaet med valgmuligheder. Han virkede som om han gav op overfor det, da vi kom til det i interviewet. Der er intet i interviewet,

der peger på andre forklaringer, da manden i øvrigt virkede meget imødekommende og interesseret og fint kunne forholde sig til alle de andre spørgsmål.

De øvrige interviewede har alle angivet, at de godt kunne finde ud af at lave rangordningen, hvilket er i overensstemmelse med indtrykkene fra interviewene: spørgsmålene har ikke været opfattet som uoverkommelige eller umulige.

En af de interviewede har følt sig vældig negativt provokeret af at det næste emne efter værdisætningsspørgsmålene handlede om cigaretmærker.

To af de interviewede har på baggrund af den forudgående samtale om natur, mad, landbrug og miljø og især deres egne handlinger ønsket at ændre deres svarafgivelse.

Begrebet biodiversitet indgår ikke i spørgematerialet og begrebet nævnes heller ikke i nogen af interviewene. Begrebet må karakteriseres som et ekspertbegreb, som selv ikke den mest miljø-vidende af de interviewede benytter sig af.

Ingen af de interviewede har givet udtryk for en principiel modvilje mod at modstille naturkvaliteter med omkostninger, altså modvilje mod økonomisk værdisætning af natur. Sådan en modvilje er ellers dokumenteret i flere andre studier af contingent valuation studier (Clark et al. 2000, Vadnjal og O'Connor 1994), men forskellen kan meget vel have med karakteren af det specifikke værdisætningsstudie at gøre. Clark et al. (2000) er inden på den slags overvejelser i sammenligningen med et studie af Brouwer et al. (1999). Studierne har samme kulturelle kontekst (UK), men benytter forskellige metoder. Studiet af Brouwer m.fl., som er tilknyttet et værdisætningsstudie omhandlende et flodreguleringsprojekt i et naturområde, viser en stor tilslutning til at værdisætningsmetoder er en fornuftig måde at undersøge folks ønsker og prioriteringer⁹. Begge de to værdisætningsstudier, hvor der viser sig stor principiel modstand, er studier hvor et naturområde søges værdisat. Det er ikke overraskende at monetær værdisætning af et naturområde, "vild natur", møder større modstand end værdisætning af et flodreguleringsprojekt og igen at vores rangordningsstudie slet ingen principiel modstand møder, da det respondenten bliver bedt om at vælge imellem set fra respondentens side af allerede er markedsgjort.

Borger eller forbruger

Problematikken om hvorvidt respondenter forholder sig som forbruger eller borger er som nævnt tidligere kendt i relation til værdisætningsstudier, både teoretisk og empirisk, og den er også kendt fra andre typer undersøgelser (f.eks. Lassen et al. 2002). Samme distinktion går igen i enkeltpersoninterviewene.

Grundlæggende set kan de forskellige rangordninger altså ikke sammenlignes. De er afgivet på vidt forskellig baggrund. En af værdisætningsteoriens præmisser er imidlertid at respondenter skal forholde sig som forbruger (her hypotetisk forbruger) og vi har i designet af spørgeskemaet søgt at styre respondenter i denne retning. Alligevel må man konkludere at det ikke kan lade sig gøre at "tvinge" respondenter til at svare i overensstemmelse med

⁹ Det i nævnes i Brouwer et al. (1999), at det muligvis også kan have en betydning, at moderator i alle fokusgruppeinterviewene var en økonom.

præmisserne. Den enkelte respondent svarer ikke engang konsistent som enten forbruger eller borger.

Sammenhæng mellem udtrykte holdninger og handlinger

Respondenterne i Gallupundersøgelsen svarer overvejende det man kan kalde politisk korrekt, jf. tabel 5.5 i hovedrapporten. Dvs. at hovedparten erklærer sig enige (eller meget enige) i følgende tre udsagn: at der skal bruges offentlige midler på miljø- og naturbeskyttelse, at de gerne vil betale mere for deres fødevarer, hvis det er til gavn for naturen, og at de dyrkede marker har stor betydning for deres naturoplevelser. Disse holdningsudsagn siger meget lidt eller intet om hvordan de faktisk handler. Et par eksempler:

Kvinden som er meget bevidst om sit fødevarevalg og om sundhed i bred forstand, ser kritisk på sine egne forbrugsvalg i dette lys. Hun har meget få penge (på SU) og vil gerne købe økologisk, men gør det kun i begrænset omfang. Derfor svarer hun – i et forsøg på at være ærlig – at den nuværende landbrugsdrift stemmer bedst overens med det hun kan betale. Da hun kort efter bliver spurgt om hun vil betale 52% mere for helt at undgå pesticider i kornet, siger hun ja – det er det hun ønsker. Hun springer altså fra at svare som forbruger til at svare som borger, og som forbruger ”dømmer” hun sig selv i forhold til sine idealer.

Manden med egen virksomhed afgiver den stik modsatte rangordning. Han prioriterer altså den dyreste model højest og så fremdeles. Han siger også ja til at ville betale 52% mere for at få kornet pesticidfrit. Denne mand køber (og spiser) væsentlig færre økologiske produkter end førnævnte kvinde. Dvs. at der ikke er nogen umiddelbar sammenhæng mellem udtrykt betalingsvilje og faktiske handlinger. Hvert menneske svarer ud fra sin kontekst og det der betyder noget for denne mand er, at prisen på fødevarer er ligegyldig. Han har råd til at betale, hvad det skal være. Han køber det han har lyst til og det han synes er kvalitet. Det er nogen gange økologisk, men langt fra altid. Hans kone trækker ham i retning af økologien og hans venner i landbruget den modsatte vej.

Enkeltpersoninterviewene viser altså, at relationen mellem holdning og handling er kompleks, og at man f.eks. *ikke* kan trække 20% eller 50% fra den udtrykte betalingsvilje og så nå frem til den reelle. Der er altså ingen simple sammenhæng mellem den udtrykte og den faktiske betalingsvilje, hvilket hænger sammen med om respondenterne svarer som forbruger eller borger – og det kan endda skifte for den enkelte person indenfor en besvarelse. Det hænger endvidere sammen med at vi som mennesker ikke går rundt med en fælles målestok.

Konklusion

Resultaterne af det konkrete værdisætningsstudie for pesticider kan ikke tolkes som et egentlig udtryk for danskernes betalingsvilje for at reducere pesticidforbruget. Resultaterne fremstår som et konglomerat af betalingsvilje og politiske ønsker, af respondentens selvbillede og vurdering af egne handlinger.

Metodisk kan der konkluderes, at det i en spørgeskemaundersøgelse ikke er muligt at præsentere mere komplekst materiale end det her foreliggende. De fleste detaljer går allerede, som det foreligger, hen over hovedet på respondenterne, men de forstår hovedbudskabet: ”hvis vi betaler noget mere

for vore fødevarer bliver der bedre forhold for planter og dyr” og de anerkender/respekterer denne sammenhæng. Accepten af undersøgelsen er ligeledes koblet til denne forståelse af hovedbudskabet: Det gode, der værdisættes, de positive effekter af reduceret pesticidanvendelse, opfattes som allerede markedsomsatte. Dvs. at man ikke automatisk kan forvente en lignende accept af den økonomiske værdisætningsmetode ved andre cases.

Metodisk kan der endvidere konkluderes, at det ikke er muligt at sikre sig præmissen betalingsvilje under budgetrestriktion, idet respondenterne uanset introduktionstekst svarer udfra deres eget univers og kontekst – det være sig som forbrugere eller borgere, og det være sig ud fra en kritisk indstilling til egne gerninger eller udfra idealiserede forestillinger om sig selv.

Interviewguide

Introduktion

Interviewet handler om hvad natur og landbrug betyder for dig i hverdagen.

Baggrundsinformation

Hvor længe har du boet her
Hvor har du boet før
Opvokset på landet eller i by
Hvad laver du
Familieforhold
Fortæl lidt om din hverdag
Har du nogen fritidsinteresser
Evt. fremtidsplaner

Holdninger og handlinger/erfaringer i relation til natur

Hvad er natur for dig?
(haven, at gå en tur i området hvor jeg bor/i skoven, være på stranden ,
barndomsoplevelser)

Hvilken betydning har landbrugslandet
Lægger du mærke til hvad der gror på markerne
Har du observeret ændringer over tid – i hvilken retning – hvad synes du om
ændringerne

Er der brug for at passe på naturen i Danmark
Hvem skal gøre det
Hvad synes du om det fokus der politisk har været på natur og miljø i en
årrække (ikke så meget mere)

Holdninger og handlinger i relation til landbruget

Mad-kontekst:
Hvad går du efter når du køber mad
Tænker du på hvordan den mad du køber er produceret
Køber du nogensinde økologisk (hvilke produkter, hvor tit) – hvis hvorfor

Hvad er din relation til dansk landbrug/har du en relation til det (familie, den
mad jeg spiser, arbejde, uddannelse, mange meninger ...)
(det spor som evt. er vigtigt for interviewpersonen forfølges først)

Kendskab til landmænd: (kun hvis relevant)
Hvad er dit billede af landmændenes vilkår
Hvad får det dig til at mene om landbruget

Politisk-økonomisk kontekst:
Hvad tænker du om det danske landbrug som erhverv: de tjener en masse af
vores eksportindtægter hjem, de får en masse EU tilskud
Hvem skal bestemme hvad der skal ske med landbruget
Forureningskontekst
Mener du at landbruget forurener

hvis ja: Hvad er det største problem
 Hvad skal der efter din mening gøres ved det
 Hvad gør du selv/gør du noget
hvis nej: Hvilke andre områder er forurenende/mere forurenende end
landbruget
 Skal der gøres noget ved det – hvad
 Hvad gør du selv/gør du noget

Holdninger og handlinger i relation til miljø

Er der (evt. andre) miljøovervejelser i dit hverdagsliv

Har du anskaffet nyt køleskab/fryser/vaskemaskine/bil for nylig
Hvilke argumenter var med i valget

Var der rester fra middagsmaden i går (kun hvis snakken er til det)
Hvad gjorde du ved dem

Evt. andre miljøemner (affald el.lign.)

Kommentarer til Gallup-besvarelsen med udgangspunkt i interviewpersonens faktiske besvarelse

Dengang du havde Gallup interviewer på besøg, kan du huske hvad du tænkte mens du blev udspurgt

Evt. oplæsning af introduktion og baggrundsinformation

Kan du huske hvorfor du rangordnede som du gjorde
Svarede du udfra hvad du ønsker eller udfra hvordan du tror du handler
Tænkte du på hvad forskellene handlede om – ændret landbrugsdrift på hvilken måde
Hvad tænkte du da du fik at vide at det handler om mængden af pesticider

Begrundelse for de enkelte svar (efter rangordningen før de generelle spørgsmål)

Evt. diskussion af svarafgivelsen ved de generelle spørgsmål i lyset af den forudgående samtale om holdninger til natur, landbrug og miljø og egne handlinger i relation hertil.

Litteratur

Aagaard, J. 2002. Tal lyver ikke – og dog! *Magasinet Grønspiren* 07/02.

Brouwer R. et al., 1999. Public attitudes to contingent valuation and public consultation. *Environmental Values*, 8:325-347.

Clark, J., J. Burgess and C.M. Harrison, 2000. "I struggled with this money business": respondents' perspectives on contingent valuation. *Ecological Economics*, 33:45-62.

Halkier, B. 2001: Risk and food: environmental concerns and consumer practices. *International Journal of Food Science and Technology*, vol. 36., p. 801-812.

Lassen, J., E. Kloppenborg & P. Sandøe 2002: Folk og Svin. En interviewundersøgelse om danske borgeres syn på den danske svine sektor og svinekødet. Center for Bioetik og Risikovurdering. KVL.

Læssøe, J. og T. Iversen 2003: Naturen i hverdagslivet, i Agger, P., Reenberg, A., Læssøe, J., Hansen, H.P. (red): *Naturens værdi - 18 vinkler på danskernes forhold til naturen*, GAD, København.

Keat, R. 1994: Citizens, consumers and the environment: reflections on "The economy of the earth", *Environmental values*, v 3, n 4 (winter 1994), p. 333-49

Sagoff, M. 1994: Four dogmas of environmental Economics, *Environmental values*, v 3, n 4 (winter 1994), p. 285-310

Schkade, D.A and J.W.Payne, 1993. Where Do the Numbers Come From? How People Respond to Contingent Valuation Questions. In J.A. Hausman (ed.): *Contingent Valuation. A Critical Assessment*. Amsterdam: North Holland, pp 271-293.

Vandjal and M. O'Connor, 1994. What is the Value of Rangitoto Island? *Environmental Values*, 3:369-380.

Bilag E. Muligheder for generalisering og overførsel af resultater med benefit transfer

Berit Hasler
Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut (fra 1. oktober
2002 Danmarks Miljøundersøgelser)

Charlotte Juel Petersen
Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut

Sammendrag og konklusion

I policysammenhænge kan det være af stor betydning, at udnytte resultaterne fra eksisterende studier til vurdering af potentielle benefits i nye områder. Denne form for overførsler kaldes "benefit transfer", og kan være et grundlag for beslutninger om naturforvaltningsprojekter og lignende.

Ved benefit transfer af resultater eller estimerede funktioner vil der som regel opstå en vis grad af overførselsfejl, sammenlignet med hvis der blev udført et originalt studie. Hvor store overførselsfejl som accepteres må afgøres indenfor hvert enkelt projekt, afhængigt af projektets omfang, betydning, omkostninger mv., og der kan ikke gives generelle retningslinjer.

Dette notat omfatter analyse af hvilke krav man bør kunne stille til de originale studier som det overføres fra; de såkaldte "studieprojekter", og til de projekter som det overføres til, de såkaldte policyprojekter, og til den kontekst disse projekter befinder sig under. Vi beskriver særlige problemer vi har fundet specielt med pesticidproblematikken af betydning for benefit transfer, beskriver hvordan et studieprojekt bør designes for at der siden skal kunne udføres benefit transfer, og vurderer om der er pesticidprojekter som det kan overføres fra.

Ud fra erfaringer fra litteraturen opstilles nogle generelle kriterier og krav til studieprojekter i forbindelse med benefit transfer:

- Data skal være adækvate.
- Metoderne og modelleringsteknikkerne skal være korrekte i den sammenhæng de anvendes.

Om data og metoder opfylder disse krav kan kontrolleres ved at anvende peer reviewede studier, som er publiceret i internationalt anerkendte tidsskrifter eller bøger.

Endvidere gælder det, at det gode der værdisættes skal være entydigt og detaljeret beskrevet. Dvs. at væsentlige socioøkonomiske karakteristika ved området og miljøkvaliteten skal være beskrevet i et detaljeringniveau så det ikke er tvivl om bl.a. hvilke miljøgoder der værdisættes (hvilke arter, hvilken skala, hvilke forudsætninger for tilstedeværelse etc.) og hvilke respondentgrupper der indgår. Dvs. At følgende forhold skal vær beskrevet:

- miljøkvalitet, evt. ændringer heri, skala, evt. tidshorisont, substitutter,
- andre områdekarakteristika af betydning hvis det er et stedsbundet gode der undersøges,
- befolkningsforhold og respondentgrupper.

Selv om de tests der er udført i litteraturen ikke giver entydige anvisninger på hvilke metoder der er bedst til overførsel, anbefales det, at overføre benefit funktioner og ikke benefit resultater. Det skyldes, at overførsel af funktioner sikrer overførsel af så meget information som muligt om de nævnte forhold (miljøkvalitet, områdekarakteristika, socioøkonomiske forhold etc.) på en konsistent måde. Imidlertid kræver overførsel af benefit funktionen forholdsvis mange data om policyområdet (om områdekarakteristika,

befolkningskarakteristika etc.) og er derfor mere tidkrævende end overførsel af benefitfunktionen, så valget af metode må vurderes ud fra projektets krav om "sikre" resultater.

Erfaringerne fra litteraturen viser, at det er vigtigt, at konteksten for det udførte studieprojekt er være beskrevet så entydigt som muligt med hensyn til både forudsætninger, data og metoder for at projektet senere skal kunne indgå i benefit transfer til andre områder. Dette gælder specielt for de karakteristika som indgår i de estimerede benefit funktioner, hvis der skal foretages overførsel af funktioner.

Før man udfører benefit transfer er det med andre ord særdeles vigtigt, at vurdere om studie- og policyprojekterne kan siges at være inde for de samme kontekster eller om det er væsentlige forhold som tilsiger, at betalingsviljen og præferencerne vil være forskellige mellem områder eller over tid. Litteraturen viser, at dette særlig gælder hvis der skal overføres mellem befolkningsgrupper, fx mellem lande, eller over tid. Her spiller socioøkonomiske forhold, politisk klima og kulturelle forhold som påvirker de præferencer som respondenterne udtrykker, en stor rolle. Varierer disse meget mellem områder eller over tid kan benefit transfer være behæftet med store fejl. Det er oplagt, at præferencerne overfor virkningerne af pesticidanvendelsen kan ændre sig over tid, fx på grund af opståede hændelser med påvirkning af grund- og overfladevand, eller ved oplysninger til offentligheden om særlige sundhedsaspekter. Tilsvarende er det oplagt, at præferencerne for rent vand, natur der ikke er påvirket af pesticider eller fødevarer produceret uden pesticider varierer mellem befolkningsgrupper og områder afhængig af bl.a. substitutter, indtægtsniveau etc.

I vores case, "natureffekter af pesticidanvendelsen", er det især svært at beskrive natureffekterne entydigt som kriterierne foreskriver. Problemet er, at den samme pesticidanvendelse kan give vidt forskellige effekter ved forskellige lokaliteter, og vil kunne variere med jordtyper, afgrøder, klima, dyrkningshistorie, naboarealer etc. I det omfang man kan tage udgangspunkt i natureffekter der er rimelig generelle, og som kan optræde med en stor sandsynlighed - og som kan beskrives med sandsynligheder - er det alligevel muligt at opstille årsags-virkningsforhold som kan anvendes i værdisætningsstudier. Dermed kan de også anvendes til benefit transfer, fordi effekterne ikke er bundet til et sted. Eksempler på denne form for effekter er et anslag for antallet af vilde planter, fuglefødeemner, sandsynligheden for at agerhønekylinger vil overleve etc.

Lignende problemer vil også optræde ved værdisætning af andre former for effekter af pesticidanvendelse.

Anbefalinger fra litteraturen lægger op til, at rangordningsmetoder og andre metoder der indebærer valg og et højt informationsniveau er bedre egnet til benefit transfer end andre metoder. Det foreligger dog ikke entydige resultater, og tests af benefit transfer mellem både områder og populationer kan derfor give mere viden herom. Særlig overførsel mellem populationer har været problematiseret i litteraturen, og vi har derfor lagt op til at der kan udføres tests mellem populationer på baggrund af svarmaterialet fra det foreliggende pilotstudie.

Der er udført nogle få udenlandske studier der værdisætter ændringer i pesticidanvendelsen. Studierne omfatter hovedsageligt opgørelse af betalingsvilje for produkter der er behandlet/ikke behandlet med pesticider, men der findes også få eksempler på opgørelse af værdien ved ændret

pesticidanvendelse på natur og miljø. Disse studier opfylder kravene om adækvate data og metoder idet de er videnskabeligt publicerede, men det er meget der tyder på, at de kontekster disse studier indgår i – f.eks. holdninger til produktkvalitet, til sundhed og natureffekter, kan være forskellige fra danske forhold med hensyn til befolkningens præferencer og holdninger. Det skyldes også, at de miljøforhold der er forbundet med effekter af pesticidtilførsel er forskellige – f.eks. er der forskelle i anvendelsen af grund- og overfladevand til drikkevand.

Der kan således ikke gives entydige anbefalinger på om benefit transfer er muligt eller forsvarligt, men spørgsmålet om forsvarligheden af benefit transfer fra udenlandske studier til danske forhold bør omhandle mere en blot en konstatering af om overførsel er teknisk mulig. Konteksten for studie- og policyprojekterne må også vurderes. For at komme videre i denne vurdering kan der anvendes tests for overførselsfejl når man overfører fra udenlandske studier til danske forhold. En form for test er at udføre det samme studie i to lande, og sammenligne de estimerede modeller og parameterværdierne er samstemmende. Sådanne tests kan foretages, men er endnu ikke foretaget på danske forhold.

Indledning

Benefit transfer indebærer at overføre resultater fra et værdisætningsstudie til andre områder end dem studiet har brugt som datagrundlag. Benefit transfer omfatter mange metoder, men går i princippet ud på at overføre værdier og anden information fra et studieområde hvor man har tilstrækkelige mængder data, til et "policy-område" hvor man har lidt eller intet datamateriale (Rosenberger & Loomis, 2000).

Problemstillingen vedrørende benefit transfer er central idet ressourcebehovet ved at gennemføre værdisætningsstudier betyder, at det ikke er muligt at foretage disse i relation til alle påtænkte policyprojekter og -områder i en given beslutningssituation. Mange natur- og miljøprojekter er relativt små både når det gælder økonomiske benefits og omkostninger, f.eks. enkeltprojekter vedrørende ændret pesticidanvendelse i randzoner eller andre miljøvenlige driftsforanstaltninger. Det er derfor hverken praktisk eller økonomisk muligt at gennemføre værdisætningsstudier for alle relevante områder, specielt ikke af effekter der endnu ikke er indtruffet.. En eller anden form for benefit transfer og generalisering af resultaterne må derfor finde sted.

Selv om benefit transfer således er interessant ud fra et forvaltningsmæssigt synspunkt, diskuteres demange forudsætninger som generaliseringen nødvendigvis må basere sig på i forskermiljøet (jf. bl.a. Garrod & Willis 1999). Der er på langt nær enighed om at benefit transfer kan forsvares, og metoderne dertil diskuteres. Jo større forskelle der er mellem to områder når det gælder områdekarakteristika, miljøkvalitet, befolkningens karakteristika, institutioner (regulering og social organisering mv.) etc. desto større kan overførselsfejlene blive, dvs. den bias der er ved at overføre resultatet ved benefit transfer frem for at udføre et nyt studie (jf. Feather & Hellerstein, 1997).

Dette notat omfatter analyse af fordele og ulemper ved benefit transfer, da benefit transfer – trods problemerne - er en interessant mulighed også i nærværende projekt vedr. værdisætning af effekterne af ændret pesticidanvendelse. Benefit transfer kan udføres ved at overføre resultater fra andre beslægtede projekter, der enten omfatter effekter af pesticidanvendelse på natur, grundvand, sundhed etc., eller værdisætningsundersøgelser der opgør betalingsviljen for ændringer i biodiversitet/naturkvalitet, men hvor årsagen til ændringen ikke nødvendigvis er forbundet med pesticider. Omvendt skyldes interessen for benefit transfer i nærværende projekt også, at nye værdisætningsundersøgelser, fx pilotstudiet i nærværende projekt, bør udformes så resultaterne kan indgå i benefit transfer til nye områder/andre populationer.

Derfor er formålet med notatet tosidet – dels at introducere benefit transfer og de krav der kan stilles til et studie for at der kan udføres benefit transfer på baggrund af studiet, og dels at tage stilling til om der findes udenlandske studier vedrørende pesticider og/eller natureffekter som kan være interessante i forbindelse med benefit transfer i en dansk sammenhæng.

I notatet præsenteres hvordan forskellige former for resultatoverførsel evt. kan udføres i studier af effekterne af ændret pesticidanvendelse. Styrker og svagheder ved forskellige benefit transfer metoder belyses. Krav til hhv. studie og policy-projekter beskrives med henblik på at afgøre hvilken type projekter

som kan anvendes til benefit transfer. Afslutningsvist diskuteres hvilke krav som bør være tilstede for at udføre benefit transfer på baggrund af vores studie.

Analysen af benefit transfer er delt i fem dele:

- Generel introduktion til benefit transfer som metode (kapitel 2)
- Beskrivelse af krav til studie – og policyprojekter (kapitel 3).
- Litteraturstudie af benefit transfer anvendt i andre, beslægtede projekter. Opsamling på erfaringer og ”faldgruber” (kapitel 4).
- Litteraturstudie af projekter der kan være relevante ifm benefit transfer og pesticidanvendelse.
- Opstilling af konkrete krav til det udførte pilotprojekt (kapitel 5).

Benefit transfer – introduktion til metoden

Anvendelse af benefit transfer

Benefit transfer er særlig anvendt i miljøforvaltningen i USA. Fx anvender "the US Water Council", "The US Department of Agriculture Forest Service", det amerikanske EPA og NOAA (the US National Oceanic and Atmospheric Administration) benefit transfer i deres analyser og prioritering i forvaltningen af natur og miljø. I denne sammenhæng er der etableret en række databaser; eksempler er som nævnt den canadiske database EVRI og den australske database ENVALUE (for en beskrivelse, se evt. Barton, 1999c).

I Danmark er den økonomiske benefit transfer ikke anvendt i udstrakt grad; i hvert fald ikke i den stringente betydning af ordet, men overførsler af resultater fra et område til et andet anvendes i mange sammenhænge indenfor miljøadministrationen, fx i forbindelse med grundlaget for Vandmiljøplan II hvor effekterne af retablering af vådområder på udvaskningen af kvælstof samt udvaskningsberegninger i realiteten er baseret på forskellige former for overførsler fra studieområder til andre områder.

I forbindelse med Wilhjelmudvalgets arbejde blev benefit transfer dog anvendt i forbindelse af prissætning af skovrejsning ved Vollerup, hvor resultater fra Hasler et al (2002) og Dubgaard (upubliceret) blev anvendt. Mens resultaterne fra Hasler et al. (op cit.) husprisundersøgelse blev overført ved at overføre værdien som funktion af husprisen i policyområdet, blev estimaterne fra Dubgaards' undersøgelse overført som enhedsværdi per ha skov. Benefit transfer blev også anvendt i opgørelser af de samfundsøkonomiske costs og benefits af Skjern Å projektet for Wilhjelmudvalget (Skov og naturstyrelsen).

De fleste udførte benefit transfer studier er udført med hensyn til at overføre resultater vedrørende betalingsvilje for rekreative værdier, dvs. ikke markedsomsatte brugsværdier, der kan være nemmere og mere entydige at værdisætte end ikke-brugsværdier som fx biodiversitet og naturkvalitet. Det er derfor en ekstra udfordring at udføre benefit transfer på værdien af projekter som primært påvirker naturkvalitet og biodiversitetsspørgsmål, hvilket typisk er tilfældet for effekter af ændret pesticidanvendelse.

Benefit transfer -metoder

Benefit overførsel kan i princippet ske med forskellige metoder (jf. Bateman 2000, Navrud 2000, Rosenberger & Loomis 2000). Disse omfatter:

- overførsel af punktestimater,
 - simpel overførsel af estimater,
 - overførsel af estimater, men revideret under hensyn til indkomstforskelle,
 - overførsel af gennemsnitsestimater fra flere undersøgelser eller områder,
 - overførsel af estimater med anvendelse af ekspertviden,

- overførsel af funktioner
 - overførsel af benefitfunktioner,
 - overførsel med metaanalyse, der er en af de nyeste metoder til benefit transfer.

Det mindst ressourcekrævende er, at overføre enhedsestimater fra et område til et andet. Ved denne form for overførsel forudsættes at ændringen i nytten for et gennemsnitsindivid ved studieområdet svarer til den nytte et gennemsnitsindivid i policyområdet vil opleve (jf. Navrud, 2000). Fx overføres estimater for en rekreativ oplevelse per dag, eller betalingsvilje for et naturområde per ha etc. Aggregeringen kan være problematisk, i det man forudsætter konstant nytte, mens denne, jf. økonomisk teori, kan forventes at være marginalt aftagende, men dette er ikke kun et problem i forbindelse med benefit transfer

Der kan også foretages overførsel af tilpassede enhedsværdier; enten ved overførsel under hensyn til forventede forskelle mellem områderne og under hensyn til viden om policyområdet etc. Disse justeringer bygger på ekspertviden om forskelle i miljøkvalitet, men også forskelle i socioøkonomiske karakteristika, og substitutionsmuligheder der kan variere mellem områderne (Jf Pearce et al, udateret).

I praksis ses der ofte at enhedsværdier overføres i tilpasset eller original form, jf fx Wilhjelmudvalget 2001. De nævnte databaser (EVRI og ENVALUE) har tidligere haft procedurer, hvormed man kunne downloade benefitestimater for forskellige goder til brug for forvaltningen af disse. Dog blev der i de fleste tilfælde advaret mod direkte overførsel. At denne form for overførsler af estimerede enhedsværdier kan være behæftet med store problemer er ganske indlysende. Navrud (2000) påpeger flere årsager, bl.a. at individernes indkomst, uddannelse, religion, etnicitet og andre socio-økonomiske kendetegn kan være væsensforskellige for to områder, men også over tid og mellem populationer indenfor et afgrænset område. Endvidere kan rekreative eller naturmæssige kvaliteter ved områderne være meget forskellige. For rekreativ anvendelse kan dette problem være stort, og overførsel af ikke-brugsværdier for vanskeligt kvantificerbare goder som fx biodiversitet og naturkvalitet kan være behæftet med endnu større problemer.

Overførsel af enheds- og gennemsnitsestimater kan således ikke anbefales ud fra et videnskabeligt grundlag (Desvousges et al 1992, Brouwer 2000), da det medfører at man kun overfører en lille del af den information studieprojektet omfatter. Overførsler der suppleres med viden og evt. justeringer af benefitestimaterne på baggrund af bl.a. karakteristika ved studieområdet kan være mindre problematisk, idet forskerens og administratorens ekspertviden om fx disse karakteristika inddrages og afvejes. Metoden er anvendt i bl.a. Walsh et al (1992) og Garrod & Willis (1994).

Benefit transfer ved overførsel af funktionen foretages normalt ved, at hele funktionen overføres. Dette er den anbefalede metode, der indebærer, at der sker overførsel af mere information end ved overførsel af enhedsværdierne, og at denne information udnyttes systematisk. Metoden kræver dog, at der findes ensartede projekter udført ved andre lokaliteter, og at der er tilgængelige data i policyområdet vedr. fx huspriser, indkomster, gennemsnitlige rejseomkostninger der kan anvendes i forbindelse med den overførte benefitfunktion (jf. Smith et al, 1999).

Funktion (1) illustrerer informationsbehovet. Betalingsviljen (WTP) for husholdning i for en ændring fra den oprindelige miljøtilstand Q_0 til en ny og forbedret miljøtilstand Q_1 kan beskrives med følgende funktion:

$$(1) WTP_i = f(Q_1 - Q_0, P_{ei}, P_{subi}, S_i)$$

P_{ei} angiver prisen for den oprindelige miljøtilstand ("miljøgodet"), P_{subi} prisen for at anvende substitut for dette miljøgode, mens S_i er socioøkonomiske karakteristika for husholdning i (jf Pearce et al, udateret). Benefit transfer kan udføres i tre trin: Først skal der findes studier hvor efterspørgselsforholdet (betalingsviljen, WTP) er estimeret for den oprindelige miljøtilstand, og for ændringen i denne (Q_1). Dernæst skal der bestemmes værdier for P_{ei} , P_{subi} og S_i ved det nye område, og den geografiske afgrænsning af det område hvor ændringerne i miljøkvalitet finder sted skal defineres. Information til disse beregninger kan komme fra et studieområde eller flere, fx ved at anvende variansen på estimererne fra de udførte studieprojekter.

Loomis (1992) har fx udført benefit transfer fra et rejseomkostningsstudie, hvor data fra det nye område omfattende bl.a. rejseomkostninger, omkostninger og kvalitet for rejsemål i det nye område, gennemsnitsindkomst i området, samt et estimat for kvaliteten af det nye område. Sammen med de estimerede parametre fra modellen fra studieområdet kan disse data anvendes til at estimere værdien af det nye område, med den samme funktion som er estimeret i studieområdet. Det hører med til vurderingen af hensigtsmæssigheden af benefit transfer at vurdere om denne indsamling af data og bearbejdning af dem står mål med den usikkerhed der ved benefit transfer, eller om der skal udføres en helt ny undersøgelse.

Overførselsfejl og usikkerhed ved overførsel af hele benefit funktionen er testet af Bateman et al 1995, Downing og Ozuna 1996, Loomis 1992, Loomis m.fl. 1995 og Parson og Kealy 1994. Vi vender tilbage til disse studier i kapitel 4.

Metaanalyse er en metode der omfatter en række statistiske metoder til at sammenfatte resultater fra eksisterende studier for herigennem at udlede ny viden. Metoden er således baseret på statistisk analyse af resultaterne fra en samling empiriske undersøgelser, fx regressionsanalyse (Walsh et al 1992). Hvis modelspecifikationen omfatter de relevante forklarende variable i en model med en passende funktionel form kan forskelle i benefits mellem områder forklares med forskelle i de forklarende variable. Metaanalysen stiller derfor krav til at der skal være udført en række studieprojekter, som bygger på den samme metode.

Iht. Rosenberger & Loomis (2000) har metaanalyse en række fordele frem for andre metoder. For det første udnytter metaanalyse resultaterne fra et stort antal studier, man har mulighed for at kontrollere for metodiske forskelle mellem studieprojekterne, det er muligt at sætte den afhængige variabel på niveauer specifikke for "policyområdet", og på denne måde kan forskeren tage hensyn til forskelle mellem policy - og studieområderne. Meta-analysens potentiale ligger således i at den kan gøre det nemmere at overføre estimerer ved at indsætte estimerer for det nye områder i den etablerede benefit-funktion. Desuden kan meta-analysen indikere hvilke faktorer, som er væsentlige at tage stilling til ved design af nye empiriske analyser.

Iht Barton (1999c) er fordelene knap så indlysende, i det metaanalysen kræver at der er udført en række tilsvarende undersøgelser, flere end hvis der udføres benefit transfer af benefitfunktionen, og ifølge Barton (1999c) er dette sjældent tilfælde.

Hvornår bør benefit transfer vælges?

Valget mellem at udføre et egentligt værdisætningsstudie og en benefit transfer må i princippet afgøres ved at sammenligne de omkostninger der er ved at udføre et primærstudie i de områder der er policy-relevante. Bl.a. Barton (1999c) understreger behovet for at opgøre de marginale omkostninger - og gevinster ved transfer frem for originale studier. Ikke mindst er det vigtigt at forsøge at opgøre den risiko man er villig til at løbe ved at udføre en benefit transfer, inklusive mulighederne for at reducere risici for overførselsfejl etc. , specielt når det gælder større projekter. Jo mindre projektet er, desto større risiko for "fejlskøn" kan man være villig til at løbe.

Dels kan man teste overførsel af resultater på tværs af områder/lokaliteter, og dels kan der testes på tværs af populationer (jf. bl.a. Morrison et al, 1998). Hvis benefit transfer er gyldig - og værdisætningen af godet dermed er uafhængig af den kontekst man undersøger for (populationer, områder) - skal en nul hypotese om ens resultater på tværs af områder eller populationer ikke kunne afvises.

Kriterier for benefit transfer fra litteraturen

Ud fra kriterier i Desvougses et al(1992), Boyle & Bergstrom (1992), Desvougses et al (1998) og Brouwer (2000) kan der opstilles følgende generelle krav til studieprojekterne for at de skal være egnede til overførsel af resultater fra et studie eller område til et andet¹⁰, som udgangspunkt for benefit transfer:

1. Der skal stilles krav til videnskabelighed i teori og metode i studieprojekterne, dvs. der skal anvendes adækvate data, korrekte metoder og modelleringsteknikker i de studier som benefitestimerne udledes fra. Forskelle fx i spørgeteknik mv. kan give bias. Dvs. at studieprojekter skal være af solid standard mht. data, økonomiske og empiriske metoder. Dette kan fx sikres gennem kun at anvende studier der er publiceret i videnskabelige tidsskrifter eller bogserier med peer review.
2. Betalingsvilligheden skal beskrives som funktion af forklarende variable der er relevante, både i studieprojektet og i policy-projektet.
3. Miljøkvalitet og andre karakteristika ved studieområdet skal beskrives. Miljøgode og miljøservice skal være defineret entydigt med hensyn til bl.a. hvilke benefits det repræsenterer for forskellige mennesker. For at en benefit transfer skal være gennemskuelig og entydig, fx for at undgå at opgøre værdier to gange ("double counting"), skal de forskellige benefits identificeres, og miljøkvaliteten i referencescenario så vel som policyscenarier skal beskrives systematisk.
4. Population, præferencer, markeder, ejendomsrettigheder etc. skal så vidt muligt også beskrives entydigt. Som nævnt kan forskellige benefits sædvanligvis tilskrives forskellige grupper af mennesker, dvs. at det samme gode kan måske repræsentere forskellige værdier for forskellige mennesker.
5. Brugere og interessenter skal involveres ved at spørge mennesker som påvirkes af ændringer i miljøgodet med spørgsmål om værdi af ændringen, og beskriv dem. Interessenter involveres i evt. aggregering, for at undersøge evt. marginalt aftagende værdi.
6. Konteksten for studie- og policyprojekter skal være sammenlignelig.

Ud fra disse punkter vil vi påpege, at det er vigtigt, at vurdere konteksten. Konteksten for studieundersøgelsen spiller en stor rolle for muligheden for at overføre og resultatet heraf, og derfor er denne form for information vigtig at formidle i tilknytning til studieprojektet. Det gælder fx baggrundsinformation, metoden for hvordan spørgsmål stilles (postomdelt spørgeskema/personlige interviews), tidspunkt på året (er der sager i pressen etc.).

¹⁰Desvougses' og Boyle & Bergstroms artikler er begge publiceret i et specialnummer af Water Ressource Management om Benefit transfer (28(3), 651-722). Rosenberger et al (2000) omtaler dette særnummer som starten på det formelle studie af benefit transfer.

For at gøre konteksten så klar og entydig som muligt, er det vigtigt, at beskrive alle benefits ved det undersøgte miljøgode, selv om ikke alle benefits ved et miljøprojekt forklares for respondenterne. Hvis en miljømæssig dyrkning af randzoner fx medfører flere arter af vilde planter bør dette beskrives som del af studieprojektet, selv om respondenterne i studieprojektet ikke er blevet oplyst herom.

Endvidere kan forhold som størrelsen på samplet for primærundersøgelsen, svarprocenten og tidspunktet for primærundersøgelsen også vurderes hvis der skal udføres benefit transfer. Et meget lille sample eller en ringe svarprocent kan føre til at en undersøgelse bør forkastes som grundlag for benefit transfer, ligesom alderen på primærstudiet også kan spille ind. Endvidere skal der vurderes om grunddata for undersøgelsen kommer fra et lokalt område eller er mere generelle data, om respondenterne er repræsentativt fordelt og hvilke data der er om respondenterne – og om disse parametre indgår i benefit funktionen.

Brouwer (2000) lægger også vægt på, at miljøkvalitet og andre karakteristika ved studieområdet skal svare til karakteristika ved policy-områderne for at udføre benefit transfer til et policy-interessant område. Populationer, goder, lokaliteter og markeder skal med andre ord være ensartede i studie- og policy-projekterne. Dette kriterium kan være problematisk når det gælder værdisætning af ikke-brugsværdier, fx biodiversitet, da det kan være svært at afgrænse "markedet" og de benefits der er tilknyttet godet, ligeledes som tidshorizonten er problematisk. Interview- og rangordningsresultater viser kun øjebliksbilleder af befolkningens præferencer.

Selv om kriterierne nævnt ovenfor er forholdsvis indlysende kan de færreste studier leve op til dem (jf. Brouwer 2000). To områder kan være ganske ens når det gælder miljøkvalitet, fx kan to randzoner være lige brede, jordtype, hydrologi og/eller vegetationstype kan være ensartede, mens f.eks. adgangsforholdene kan være forskellige. Sidstnævnte vil påvirke brugsværdien af området. Endvidere kan befolkningen og dens karakteristika være forskellig i to områder der ellers er forholdsvis ens, og dette har betydning for værdisætningen. Dvs. at fx forskellige præference, socio-økonomiske karakteristika eller andre forskelle gør, at der er forskellige værdiopfattelser i områderne. Det indebærer, at de samfundsmæssige værdier af fx naturgenopretning vil variere mellem områderne (jf. Loomis, 1992).

En del af årsagen til at det er vanskeligt at overføre benefits fra et område til et andet er således forskelle mellem områder og brugere, men problemer kan også henføres til beskrivelsen af studieprojektet. Er studieprojektet godt beskrevet er der muligheder for at korrigere for forskellene. Manglende beskrivelser omfatter fx at respondenterne og områderne er beskrevet med få variable i studieprojekterne, fx med dummyvariable der anvendes til at indikere hvorvidt respondenter har et givet uddannelses- eller indkomstniveau, om der er udsigt eller ej, om husene har fladt tag eller ej. Ifølge Brouwer(2000) står anvendelse af dummyer i stor kontrast til estimationen af kontinuerte komplekse funktioner for betalingsvilligheden, der udtrykker respondenternes præferencer for ændringer i udbuddet af det værdisatte gode. I studieprojekterne må man derfor afveje hensigtsmæssigheden ved at bruge dummy'er og forenkle beregningerne mod behovet for detaljeret information i forbindelse med en evt. benefit transfer.

Selv om man indenfor et værdisætningsstudie kan tage hensyn til holdningsmæssige forskelle er det mere tidkrævende at indsamle data om disse forhold end om socioøkonomiske forhold, der ofte er indeholdt i

registerdatabaser. Det gør at selve begrundelsen for at udføre benefit transfer, som oftest er omkostningsbesparelser, reduceres hvis det er nødvendigt at have supplerende oplysninger om befolkningens /brugernes holdninger for at tilpasse benefitfunktionen eller benefitestimerne til policy-området. Håndteringen af de nævnte forskelle mellem områder og respondenter udgør nogle af de mest væsentlige udfordringer for anvendelsen af benefit transfer, og derfor stilles der krav til både studie- og policyområder. Hvilke afhænger i nogen grad af hvilken metode der tages i anvendelse.

Eksempler på benefit transfer fra litteraturen

Dette kapitel omfatter en oversigt over benefit transfer -studier og en diskussion af erfaringerne med disse projekter.

Benefit transfer studier og tests af benefit transfer

I sammenhæng med den øgede efterspørgsel efter at kunne udføre overførsler og aggregering stringent og troværdigt er benefit transfer blevet genstand for adskillige studier (jf. tabel 4.1.) Metoderne er udviklet i takt med disse studier.

I tabel 4.1. er der en række benefit transfer studier angivet. Disse studier omfatter en række forskellige goder, og er udvalgt fordi de repræsenterer nyere anvendelser af metoden, der udgør væsentlige erfaringer med hensyn til senere anvendelser af benefit transfer. tabeloversigten udgør derfor ikke en fuldstændig oversigt over udførte benefit transfer studier.

Tabel 4.1. Benefit transfer studier – et udvalg

Studie	Værdisætningsteknik	Gode
Barton (1999b)	Contingent valuation	Helbredseffekter
Barton (1999a)	Contingent valuation	Spildevandsbehandling
Bateman et al. (1995) Bateman (2000)	Contingent valuation	Efterspørgslen efter skov til rekreativt brug
Brookshire et al.	Contingent valuation	Vandforbruget fra flod i Rio Grande Valley
Desvousges et al. (1992)	To contingent valuation Et rejseomkostningsstudie	Vandkvalitet
Downing & Ozuna (1996)	Contingent valuation	Sportsfiskeri, saltvand
Kask & Shogren (1994)	Contingent valuation	Helbredsrisici Eks. m. forurenede overfladevand
Kirchoff et al. (1997)	Contingent valuation	Rekreative værdier, fugleagttagelse og river rafting
Loomis (1992)	Travel cost	Sportsfiskeri, salt og ferskvand
Morrison et al. (1998)	Choice modelling	Kvalitet af vådområder
Smith & Kaoru (1990)	Travel cost	Rekreativ efterspørgsel

Barton (1999 a) har sammenlignet ensartede CV studier af benefits ved spildevandsbehandling i tre kystnære by - og landområder i Costa Rica. Formålet er at kunne teste validiteten af benefit transfer ved, at overføre resultater til nye områder under forudsætning om at så mange karakteristika som muligt holdes konstante. De valgte områder har ensartet befolkning, meget ensartede projekter hvad angår vandkvaliteten, men er ikke fuldstændig ensartede. Transfer mellem områder inden for samme by og mellem en storby og en landsby i samme land sammenlignes, og der foretages også test af transfer i tid - dvs. den same undersøgelse gentages med et års mellemrum. Barton undersøger specielt områdespecifikke forklaringer på transfer fejl, og tester en række hypoteser, fx om benefit transfer er robust over for forskellige områdekarakteristika, om de beregnede resultater og parametre fra et studieområde er identiske med resultater/parametre i et policyområdet efter at disse er korrigeret for indkomstforskelle, markedsforskelle (fx pris) etc. Der

testes om værdien der beregnes med estimeret model og koefficienter fra studieområdet direkte overført til policyområdet svarer til de resultater der opnås ved primær undersøgelse i policyområdet. Det testes endvidere om de estimerede benefit funktioner fra policy- og studieområderne omfatter den samme population.

Barton konkluderer, at der er meget små overførselsfejl mellem områderne, men også at detaljeret information og anvendelse af denne information vedr. stedsspecifikke karakteristika ikke reducerer overførselsfejl væsentligt. Barton viser endvidere, at overførselsfejl ikke er korreleret med geografisk afstand. Områdespecifikke forskelle i fx kloaksystemer samt i institutionelle faktorer (fx planlægning) er væsentlige forklaringer på forskelle i betalingsvilje mellem områder, og ens socio-demografiske regressions koefficienter og ensartethed i befolkningens karakteristika er ikke nok til at retfærdiggøre overførsler af værdier imellem områder.

Iht. *Barton (1999 b)* er der udført flest benefit transfer studier og test af benefit transfer indenfor landegrænser, og at benefit transfer mellem lande er mindre hyppigt anvendt. Som *Damgaard et al (2002)* også anfører, er det rimeligt at antage, at benefit transfer indenfor et land medfører mindre overførselsfejl end overførsel mellem lande på grund af mindre forskelle i socio-økonomiske forhold. Omvendt er benefit transfer mellem lande netop interessant for lande med en ringe tradition for egne værdisætningsstudier, og tests af denne form for benefit transfer er derfor væsentlige. *Barton (1999 b)* konkluderer i et studie af benefit transfer af betalingsvilje for sundhedseffekter af spildevandsrensning i hhv. Portugal og Costa Rica, at benefit transfer på tværs af lande med helt forskellige populationer kan medføre store overførselsfejl. Ved sammenligning af originale studier fra Costa Rica med de overførte resultater fra Portugal var der et 100% fejlskøn, som ikke blev reduceret ved korrektion af betalingsviljen for indkomst eller andre socio-demografiske variable. Barton peger på årsager som kulturelle og institutionelle forskelle, men påpeger også, at forskelle i interviewprocedurer, spørgeteknik osv. kan have påvirket studierne og være kilde til de store forskelle. Det konkluderes derfor, at benefit transfer på tværs af lande med forskellige former for institutioner og kultur er meget usikker, og at benefit transfer kan være hurtig og billig, men også ubrugelig for politiske beslutningsprocesser på grund af de store overførselsfejl- og usikkerheder.

Bateman (2000) fraråder også at overføre benefit funktioner fra et land til et andet pga. store forskelle i væsentlige socio-økonomiske og kulturelle karakteristika.

Kirchoff et al (1997) undersøger benefit transfer for værdien af fuglebeskyttelsesområder i Arizona, samt for rafting i Rio Grande. Studiet er baseret på data fra undersøgelser, hvor de involverede bestod af tilfældigt udvalgte besøgende, der inden spørgeskemaer blev sendt ud via post, havde indvilliget i at deltage. For de to områder var svarprocenten på hhv. 90 og 96%, dvs. meget høj. Begge undersøgelser anvendte årskort som betalingsform, og i begge undersøgelser blev det gjort klart at den grundlæggende betingelse var beskyttelse af habitaterne der skal være tilstede for at opnå et bestemt fugleliv. Herudover var miljøgoderne forskelligt beskrevet i de to undersøgelser (bl.a. forskellige fuglearter). *Kirchoff et al* sammenligner i studiet anvendelsen af direkte benefit transfer med overførsel af benefit funktionen, og de empiriske resultater indikerer, at brugen af en benefit funktion giver et mere robust resultat end ved blot at overføre resultater direkte. Men forfatterne konkluderer også, at forskelle i markedet for godet,

specielt tilgængeligheden og prisen på substitutter, sandsynligvis også vil forårsage overførselsfejl hvis ikke der bliver taget højde herfor.

Loomis (1992) har udført en benefit transfer-undersøgelse af laksefiskeri mellem forskellige stater i USA (Oregon, Washington og Idaho). Loomis undersøgelse bygger på fire datasæt fra rejseomkostningsstudier (TCM) i de tre stater, og data anvendes til tests af om en benefit funktion kunne overføres mellem staterne. Endvidere undersøges også om overførelse af benefit funktioner indenfor samme stat gav bedre resultat end overførelse af enhedsværdier. Testen blev udført ved at sammenligne om koefficienterne i TCM analyserne (udført ved parvis sammenligning) var tilstrækkeligt ens til at sandsynliggøre pålideligheden af overførelse af funktioner mellem stater. Der opstilles en hypotese om at benefit transfer kan forsvares hvis koefficienterne i efterspørgselsfunktionen er ens på tværs af staterne, men da dette ikke er tilfælde afvises hypotesen, og resultatet tyder på, at benefit transfer mellem stater med stor sandsynlighed giver overførselsfejl. Derimod viste analysen at overførelse af en benefit funktion indenfor samme stat kun gav små afvigelser, og at afvigelserne var betydeligt mindre end ved anvendelse af enhedsværdier.

Walsh et al (1992) anvender tidligere udførte studier af rekreative benefits til benefit transfer. De tidligere studier omfatter studier fra 1968 til 1988, bl.a. studier udført Sorg og Loomis (1984). Resultaterne fra disse studier, der måler rekreative brugsværdier, viser ekstreme og uforklarede variationer, dvs. det er ikke beskrevet om disse skyldes der populationskarakteristik, områdekvalitet eller undersøgelsesmetoderne. Studiet anvendes bl.a. til at teste om forskellige metoder giver forskellig resultater, og tester hypotesen om at rejseomkostningsmetoden giver højere betalingsvilje end CVM. Øvrige variable der testes er omkostninger, rejse tid, prisen og tilgængeligheden af substitutter, indkomst, socioøkonomiske variable, størrelsen på forbrugergruppen, smag og præferencer, crowding og kvalitet. Det konkluderes, at benefit transfer bør tage hensyn til variable som rejsetid, observationsmetoder, substitutter, stedets kvalitet/miljøkvalitet og rekreationstype.

Brouwer (2000) viser også, at der er større fejl ved overførelse af punkttestimater fra et studie til et andet end ved overførelse af funktioner, mens *Downing & Ozuna (1996)* konkluderer det omvendte. De har udført en sammenligning af værdien af saltvandsfiskeri i Texas beregnet med benefit transfer med overførelse af benefitfunktionen og et CVM studium. De finder at benefit transfer studiet overestimerer værdien sammenlignet med CVM studiet, og konkluderer at i dette tilfælde er overførelse med benefit transfer funktionen ikke gyldig. *Bateman (2000)* anfører endvidere at der er ingen klare beviser for at en meget sofistikeret metode leverer mere sikre resultater end de enkle tilgange.

Sammenfattende vil vi konkludere, at de hidtil udførte analyser ikke leverer entydige anbefalinger til benefit transfer og valg af metode.

Opgørelser af "overførselsfejl" ved benefit transfer

Brouwer (2000) og *Bateman (2000)* har lavet oversigter over nogle hidtidige anvendelser af benefit transfer og eksempler på overførselsfejl, der er fundet i en række studier af benefit transfer. I tabel 1 er nogle af disse studier refereret. Studierne har relation til brugsværdier af naturområder, refereret.

Brouwer(2000) har undersøgt syv forskellige studier der indikerer fejlestimer ved overførsel fra 56% ved overførsel af benefitfunktioner og op til 475% ved overførsel af gennemsnitsværdien af en enhed. Brouwer angiver tre årsager til overførselsfejl: dels kan de skyldes at område- og populationsvariable beskrives ved dummyvariable, som begrænser informationen om disse variable. Dels forklarer modellerne kun en lille del af variansen i resultaterne, og for det tredje forklarer modellerne ikke hvorfor respondenter indenfor de samme socio-økonomiske grupper har forskellige holdninger, normer og værdier. Han påpeger også, at forskelligheder i ”studie design” spiller en vigtig rolle for forklaringen af variansen i udfaldet af undersøgelsen.

Tabel 4.2. Oversigt over nogle Benefit transfer projekter og beregnede overførselsfejl.

Studie	Værdisætningsteknik	Gode	Overførselsfejl (%)*
Loomis (1992)	Travel cost	Sportsfiske	5-40 5-15
Parsons & Kealy (1994)	Travel cost	Vandkvalitet, rekreative værdier ved søer	4-34 1-75
Loomis et al. (1995)	Travel cost	Rekreative værdier, vand	- 1- 475
Bergland et al. (1995)	Contingent valuation	Vandkvalitet, rekreative værdier for lokale brugere	25-45 18-41
Downing & Ozuna (1996)	Contingent valuation	Sportsfiskeri, saltvand	1-34 -
Kirchoff et al (1997)	Contingent valuation	Fuglebeskyttelse Rafting	24-56 6-228
Brouwer & Spanninks (1999)	Contingent valuation	Biodiversitet på landbrug sarealer	27-36 22-40

* Minimum-maksimum fejl fundet i studierne. Det øverste interval henfører til punkt estimater, det nederste i hver række til overførsel af funktioner. (Efter Brouwer 2000 og Bateman 2000).

Dette kan tyde på, at risikoen for fejlestimer ved overførsel af benefit estimater er mindst ved overførsel af funktioner eller enhedsværdier baseret på studier hvor brugernes socio-økonomiske forhold og de kvalitative karakteristika af naturområderne i det område funktionen er baseret på og det nye område er nogenlunde ens. Med andre ord vil overførsel af benefit funktioner fra udenlandske studier til danske forhold næppe give pålidelige resultater. Dette synspunkt understreges af Kirchoff et al (1997), som har testet benefit transfers ved at overføre benefit funktioner vedr. værdien af habitater i Arizona, samt værdien af mulighed for rafting til andre områder. Kirchoff et al viste i denne sammenhæng at overførsel fungerer bedst mellem områder der er nære substitutter, fx med hensyn til rekreative tilbud. Lignende konklusioner er også fundet i det nævnte studie af Bateman (2000), og som nævnt også i Damgaard et al (2001).

Metaanalyse

Af tabel 4.2.fremgår eksempler på udførte studier der anvender metaanalysen som metode til at udlede rekreative værdier og andre værdier af naturområder.

Tabel 4.2. Eksempler på metaanalyse

Emneområde	Udført metaanalyse
Rekreative benefits	Bateman 2000, Bateman et al 1999, Smith & Kaoru 1990, Walsh et al 1992; Roosenbergher & Loomis 2000; Shrestha & Loomis 2001
Vådområdefunktioner	Brouwer et al 1997

Bateman (2000) har som nævnt foretaget metaanalyse, og konkret anvendte han metoden til at estimere rekreative værdier knyttet til skove i Storbritannien, på baggrund af eksisterende værdisætningsstudier af engelske skove.

Walsh m.fl. (1992) har også anvendt metaanalysen som metode til overførsel af rekreative benefits. Analysen resulterede i en lav forklaringsgrad mellem 36% og 44% (R^2). De fleste koefficienter var signifikante ved 10% niveauet eller derunder. Analysen viste, at overførsel af benefit estimer skal tage hensyn til den rekreative aktivitet, områdets kvalitet og den potentielle brugergruppes socio-økonomiske forhold, og at specifikke modelantagelser i studieprojekterne har stor indflydelse på resultaterne.

Disse og andre metaanalyser konkluderer at de studier der indgår i analysen skal være så ens at det giver mening at sammenligne dem. Hvis metaanalyse skal bruges i Danmark, kræves det således at der er udført en række studier der er så ens i metodevalg og studieområder at man kan sammenligne dem. Da der kun er udført et fåtal af analyser i Danmark er derfor muligheden begrænset.

Opsamling

De hidtidige erfaringer i litteraturen giver ingen sikre anvisninger på om en benefit transfer med punktoverførsel, gennemsnitsoverførsel, funktionsoverførsel eller metaanalyse, giver de mest gyldige og sikre resultater. En anvendt metode, måske også en af de mest sikre, er at sammenligne benefit transfer resultater med benefit beregninger udført med en af de traditionelle værdisætningsmetoder på primærdata fra området. Problemet ved denne form for test er at afgøre om estimatet fra "primærstudiet" er "rigtig"? Udførte tests i litteraturen giver modstridende resultater.

Barton (1999) har fx udført et studie af benefit transfer ved at udføre CVM studier i "sammenlignelige" områder, med "sammenlignelig" vandkvalitet, næsten "sammenlignelig" befolkning osv. i et område i Costa Rica. Han finder at i dette studie er overførsel med en benefit funktion ikke bedre end overførsel af punkttestimer. Kirchhoff et al (1997) og Desvousges et al (1998) konkluderer på den anden side at overførsel med en benefit funktion giver mere sikre resultater end overførsel af punktverdier. Sidstnævnte metode er anbefalet i flest studier, men gennemgangen af de udførte studier viser, at der er behov for metodeudvikling og videre tests på dette område.

Benefit transfer og choice modelling metoderne

Benefit transfer kan anvendes på baggrund af data fra alle typer af værdisætningsmetoder, men i nyere litteratur vedrørende benefit transfer er det særlig lagt vægt på at choice modelling metoderne, dvs. choice experiments, contingent ranking og andre versioner af metoderne, er specielt egnet til benefit transfer på grund af den information der ligger i præsentationen og valgene mellem attributterne. I og med at vi i pilotprojektet anvender contingent ranking, vil vi præsentere nogle af de udførte studier af benefit transfer fra familien af choice modelling-metoder.

Benefit transfer og choice modelling – et eksempel

Morrison et al (1998) tester benefit transfer på resultater fra en undersøgelse udført med Choice Modelling (CM). De tester benefit transfer på tværs af populationer og områder. CM-metoden præsenterer i lighed med Contingent Ranking respondenterne for flere valgmuligheder, hvor attributterne varieres. I CM bliver respondenterne bedt om at vælge, ikke at rangordne, og informationen anvendes til at estimere den marginale substituitionsrate.

Morrison et al (1998) præsenterer resultater fra tre forskellige CM undersøgelser af værdien af forbedret kvalitet i to store vådområder i det nordlige New South Wales i Australien. Benefit transfer mellem to undersøgelser i land- og byområder undersøges. Vådområderne er væsentlig påvirket af ændringer i deres tilløb af vand pga. regulering og brug af vandet til kunstig vanding. Et relevant spørgsmål for beslutningstagere er, hvorvidt det vil være mere gavnligt for samfundet at allokere ekstra vand til vanding eller vådområderne.

Spørgeundersøgelserne for områderne var identiske bortset fra område specifikke informationer, og sociodemografiske karakteristika, som respondenterne blev spurgt om. Den statistiske analyse blev udført med logit modeller, der indeholdt tre forskellige typer af uafhængige variable: variable der repræsenterer valgsættets attributter, variable der repræsenterede respondentens socioøkonomiske karakteristika og variable der repræsenterede respondentens evaluering af spørgeskemaet.

Til sidst blev flere tests, med det formål at bestemme validiteten af at overføre CM estimater på tværs af områder og populationer, præsenteret. Dette inkluderede tests af ligheden mellem modeller, implicitte priser og estimater af "compensating surplus".

Morrison et al konkluderer, at selv om der er en åbenlys fordel ved CM med hensyn til inddragelse af forskelle i miljøforbedringer i valgsættene, er det ikke sikkert, at de priser der beregnes er ens på tværs af områder. Samlet set var benefit transfer på tværs af områder en tendens til at være mindre problematisk end på tværs af populationer, da modeller og estimater af implicitte priser og betalingsviljen var mest ens for transfer på tværs af områder. Det må af undersøgelsen sluttes, at transfer mellem by- og land-populationer kan være mere problematiske end transfer på tværs af områder for en givet by-population.

Choice experiments og benefit transfer - eksempler

Yoshida (2002) anvender benefit transfer på resultater fra Choice experiment-studier. Formålet med undersøgelsen var, at evaluere negative og positive effekter af anvendelse af direkte tilskud til landbrugsdrift.

Primærundersøgelsen omfatter identiske spørgeskemaundersøgelser (postomdelt) i fire japanske byer, omdelt på forskellige tidspunkter af året. Der er udført BENEFIT TRANSFER ved overførsel af benefit funktion og direkte overførsel af enhedsværdierne mellem de fire områder. Yoshida konkluderer, at kun en del af resultaterne kunne overføres uden store bias. Bias begrundes med, at undersøgelserne er udarbejdet på forskellige tidspunkter på året. Forfatteren påpeger på denne baggrund, at sæsonmæssige udsving i miljøkvaliteten på tidspunktet hvor spørgsmålene bliver stillet kan påvirke respondenternes hypotetiske betalingsvilje.

Mc Vittie et al (2001) tester også anvendelsen af benefit transfer på studier udført med choice experiments. Mc Vittie et al har udført et studie af betalingsviljen for miljøvenlig drift i landbruget ved plantning af hegn, udlæg af randzoner samt pleje af hedeområder. Betalingsformatet var en øget skatteopkrævning. Forfatterne udførte den samme spørgeskemaundersøgelse i tre områder (Cambridgeshire, Devon og Shropshire), og formålet med undersøgelsen var dels at estimere policy-relevante værdier for betalingsviljen for randzoner og hegn, samt at teste benefit transfer. Dette studie er derfor meget relevant i forhold til vores pilotstudie.

Mc Vittie et al testede benefit transfer i to omgang. Dels testede de om modellerne estimeret på data fra områderne var ens. Når de anvendte modeller hvor kun attributterne blev medtaget kunne hypotesen om ens modeller for områderne ikke afvises, men inddragelse af socio-økonomiske variable medførte forskelle, og dermed at hypotesen kunne afvises. Mc Vittie et al testede også benefit transfer ved overførsel af de beregnede priser (betalingsviljeresultatet) mellem områderne. Priser blev beregnet for hver attributt, og kofindensintervaller blev også opgjort til sammenligningen. De beregnede priser for attributterne var ikke ens, og fulgte heller ikke det samme mønster ved ændringer af størrelsesordenen for hvert attribut. Dvs. at betalingsviljen for at få noget ekstra af et attribut (en del af miljøgodet) var forskelligt i områderne.

Forfatterne konkluderede derfor, at de ikke kunne finde empirisk støtte for de tidligere fremførte anbefalinger om at anvende choice experiments for benefit transfer.

Potentielle projekter for benefit transfer til danske forhold

I dette kapitel præsenteres værdisætningsstudier af ændret pesticider og/eller miljø- og natureffekter, som er af potentiel interesse i forbindelse med benefit transfer til danske forhold.

Kriterier for udvalget af studier

Der er udført en litteratursøgning på publicerede studier der omhandler værdisætning af pesticideffekter, både når det gælder 1) studier af ændret pesticidanvendelse og 2) studier af ændret kvalitet af natur- og miljøforhold som har relevans for pesticidanalyser. Begge disse former for studier kan potentielt være studieprojekter egnede for benefit transfer til danske forhold, og erfaringerne fra studierne kan generelt også danne god baggrund for evt. lignende projekter.

Udvalget af studier i gruppe 1) er enkelt. Alle fundne studier er medtaget, og disse omfatter studier af betalingsvilje for ændret produktkvalitet, samt enkelte studier af ændret natur- og miljøeffekt. Vægten i gennemgangen ligger i denne type studier.

Med hensyn til 2) - studier af betalingsviljen for ændrede natur og miljøforhold - har vi udvalgt nogle værdisætningsstudier af biodiversitet, natur og grundvandskvalitet. Disse studier af ændret biodiversitet, natur- og grundvandskvalitet opgør nogle af de potentielle effekter af ændret pesticidanvendelse, og er derfor af interesse hvis det er effektsiden man er interesseret i.

Vi inddrager også nogle udvalgte værdisætningsanalyser af landbrugsprogrammer hvor landmænd får betalt for miljøvenlig landbrugsproduktion, f.eks. randzoner. Ændret pesticidanvendelse kunne være en del af disse programmer. Vi har udvalgt nogle få studier, og da litteraturen er righoldig er der givetvis flere studier der kunne være relevante. Dog skal der udvises varsomhed med overførsel hvis det betalingsviljen for et pesticidprojekt ændres når pesticider nævnes /ikke nævnes i spørgematerialet. Det implicerer, at det ikke er det samme miljøgode der reelt værdisættes. Dette vil vi vende tilbage til.

Litteratursøgningen er udført i databaserne ECONLIT (<http://webspirs.swets.nl>) og EVRI (den canadiske værdisætningsdatabase (www.evri.ec.gc.ca)). Der er søgt på søgeordene "pesticide and valuation", "pesticide and value", "pesticide and preference" og "pesticide and ranking".

Kriterier for vurdering af egnethed til benefit transfer- revised

Som nævnt i afsnit 3 er følgende forhold væsentlige at vurdere for at afgøre om der kan udføres benefit transfer fra et studie til et andet område, f.eks. fra et udenlandsk studie til danske forhold. Det er:

- Konteksten for studiet
- Studieprojektets videnskabelighed (peer review),

- Data (er de adækvate) – kan der skaffes de nødvendige data til benefit function transfer?,
- Beskrives betalingsviljen som funktion af relevante forklarende variable
- Er miljøgode og miljøservice defineret entydigt med hensyn til bl.a. hvilke benefits miljøgodet repræsenterer for forskellige mennesker.
- Er population, præferencer, markeder, ejendomsrettigheder etc. beskrevet entydigt.

Værdisætning af effekter af pesticidanvendelse

Af den generelle litteraturgennemgang vedrørende økonomisk værdisætning, (jf. Schou et al, 2002) fremgår, at der er et betydeligt antal værdisætningsstudier som omfatter teoretiske og metodemæssige problemstillinger, men der er ikke fundet eksempler på værdisætningsstudier af pesticidanvendelse i denne kategori. Der er også udført et antal konkrete casestudier. Inden for den sidstnævnte gruppe, som må anses for at være af primær betydning for evt. benefit transfer, er der kun et relativt beskedent antal studier, som direkte beskæftiger sig med effekterne af pesticidanvendelse. En væsentlig årsag hertil kan være, at ændringer i pesticidanvendelsen medfører en lang række direkte og afledte effekter, og at studier af effekterne derfor er komplekse.

Der er ikke fundet eksempler på værdisætning af *de samlede effekter* af pesticidanvendelse på natur og miljø, men der er fundet tre grupper af studier der værdisætter effekterne af pesticidanvendelse: Det er 1) produkt/sundhedseffekter, 2) grundvand/drikkevandseffekter og 3) blandede effekter inkl. Natur og biodiversitet. Sidstnævnte gruppe er den mest interessante i nærværende projekt, men udgør også den mindste gruppe.

Efter tabellen er de studier som er fundet relevante gengivet med en kort karakteristik. Der argumenteres kort for hvorfor øvrige artikler er karakteriseret som irrelevante.

Tabel 6.1. Oversigt over værdisætningsstudier af pesticidanvendelses effekter på produkter

Forfatter	Årstal	Titel	Metode og relevans
Baker	1999	"Consumers' preferences for Food safety Attributes i Fresh Apples. Market Segments, Consumer Characteristics and Marketing Opportunities"	Conjoint analyse – rangering efter attributter. Metodemæssig relevant.
Buzby et al	1995	Contingent Valuation in Food Policy Analysis: A Case study of a pesticide-residue Risk Reduction	Contingent Valuation . Metodemæssig relevant, men ikke relevant til benefit transfer i DK
Eom	1994	Pesticide residue Risk and Food safety Valuation: A Utility Approach	Contingent valuation. Forholdsvis gamle data (1990)
Hammit	1986	Estimating consumer willingness to pay to reduce food borne risk	Contingent valuation og produktpriser (markedspriser)
Huang, C.L:	1993	Simultaneous_Equation Model for estimating Consumer Risk perceptions, Attitudes and Willingness to Pay for residue-free produce	Contingent Valuation.
Roosen, J. et al	1998	"Consumers' Valuation of Insecticide Use restrictions: An application to apples"	Vickreys auktion (eksperiment). Metodemæssig relevant vedr. beskrivelse af produktkvalitet overfor respondenter.
Millock et al 2002	2002	Willingness to pay for organic foods: a comparison between survey data and panel data from Denmark".	Contingent valuation og analyse af købsdata fra GfK Danmark (revealed valuation)

Baker's studie fra 1999 anvender en rangordningsmetode, hvor hypotetiske ændringer i kvaliteten af spiseæbler som følge af ændret pesticidanvendelse værdisættes. Metoden indebærer, at produkter (æblerne) rangordnes efter negative og positive attributter som kan henføres til pesticidanvendelse. Hvert produkt, dvs. hver æblesort/gruppe, karakteriseres ved grupper af attributter, herunder også priser. Denne form for rangordning ligner den situation forbrugeren står overfor i almindelige indkøbssituationer. Der blev anvendt billeder for at illustrere de attributter der fx omfattede skade på frugten pga. nedsat sprøjtning. Resultaterne viser, at fødevarer sikkerhed er af stor betydning for de interviewede respondenter, men omvendt er der små markeds-mæssige beviser på, at respondenterne er villige til at betale markante merpriser for en bedre fødevarer sikkerhed.

Betalingsviljen i Bakers studie beskrives som funktion af relevante forklarende variable, og det vil derfor være muligt at overføre en benefit funktion. Endvidere er miljøgodet entydigt defineret i form af kvalitetsparametre for kvaliteten af spiseæbler. Population og respondenter er forholdsvis velbeskrevet. Konteksten for Bakers studie virker derfor rimelig i en dansk sammenhæng, hvor det er relevant at spørge respondenter om deres rangordning af æbler efter forskellige karakteristika ved æblerne. Men vurderet på resultaterne ift. danske studier, f.eks. af befolkningens betalingsvilje for økologiske fødevarer (Millock et al, 2002) synes det som betalingsviljen for pesticidfri produkter er lavere blandt de amerikanske end de danske forbrugere. Det tyder på, at der bør udvises varsomhed ved benefit transfer. Endvidere er svarprocenten lav i Bakers' studie, nemlig 33,2%, hvilket er negativt. Bakers' studie er imidlertid videnskabeligt dokumenteret i et anerkendt tidsskrift, og teori og metodisk tilgang er velbeskrevet. Metodemæssig er dette studie derfor relevant, både pga. de erfaringer Baker har gjort med rangordningen og bearbejdning af svar hvor bl.a. opdeling i forbrugersegmenter var væsentligt. Baker anvender bl.a. fokusgruppeinterviews, bl.a. for at identificere meningsfulde attributter for forbrugere, og hvor mange respondenterne kunne forholde sig til meningsfuldt.

Buzby et al (1995) har udført et Contingent valuation studie af forbud mod at anvende pesticider på høstede grape frugter. Betalingsviljen er estimeret ved anvendelse af lukkede betalingsvilje bud, og der anvendes spørgeskemaer. Resultaterne indikerer at benefits ved et forbud overstiger omkostningerne. Metodisk er studiet interessant, men i benefit transfer sammenhæng er det ikke interessant da godet ikke produceres i Danmark. Man kan ikke antage den samme betalingsvilje for evt. forbud mod pesticidbehandling af danske frugter, blandt andet fordi produkterne er forskellige og behandles forskelligt i udgangssituationen. Dvs. at miljøgoderne er forskellige.

Eom (1994) estimerer betalingsviljen for reduceret risiko for kræft ved indtagelse af fødevarer produceret med pesticider, og konkluderer, at der er en stor betalingsvilje for "sikre fødevarer" med hensyn til kræftisiko. Undersøgelsen er beskrevet i anerkendt videnskabeligt tidsskrift, og er metodisk og datamæssigt i orden. Respondenternes karakteristika og miljøkarakteristika er entydigt og detaljeret beskrevet. Undersøgelsen er dog forholdsmæssigt gammel (interviewdelen foretaget i 1990, og benefit transfer vil derfor indebære overførsel over et langt tidsrum, og det anbefales som nævnt ikke. Metodisk er studiet meget interessant, og det kan bemærkes at studiets informationer om kræftisici relateret til pesticider kan være interessante også i en dansk sammenhæng. Det er i den sammenhæng selvfølgelig vigtigt, at vurdere om de same pesticidtyper anvendes, eller om disse er forskellige. Hvis de er forskellige er der tale om forskellige typer af miljøgoder, hvis værdier ikke umiddelbart kan overføres.

Hammitt (1986) har undersøgt betalingsviljen for økologiske produkter ud fra præsentation af risici for at få kræft ved at spise henholdsvis konventionelt dyrkede fødevarer og ditto økologisk dyrkede. Hammitts undersøgelse er af ældre dato og derfor ikke interessant til Benefit transfer, blandt andet fordi man må formode at befolkningens holdning til fødevarers betydning for sundhed – inklusive kræftisici – er ændret i perioden siden 1986.

Huang (1993) undersøgte i 1989 betalingsviljen for pesticidfri produkter med Contingent valuation. Huang anvendte postomdelte spørgeskemaer til 580 respondenter, der tilhører et konsument-panel i staten Georgia. Selve metode designet er sammenligneligt med metoden anvendt i en dansk undersøgelse af betalingsviljen for økologiske produkter, beskrevet i Millock et al (2002), dog er Huang's undersøgelse mere direkte fokuseret på pesticider end i den danske undersøgelse.

Svarprocenten i Huang's undersøgelse var 67%. Respondenter som ikke svarede var typisk mænd, samt husholdninger med lave indkomster. Dvs. der er en skæv fordeling af respondenter der ikke svarede i undersøgelsen.

Resultaterne viser dels, at der er ca. 60% af respondenterne der ikke er villige til at betale mere for pesticidfri produkter, mens 40% er villige til dette. Huang delte respondenterne ind i to grupper; 1) i dem som er "optaget af pesticider og fødevarer", og 2) dem der vil have alle eller nogle pesticider forbudt. Der var, ikke overraskende, en lille overvægt af respondenter fra den sidste gruppe som angav en positiv betalingsvilje for pesticidfri produkter.

Den videnskabelige standard er i orden, og undersøgelsens data er adækvate, selv om der er en skæv fordeling af respondenter der ikke svarede. Undersøgelsen er imidlertid gammel (1989), og opfanger sandsynligvis ikke den ændring der er sket i forbrugernes præferencer for kvalitetsfødevarer der har præget 90'erne. Hvis der skal anvendes resultater vedr. betalingvilje for pesticidfri fødevarer anbefales derfor Wier et al (2002) undersøgelse derfor

at foretrække, i det denne undersøgelse omfatter spørgsmål direkte rettet mod pesticidanvendelsens betydning.

Rosen et al (1998) har udført et studie af forbrugeres betalingsvilje for restriktioner på anvendelsen af insektisider på æbler, og i undersøgelsen beskrives de effekter reduceret pesticidanvendelse har på produkterne (æbler). Beskrivelsen blev udført ved et eksperiment, hvor 5 poser æbler med forskellige kvalitet blev præsenteret for respondenterne, og de havde selv lejlighed til at vurdere forskellene. Endvidere blev de givet oplysninger om forskelle i pesticidanvendelse.

Anvendt på et begrænset antal respondenter i en eksperimentsituation eller i fokusgruppesammenhæng kan metoden være interessant, dvs. at lade respondenterne se og opleve det område/de områder der skal værdisættes og selv sætte ord på hvad de opfatter som kvalitetsforskelle mellem områderne. Vickreys auktion kan anvendes i denne forbindelse.

Rosens studie er metodisk interessant, og da studiet er videnskabeligt veldokumenteret med hensyn til data og metode, forholdsvis nyt vil der efter vurdering af kontekst for analysen, socioøkonomiske forhold etc. kunne vurderes at overføre benefit funktionen til danske forhold. Dette skyldes ikke mindst, at det er tale om værdisætning af et miljøgode der indgår i nogenlunde samme kontekst i de forskellige land, nemlig kvalitet på æbler til konsum.

Millock et al (2002) har på basis af paneldata (GfK Danmark) og en spørgeskemaundersøgelse undersøgt paneldeltagerens betalingsvilje for økologiske produkter, samt for deers motivation til at købe økologiske produkter. Undersøgelsen er ikke afsluttet, men der er udført tests af spørgeskema ved fokusgruppetests og test til 400 respondenter. De foreløbige resultater af test-undersøgelsen indikerer, at undgåelse af pesticidrester i fødevarer er en væsentlig årsag til at købe økologiske produkter, og at motivationen herfor er sundhedshensyn. Dette gælder ikke kun for børnefamilier, men gælder mange segmenter af forbrugere. Disse væsentlige konklusioner kan anvendes i videre undersøgelser af værdien af ændret pesticidanvendelse, dog mest til at underbygge, at det er væsentligt at omfatte sundhedsaspekterne i en opgørelse af de samlede samfundsøkonomiske benefits af ændret pesticidanvendelse.

6.2. Værdisætning af miljøeffekter af ændret pesticidanvendelse

Forfatter	År	Titel	Metode og relevans
Bergstrom & Dorfmann	1994	Commodity information and Willingness to pay for groundwater quality protection	Contingent valuation, hvor hovedformålet var at undersøge for betydningen af information om miljøgodet: serviceniveau (udbud) og kvalitet. Metodisk interessant pga. informationsaspektet, men ikke til benefit transfer
Brethour & Weersink	2001	An economic evaluation of the environmental benefits from pesticide reduction	Contingent valuation og benefit transfer (Brethour & Weersink)
Mullen, Norton et al og Mullen et al	1995 1996 1997	Bl.a. A primer on economic assessments of integrated pest management	Contingent valuation Metodisk interessant, og også interessant ifm benefit transfer.
De Zoysa	1995	A benefit evaluation of programs to enhance groundwater quality, surface water quality and wetland habitat in north western Ohio	Contingent valuation. Af ældre dato.
Foster og Mourrato	2000	"Valuing the multiple Impacts of Pesticide Use in the UK: A Contingent Ranking Approach	Contingent ranking- Emnemæssigt og metodemæssigt meget relevant
Kline & Wichelns	1996	Public preferences regarding the goals of farmland preservation programs	Ved contingent valuation Det undersøges hvorvidt målsætningerne for beskyttelsesprogram-mer stemmer overens med befolkningens præferencer. En udvidelse af omfanget af beskyttelsesprogram-mer for landbrugsjord, til også at omfatte miljøforbedringer, kan øge samfundets benefits.
Lee & Nielsen	1997	Grundvandsforurening med pesticider og kvælstof	Averting behaviour
Willis et al	1995	Benefits of environmental sensitive area policy in England: A contingent valuation assessment	Contingent valuation, der viser at betalingsvilje varierer meget mellem områder, bl.a. afhængig af lokale substitutter for natur. Indikerer, at benefit transfer ikke er sikker mellem områder, med mindre substitutter er samsvarende.

Bergstrom & Dorfmann (1994) har undersøgt betalingsviljen for grundvandsbeskyttelse, og viser, at de fleste er villige til at betale for foranstaltninger der forhindrer forurening af grundvandet. Det primære formål med undersøgelsen var ikke, at udlede betalingsvilje estimater, men at se hvordan disse evt. ændres som følge af forskellig information om dels udbudet af vand og vandkvaliteten. Blandt andet informeres om en række typer af pesticider. Forfatterne konkluderer, at yderligere information ændrer betalingsviljen, og anbefaler yderligere forskning på dette område.

Brethour & Weersink (2001) og Mullen et al (1997), Mullen (1995) og Norton et al (1996) har udført betalingsviljestudie af betalingsviljen for ændringer i pesticidanvendelsen. Brethour & Weersinks studie bygger på Mullens studier, og indebærer benefit transfer fra Mullens studie. Både Mullens og Brethour & Weersinks studier tager udgangspunkt i karakteristika ved pesticiderne (giftighed, nedbrydelighed etc.) på grundvand, overfladevand, sundhedstilstand (akut og langtids), fugle, pattedyr mv. Hvert pesticid (aktivstof) tildeles riskioniveau (højt, moderat, lavt) for hver af miljøgoderne nævnt foran. Ved at kombinere risikoniveauerne med hvert gode fås i alt 24 klasser af risici for pesticidpåvirkning koblet til forskellige

aktivstoffer, og disse bliver igen koblet til det aktuelle pesticidforbrug i hhv. Virginia (på æbler og peanuts) (Muller 1995) og i Ontario (Brethour & Weersink), som totalforbrug fra 1983 til 1998. selve Contingent valuation studiet omfattede at spørge respondenter i spørgeskemaformat om deres betalingsvilje for risiko for hhv. høj, middel og lav risiko for påvirkning med pesticider på de tidligere nævnte miljø- og sundhedsforhold. Først blev respondenterne bedt om at svare på betalingsviljespørgsmål, i form af spørgsmål om at undgå risiko (høj, middel, lav). Betalingsviljen blev udtrykt som respondenternes villighed til at forøge det månedlige fødevarerbudget, og respondenterne blev initialt spurgt om deres månedlige forbrug.

Derefter blev respondenterne spurgt om at rangordne hvor vigtigt det er at undgå hhv. høj, middel og lav risiko. Norton et al (1996) anbefaler at udføre benefit transfer fra Mullens resultater. I Brethour & Weersink blev der således udført benefit transfer fra Mullen (1995) og Mullen et al (1997) af betalingsviljen for ændret pesticidanvendelse ved at justere for bl.a. indkomstniveau i Mullens undersøgelse og Ontario. Studiet er et eksempel på benefit transfer der korrigerer for forskelle mellem befolkningsgrupper og områder. Både Brethour & Weersinks og Mullens projekter er derfor blandt de mest væsentlige for erfaringsopsamling og potentiel benefit transfer.

De Zoysa (1995) estimerede betalingsviljen for programmer til forbedring af grundvandskvaliteten samt kvaliteten af overfladevand og vådområder i USA (oplandet til Maumee River and Lake Erie i Ohio) ved anvendelse af spørgeskemaer udsendt til 1050 respondenter. Besvarelsesprocenten er nede på 51 %. Det har ikke været muligt at rekvirere grundundersøgelsen (en Ph.d.-afhandling), og det er ikke fundet anden videnskabelig publicering af resultaterne, hvorfor det ikke er muligt bl.a. at bedømme om det er muligt at isolere betydningen af pesticider i vandet på betalingsviljen. Direkte benefit transfer af pesticideffekter ser ikke ud til at være muligt. Der findes dog en detaljeret beskrivelse af resultaterne i EVRI databasen. De Zoysa undersøgelse viser en positiv betalingsvilje for både grundvand, overfladevand og vådområder, dog med den mindste betalingsvilje for grundvand, som i dette område anvendes til drikkevand. Det vurderes, at undersøgelsen er af metodisk relevans, men ikke at resultaterne er egnede til benefit transfer, primært fordi der ikke er videnskabelig tilgængelig beskrivelse af variable mv.

Foster og Mourrato (1999) anvender contingent ranking metoden til opgørelse af betalingsviljen for effekter af ændret pesticidanvendelse i hvedeproduktionen i UK. Effekterne opgøres i forhold til hhv. helbred og biodiversitet. Således præsenteres to forskellige miljøgoder (eller attributter): en biodiversitetsindikator (antal truede fuglearter) og en helbredeindikator (antal humane sygdomstilfælde pr. år), samt en omkostningsindikator (prisen på et hvedebrød) idet effekten på disse beregnes for forskellige niveauer for pesticidanvendelse. Udgangssceneriet defineres ved en brødpris på 60 pence, 9 truede fuglearter samt 100 sygdomstilfælde, og herudfra blev 27 forskellige kombinationer af de tre attributter opstillet. Spørgeundersøgelsen blev foretaget som interview af 504 respondenter. Datamaterialet omfatter data om en række holdningsmæssige spørgsmål, betalingsviljen for attributterne samt en række socio-økonomske forhold. Undersøgelsen viser betydelig betalingsvilje for miljøvenlige brødprodukter, og de relative præferencer mellem humane effekter og antal truede fuglearter udtrykker, at forbrugerne var villige til at acceptere 7 til 8 ekstra sygdomstilfælde pr. år, såfremt en fugleart kan beskyttes.

Undersøgelsen er af nyere dato, den er videnskabeligt dokumenteret i form af både metode og data, der er oplysninger om en række miljø- og respondentkarakteristika. Foruden at undersøgelsen er metodisk særdeles

relevant, er det derfor også relevant at overveje videre test og undersøgelse af benefit transfer. Det kan derfor testes på materialet fra dele af den udførte pilotundersøgelse i nærværende projekt om det er muligt at overføre funktioner uden for store bias, og det kan undersøges hvor store bias det giver at overføre direkte betalingsviljen for fugle. Dette er dog tale om værdisætning af forskellige fugle.

Lee & Nielsen (1987) opgør grundvandsforurening med pesticider og kvælstof (nitrat), og opgør omkostninger til afværgeforanstaltninger (averting behaviour). I studiet estimeres den potentielle grundvandsforurening med pesticider og nitrat på baggrund af databaser vedr. forbrug og naturvidenskabelig modellering af potentiel udledning/udvaskning. Endvidere estimeres omkostningerne ved at måle forureningens omfang ved kilderne for at kunne afværge anvendelsen af kontamineret vand. Forfatterne konkluderer, omkostningerne forbundet med kildekontrol vil være meget omfattende.

Studiet omfatter adækvate data og er dokumenteret af videnskabelig kvalitet. Resultaterne er alligevel ikke egnede til benefit transfer af flere årsager. Dels er undersøgelsen gammel (1987), og dels er opgørelsen af omkostningerne (averting behaviour-omkostningerne) ikke dækkende for de omkostninger der er forbundet med henholdsvis nye borer, eller afværgeforanstaltninger overfor forureningen (nedsatte udledninger etc.) Vi vurderer derfor, at studiet er irrelevant i en dansk sammenhæng.

Willis et al (1995) undersøger betalingsviljen for landbrugsforanstaltninger. Denne Contingent valuation-undersøgelse er ikke relevant ifm. benefit transfer på pesticidområdet, men er yderst relevant i det den viser at betalingsvilje varierer meget mellem områder, bl.a. afhængig af lokale substitutter for natur. Undersøgelsen indikerer derfor, at benefit transfer ikke er sikker mellem områder, medmindre substitutter er samsvarende.

Opsamlende vurdering af potentielle projekter for benefit transfer

Ved at anlægge de forholdsvis generelle og strenge krav til hvornår benefit transfer kan foretages (jf. kapitel 4) som kræver at man kan korrigerer for bl.a. kontekst, substitutter, socio-økonomiske karakteristika etc. konkluderer vi, at der er få eller ingen direkte egnede projekter til benefit transfer, i det alle studier på nær et er udenlandske. De kræver derfor overførsel mellem områder med væsentlige forskelle i bl.a. præferencer og holdninger. Dog er der dele af studier der er egnede til overførsler, eller til tests af overførselsfejl.

Førstnævnte gælder det omtalte studie af Mullen et al (1997), som kan danne udgangspunkt for en bred beskrivelse af risici ved pesticidanvendelse på en række miljø- og sundhedsaspekter. I det respondenternes præferencer må formodes at være forskellige mellem USA og Danmark anbefales dog at udføre et selvstændigt værdisætningsstudie men med anvendelse af Mullens risikofaktorer.

Sidstnævnte mulighed vedr. test af overførselsfejl kan udføres med anvendelse af Foster & Mourratos (1998) resultater, som i design og spørgsmål ligger meget tæt på den udførte pilotundersøgelse i nærværende projekt.

Krav til studieprojektet med henblik på at udføre benefit transfer

Der er nævnt enkelte kriterier i kapitel 3. I dette kapitel anvendes disse kriterier som udgangspunkt for en diskussion af udformningen af studieprojektet (pilotprojektet) for at det evt. kan være egnet til benefit transfer.

Opsamling på kriterier ift. pilotstudiet

1. Det overordnede krav er, at studieprojektet skal være udført med en adækvat metode og under hensyn til økonomisk teori. Med andre ord skal metoden være velegnet – forskelle i spørgeteknik mv. kan give bias. Ved anvendelsen af contingent ranking metoden er det søgt at opfylde dette krav.
2. Som led i modelleringen skal betalingsviljen eller substitutionsforholdet beskrives som funktion af de variable der er relevante i netop dette projekt. Om disse variable også er relevante i forbindelse med benefit transfer til andre områder må bero på en konkret vurdering af områderne og af populationerne.
3. Miljøkvalitet og andre karakteristika ved studieområdet skal beskrives. Herunder skal miljøgodet defineres entydigt mht. de benefits der er knyttet til projektet, bl.a. for at undgå dobbelt opgørelse.

Det er med andre ord væsentligt, at beskrive alle benefits ved det undersøgte miljøgode, selv om selv om ikke alle benefits ved et miljøprojekt forklares for respondenterne. Hvis en miljømæssig dyrkning af randzoner fx medfører flere arter af vilde planter bør dette beskrives som del af studieprojektet, selv om respondenterne i studieprojektet ikke er blevet oplyst herom.

4. Ligeledes skal interessenter, brugere, population være entydigt beskrevet, og det skal vurderes om benefits knytter sig til bestemte dele af befolkningen? Kan det fx tænkes, at der er forskelle i land- og bybefolkningens betalingsvilje for projekterne? Konkret skal størrelsen på samplet for primærundersøgelsen, svarprocenten og tidspunktet for primærundersøgelsen beskrives. Herunder skal der angives om grunddata for undersøgelsen kommer fra et lokalt område eller er mere generelle data, om respondenterne er repræsentativt fordelt og hvilke data der er om respondenterne – og om disse parametre indgår i benefit funktionen.

5. Brugere og interessenter skal involveres i evt. aggregering med spørgsmål om værdi, herunder undersøge evt. marginalt aftagende værdi.

Konkrete anvisninger til pilotstudiet

Som nævnt skal al relevant information beskrives, selv om ikke respondenterne er præsenteret for denne information, fx om benefits ved miljøgodet. I pilotprojektet har vi set at en miljømæssig dyrkning af randzoner med nedsat gødsning og pesticidtilførsel både medfører konsekvenser for vilde planter og insekter, og alle oplysninger er ikke præsenteret for respondenterne. Det skyldes, at de mest forståelige konsekvenser skulle

præsenteres i et så enkelt set up som muligt, hvilket også gør undersøgelsen bedre egnet til benefit transfer end hvis attributterne var meget komplekse. Generaliserbarheden af de naturvidenskabelige data om effekterne og miljøkvaliteten skal præsenteres, evt. med sandsynlighedsfordelinger på hvorvidt miljøkvaliteten kan opnås generelt, eller kun under visse betingelser.

Endvidere er det væsentligt at gøre rede for antal respondenter og spørgemetode, svarprocenten og tidspunktet for primærundersøgelsen. I og med at det er et pilotstudie er samplet forholdsvis beskedent, og dette kan virke forhindrende for benefit transfer fra undersøgelsen. eller en ringe svarprocent kan føre til at en undersøgelse bør forkastes som grundlag for benefit transfer, ligesom alderen på primærstudiet også kan spille ind. Endvidere skal der vurderes om grunddata for undersøgelsen kommer fra et lokalt område eller er mere generelle data, om respondenterne er repræsentativt fordelt og hvilke data der er om respondenterne – og om disse parametre indgår i benefit funktionen.

Som nævnt kan benefit transfer testes ved at overføre benefitfunktioner mellem områder, men også mellem populationer, og over tid. I pilotprojektet vedrørende randzoner, jf. Schou et al 2002, er det ikke muligt at overføre til andre områder, men undersøgelsen er lagt op så det er muligt at teste benefit transfer ved at overføre funktionen mellem populationer. Konkret er det lagt op hertil ved at der er spurgt om respondenterne bor i en mindre by/på landet, eller i større byer (over og under 3000 indbyggere). Benefit transfer mellem disse populationer kan testes ved at se om parameterestimer vil være de samme for de to populationer. Dog er det ikke ressourcer hertil indenfor det pågældende pilotstudie, men opgaven er evt. relevant at udføre på et senere tidspunkt.

Referencer:

Baker, G.A. (1999) Consumer Preferences for Food Safety Attributes in Fresh Apples: Market Segments, Consumer Characteristics, and Marketing Opportunities." *Journal of Agricultural and Resource Economics*. Vol. 24, No. 1.

Barton, D.N. (1999a): The transferability of benefit transfer – an experiment in varying the context of willingness-to-pay for water quality improvements. Discussion paper #D-10/1999.

Barton, D.N. (1999b): Quick and dirty: Transferring the benefits of avoided health effects from water pollution between developed and developing countries. Discussion paper #D-9/1999. Agricultural University of Norway. www.nlh.no/ios

Barton, D.N. (1999c): Rapid valuation of environmental impacts – a review of benefit transfer approaches. Notat, Agricultural University of Norway. www.nlh.no/ios.

Bateman, I.J., J.S. Brainard & A.A. Lovett (1995): Modelling Woodland Recreation Demand Using Geographical Information Systems: A Benefit Transfer Study. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment: Working Paper GCE 95-06.

Bateman, I.J., N. Nishikawa & R. Brouwer (1999): benefit transfer in theory and practise: a review. Paper presented at recent developments in Environmental valuation. Forestrys commisssion/Civil Service, Barony Castle, Scotland, May.

Bateman, I.J., A.P. Jones, N. Nishikawa & R. Brouwer (2000): Benefit transfer in theory and practice: A review and some new studies, available from <http://www.uea.ac.uk/~e089/>, CSERGE and School of Environmental Sciences, University of East Anglia.

Bergland O., K. Magnussen & S. Navrud (1995): Benefit transfer. Testing for Accuracy and reliability. Discussion paper D-03/95, Department of Economics, Agricultural University of Norway.

Bergstrom, J.C. & J.F. Dorfman (1994): Commodity Information and Willingness-to-Pay for Groundwater Quality Protection, *Review of Agricultural Economics* 16(3), 413-425.

Boyle, K.J. & J.C. Bergstrom (1992) Benefit transfer studies: myths, pragmatism and idealism. *Water Resource Research* no 28(3), 675-683.

Brethour, C. & A. Weersink (2001): An Economic Evaluation of the Environmental Benefits from Pesticide Reduction. Paper presented at the OECD conference on The Economics of pesticide Risk reductions, Copenhagen, November 2001.

Brookshire, D.S., C.M. Janie & R. DeSimone (1999): Uncertainty, Benefit Transfer, and Physical Models: A middle Rio Grande Valley Focus. EVE Workshop, Lillehammer, Norway, October.

- Brouwer, R. (2000): Environmental value transfer: State of the art and future prospects. *Ecological Economics* 32, 137-152.
- Brouwer R., Langford I.H., I.J. Bateman, T.C. Crowards & R.K. Turner (1997) A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. Global Environmental change working paper 87-20, centre for Social and economic research on the global environment (Cserge), University College London and University of east Anglia, Norwich.
- Brouwer, R. & F.A. Spaninks (1999): The validity of environmental benefits transfer: further empirical testing. *Environmental Resource Economics* 14(1), 95-117.
- Buzby J.C., R.C. Ready & J.R. Skees (1995): Contingent Valuation in Food policy Analysis: A case Study of a Pesticide-Residue Risk Reduction. *Journal of Agricultural and Applied Economics* 27(2), 613-25.
- Damgaard, C., E. Erichsen og H. Huusom (2001): Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup. Skov og Naturstyrelsen, Wilhjemudvalget. København.
- Desvousges W.H., F.R. Johnson & H.S. Banzhaf (1998): Environmental Policy Analysis with Limited Information. Principles and Applications of the Transfer Method. New Horizons in Environmental Economics Series.
- Desvousges, W.H., M.C. Naughton & G.R. Parsons (1992): Benefit Transfer: Conceptual Problems in Estimating Water Quality Benefits Using Existing Studies. *Water Resources Research*, Vol. 28(3), 675-683.
- De Zoysa, A.D.N. (1995): A Benefit Evaluation of Programs to Enhance Groundwater Quality, Surface Water Quality and Wetland Habitat in Northwest Ohio, afhandling, The Ohio State University.
- Downing, M. & T. Ozuna, Jr. (1996): Testing the Reliability of the Benefit Function Transfer Approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 30, 316-322.
- Eom, Y.S. (1994): Pesticide Residue Risk and Food Safety Valuation: A Random Utility Approach, *American Journal of Agricultural Economics* 76, 760-771.
- Feather P. & D. Hellerstein (1997): Calibrating Benefit Function Transfer to Assess the Conservation Reserve Program. *American Journal of Agricultural Economics* 79, 151-162.
- Foster, V. & S. Mourrato (2000) "valuing the multiple impacts of pesticide use in the UK: A Contingent ranking approach". *Journal of Agricultural Economics*, 51(1).
- Garrod, G.D. & K.G. Willis (1994): Valuing biodiversity and nature conservation at a local level. *Biodiversity and Conservation*, Vol. 3, 555-565.
- Garrod, G.D. & K.G. Willis (1999): *Economic valuation of the Environment – Methods and case Studies*, 271-288, Edward Elgar Publishing Ltd., UK/USA.
- Hammit, J.K. (1986): *Estimating Consumer Willingness to Pay to Reduce Food-Borne Risk*, U.S. Environmental Protection Agency 1986.

Hasler B. ; C.K Damgaard, E.H. Erichsen, J.J. Jørgensen & H.E. Kristoffersen (2002): *De rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning – værdisætning af naturgoder med husprismetoden*. AKF forlaget.

Huang C.L. (1993): Simultaneous Equation Model for estimating Consumer Risk perceptions, Attitudes and Willingness to Pay for residue-free produce. *The Journal of Consumer Affairs*.

Kask, S.B. & J.F. Shogren (1994): Benefit transfer protocol for long-term health risk valuation: A case of surface water contamination. *Water Resources Research*, Vol. 30(10), 2813-2823.

Kirchhoff, S., B.G. Colby & J.T. LaFrance (1997): Evaluating the Performance of Benefit Transfer: An Empirical Inquiry. *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 33, 75-93.

Kline, J. & D. Wichelns (1996): Public Preferences Regarding the Goals of Farmland Preservation Programs. *Land Economics*, Vol. 72(4), 538-549.

Lee, L. & E.G. Nielsen (1987): The extent and costs of groundwater contamination by agriculture. *Journal of soil and water conservation* 42(4), 243-248.

Loomis, J.B. (1992): The Evolution of a More Rigorous Approach to Benefit transfer: Benefit Function Transfer. *Water Resources Research*, Vol. 28(3), p. 701-705.

Loomis J.B., B. Roach, F. Ward & R. Ready (1995): Testing transferability of recreation demand models across regions: a study of coprs of engineer reservoirs. *Water Resource Research* no. 31(3), 721-730.

Mc Vittie, A., N. Hanley & D. Oeglethorpe (2001): Choice experiments, benefit transfer and the design of agri-environmental policy. Contributed paper presented at a Conference on Choice experiments, the 9th April 2001 at the Civil Engineering Building at Imperial College, South Kensington, London. Paper kan downloades fra adressen: www.irs.aber.ac.uk/mec/CEconf.html

Millock, K., L.G.Hansen, M. Wier & L.M. Andersen (2002): Willingness to pay for organic foods: a comparison between survey data and panel data from Denmark". Paper presented at the 2nd World Conference on Environmental and Resource Economics, California. June 2002. Paperet kan downloades fra: <http://www.akf.dk/organicfoods/conference/willingness.pdf>

Morrison M., J. Bennett, R. Blamey & J. Louviere (1998): Choice Modelling and Tests of Benefit transfer. Paper for the World Congress of Environmental and Resource Economists, Venice, Italy.

Mullen, J.D.; G.W. Norton, D.W Reaves (1997): Economic valuation of Environmental Benefits of Integrated management ". *Journal of Agricultural and applied economics*. 29(2), 243-53.

Navrud, S. (2000) : Strengths, weaknesses and policy utility of valuation techniques and benefit transfer methods. Invited paper for the OECD-USDA workshop The value of Rural Amenities: dealing with public goods, Non Market Goods and Externalities, Washington DC, June 5-6.

Norton G.W. and J. Mullen.1996. A Primer on Economic Assessment of Integrated Pest Management. Proceedings of the Third National Symposium/Workshop: Broadening Support for 21st Century IPM. Pp. 76-92.

Parson, G.R. & M.J. Kealy (1994): Benefit transfers in a random utility model of recreation. *Water Resource research* 30(8), 2477-2484.

Pearce D., D. Whittington, S.Georgiou, D.Moran & N. Hadker (udateret net version): United nations Environment Programme (UNEP), Environment and Economics Unit (EEU) in the developing world. *Environmental Economics series paper no.14*.

Roosen , J. (1998): "Consumers' Valuation of Insecticide Use restrictions: An application to apples" *Journal of Agricultural and Resource Economics*. 23(2)): 367-38.

Rosenberger, R.S. & J.B. Loomis (2000):Using meta-analysis for benefit transfer: In-sample convergent validity test of an outdoor recreation database. *Water Resources Research*, Vol. 36(4), 1097-1107.

Shrestha, R.K. & J.B. Loomis (2001): testing a meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation. *Ecological Economics*, Vol. 29, 67-83.

Smith, V.K., G. Van Houtven & S. Pattanayak (1999): Benefit Transfer as Preference Calibration. *Resources for the Future*, Discussion Paper 99-36.

Smith, V.K. & Y. Kaoru (1990): Signals or Noise? Explaining the Variation in Recreation Benefit Estimates. *American Journal of Agricultural Economics*, Vol. 72(2), 419-433.

Walsh, R.G., D.M. Johnson & J.R. McKean (1992): Benefit Transfer of Outdoor Recreation Demand Studies, 1968-1988. *Water Resources Research*, Vol. 28(3), March, [Special Section: Problems and Issues in the Validity of Benefit transfer Methodologies.].

Willis, K.G., G.D. Garrod & C.M. Saunders (1995): Benefits of Environmentally Sensitive Area Policy in England: A Contingent Valuation Assessment. *Journal of Environmental Management*, Vol. 44, 105-125.

Yoshida, K. (2002): Benefit transfer of Choice Experiments for Valuing Negative and Positive Environmental Effects of Agriculture. Paper presented at the 2002 World Congress of Environmental Economics.