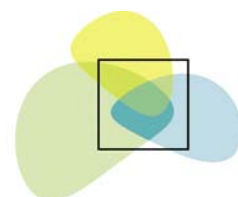




PESTICIDSTOP PÅ OFFENTLIGE AREALER

EN ØKONOMISK VURDERING
AF UDVALGTE OMRÅDER

MARTS 2004



Journal nr.: 2002-1424-003

ISBN.: 87-7992-023-3

Udarbejdet af : Mads Lyngby Petersen (projektansvarlig) og Rasmus Brandt Lassen

Udgivet: Marts 2004

Version: 1.1

©2004, Institut for Miljøvurdering

Henvendelse angående rapporten kan ske til:

Institut for Miljøvurdering

Linnésgade 18

1361 København K

Tlf.: 7226 5800

Fax: 7226 5839

e-mail: imv@imv.dk

www.imv.dk

SAMMENDRAG	3
ABSTRACT	5
1 INDLEDNING	6
2 BAGGRUND	7
2.1 Aftalen bag det offentlige pesticidstop	7
2.2 Aftalens indflydelse på det offentliges pesticidforbrug	8
2.3 Problemområder	11
2.4 Samfundsøkonomisk optimering af pesticidforbruget	11
2.5 Sammenfatning	13
3 METODE	15
3.1 Valg af indsatsområder	15
3.2 Opgørelse af økonomiske omkostninger	16
3.3 Behandlingsindeks som indikator	19
4 ANALYSE OG RESULTATER	22
4.1 Landbrug på kommunernes landbrugsarealer	22
4.1.1 Baggrund	22
4.1.2 Alternative løsninger	23
4.1.3 Reduktionsomkostninger på kommunale landbrugsarealer	23
4.1.4 Opsummering	25
4.2 Statens produktion af pyntegrønt	26
4.2.1 Baggrund	26
4.2.2 Alternative løsninger	28
4.2.3 Reduktionsomkostninger i produktionen af pyntegrønt	28
4.2.4 Opsummering	31
4.3 Banestyrelsens sporarealer	31
4.3.1 Baggrund	31
4.3.2 Alternative løsninger	34
4.3.3 Reduktionsomkostninger på Banestyrelsens sporarealer	34
4.3.4 Opsummering	36
4.4 Kommunale boldbaner	37
4.4.1 Baggrund	37
4.4.2 Alternative løsninger	39
4.4.3 Reduktionsomkostninger på kommunale boldbaner	39

4.4.4 Opsummering	44
4.5 Landbruget som referenceområde	45
4.5.1 Opsummering	48
4.6 Sammenfatning af analysens resultater	48
5 DISKUSSION	54
5.1 Minimal reduktion	54
5.2 Økonomisk ineffektiv aftale	54
5.3 Ikke-økonomiske begrundelser for aftalen	56
5.3.1 Mulige svagheder ved behandlingsindekset som miljøindikator	56
5.3.2 Forsigtighed	59
6 KONKLUSION	62
TAK TIL	64
REFERENCELISTE	65
BILAG	67

S A M M E N D R A G

I 1998 blev der indgået aftale om at afvikle brugen af pesticider på offentlige arealer. Ifølge aftalen var formålet at begrænse risikoen for grundvandsforurening og forarmning af naturen.

I nærværende analyse, er reduktionsomkostningerne ved at ophøre med brugen af pesticider bestemt for fire offentlige indsatsområder. Det gælder områder, hvor de berørte myndigheder bl.a. har påpeget, at udfasning af pesticidanvendelsen kunne volde økonomiske og praktiske problemer. Områderne er: 1) Landbrug på kommunalt ejede landbrugsarealer, 2) statsskovenes produktion af pyntegrønt, 3) græspleje på offentlige idrætsbaner og 4) Banestyrelsens sporarealer.

For hvert område er der gjort rede for de ekstra omkostninger, som pesticidfri drift vil medføre. Endvidere er der for hvert område foretaget en opgørelse af omfanget af pesticidanvendelsen ved aftalens indgåelse. Pesticidanvendelsen er opgjort som et samlet årligt antal *behandlingsindeks* (BI). Behandlingsindekset er ifølge Bicheludvalget den bedst egnede generelle indikator for miljøpåvirkningen. Med kendskab til de samlede ekstra omkostninger ved pesticidfri drift og et samlet antal reduceret BI, beregnes *reduktionsomkostningerne pr. BI*, som økonomisk måltal for effektiviteten ved at reducere pesticidforbruget for hvert indsatsområde.

Reduktionsomkostningerne kan efterfølgende sammenlignes på tværs af sektorer. I denne rapport er det valgt at sammenligne det offentliges reduktionsomkostninger med landbrugets. Analysens resultater er således udtryk for, hvad reduktionsomkostningerne alternativt ville være, såfremt man *hypotetisk* pålagde landbruget en tilsvarende reduktion.

Denne analyse har vist, at reduktionsomkostningerne ved at ophøre med pesticidanvendelsen på de kommunalt ejede landbrugsarealer årligt udgør mellem 300-460 kr. pr. BI (afhængig af jordtypen). For statens produktion af juletræer og klippegrønt er reduktionsomkostningen beregnet til mere end 12.000 kr. pr. BI. For både skov- og landbrug kan reduktionsomkostningerne tilskrives et lavere udbytte og ekstra udgifter til pesticidfri plantebeskyttelse. På de kommunale boldbaner er de gennemsnitlige reduktionsomkostninger opgjort til 23.000 kr. pr. BI, med et højeste estimat på 34.000 kr. pr. BI. Analysens resultater viser altså, at der er en

betydelig forskel på, hvor dyrt det er for samfundet, at reducere forbruget af pesticider på de forskellige offentlige arealer.

For ovenstående tre områder er de samlede reduktionsomkostninger beregnet til mere end 90 mio. kr. årligt. De samlede omkostninger af det offentlige pesticidstop må imidlertid forventes at være væsentlig højere, da aftalen omfatter flere offentlige arealer end inkluderet i nærværende analyse. Resultatet skal endvidere ses i lyset af, at det offentlige pesticidforbrug kun udgjorde ca. 1,5% af det samlede pesticidesalg i Danmark ved aftalens indgåelse. I stedet for at reducere det offentlige pesticidforbrug, kunne samfundet alternativt have gennemført tilsvarende reduktioner i landbruget. Her kunne man for mindre end 10 mio. kr., opnå eksakt samme reduktioner, hvis man indgik dyrkningsaftaler på godt 7% af det samlede landbrugsareal.

I nærværende analyse er der endvidere foretaget beregninger for Banestyrelsens sporarealer. Banestyrelsens sporarealer blev, af sikkerhedsmæssige årsager, undtaget fra den generelle aftale om offentligt pesticidstop. Herved har man undgået reduktionsomkostninger i størrelsesordenen 31.500 kr. pr. BI. Banestyrelsen er imidlertid i færd med at implementere ny teknologi, der kan reducere pesticidforbruget på deres sporarealer med 50%, angiveligt uden at dette medfører ekstra driftsomkostninger til ukrudtsbekæmpelse.

Med nærværende analyse er det vist, at det offentlige pesticidstop, ud fra en økonomisk betragtning, har været ineffektiv i bestræbelserne på at beskytte grundvandet og forarmning af naturen. Det skyldes, at reduktionsomkostningerne på de analyserede offentlige arealer er væsentligt højere end de alternative reduktionsomkostninger i landbruget.

A B S T R A C T

In 1998 public authorities in Denmark agreed to phase out the use of pesticides on all public property by 2003. The aim of the agreement was to reduce the risks of bioavailability loss and ground water pollution. Ground water pollution has received a lot of political attention in Denmark, since some 99 % of the potable water production is based on non-filtered ground water.

The Environmental Assessment Institute has assessed the economic cost-efficiency of the agreement in four different areas of use, i.e. forestry, sports centres, public farmland, and railways.

The present analysis has shown that the stop for pesticides on public areas from an economic perspective is inefficient. The costs of the total stop for using pesticides on the analysed areas (some 10 mill. EURO annually) are considerably higher than alternative reduction costs in private agriculture (1 mill. EURO annually), where similar reductions could have been achieved.

The Environmental Assessment Institute recommends that future adjustment to the agreement of facing out pesticides on public property also include economical analysis in the decision process. This could provide a basis for a more economically effective protection of groundwater and biodiversity. In this particular context it could be considered to target the protection towards uses of particular concern as well as towards locations of particular environmental and/or groundwater interests. Efforts defined according to legal ownership will not lead to an economical efficient protection.

1 I N D L E D N I N G

I 1998 indgik Miljø- og Energiministeren en aftale med Amtsrådsforeningen, Kommunernes Landsforening samt Københavns og Frederiksberg Kommuner om at afvikle brugen af pesticider på offentlige arealer (omtales herefter *det offentlige pesticidstop*). Formålet med aftalen var at begrænse risikoen for grundvandsforurening og forarmning af naturen (Miljø- og Energiministeriet et al. 1998).

I efteråret 2003 blev der indgået aftale om Pesticidplan 2004-2009. I planen står anført, at parterne bag det offentlige pesticidstop fra 1998 skal drøfte behovet for eventuel justering af aftalen (Miljøministeriet & Fødevareministeriet 2003).

Formålet med denne rapport har været at redegøre for økonomiske konsekvenser ved det offentlige pesticidstop. Med analysen har det været hensigten at klarlægge *størrelsesordenen* af reduktionsomkostningerne for specifikke indsatsområder i det offentlige. Resultaterne kan efterfølgende sammenholdes med reduktionsomkostninger på andre indsatsområder i samfundet, fx landbruget. Rapporten vil kun omhandle de reduktionsomkostninger, som aftalen afstedkommer. De positive effekter, som aftalen bidrager med, har det ikke været muligt at tillægge økonomiske værdier. Analysen er dermed en *cost effectiveness* og ikke en *cost benefit* analyse.

Det er målet, at resultaterne kan bidrage til et bredere beslutningsgrundlag, som er en forudsætning for en økonomisk effektiv beskyttelse af grundvandet og naturen. Det er således håbet, at rapportens resultater inddrages som en del af beslutningsgrundlaget ved den forestående justering af aftalen om det offentlige pesticidstop.

I Kapitel 0 ses der nærmere på aftalen bag det offentlige pesticidstop, og på hvilken virkning denne har haft. Endvidere gives en generel miljøøkonomisk diskussion af regulatoriske forhold på pesticidområdet. I Kapitel 3 beskrives den metode, der lægges til grund for analysen. Resultaterne heraf præsenteres og diskuteres i Kapitlerne 4 & 5.

2 B A G G R U N D

I Kapitel 2.1 gives en beskrivelse af udformningen af og baggrunden for aftalen bag det offentlige pesticidstop. I Kapitel 2.2 redegøres for det offentliges forbrug af pesticider før aftalens indgåelse i 1998, og den efterfølgende udviklingen heri. I Kapitel 2.3 givet et overblik over indsatsområder, hvor en udfasning af pesticiderne efter brugernes eget udsagn volder problemer. Endelig gives der i Kapitel 2.4 en kort introduktion i den miljøøkonomiske teori på området.

2.1 Aftalen bag det offentlige pesticidstop

Som nævnt i indledningen indgik Miljø- og Energiministeren i 1998 en aftale med Amtsrådsforeningen, Kommunernes Landsforening, Københavns og Frederiksberg Kommune om at afvikle brugen af pesticider på offentlige arealer. Ifølge aftalen var formålet at begrænse risikoen for grundvandsforurening og forarmning af naturen ved at afvikle brugen af pesticider (Miljø- og Energiministeriet et al. 1998).

Aftalen omfatter alle arealer, der ejes, vedligeholdes eller drives af kommunerne, amterne og staten. Fra 1. januar 2003 skal brugen af pesticider på offentlige arealer principielt være helt afviklet. Anvendelse af pesticider burde derfor være ophørt på nuværende tidspunkt. Der foreligger dog endnu ikke en endelig evaluering heraf.

Beslutningen om at afvikle det offentliges anvendelse af pesticider var foranlediget af Drikkevandsudvalgets betænkning (Miljø- og Energiministeriet 1998). I udvalgets betænkning blev det konstateret, at der mange steder var iværksat handlingsplaner til at nedbringe forbruget af pesticider i såvel staten, amterne og kommunerne. På den baggrund anbefalede udvalget, ”*at dette arbejde fortsættes med henblik på om muligt en afvikling og ellers en minimering af det offentliges forbrug af pesticider*”.

Yderligere angav udvalget, at offentlige myndigheder kun i særlige tilfælde burde anvende pesticider, og anbefalede at der blev gjort en aktiv indsats for at finde alternativer til pesticidanvendelsen.

Trods udvalgets anbefalinger kan det konstateres, at det ikke på alle områder har været muligt at tilvejebringe relevante alternativer til anvendelsen af pesticider (se

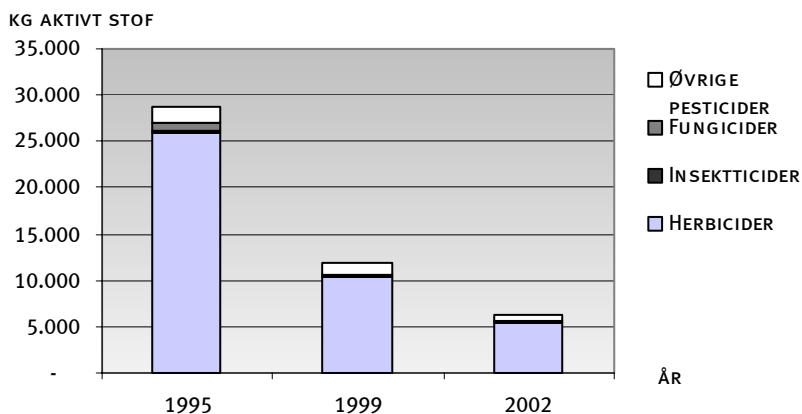
Kristoffersen & Rytter 2003). I Kapitel 2.3 gives en oversigt over særlige problemområder.

I aftalen bag det offentlige pesticidstop er der åbnet op for dispensationsmuligheder begrundet i sikkerheds- og sundhedsmæssige hensyn. Indtil videre er der for bekæmpelse af kæmpebjørneklo givet en midlertidig dispensation. Desuden har Banestyrelsen af sikkerhedsmæssige årsager kunnet fortsætte anvendelsen af pesticider på deres sporarealer. I den indgåede aftale, er der dog ikke åbnet mulighed for økonomisk begrundede dispensation. Reelt må dette udlægges som en situation, hvor det offentlige, koste hvad det vil, skal afvikle brugen af pesticider. Dette diskuteres mere uddybende i Kapitel 5.

2.2 Aftalens indflydelse på det offentliges pesticidforbrug

Forskningscentret for Skov & Landskab har i to spørgeskemaundersøgelser, udarbejdet for Miljøstyrelsen, opgjort forbruget af pesticider i kommuner, amter og staten (Kristoffersen & Møller 2001; Kristoffersen & Rytter 2003). Opgørelsen omfatter ikke pesticidanvendelsen på offentligt ejede landbrugsarealer. Udviklingen i det offentliges pesticidforbrug er vist i nedenstående figur.

FIGUR 1. PESTICIDFORBRUGET PÅ OFFENTLIGE AREALER (EKSKL. OFF. EJENDE LANDBRUGSAREALER) OPGJORT I KG AKTIVT STOF OG OPDELT EFTER FUNGICIDER (SVAMPEMIDLER), INSEKTICIDER (INSEKTMIDLER) OG HERBICIDER (UKRUDTSMIDLER).

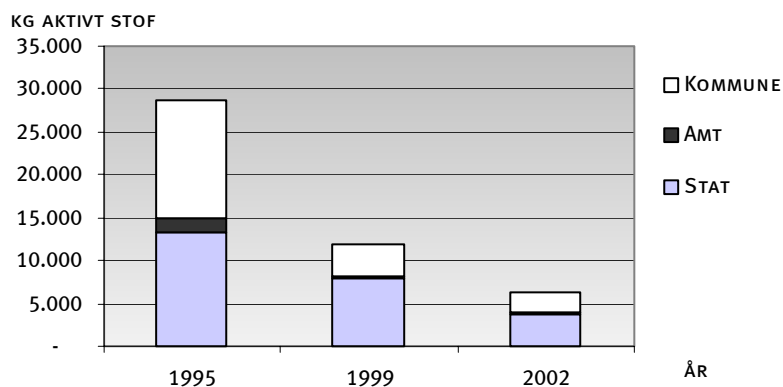


KILDE: KRISTOFFERSEN & RYTTER (2003).

Som det fremgår af figur 1, udgør forbruget af herbicider den overvejende andel af det samlede pesticidforbrug på offentlige arealer, målt som kg aktivt stof. Den største del af herbicidforbruget udgøres af midler, der indeholder aktivstoffet glyphosat, som eksempelvis Roundup (Kristoffersen & Rytter 2003).

Det samlede pesticidforbrug kan endvidere deles op mellem staten, amterne og kommunerne som vist i nedenstående figur. Her fremgår det, at staten og kommunerne har en forholdsvis ligelig andel i det samlede pesticidforbrug på offentlige arealer, mens amternes andel er minimal.

FIGUR 2. PESTICIDFORBRUGET PÅ OFFENTLIGE AREALER (EKSKL. OFF. EJEDE LANDBRUGSAREALER) OPJORT SOM KG AKTIVT STOF OG OPDELT EFTER STAT, AMT OG KOMMUNE.



KILDE: KRISTOFFERSEN & RYTTER (2003).

Forbruget af pesticider på offentlige arealer (eksklusiv offentligt ejede landbrugsarealer) er altså faldet fra omkring 29 tons aktivt stof i 1995 til ca. 6 tons i 2002. Dette svarer til en reduktion på næsten 80%. I tabel 1 sammenholdes det offentlige forbrug med det samlede salg af pesticider i Danmark.

TABEL 1. PESTICIDFORBRUGET PÅ OFFENTLIGE AREALER (EKSKL. OFF. EJEDE LANDBRUGSAREALER) SAMMENHOLDT MED DET SAMLEDE FORBRUG I DANMARK.

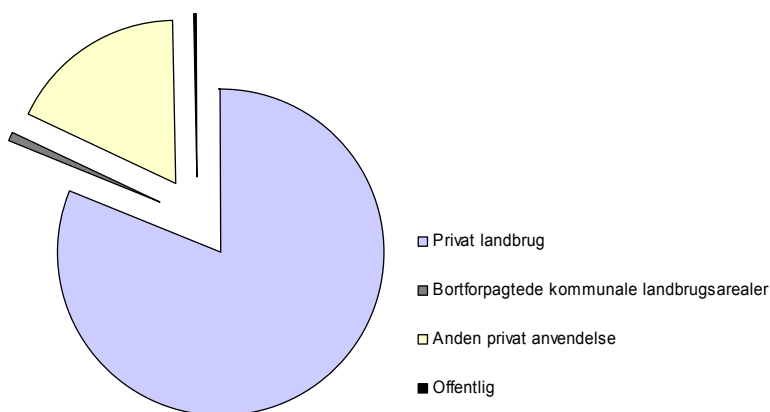
	1995	1999	2002
OFFENTLIGT FORBRUG, TON	29	12	6
SAMLET SALG I DANMARK, TON	4.912	3.605	3.556
OFFENTLIGT FORBRUG I PROCENT	0,6%	0,3%	0,2%

KILDE: KRISTOFFERSEN & RYTTER (2003).

Som det fremgår af tabel 1, udgjorde forbruget af pesticider på offentlige arealer (eksklusiv offentligt ejede landbrugsarealer) under 6 promille af det samlede pesticidforbrug i Danmark i 1995. I år 2002 var denne andel faldet til under 2 promille.

Kommunerne ejer tilsammen omkring 28.000 ha landbrugsjord (se Kapitel 4.1.1). Det antages, at kommunernes landbrugsarealer før det offentlige pesticidstop (dvs. i 1998) blev dyrket på samme måde som landets øvrige landbrugsarealer. På den baggrund skønnes pesticidforbruget på kommunernes landbrugsarealer på daværende tidspunkt at have været knap 40 tons aktivt stof¹. Sammenholdt med et daværende samlet dansk pesticidesalg på 4.326 tons (Miljøstyrelsen 1999) udgjorde anvendelsen på offentlige landbrugsarealer således knapt 1 % af landets samlede anvendelse.

FIGUR 3. PESTICIDANVENDELSEN I DANMARK I 1998 FORDELT PÅ SEKTOR.



KILDE: MILJØSTYRELSEN (2003A), KRISTOFFERSEN & RYTTER (2003) OG BEREGNINGERNE I DETTE KAPITEL.

Det kan altså konstateres, at det offentlige forbrug af pesticider, selv inklusiv anvendelsen af pesticider på offentligt ejede landbrugsarealer i 1998 udgjorde en forsvindende andel (målt i kilo aktivt stof ca. 1% + 0,6% = ca. 1,5 %) af den samlede anvendte mængde i Danmark.

Det skal dog påpeges, at der ikke er en entydig sammenhæng mellem forbrugsmængde og skadeomfang. Dette diskuteres nærmere i Kapitel 3.3.

¹ LANDBRUGSAREAL I ALT (1998) = 2.613.000 HA (BICHEL-UDVALGET 1998); KOMMUNALT LANDBRUGSAREAL = 27.816 HA (SE KAPITEL 4.1.1); LANDBRUGETS PESTICIDANVENDELSE I ALT (1998) = 3.619 TONS AKTIVT STOF (MILJØSTYRELSEN 1999). ANSLÅET PESTICIDANVENDELSE PÅ KOMMUNALT EJEDE LANDBRUGSAREALER (1998) = (27.816/2.613.000) * 3.619 = 38,5 TONS AKTIVT STOF.

2.3 Problemområder

De offentlige myndigheder har i deres svar til spørgeundersøgelsen af Kristoffersen & Rytter (2003) givet udtryk for, at ophør eller yderligere reduktion af pesticidforbruget på visse områder kan være forbundet med betydelige økonomiske konsekvenser. På andre områder angives det, at der kan vise sig tekniske vanskeligheder, da mulige alternative løsninger til pesticidanvendelsen ikke eksisterer (Kristoffersen & Rytter 2003). Således har kommunerne i deres svar udpeget følgende problemområder (se tabel 2).

TABEL 2. ANLÆGSTYPER SOM KOMMUNERNE FORVENTER PROBLEMER MED VED OPHØR AF PESTICIDANVENDELSEN.

	BESVARELSER DER ANGIVER PROBLEMOMRÅDER	
	ANTAL	ANDEL AF BESVARELSER I %
VEJE OG STIER	129	55
IDRÆTSAREALER	88	38
TORVE OG PLADSER	76	32
SKOVE OG NATUR	43	18

KILDE: KRISTOFFERSEN & RYTTER (2003).

Foruden kommunernes problemområder (tabel 2), har Banestyrelsen påpeget, at det af sikkerhedsmæssige årsager er uforvarsomt at udfase pesticidanvendelsen på deres sporarealer.

Også Skov- og Naturstyrelsen har angivet, at et ophør med bekæmpelsesmidler kan være forbundet med store omkostninger, særlig i produktionen af juletræer og klippegrønt.

I Kapitel 3 og 4 gives en nærmere redegørelse for fire udvalgte indsatsområder.

2.4 Samfundsøkonomisk optimering af pesticidforbruget

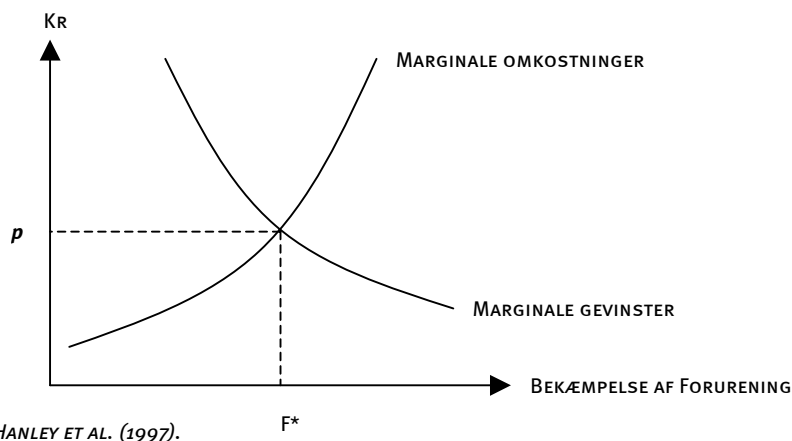
Anvendelsen af pesticider på offentlige arealer skaber både samfundsmæssige fordele og ulemper. Fordelene er fx en økonomisk effektiv metode til at bekæmpe ukrudt samt insekt- og svampeangreb, mens ulemper fx relaterer sig til skadevirkningerne i form af forurening af grundvand og negative påvirkninger af flora og fauna. De samfundsøkonomiske konsekvenser heraf indgår normalt ikke i den

enkelte pesticidbrugers direkte udgifter til pesticider. Deraf følger behovet for, at anvendelsen af pesticider reguleres til et niveau, som er hensigtsmæssigt, ikke for de enkelte pesticidbrugere, men for samfundet som helhed.

Bicheludvalget² (1999b) har redegjort for, at det sjældent er hensigtsmæssigt at stille mod en nulpåvirkning af miljøet ved regulering af pesticidanvendelsen. I stedet bør man være opmærksom på såvel de miljø- og sundhedsskadelige virkninger samt økonomiske konsekvenser. For at opnå en samfundsøkonomisk fornuftig regulering kræves, at costs (omkostninger) og benefits (fordele) afvejes mod hinanden. Det vil som udgangspunkt ikke være optimalt at stræbe efter ekstreme prioriteringer, såsom helt at ophøre med forureningen eller på den anden side udelukkende at maksimere de økonomiske fordele uden hensyntagen til miljø- og sundhedsmæssige virkninger.

Teoretisk opererer man i den forbindelse med det, der inden for miljøøkonomien kaldes et *optimalt forureningsomfang*. Her er de marginale samfundsmæssige gevinster lig de marginale samfundsmæssige skadesomkostninger (se Hanley et al. 1997). Grafisk kan en sådan situation illustreres som vist i figur 4. Her angiver punktet (F*,P) det teoretisk optimale forureningsomfang.

FIGUR 4. OPTIMALT FORURENINGSOMFANG I PUNKTET (F*,P).



KILDE: HANLEY ET AL. (1997).

² MILJØ- OG ENERGIMINISTEREN NEDSATTE I EFTERÅRET 1997 DET SÅKALDTE BICHEL-UDVALG. UDVALGET FIK TIL OPGAVE AT VURDERE KONSEKVENSERNE (FOR PRODUKTION, ØKONOMI, LOVGIVNING, SUNDHED, MILJØ OG BESKÆFTIGELSE) VED EN AFVIKLING AF PESTICIDANVENDELSEN I JORDBRUGSERHVERVENE (DVS. LANDBRUG, GARTNERI, FRUGTAVL OG DET PRIVATE SKOVBRUG).

De marginale *omkostninger* er gengivet med en eksponentiel stigning. Det er således langt billigere at bekæmpe den første del af en forurening fra fx pesticidanvendelse, end at fjerne de sidste forureningsenheder. De marginale *gevinster* er derimod gengivet ved en hyperbolsk kurve (en faldende kurve). Målt som samfundets nytte af reduktionen, vil der være en større gevinst af den indledende forureningsbekæmpelse end af indsatsen for at fjerne den sidste forurening.

Ifølge den økonomiske teori vil en total fjernelse af forureningstrussel fra pesticider, altså medføre en meget lav marginalnytte af de sidst fjernede risikoenheder, mens omkostningerne herved vil være (ekstremt) høje. For en uddybende gennemgang henvises til Hanley et al. (1997).

I samfundsmæssig forstand er det meget bekosteligt helt at undlade forurening. En forudsætning for en samfundsøkonomisk optimering af pesticidanvendelsen er dog, at man har tilstrækkelig viden om de konsekvenser, som anvendelsen giver anledning til.

2.5 Sammenfatning

I 1998 blev der indgået aftale om at afvikle brugen af pesticider på offentlige arealer. Formålet med aftalen var at begrænse risikoen for grundvandsforurening og forarmning af naturen. Aftalen gav mulighed for dispensation, hvis denne kunne begrundes med sikkerheds- og sundhedsmæssige hensyn. Der blev ikke åbnet mulighed for økonomisk begrundede dispensationer.

Forbruget af pesticider på offentlige arealer (eksklusiv landbrugsarealer) er faldet fra 29 tons aktivt stof i 1995 til ca. 6 tons i 2002. Dette svarer til et fald på omkring 80 %. Da det øvrige forbrug af pesticider i samme periode ligeledes er faldet, er det offentliges andel af landets samlede pesticidforbrug faldet fra ca. 6 til 2 promille. På de kommunalt ejede landbrugsjorde skønnes forbruget af pesticider før aftalen at have været knap 40 tons. Tilsammen udgjorde det offentlige pesticidforbrug således omkring 1,5 % af landets samlede forbrug.

Der foreligger endnu ikke en evaluering af, om pesticidstoppets mål om en total udfasning af det offentliges pesticidanvendelse er nået.

Samfundets formål med regulering af det offentlige pesticidanvendelse bør som udgangspunktet være, at skabe et fornuftigt anvendelsesniveau. Det kræver, at der fra politisk hold styres mod et optimalt forureningsniveau, som er defineret ved, at de marginale samfundsmæssige omkostninger ved at reducere pesticidanvendelsen, skal svare til de marginale samfundsmæssige gevinster ved reduktionen.

Muligheden for i praksis at nå dette niveau problematiseres dog af, at det tilgrundliggende datamateriale i mange tilfælde vil være behæftet med væsentlig usikkerhed, hvorfor en optimal allokering ikke kan fastlægges med sikkerhed. Som udgangspunkt må det dog gælde, at det sjældent er *samfundsmæssigt* optimalt at stille mod ekstreme politiske løsninger som eksempelvis en nul-påvirkning af miljøet, eller på den anden side, helt uden hensyntagen til pesticidernes miljø- og sundhedsskadelige virkninger.

3 METODE

I dette kapitel beskrives den metode, der anvendes til at bestemme størelsesordenen af omkostningerne ved reduktioner i anvendelsen af pesticider for en række konkrete offentlige indsatsområde. I Kapitel 3.1 redegøres for valg af indsatsområder. I Kapitel 3.2 begrundes valg af metode til opgørelse af de økonomiske omkostninger. Og endelig i Kapitel 3.3 forklares denne rapporters anvendelse af behandlingsindekset som mål for pesticidernes generelle miljøeffekter.

3.1 Valg af indsatsområder

I første omgang er det valgt at tage udgangspunkt i de tilfælde, hvor udfasningen af pesticider ifølge brugerne volder problemer (se Kapitel 2.3). Endvidere er områderne udvalgt under hensyntagen til, at der har været et vist kendskab til de samlede økonomiske konsekvenser ved en udfasning, samt at de har et vist omfang. Områderne er:

- Landbrug på kommunernes landbrugsarealer (se Kapitel 4.1)
- Statens produktion af pyntegrønt (juletræer og klippegrønt) (se Kapitel 4.2)
- Banestyrelsens sporarealer (se Kapitel 4.3)
- Kommunale boldbaner (se Kapitel 4.4)

Målt i kg aktivt stof udgjorde pesticidanvendelsen på de udvalgte indsatsområder ca. 70%³ af det samlede offentlige forbrug i 1998. Heraf udgør forbruget på kommunale landbrugsarealer den største andel. De nævnte områder dækker ikke de samlede offentlige arealer. Således kan nævnes stier og veje, faste belægnings, parker og anlæg, kolonihaver, kirkegårde, skoler m.m. Analysen vil derfor ikke give et fuldt dækkende billede af de økonomiske pesticidstops samlede økonomiske konsekvenser. Fx er området "veje og stier" det område der hyppigst blev karakteriseret som et problemområde (se tabel 2).

Ideelt set skulle der for alle offentlige områder gennemføres en selvstændig økonomisk analyse, hvor samtlige konsekvenser identificeres og tillægges økonomi-

³ LANDBRUG 38 T, PYNTEGRØNT 0,25 T, BANESTYRELSENS SPORAREALER 4 T OG BOLDBANER 4T. FORBRUG PÅ UDVALGTE OMRÅDER UDGØR I ALT 46T. SAMLET OFFENTLIGT FORBRUG EKSKLUSIV LANDBRUG 29T, 38T FOR KOMMUNALE LANDBRUGSAREALER. SAMLET OFFENTLIGT FORBRUG 67T. UDVALGTE OMRÅDERS ANDEL AF SAMLET OFFENTLIGT FORBRUG ER DERMED 46T/67T=69%. UDREGNINGEN ER BASERET PÅ DATAMATERIALET DER PRÆSENTERES I KAPITEL 4.

ske værdier. Herfra ville det være muligt at klarlægge reduktionsomkostninger for *samtlig*e offentlige arealer. Denne opgave er dog så omfattende, at det ikke har været muligt at gennemføre i nærværende analyse.

Analysen vil derfor være begrænset til at give et bud på størrelsesordenen af de økonomiske konsekvenser ved at opretholde målsætningen om en udfasning af pesticidanvendelsen på ovennævnte udvalgte områder.

Resultaterne kan efterfølgende sammenholdes med reduktionsomkostninger på andre indsatsområder i samfundet for at illustrere, hvad man alternativt kunne have gjort for at beskytte grundvand og natur på en økonomisk effektiv måde.

Landbruget står i dag for omkring 80 % af Danmarks samlede forbrug af pesticider.⁴ Landbruget må derfor betragtes som et centralt indsatsområde for beskyttelse af grundvandet og naturen imod pesticidernes sideeffekter.

Som det fremgik af Kapitel 2.2, var det offentlige (inkl. offentligt ejede landbrugsarealer) kun ansvarlig for omkring 1,5 % af landets samlede pesticidforbrug. Set dette i forhold til landbrugets 80 %, står det klart, at der vil være tale om en *marginal* ændring af landbrugets pesticidforbrug, hvis man alternativt pålagde landbruget denne reduktionsforpligtelse. Det er derfor valgt at gennemføre en økonomisk analyse af de alternative reduktionsomkostninger ved at reducere pesticidforbruget i landbruget.

Det er vigtigt at påpege, at det ikke er muligt på grundlag af nærværende analyse, at afgøre, om det samfundsøkonomisk er hensigtsmæssigt at pålægge hverken det offentlige eller landbruget reduktionsforpligtelser. Sammenligningen kan alene illustrere *forskelle* mellem omkostningseffektiviteten af forskellige initiativer til nedsættelse af pesticidforbruget.

3.2 Opgørelse af økonomiske omkostninger

Det miljøøkonomiske problem i en samfundsøkonomisk analyse, er at undersøge om en given ændring i anvendelsen af samfundets knappe ressourcer, fører til en forøgelse eller reduktion af samfundets velfærd, baseret på summen af individer-

nes nytteændring. En analyse der sammenholder gevinster og omkostninger ved ændret ressourceanvendelse, kaldes en "cost benefit analyse".

Første skridt i cost benefit analysen er at klarlægge de (relevante) konsekvenser som en ændret anvendelse af ressourcerne vil medføre. Her skelnes mellem markedsomsatte goder (fx arbejdskraft) samt ikke-markedsomsatte goder (fx skadevirkning fra forurening). Efter at have klarlagt alle ændringer, skal *værdien* fastlægges. Problemstillingen i nærværende projekt vanskeliggøres af, at værdisætningen principielt skal omfatte effekterne på det omgivne miljø, baseret på en *dosis-respons* sammenhæng mellem pesticidanvendelse og skadevirkning. Imidlertid er den nuværende viden herom begrænset, hvorfor værdisætningen dårligt kan praktiseres uden gennemførelse af nye værdisætningsundersøgelser. Dette har ikke været muligt i denne analyse. En opgørelse af benefit-siden af aftalen vil derfor ikke indgå.

Nærværende analyse er altså ikke i stand til at inddrage de samfundsøkonomiske fordele ved en udfasning af pesticider på offentlige arealer. Det er dog ikke ensbetydende med, at der ikke kan gennemføres en økonomisk evaluering af den indgåede aftale. En alternativ mulighed er alene at opgøre *omkostningerne* ved et politiske tiltag og efterfølgende sammenholde disse med omkostninger ved alternative strategier til at opfylde tilsvarende målsætninger. En sådan analyse kaldes en "cost effectiveness" analyse, eller med dansk benævnelse en *omkostningsanalyse*. Hensigten med denne analysemetode er at rangordne mulige foranstaltninger efter effektivitet. Herved opnår man et udtryk for omkostningseffektiviteten af miljøindsatsen.

Ved kun at betragte omkostningssiden, bevæger man sig bort fra en samfundsøkonomisk velfærdsanalyse, hvor såvel omkostninger og gevinster identificeres og tillægges økonomiske værdier. En omkostningsanalyse er derfor ikke i stand til at afsløre, om de anvendte ressourcer står mål med de afledte gevinster, som den førte politik indebærer.

⁴ LANDBRUGETS FORBRUG AF AKTIVT STOF I 2002: 2.868 TONS (I MARKEN) SAMT 44 TONS (SOM BEJDSE-MIDDEL I UDSÆD). DET SAMLEDE FORBRUG AF AKTIVT STOF I 2002: 3.556 TONS (MILJØSTYRELSEN 2003B). LANDBRUGETS ANDEL AF DET SAMLEDE FORBRUG = $(2.868+44)/3.556=81,9\%$

Analysen vil i stor udstrækning være baseret på eksisterende viden omkring økonomiske forhold for de udvalgte indsatsområder. Da de økonomiske omkostninger kan forventes at variere betydeligt, eksempelvis kommunerne imellem, skal resultaterne ikke opfattes som eksakte værdier, men som (grove) skøn over reduktionsomkostningerne i de konkrete tilfælde.

For kommunale landbrugsarealer anvendes Bicheludvalgets beregninger af ændringen i jordens dækningsbidrag (jordrenten) som udtryk for de økonomiske konsekvenser ved et ophør af pesticidanvendelsen. Der vil ikke blive foretaget en analyse af kommunernes eventuelle tab i form af reducerede lejeindtægter forbundet med kravet om pesticidfri drift, idet dette alene fortæller noget om *fordelingen* af samfundets tab (altså om landmanden eller kommunen skal bære tabet).

For statsskovbrugets produktion af pyntegrønt, opgøres de økonomiske reduktionsomkostninger, på baggrund af en samfundsøkonomisk konsekvensvurdering fra Skov- og Naturstyrelsen.

Der foreligger ingen opgørelser af de økonomiske konsekvenser af det offentlige pesticidstop for Banestyrelsens sporarealer. Reduktionsomkostningerne er her beregnet på baggrund af Banestyrelsen egne oplysninger om forventede ekstra omkostninger ved pesticidfri sporpleje og den hidtidige udvikling i lejepriser med indførelsen af ny teknologi til reduceret pesticidanvendelse.

Til belysning af de økonomiske konsekvenser ved pesticidfri græspleje på kommunernes boldbaner anvendes Forskningscenter for Skov og Landskabs opgørelse af entreprenørpriser fra afholdte licitationer i flere kommuner.

Forskellene i de tilgængelige data har betydet, at beregningsmetoden til at estimere reduktionsomkostningerne varierer indsatsområderne imellem.

Endvidere er der nogle steder kun kendskab til de *samlede* omkostninger og mængden af pesticider, mens det andre steder alene har været muligt at opgøre omkostningerne og pesticidforbrug *pr. hektar*. Der anvendes altså både en "*bottom-up*"- plus en "*top-down*"-tilgang for at bestemme reduktionsomkostningerne for de berørte indsatsområder i denne analyse.

I analysen værdisættes en ændringer i udbudet af økonomiske goder på baggrund af de ekstra omkostninger et ophør vil afstedkomme. De ekstra omkostninger antages at være udtryk for samfundets reduktionsomkostninger som, i overensstemmelse med den økonomiske teori, at være afspejlet i de observerbare priser på markedet. Da de involverede parter alle er offentlige myndigheder, og dermed ikke svarer moms, vil alle angivne omkostninger være udtrykt i faktorpriser⁵. Der henvises til Møller et al. (2000) for en uddybende forklaring af faktorpriser.

Da formålet med denne analyse er at klarlægge reduktionsomkostningerne ved udfasning af pesticidanvendelsen på konkrete områder, vil det være nødvendigt at have en tidsmæssig reference. Aftalen om det offentlige pesticidstop blev indgået i 1998. Reduktionsomkostningerne vil dog være udtrykt i 2003-priser, da 2003 er valgt som basisår. Det vil derfor være nødvendigt at *inflatere* de omkostninger som er beregnet inden basisåret. Ved at inflatere opskrives omkostningerne før basisåret med den generelle prisudvikling i form af engrosprisindekset. For at sikre en fornuftig læsevenlighed, samt give interesserede læsere muligheden for at tjekke kildedata, er det valgt at gengive de løbende priser fra de anvendte kilder. Det vil således først være selve resultatet, der vil blive korrigeret med engrosprisindekset. Der vil blive gjort opmærksom på disse forhold undervejs.

Nærværende analyse er altså rettet bagud i tid. Der opereres derfor ikke med økonomiske konsekvenser efter 2003. Der vil derfor ikke være behov for at diskontere, dvs. konvertere *fremtidige* værdier af et projekt til ækvivalente nutidige beløb.

3.3 Behandlingsindeks som indikator

Anvendelsen af bekæmpelsesmidler omfatter en lang række stoffer med forskellige kemiske egenskaber og et væld af anvendelser under forskellige dyrkningsmæssige, klimatiske og geologiske forhold. Endvidere har pesticider forskellig giftighed og anvendes derfor i forskellige doser. En opgørelse af de faktiske miljøeffekter ved landbrugets henholdsvis det offentlige pesticidanvendelse ville derfor for hvert enkelt område kræve en omfattende viden om de anvendte pesticiders skæbne i miljøet samt om sammenhænge mellem de forudsete miljøkoncentrationer og effekten heraf. En sådan vidensindsamling har ikke været formålet med nærværende projekt.

⁵ FAKTORPRISER ADSKILLER SIG FRA MARKEDSPRISER VED AT VÆRE RENSSET FOR AFGIFTER OG SUBSIDIER.

I stedet anvendes behandlingsindekset (BI) som en generel målestok for anvendelsen af pesticider, og således også for reduktioner i anvendelsen. **Boks 1** giver en nærmere forklaring på behandlingsindeks (BI) og analogt behandlingshyppighed (BH).

BOKS 1. BEHANDLINGSINDEKS OG BEHANDLINGSHYPPIGHED.

BEHANDLINGSINDEKS (BI) DEFINERES SOM DET ANTAL GANGE EN AFGRØDE I EN VÆKSTSÆSON, UD FRA DET FAKTISKE FORBRUG, KAN BEHANDLES MED EN STANDARDDOSES.

REGNEEKSEMPEL:

- EN BEDRIFT ANVENDER TO FORSKELLIGE MIDLER, X OG Y.
- BEDRIFTEN ANVENDER 8 L AF MIDDEL X. STANDARDDOSES FOR MIDDEL X ER 2 L PR. HA.
BI FOR MIDDEL X ER DERFOR: $8 / 2 = 4$
- BEDRIFTEN ANVENDER 10 L AF MIDDEL Y. STANDARDDOSES FOR MIDDEL Y ER 0,5 L PR. HA.
BI FOR MIDDEL Y ER DERFOR: $10 / 0,5 = 20$
- BEDRIFTENS *SAMLEDE* BI ER HEREFTER: $BI(X)+BI(Y)=4+20=24$
- BEDRIFTEN RÅDER OVER 12 HA
- DET *GENNEMSNITLIGE* BI FOR BEDRIFTEN ER SÅLEDES $24/12=2,0$ BI PR. HA

MAN SKAL VÆRE OPMÆRKSOM PÅ, AT DER ER FORSKEL PÅ EN BEDRIFTS *SAMLEDE* BI OG DET *GENNEMSNITLIGE* BI. DET *GENNEMSNITLIGE* BI ER ANALOGT TIL DET I POLITISK OG REGULATORISK SAMMENHÆNG MERE ANVENDTE BEHANDLINGSHYPPIGHED (BH).

BEHANDLINGSHYPPIGHED (BH) DEFINERES SOM DET *GENNEMSNITLIGE* ANTAL GANGE LANDBRUGSAREAL KAN BEHANDLES MED EN STANDARDDOSE MED (KALENDER)ÅRETS SALG AF PESTICIDER. DET *GENNEMSNITLIGE* ANTAL PESTICIDBEHANDLINGER BEREGNES UDFRA DET AREALVÆGTEDE *GENNEMSNIT* FOR BEHANDLINGSHYPPIGHEDEN I DE ENKELTE AFGRØDER. DET DYRKEDE AREAL I OMDRIFT BESTÅR AF DET *SAMLEDE* DYRKEDE LANDBRUGSAREAL FRATRUKKET UDYRKET BRAK, VEDVARENDE GRÆS SAMT ØKOLOGISKE AREALER.

KILDE: CHRISTENSEN & HUUSOM (2003) SAMT EGNE BEREGNINGER.

Bicheludvalget pegede på behandlingshyppigheden (BH) som ”den bedst egnede generelle indikator for miljøpåvirkningen” (Bichel-udvalget 1998).

Behandlingshyppigheden og behandlingsindekset er dog ikke perfekte mål for pesticidernes miljøeffekter. Pesticiderne har uafhængigt af deres behandlingsindeks vidt forskellige direkte og indirekte miljøeffekter. En arbitrær reduktion af behandlingsindekset vil derfor ikke nødvendigvis have en positiv effekt på grundvandet og naturen. Men i mangel af bedre benyttes behandlingsindekset og behandlingshyppigheden fortsat som indikator for pesticidernes miljøeffekter (se Ørum 2004a).

I kapitel 4 beregnes for hvert af de udvalgte offentlige indsatsområder den samlede reduktion i behandlingsindeks, som et fuldt implementeret pesticidstop vil medføre. Beregningerne baserer sig på tilgængelige opgørelser af pesticidforbruget for det enkelte indsatsområde før 1998, hvor aftalen om afvikling af pesticider i det

offentlige blev indgået. Som standarddosering anvendes tabelværdier for vintersæd fra Vejledning i planteværn 2003 (Landbrugets Rådgivningscenter 2003). For midler der ikke er listet i Vejledning i planteværn, anvendes doseringer fra vejledningens netbaserede supplement, Middeldatabasen⁶. Det antages herefter, at pesticidanvendelsen på de udvalgte indsatsområder nu er helt ophørt.

Omkostningerne ved reduktioner i anvendelsen af pesticider er efterfølgende angivet i kr. pr. BI. Det skal bemærkes, at dette er udtryk for det gennemsnitlige omkostningsniveau for den reduktion i BI, som en *fuldstændige* udfasning for indsatsområdet giver anledning til. Som nævnt tidligere, er det den samlede reduktion i pesticidforbruget fra referenceåret 1998, hvor aftalen blev indgået, som der analyseres på i denne analyse. Reduktionsomkostningerne for indsatsområderne sammenlignes efterfølgende med reduktionsomkostninger i landbruget.

⁶ DANMARKS JORDBRUGSFORSKNING OG DANSK LANDBRUGSRÅDGIVNING, LANDSCENTRET. www.lr.dk

4 ANALYSE OG RESULTATER

I dette kapitel beregnes reduktionsomkostninger for de fire udvalgte indsatsområder:

- Landbrug på kommunernes landbrugsarealer (se Kapitel 4.1)
- Statens produktion af pyntegrønt (juletræer og klippegrønt) (se Kapitel 4.2)
- Banestyrelsens sporarealer (se Kapitel 4.3)
- Kommunale boldbaner (se Kapitel 4.4)

Endelig sammenlignes de beregnede reduktionsomkostninger for indsatsområderne med omkostninger ved reduktioner i landbrugets pesticidforbrug (se Kapitlerne 4.5 og 4.6).

4.1 Landbrug på kommunernes landbrugsarealer

4.1.1 *Baggrund*

Størstedelen af landets kommuner har med henblik på byudvikling opkøbt landbrugsarealer. Dele af disse arealer er aldrig blevet bebygget, og bortforpagtes derfor normalt til landbrugsdrift. Som konsekvens af aftalen om udfasning af pesticider på offentlige arealer, kan de kommunale landbrugsarealer ikke længere dyrkes med brug af pesticider.

Omfanget af kommunale landbrugsarealer er undersøgt i spørgeskemaundersøgelsen af Kristoffersen & Rytter (2003). Her samkørte man Ejendomsstamregistret, Det Digitale Matrikelkort og Matrikelkortet og fandt, at der ved årsskiftet 2002/2003 fandtes 27.816 ha kommunalt ejede landbrugsnoterede matrikelparceller. Dette areal antages ikke at have varieret væsentligt i tiden fra aftalens indgåelse (1998) til i dag.

Der kunne argumenteres for, at de kommunale landbrugsarealer er vigtige i bestræbelserne på at sikre og beskytte drikkevandsinteresser. I undersøgelsen af Kristoffersen & Rytter (2003) blev de kommunalt ejede landbrugsarealer opgjort efter drikkevandsinteresser, dvs. i områder med særlige drikkevandsinteresser, drikkevandsinteresser og begrænsede drikkevandsinteresser. Denne opdeling adskilte sig ikke væsentligt fra den resterende fordeling af det samlede danske

landbrugsareal. Man kan dermed ikke hævde, at kommunalt ejede landbrugsarealer er vigtigere for beskyttelsen af grundvand end det resterende landbrugsareal.

4.1.2 *Alternative løsninger*

For en grundig redegørelse vedrørende pesticidfri landbrugsdrift, henvises til Bichel-udvalgets rapport om jordbrugsdyrkning (Bichel-udvalget 1999c). Nedenfor nævnes dog nogle generelle muligheder ved krav om pesticidfri drift.

Der er mulighed for at ændre afgrødesammensætning på de arealer, der tidligere har været dyrket med brug af pesticider, men som grundet aftalen må overgå til pesticidfri drift.

I yderste konsekvens må man forvente at dele af arealet braklægges. Men landbruget er, jf. EU's landbrugspolitik, i forvejen underlagt krav om braklægning af en fast andel af arealet. En braklægning af offentligt ejede bortforpagtede landbrugsarealer vil derfor kunne erstatte øvrige brakarealer. Den miljømæssige konsekvens af en sådan omfordeling må forventes at være tilnærmelsesvis neutral.

Alternativt kan arealet omlægges til økologisk drift, hvor der tillige er restriktioner på anvendelsen af kvælstof. Befinder arealerne sig i områder med særlige drikkevandsinteresser, er der i visse tilfælde mulighed for at indgå særlige dyrkningsaftaler med private vandværker, der fordrer dyrkning uden brug af pesticider. Det er således flere muligheder for ændret arealanvendelse ved udfasning af pesticider på de kommunale landbrugsarealer.

4.1.3 *Reduktionsomkostninger på kommunale landbrugsarealer*

Det ville have været hensigtsmæssigt at anvende *opdateringen* af Bicheludvalgets driftsøkonomiske analyser (Ørum 2003), som grundlag for de økonomiske konsekvenser ved et totalt ophør af brugen af pesticider i landbruget. Imidlertid indeholder denne ikke beregninger på en *fuldstændig* udfasning af pesticiderne i dansk landbrug. Det har derfor været nødvendigt at anvende de tidligere beregninger fra Bicheludvalget (1999b), som vurderes at være de bedst egnede. I den forbindelse er det antaget i nærværende analyse, at landbrugsdriften i 1999, hvor Bicheludval-

get arbejde blev gennemført, er sammenligneligt med landbrugsdriften i 1998, hvor aftalen om udfasning af pesticider på offentlige arealer blev indgået⁷.

Velstanden i samfundet afhænger af forbrugsmulighederne, og disse afhænger igen af, hvorledes samfundets knappe ressourcer, herunder jord, udnyttes. En ændret arealanvendelse i projektområdet påvirker altså forbrugsmulighederne og dermed velfærden i samfundet. Den samfundsmæssige velfærdsændring ved inddragelsen af landbrugsjorden opgøres i det følgende som *mistet jordrente*. Jordrenten er udtryk for jordens forrentningsevne som ressource, udtrykt som den værdi jorden kan kaste af sig, når arbejdskraft og kapital er aflønnet, og samtlige udgifter til producerede råvarer er afholdt.

I nærværende analyse er *ændringen* i jordrenten altså udtryk for det fald i indtjening/velfærd som samfundet vil opleve gennem efterlevelse af en ekstensiveret drift, som afviklingen af pesticider vil medføre. Det tab som opgøres, er samfundets tab, og der tages således ikke hensyn til den *budgetmæssige* ændring for hverken landmand eller kommune, jf. afsnit 3.2. Når der indføres krav om ophør med brugen af pesticider, vil jordens afkastningsevne reduceres og samfundet miste en mulig gevinst fra jordens afkast.

Såfremt arealerne har været drevet på konventionel vis, vil de efter aftalens indgåelse, skulle omlægges så de opfylder kravet om pesticidfri dyrkning. Er dette tilfældet, vil der opstå et driftsøkonomiske tab i form af dækningsbidragsreduktioner ved ophør med pesticidanvendelse.

I Bicheludvalget (1999b) rapport om økonomi er der gennemført beregninger af de driftsøkonomiske tab i en situationen, der indebærer ophør med anvendelse af pesticider. Det svarer til nulscenariet. På baggrund af de estimerede tab pr. hektar for hele landbruget, er det muligt at identificere de økonomiske tab som vil optræde ved pesticidfri drift på de kommunale landbrugsarealer. Det er her antaget, at de kommunale arealer, har samme fordeling med hensyn til afgrødesammensætning som det resterende landbrug.

⁷ ANTAGELSEN UNDERBYGGES AF AT BEHANDLINGSHYPPIGHEDEN IFØLGE MILJØSTYRELSEN (2000) VAR HENHOLDSVIS 2,4 OG 2,45 FOR DE PÅGÆLDENDE ÅR.

For at sikre en rimelig læsevenlighed, vil der ikke blive redegjort grundigt for de gennemførte beregninger for de kommunale landbrugsarealer. I stedet henvises til bilaget bagerst i rapporten, hvor det er forsøgt at give en nærmere uddybning af de efterfølgende resultater.

4.1.4 Opsummering

Fra beregningerne i bilaget, fremgår det at det samlede kommunale landbrugsareal udgør knap 28.000 hektar. De 41% er lerjord mens de resterende 59% er sandjord.

For arealer med **lerjord**, er det vægtede økonomiske tab pr. hektar beregnet til 1.105 kr. udtrykt i 2003 prisniveau. Det tilsvarende arealvægtede antal behandlingsindeks pr. hektar er beregnet til 2,42. Deraf kan reduktionsomkostningen pr. BI bestemmes til 457 kr. En total udfasning af pesticidanvendelse på de kommunale lerjorde, vil årligt medføre en reduktion i det samlede antal BI svarende til ca. 27.403.

Også ophør med pesticider på **sandjord** vil afstedkomme økonomiske tab. Ved at vægte Bicheludvalgets beregnede tab efter af arealanvendelse, udgør den mindre aflønning til jorden 567 kr. pr. hektar i 2003 prisniveau. Det arealvægtede behandlingsindeks er opgjort til 1,87, hvilket giver en reduktionsomkostningen på 303 kr. pr. BI. Det samlede antal BI beregnes til ca. 30.838.

Resultatet af de gennemførte beregninger for de kommunale landbrugsarealer er angivet i tabel 3.

TABEL 3. REDUKTIONSSOMKOSTNINGER FOR LER- OG SANDJORD PÅ DE KOMMUNALE LANDBRUGSAREALER

	LERJORD	SANDJORD	I ALT
AREAL, HEKTAR	11.337	16.479	27.814
REDUKTIONSSOMKOSTNING, KR. PR. HEKTAR	1.105	567	785*
SAMLEDE REDUKTIONSSOMKOSTNINGER, KR.	12.523.527	9.339.502	21.863.029
AREALVÆGTET BI PR. HEKTAR	2,42	1,87	2,1*
SAMLET REDUKTION, ANTAL BI	27.403	30.838	58.241
REDUKTIONSSOMKOSTNING, KR. PR. BI	457	303	380*

*AREALVÆGTET GENNEMSNIIT

De samlede omkostninger ved at udfase pesticidanvendelsen på de kommunale landbrugsarealer er beregnet til knap 22 mio. kr. årligt. For disse omkostninger sikres en samlet reduktion på knap 60.000 Bl.

De beregnede reduktionsomkostninger sammenlignes med reduktionsomkostninger på øvrige udvalgte indsatsområder og i det resterende landbrug i Kapitel 4.6.

4.2 Statens produktion af pyntegrønt

4.2.1 Baggrund

Som følge af aftalen om udfasning af pesticider på offentlige arealer, har der som udgangspunkt ikke måttet anvendes pesticider i offentligt ejede skove siden 1. januar 2003. Fra Skov- og Naturstyrelsens hjemmeside fremgår det, at ca. 108.000 hektar af Danmarks skovareal hører til statsskovene og forvaltes af Skov- og Naturstyrelsen. Kirker, kommuner og andre offentlige institutioner ejer desuden 25.000 hektar. Det samlede danske skovareal er på knap 450.000 hektar. Efterfølgende betragtes kun statsskovene, da det ikke har været muligt, i nærværende projekt, at indhente tilstrækkelig information vedrørende de øvrige offentlige skovarealer.

Fra 1998-2002 har Skov- og Naturstyrelsen reduceret pesticidanvendelsen med mere end 50 procent, så det samlede forbrug udgjorde ca. 400 kg aktivt stof i år 2002. Anvendelsen af pesticider i statsskovbruget sker primært i forbindelse med skovrejsning og i produktionen af pyntegrønt (som i denne sammenhæng dækker såvel juletræer som klippegrønt fordelt på et areal på ca. 1.500 hektar).

Anvendelsen af pesticider i det egentlige skovbrug er forholdsvis beskedent. Således udgjorde den gennemsnitlige anvendelse af pesticider i 2001 ca. 0,05 kg aktivt stof pr. ha pr. år (juletræsbevoksninger undtaget). Til sammenligning var den gennemsnitlige behandlingsindeks i landbruget på arealer der indgik i omdrift på daværende tidspunkt 2,1. Det lille forbrug af pesticider i skovene vil ifølge Trier et al. (2003) mindske risikoen for, at der siver rester af pesticider ned i grundvandet.

Tabel 4 gengiver fordelingen i anvendelsen af pesticider i statsskovbruget baseret på oplysninger af Kristoffersen & Rytter (2003).

TABEL 4. SKOV- OG NATURSTYRELSENS PESTICIDANVENDELSE OPGJORT SOM KG AKTIVT STOF.

	1995	1999	2002
NÅLESKOV	415	129	77
LØVSKOV	817	123	8
PYNTTEGRØNT	639	200	160
SKOVREJSNING	574	362	141
PLANTESKOLER	947	41	27
ANDRE AREALER	90	9	14
I ALT	3.482	863	427

KILDE: KRISTOFFERSEN & RYTTER (2003).

En fuldstændig udfasning af pesticider fra skovbruget er ikke uproblematisk. Skov- og Naturstyrelsen påpeger, at der ved nyplantninger kan opstå problemer ved pesticidfri drift, eksempelvis gennem angreb af snudebille i nyplantninger af nåleskove (se Kristoffersen & Rytter 2003). På arealer der angribes af snudebiller, er der risiko for en planteafgang på op til 100%. Endvidere skal nyplantede træer, kulturplanter, sikres rodfæste for at overleve. Her kan ukrudtsvegetationen ifølge Matthesen (2002) skade arealer, da der opstår konkurrence om vandet og næringsstofferne mellem ukrudt og kulturplanterne. Ligeledes nævner Matthesen, at ukrudtet kan overskygge og overlejre kulturplanterne, som derved kvæles.

Det er dog vigtigt at pointere, at den førte politik for de statsejede skovarealer, siden indgåelsen af aftalen om udfasning af pesticider i stigende grad tilgodeser naturmæssige værdier. Målsætningen er ændret, så der nu sigtes på rekreative værdier og øget biodiversitet. Alt andet lige skønnes et ophør med pesticidanvendelsen at have en positiv effekt til at efterleve en sådan målsætning. Når man ser bort fra produktionen af pyntegrønt, er konsekvenserne af pesticidstoppet for statsskovbruget derfor begrænsede.

Imidlertid er produktionen af pyntegrønt i væsentlig grad berørt af det offentlige pesticidstop. Pyntegrønt er en vigtig indtægtskilde for skovbruget, og udfasning af pesticider kan afstedkomme væsentlige økonomiske tab. I det efterfølgende vil fokus være rettet mod statsskovbrugets produktion af pyntegrønt, som dækker et areal på ca. 1.500 hektar.

4.2.2 *Alternative løsninger*

Renholdelse af kulturplanter er nødvendig for at sikre kulturens overlevelse og kvalitet. Produktion af juletræer og klippegrønt kan gennemføres uden brug af pesticider ved anvendelse af alternative renholdelsesmetoder. Her er mekanisk renholdelse, fx reolpløjning eller harvning, udbredte metoder. Det gælder ifølge Matthesen (2002), at det optimale omfang af renholdelse sker gennem en minimale indsats, som sikrer kulturen imod væsentlig skade. Anvendelse af reolpløjning er mindre effektiv på lerede jorde end på lettere jorde, da renholdelse omkring selve planten er vanskelig, jf. Bicheludvalget (1999c). Kristoffersen & Rytter (2003) har angivet, at mekaniske renholdelsesmetoder har vist øget kvælstofudvaskning, hvorfor fortsat udvikling er nødvendig. Endvidere kan man anvende får til afgræsning i juletræskulturer. Metoden er effektiv og miljøvenlig, men meget tilsynskrævende (Matthesen 2002). Ifølge Kristoffersen & Rytter (2003) skal renholdelse med får fortsat udvikles og optimeres for at undgå økonomiske tab.

For at undgå skadedyr, som kan ødelægge træernes nåle, kan der endvidere anvendes biologiske bekæmpelsesmidler. Ifølge Skov- og Naturstyrelsens nyhedsbrev (2003) er det forsøgt at behandle statens juletræer med biologiske sæber og planteolier. Erfaringerne var imidlertid blandede, da der i visse situationer opstod problemer ved at nålene tørrede ud og faldt af. Kan biologiske midler ikke sikre samme effektive bekæmpelse som pesticider, vil det give anledning til økonomiske tab. Ifølge Bicheludvalget (1999c) er produktion af juletræer og klippegrønt en økonomisk akkumulerende proces, hvorfor angreb af skadedyr i en kultur, der er 7-8 år gammel, har væsentlig økonomisk betydning, grundet de høje krav til kvalitet.

4.2.3 *Reduktionsomkostninger i produktionen af pyntegrønt*

Den eksisterende viden omkring omkostninger ved udfasning af pesticider i skovbruget er forholdsvis begrænset. Det bedste bidrag til en økonomisk evaluering er foretaget af Linddal (1996), som har analyseret de samfundsøkonomiske konsekvenser af alternative strategier for en reduktion i pesticidforbruget på Skov- og Naturstyrelsens skovarealer, herunder i produktionen af Normannsgran juletræer, Normannsgran klippegrønt og Nobilis klippegrønt.

Som analysen foreligger, er der gennemført beregninger for skovdyrkingen i 1996, altså kun et par år før aftalen om udfasning af pesticider blev indgået. På den baggrund vurderes analysens resultater at kunne bidrage med nyttig information

af de økonomiske konsekvenser som et ophør af pesticider vil afstedkomme i skovbruget.

I bestræbelserne på at klarlægge de samfundsøkonomiske konsekvenser ved udfasning af pesticidanvendelsen opererer Linddal (1996) i sin analyse med et scenarium, der beror på en fortsættelse af den daværende praksis (et basis scenarium). Ud fra dette analyseres de økonomiske konsekvenser ved endnu et scenarium, hvor Skov- og Naturstyrelsen ophører med brugen af pesticider.

Tabel 5 viser er de samlede driftsøkonomiske konsekvenser for produktionen af pyntegrønt baseret på de samlede omkostninger fra Linddal (1996).

TABEL 5. BEREGNEDE DRIFTSØKONOMISKE KONSEKVENSER FOR PYNTEGRØNT I STATSSKOVBRUGET.

	ÅRLIGE OMKOSTNINGER VED OPHØR AF PESTICIDER, OMKOSTNINGER I MIO. KR.
NORMANNSGRAN JULETRÆER	6,82
NORMANNSGRAN KLIPPEGRØNT	4,25
NOBILIS KLIPPEGRØNT	5,5
I ALT	16,57

KILDE: LINDDAL (1996).

Som det fremgår af tabellen, vil de driftsøkonomiske konsekvenser være, at det årlige overskud reduceres med 16,6 mio. kr. såfremt Skov- og Naturstyrelsen ophører med anvendelsen af pesticider i produktionen af pyntegrønt. Da omkostningerne er udtrykt i 1996-prisniveau, vil det være nødvendigt at justere til nutidigt prisniveau ved anvendelse af engrosprisindekset. De årlige reduktionsomkostninger vil således svare til 18,25 mio. kr. udtrykt i 2003-priser.

Skov- og Naturstyrelsen⁸, har endvidere bidraget med oplysninger om pesticidforbruget i pyntegrøntsproduktion ved aftalens indgåelse i 1998. Det samlede forbrug er splittet op i forbruget af de enkelte midler, opgjort som kg aktivt stof, for derved at kunne beregne det samlede antal behandlingsindeks.

⁸ SKOV- OG NATURSTYRELSEN (e-mail af 19.01.04)

TABEL 6. SKOV- OG NATURSTYRELSENS FORBRUG AF PESTICIDER I PYNTEGRØNTSPRODUKTION I 1998.

PESTICID	KG AKTIVT STOF	SAMLET ANTAL BI
DLG CYPERB	0,6	48,0
FASTAC	0,6	48,0
FOLAR 450 SC	11,0	21,6
GORI 920	6,8	134,8
KARATE	1,8	240,0
ROUND UP	5,0	176
SUMI-ALPHA 5 FW	7,7	766
SUMICIDIN	3,3	56
SUM	253,3	1.490

KILDE: SKOV- OG NATURSTYRELSEN FOR DE ANGIVNE MÆNGDER AKTIVT STOF (E-MAIL AF 19.01.04).

Som det fremgår af tabellen, er det samlede behandlingsindeks beregnet til 1.490 for Skov- og Naturstyrelsens produktion af pyntegrønt. Med et samlet areal af pyntegrønt på ca. 1.500 hektar, svarer de 1.490 antal BI til et gennemsnitligt BI på ca. 1 pr. hektar. Til sammenligning havde landbrugets et gennemsnitlig behandlingsindeks på ca. 2,1 i samme periode.

Reduktionsomkostningerne pr. behandlingsindeks i statskovbrugets produktion af pyntegrønt kan beregnes med kendskab til de samlede reduktionsomkostninger og anvendte mængde pesticider. Det årlige tab er estimeret til ca. 18 mio. kr. årligt og det samlede antal BI er beregnet til 1.490. Reduktionsomkostningerne i statskovenes pyntegrønnsproduktion bliver dermed ca. 12.000 kr. pr. BI.

De beregnede reduktionsomkostninger sammenlignes med reduktionsomkostninger på øvrige udvalgte indsatsområder og i landbruget i Kapitel 4.6.

Det skal bemærkes, at der i ovenstående beregning opstår et tidsmæssigt problem mellem de økonomiske data og den anvendte mængde pesticider i produktionen af pyntegrønt. Reduktionsomkostningerne som lægges til grund i denne analyse, er baseret på de driftsøkonomiske konsekvenser som Linddal har klarlagt i 1996. Da det i analysen er valgt at bestemme omkostningerne ved aftalens indgåelse, er det valgt at betragte de anvendte mængder pesticider fra 1998 og ikke 1996. Da mængden af pesticider er reduceret en del på de to år (fra omkring 639 kg til 253 kg), kunne der argumenteres for, at beregningerne burde have været taget udgangspunkt i mængderne fra 1996. Omvendt kan det ikke udelukkes, at man i 1996 har haft et overforbrug af pesticider, som er nedbragt til et mere passende

niveau i 1998. Det er således tvivlsomt, om der er opstået et væsentligt økonomisk tab, ved at man i statskovbruget *af egen drift* har reduceret den anvendte mængde pesticider i perioden 1996-1998. På den baggrund vurderes det her rimeligt, at de økonomiske data fra 1996 sammenholdes med mængden af pesticider i 1998. Det kan dog ikke udelukkes, at reduktionsomkostningerne pr. BI herved overestimeres.

4.2.4 Opsummering

Som konsekvens af statskovene ophører med pesticider i pyntegrøntsproduktionen, kan der forventes et økonomisk tab på ca. 18 mio. kr. årligt. Det samlede pesticidforbrug udgjorde knap 1.500 BI ved aftalens indgåelse på de i alt ca. 1.500 hektar pyntegrønt. Det resulterer i en beregnet reduktionsomkostning på mere end 12.000 kr. pr. BI, jf. følgende tabel.

TABEL 7. REDUKTIONSSOMKOSTNINGER I STATSKOVBRUGETS PRODUKTION AF PYNTEGRØNT.

	PYNTEGRØNT
AREAL, HEKTAR	1.500
REDUKTIONSSOMKOSTNING, KR. PR. HEKTAR	12.166
SAMLEDE REDUKTIONSSOMKOSTNINGER, KR.	18.248.747
AREALVÆGTET BI PR. HEKTAR	1
SAMLET REDUKTION, ANTAL BI	1.490
REDUKTIONSSOMKOSTNING, KR. PR. BI	12.249

Reduktionsomkostninger sammenholdes med de øvrige indsatsområder i Kapitel 4.6.

4.3 Banestyrelsens sporarealer

4.3.1 Baggrund

Banestyrelsen er som statslig myndighed omfattet af den indgåede aftale fra 1998 om udfasning af pesticider på offentlige arealer. Imidlertid giver aftalen mulighed for, at anvendelse af pesticider kan tillades, såfremt der er væsentlige negative sikkerheds- eller sundhedsmæssige konsekvenser ved at undlade brug af pesticider. Banestyrelsen har af hensyn til togsikkerheden opnået dispensation for så vidt

angår ukrudtsbekæmpelse på deres sporarealer⁹. Dispensationen var endvidere begrundet med, at der ikke fandtes fornuftige alternative bekæmpelsesmetoder.

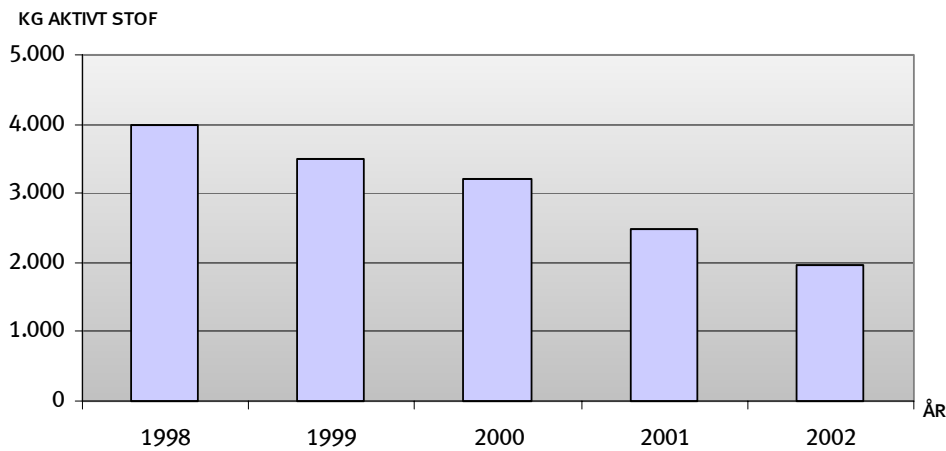
Trods muligheden for stadig at anvende pesticider, arbejder Banestyrelsen for at reducere mængden af pesticider. Således indgik Banestyrelsen i 1999 en frivillig aftale med Miljøstyrelsen omkring afviklingen af anvendelsen af pesticider på ikke-sporarealer. Banestyrelsen har således en handlingsplan bestående af et ophør med pesticidanvendelse på ikke-sporarealer fra 1. januar 1999, og nedsættelse af forbruget på sporarealer (Kristoffersen & Rytter 2003).

Det overordnede mål med vegetationskontrol på Banestyrelsens sporarealer er at sikre stabile spor til togtrafikken. Ifølge Banestyrelsen (1998) kan ophobning af nedbrudte planterester (humus) forhindre den nødvendige afdræning af regnvand. Det øger risikoen for ustabile spor forårsaget af frøkrudt eller indvandrede rodukruddt, som i værste fald kan medføre afsporinger af tog. Endvidere angiver Banestyrelsen (1998), at ukrudt bekæmpes for at minimere snuble- og gliderisici på rangerarealerne til gene for personalets sikkerhed.

Banestyrelsen er den institution under staten, der anvender den største mængde af pesticider. Således udgjorde Banestyrelsens forbrug 54% af det samlede statslige forbrug i 2002 (Kristoffersen & Rytter 2003). Siden aftalens indgåelse, har Banestyrelsen reduceret anvendelsen af pesticider fra ca. 4.000 kg aktivt stof i 1998 (Banestyrelsen 1998) til 1.960 kg aktivt stof i 2002 (Kristoffersen & Rytter 2003), svarende til en samlet reduktion på 51 procent. Ved aftalen om udfasning af pesticider indgåelse, benyttede Banestyrelsen udelukkende det aktive stof glyphosat til bekæmpelse af uønsket vegetation på sporarealerne (Banestyrelsen 1998). De forbrugte mængder er gengivet i figur 5.

⁹ SPORAREALER DÆKKER SÅVEL GENNEMGÅENDE SPORSTRÆKNINGER OG ANDRE SPORSTRÆKNINGER

FIGUR 5. FORBRUG AF PESTICIDER OPGJORT SOM KG AKTIVT STOF PÅ BANESTYRELSENS SPORAREALER.



KILDER: FOR ÅRET 1998 ER ANVENDT BANESTYRELSEN (1998). FOR ÅRENE 1999-2002 ER ANVENDT KRISTOFFERSEN & RYTTER (2003).

Ifølge årsindberetningen fra Banestyrelsen om afvikling af plantebeskyttelsesmidler, udgør det samlede behandlede sporareal i størrelsesordenen 2.100 hektar, svarende til et forbrug på 1,67 kg glyphosat pr. hektar i år 1999. Ifølge Banestyrelsen¹⁰ er forbruget imidlertid ikke udtryk for behovet. Således er der i de seneste år flere strækninger, der ikke er sprøjtet regelmæssigt.

En fuldstændig udfasning af pesticider på Banestyrelsens sporarealer vil næppe være realistisk. Ifølge Kristoffersen & Rytter (2003) vil en ændring af sporanlæg til mindre ukrudtsfølsomme opbygninger kræve mange ressourcer, ligesom hyppigere sporomlægninger med rensning af ballastlaget har så betydelige konsekvenser for togdriften, at det formentlig ikke vil være samfundsmæssigt acceptabelt. Ukrudtsbekæmpelse på Banestyrelsens arealer vil derfor næppe vil være realistisk uden brug af pesticider.

På trods af, at Banestyrelsens sporarealer er undtaget fra den generelle aftale om en fuldstændig udfasning, arbejdes der stadig mod en reduceret pesticidanvendelse.

¹⁰ BANESTYRELSEN (e-mail af 16.12.03)

4.3.2 *Alternative løsninger*

Indtil i dag er ukrudt blevet bekæmpet fra manuelt styret sprøjtetog, bestående af to selvstændige sprøjtesystemer. Sprøjtningen foregår gennem en visuel besigtigelse af ukrudtstrykket, hvorefter ukrudtet sprøjtes, hvis en medarbejder skønner det nødvendigt. Der sprøjtes i hele sporets bredde. Denne teknik er nu ved at blive afløst af en ny teknologi.

I et samarbejde mellem Banestyrelsen, Danmarks JordbrugsForskning og firmaet Hardi International, er WeedEye-SpotSpray systemet blevet udviklet. WeedEye-systemet består af et computerstyret detektionsudstyr (kameraer og sprøjtedyser), som identificerer ukrudt på sporarealerne og sender et kort og målrettet sprøjt mod den uønskede vegetation. Ifølge Banestyrelsen (2003) har testkørsler med WeedEye-systemet vist, at man på Banestyrelsen sporarealer kan reducere den årlige mængde af sprøjtemidler med ca. 50 procent.

Det er uvist hvor stor en del af Banestyrelsens sporarealer der på nuværende tidspunkt kan bekæmpes med anvendelse af WeedEye-systemet. Aktuelt findes der kun ét WeedEye-system i Danmark. Banestyrelsen¹¹ vurderer dog, at den eksisterende kapacitet kan vise sig utilstrækkelig. Såfremt dette er tilfældet, vil det formentligt kræve anskaffelse af endnu et WeedEye-system.

4.3.3 *Reduktionsomkostninger på Banestyrelsens sporarealer*

Banestyrelsens reduktionsomkostningerne bestemmes ud fra forskellen mellem omkostningerne ved den traditionelle ukrudtsbekæmpelse (hvor man sprøjter bredt hen over sporarealet) og ved den nye teknologi i form af WeedEye-systemet.

Det har ikke været muligt at få eksakte informationer om omkostningerne ved udviklingen og driften af WeedEye-SpotSpray systemet. Reduktionsomkostningerne ved indførelsen af dette system kan derfor ikke beregnes via en direkte metode. Alternativt beregnes reduktionsomkostningerne på basis af informationer om Banestyrelsens udlejningspriser for WeedEye-SpotSpray systemet henholdsvis den traditionelle ukrudtsbekæmpelse med sprøjtevogn. Fra et økonomisk rationelt perspektiv må man forvente, at den fastsatte leje afspejler de omkostninger, som de to behandlingsmetoder indebærer. Er dette tilfældet, kan differencen mellem

¹¹ BANESTYRELSEN (e-mail af 22.01.04)

lejeudgifterne altså anvendes som et mål for reduktionsomkostningen ved at nedbringe pesticidanvendelsen.

Fra Banestyrelsen¹² er det oplyst, at der hidtil afregnes til samme pris, hvad enten det er traditionelle sprøjtetog eller Weedeye-konceptet, der udfører sprøjtningen. Endvidere oplyser Banestyrelsen, at der er forskel i hastigheden, hvormed sprøjtningen foregår. Faktisk er den traditionelle sprøjtning kun i stand til at køre 25-30 km/t, mens WeedEye er trimmet til at køre op til 45 km/t. Arbejdet med at gennemføre sprøjtning over længere strækninger kan derfor gennemføres hurtigere med det nye sprøjtesystem end med det gamle.

Hvis lejen reelt er fastsat ud fra de faktiske omkostninger, som de to behandlingsmetoder indebærer, og når der ikke er forskel i prisen for at leje WeedEye-SpotSpray systemet eller et traditionelt sprøjtetog, kan det tolkes som et udtryk for, at der ikke er ekstra omkostninger ved at anvende WeedEye-SpotSpray systemet for Banestyrelsens vedkommende. Reduktionsomkostninger vil i så fald være nul. Det skal understreges at dette estimat er forbundet med væsentlig usikkerhed. Banestyrelsen udelukker således ikke, at der på et senere tidspunkt kan komme en stigning i lejeprisen på det nye sprøjtesystem. Dette kunne tolkes som et tegn på, at den nuværende lejepris ikke fuldt ud er fastsat ud fra de faktiske omkostninger. Dette vil i så fald føre til, at de her beregnede reduktionsomkostningerne er underestimeret. Omvendt vil en højere arbejdhastighed af det nye sprøjtesystem alt andet lige føre til en højere produktivitet, hvorved de beregnede omkostninger pr. sprøjtet areal kunne være overestimeret. Hvorledes disse to mulige og modsatte forhold påvirker præcisionen af det her beregnede estimat kan ikke afgøres på basis af de foreliggende informationer.

Banestyrelsen anvendte ved aftalens indgåelse ca. 4 tons glyphosat på sine sporarealer. I håndbogen *Vejledning i Planteværn 2003* fra Landbrugets Rådgivningscenter (2003) fremgår det, at der går 1,26 kg aktiv stof glyphosat pr. hektar. Denne mængde udløser et BI på 1. Dermed svarer 4.000 kg til et samlet antal BI på 3.175. Da Banestyrelsen samlet anvender pesticider på et 2.100 hektar, svarer forbruget i 1998 til et BI pr. hektar på 1,5. Bemærk at dette indeks er mindre end landbrugets indeks på 2,1 BI for det tilsvarende år 1998. Med indførelsen af WeedEye-sprøjtesystemet kan pesticidanvendelsen på sporarealer halveres. Dette svarer til

¹² BANESTYRELSEN (e-mail af 16.01.04)

en reduktion fra et gennemsnitlig BI på 1,5 til 0,75, eller en reduktion i det samlede antal BI på ca. 1.588. Dette angiveligt uden ekstraomkostninger.

De beregnede reduktionsomkostninger for indførelsen af WeedEye-sprøjtesystemet sammenlignes med reduktionsomkostninger på øvrige udvalgte indsatsområder og i landbruget i Kapitel 4.6.

Omkostningerne kunne antageligt have været langt højere, hvis ikke sporarealerne var blevet undtaget fra kravet om en *total* udfasning. I et brev til Trafikministeriet gør Banestyrelsen opmærksom på de mulige økonomiske konsekvenser som et ophør for anvendelse af pesticider kan afstedkomme (se Banestyrelsen 1998). Det påpeges, at eneste mulige alternativ til kemisk bekæmpelse af ukrudt, er de mekaniske bekæmpelsesmetoder, som dog vurderes som urealistiske metoder i større omfang. Ifølge Banestyrelsen vil maskinel ballastrensning i kombination med en banketrensning være nødvendig. Et forsigtigt skøn over de forventede ekstra omkostningen lyder på omkring 70 mio. kr. årligt på højhastighedsspor, samt omkring 30 mio. kr. årligt for sidebanerne (Banestyrelsen 1998). Desforuden anfører Banestyrelsen, at pesticidfri drift vil kræve investeringer i et ukendt omfang. Såfremt Banestyrelses sporarealer havde været underlagt samme restriktive krav som de resterende offentlige arealer, ville de forventede ekstra omkostningen altså ifølge Banestyrelsen have været på mere 100 mio. kr. årligt .

En fuldstændig udfasning af pesticidforbruget på sporarealerne ville have svaret til en reduktion i det samlede antal BI på 3.175. Med Banestyrelsens forventning om ekstra omkostning på 100 mio. kr., ville dette have medført reduktionsomkostninger i størrelsesordenen 31.500 kr. pr. BI.

4.3.4 *Opsummering*

Banestyrelsen blev ikke underlagt at udfase deres anvendelse af pesticider på sporarealer, grundet hensynet til togenes sikkerhed. Alligevel arbejder Banestyrelsen mod et reduceret pesticidforbrug i form af WeedEye-SpotSpray systemet. Reduktionsomkostningerne i form af ekstra lejeudgift, er opgjort til omkring nul, hvilket dog vurderes som noget usikkert. En fuldstændig udfasning kunne ifølge Banestyrelsen have afstedkommet samlede årlige omkostninger på mere end 100 mio. kr. for de 2.100 hektar sporarealer. Det samlede forbrug af pesticider (4 ton glyp-

hosat på daværende tidspunkt) svarer til 3.175 BI. Det giver en hypotetisk reduktionsomkostning på 31.500 kr. pr. BI, som det fremgår af tabellen.

TABEL 8. REDUKTIONSBOMKOSTNINGER PÅ BANESTYRELSENS SPORAREALER.

	WEED EYE	HYPOTETISK OPHØR
AREAL, HEKTAR	2.100	2.100
REDUKTIONSBOMKOSTNING, KR. PR. HEKTAR	0	48.000
SAMLEDE REDUKTIONSBOMKOSTNINGER, KR.	0	100.000.000
AREALVÆGTET BI PR. HEKTAR	1,5 -> 0,75	1,5
SAMLET REDUKTION, ANTAL BI	1.588	3.175
REDUKTIONSBOMKOSTNING, KR. PR. BI	0	31.500

Reduktionsomkostninger for indførelsen af WeedEye-sprøjtesystemet sammenholdes med de øvrige indsatsområder i Kapitel 4.6.

4.4 Kommunale boldbaner

4.4.1 Baggrund

I følgende kapitel vil der blive redegjort for konsekvenserne af udfasning af pesticidanvendelsen på boldbaner. For at fungere optimalt kræves, at boldbanerne holdes stort set fri for ukrudt, hvortil man hidtil har kunnet anvende pesticider. I kraft af det offentlige pesticidstop er denne løsning ikke længere mulig. I spørgeskemaundersøgelsen af Kristoffersen & Rytter (2003) fremhæves pesticidfri drift af boldbaner som et centralt område, hvor kommunerne forventer, at der kan opstå problemer. Tabel 9 angiver omfanget af pesticidanvendelsen på idrætsanlæg i kommunerne, baseret på oplysninger fra undersøgelsen af Kristoffersen & Rytter (2003). Det skal påpeges, at forbruget ikke udelukkende dækker boldbaner, men også omfatter kommunale golfbaner og prydblæner.

TABEL 9 . PESTICIDFORBRUG OPGJORT SOM KG AKTIVT STOF PÅ KOMMUNERNES IDRÆTSAREALER.

	1995	2000	2002
HERBICIDER:			
FLUROXYPYR	2	2	40 *
CLOPYRALID	8	4	14 *
MCPA	1.177	551	909 *
MECHLORPROP	847	150	12
DICHLORPROP-P	0	236	0
2,4-D	1.630	175	0
DICHLORPROP	260	8	0
INSEKTICIDER:			
USPECIFICERET **	16	55	29
SUM, KG AKTIVT STOF	3.940	3.181	3.006

*STIGNINGEN I FORHOLD TIL 2000 KAN FORKLARES VED AT 2002 VAR SIDSTE ÅR INDEN PESTICIDSTOPPETS FULDE GENNEMFØRELSE. DET VURDERES AT MANGE KOMMUNER VALGTE AT BENYTTÉ DENNE SIDSTE MULIGHED FOR AT SPRØJTE (SENIORKONSULENT JØRGEN FISCHER, FORSKNINGSCENTRET SKOV OG LANDSKAB PERSONLIG KOMMUNIKATION 20.02.04)

** ANTAGES PRIMÆRT AT VÆRE DANADIM DIMETHOAT 40 EC

KILDE: KRISTOFFERSEN & RYTTER (2003).

Den altovervejende mængde udgøres af herbicider (målt som kg aktivt stof), men der er tillige anvendt en mængde insekticider til bekæmpelse af skadevoldende insekter. Her er stankelbenslarver en af de primære skadevoldere på boldbaner. I de efterfølgende beregningerne antages, at det samlede forbrug af insekticid udgøres af aktivstoffet dimethoat som fx findes i midlet Danadim Dimethoat 40 EC. Dette pesticid anvendes ifølge Landbrugets Rådgivningscenter til bekæmpelse af stankelbenslarver i græs.¹³

Overordnet er idrætsarealer en anlægstype der repræsenterer et ikke ubetydeligt forbrug af pesticider på de kommunale arealer. Ukrudt på græsbaner er et væsentligt problem, da banerne bliver ujævne og endvidere tåler mindre slid. Det er derfor vigtigt at forebygge forekomsten af ukrudt på græsbaner for at opretholde en fornuftig kvalitet af boldbanerne.

¹³ SE LANDBRUGETS RÅDGIVNINGSCENTER:

<http://www.lr.dk/planteavl/informationsserier/dyrkningsvejledninger/arajgfdv.htm>

4.4.2 *Alternative løsninger*

I bestræbelserne på at reducere og helt udfase anvendelsen af pesticider på græsbaner, er flere alternative metoder afprøvet. Boldbaner kan eksempelvis vedligeholdes ved brug af vertikalskæring, striglebehandling samt tilstrækkelig kvælstoftilførsel. De mulige metoder vil kort blive beskrevet, men for en nærmere redegørelse henvises til Tvedt et al. (2002) og Fischer & Larsen (2002).

Vertikalskæring kan med fordel anvendes til at fjerne det fillag, der fremkommer, når græsafklip og dødt græs danner et lag af uomsat organisk materiale i bunden af græsset. Filtlaget vanskeliggør nedtrængning af vand, gødning og luft til jorden, hvilket svækker græsset. Vertikalskæring svækker desuden ukrudtet, da knivene skærer en større del af bladene end en almindelig plæneklipper.

Ved strigling kradses fillaget op og banens overflade jævnes. Bearbejdningen øger omsætningen af fillaget og bidrager til bedre vækstvilkår for græsset. Strigling bevirker desuden, at ukrudtets blade rejser op, så de kan klippes af umiddelbart efter. Det svækker væksten af ukrudtsplanter.

Endvidere er en effektiv gødningstilførsel på boldbanerne af stor betydning. Grundlæggende er det afgørende at undgå, at der vokser ukrudt op i de slidhuller, der opstår på banerne, hvorved græstæppet ødelægges.

4.4.3 *Reduktionsomkostninger på kommunale boldbaner*

Udfasningen af pesticidanvendelsen på boldbaner, vil resultere i økonomiske konsekvenser som følge af de ændrede behandlingsmetoder. Grundlæggende er pesticidfri pleje dyrere end traditionel græspleje. Størrelsesordenen af reduktionsomkostningerne ved pesticidfri pleje afhænger af lokale faktorer, fx banetype, banens anvendelse og priser på de enkelte behandlinger.

Fischer & Larsen (2002; 2001) har gennemført en omfattende undersøgelse af forskellige metoder til pesticidfri pleje af græs på fodboldbaner. Forsøget omfattede 41 boldbaner fordelt på 12 idrætsanlæg. Idrætsanlæggene var fordelt på 10 kommuner, heraf to på Sjælland, to på Fyn og otte i Jylland. Til belysning af de økonomiske konsekvenser ved pesticidfri græspleje blev der, på basis af entreprenørpriser fra afholdte licitationer i flere kommuner, udført beregninger af de årlige driftsudgifter ved græsplejen af forskellige kategorier af fodboldbaner (se tabel 10).

TABEL 10. MEROMKOSTNINGER VED PESTICIDFRI GRÆSPLEJE FOR FEM BANETYPEN.

BANETYPE	BESKRIVELSE AF BANETYPEN	SKØNSMÆSSIGT AREAL		BEREGNET MERUDGIFT VED PESTICIDFRI GRÆSPLEJE KR./HA/ÅR
		HEKTAR	PROCENT	
STADION- OG OPVISNINGSBANER	VÆKSTLAG SANDBASERET OG EVENTUELT TVANGSBLANDET TIL DEN ØNSKEDE TEKSTUR, BELASTNING PÅ CA. 150 TIMER/SÆSON	1.000	11	4.050
TRÆNINGS- OG KAMPBANER A	VÆKSTLAG AF MULD IBLANDET 5-10 CM SAND, BELASTNING PÅ 250-500 TIMER/SÆSON	1.000	11	8.500
TRÆNINGS- OG KAMPBANER B	VÆKSTLAG AF OPRINDELIG MULD, BELASTNING PÅ 150-250 TIMER/SÆSON	3.500	39	6.990
VINTERTRÆNINGSBANER	VÆKSTLAG AF MULDBLANDET SAND, BELASTNING PÅ 200-400 TIMER/SÆSON	500	6	600
INSTITUTIONS- OG SKOLEBANER	VÆKSTLAG AF OPRINDELIG MULD, BELASTNING PÅ 100-150 TIMER/SÆSON	3.000	33	4.674
ALLE BANETYPEN		9.000	100	5.704*

* AREALVÆGTET GENNEMSNIT

KILDE: MERUDGIFTER FRA FISCHER & LARSEN (2002; 2003), AREALOPLYSNINGER FRA SKOV OG LANDSKAB (E-MAIL AF 27.01.04)

Som det ses af tabellen varierer de beregnede meromkostningerne ved pesticidfri græspleje fra 600 til 8.500 kr. pr. ha årligt afhængig af banetypen. Det arealvægtede gennemsnit af merudgifterne ved pesticidfri græspleje udgør 5.704 kr. pr. ha.

Endvidere har Kort- og Matrikelstyrelsen bidraget med oplysninger om det samlede antal og areal af boldbaner i Danmark. Ifølge styrelsens GIS-data findes i byzone i Danmark i alt 2.504 sportsarealer med et areal over 3.000 m², svarende til et samlet areal på 7.200 ha. De mindre arealer er således fjernet fra analysen. Ligeledes vil boldbaner der befinder sig uden for byzone, ikke være medtaget i GIS-analysen. Alt andet lige vil det betyde at analysen undervurderer det samlede areal af boldbaner i Danmark. Omvendt medtager GIS-analysen tilskuertribuner og tennisbaner, hvilket bidrager til et overkantsskøn af det samlede areal.

Hverken Danmarks Boldspils Union, Kommunernes Landsforening eller Danmarks Statistik har været i stand til at angive det samlede antal hektar boldbaner.

Det ses, at der er rimelig overensstemmelse mellem arealerne oplyst af Skov og Landskab (9.000 ha) og af Kort- og Matrikelstyrelsen (7.200 hektar). I nedenstående

de beregninger anvendes arealoplysningerne fra Skov og Landskab, idet det oplyste arealskøn på 9.000 ha er udspecificeret for de fem banetyper.

På baggrund af ovenstående oplysninger om meromkostninger ved pesticidfri græspleje og om arealmæssige fordeling for de fem banetyper kan de samlede årlige ekstra omkostninger ved pesticidfri græspleje for hver bane type beregnes (se tabel 11).

TABEL 11. SAMLEDE ÅRLIGE EKSTRA OMKOSTNINGER VED PESTICIDFRI PLEJE AF BOLDBANER.

BANETYPE	SAMLEDE EKSTRA OMKOSTNINGER
	VED PESTICIDFRI GRÆSPLEJE (KR. PR. ÅR)
STADION- OG OPVISNINGSBANER	4.050.000
TRÆNINGS- OG KAMPBANER A	8.500.000
TRÆNINGS- OG KAMPBANER B	24.465.000
VINTERTRÆNINGSBANER	300.000
INSTITUTIONS- OG SKOLEBANER	14.022.000
I ALT	51.337.000

KILDE: BEREGNET PBA. FISCHER & LARSEN (2002; 2001) OG SKOV OG LANDSKAB (E-MAIL AF 27.01.04).

De årlige ekstra omkostninger ved pesticidfri græspleje af boldbaner beløber sig, som det fremgår af tabellen, til godt 51 mio. kr.

Omkostningerne kan herefter sammenholdes med reduktionen af pesticider opgjort som det samlede antal behandlingsindeks. Tabel 12 gengiver mængden af anvendt kg aktivt stof for hvert bekæmpelsesmiddel inden aftalens indgåelse, samt det antal BI, som mængden af aktivt stof modsvarer ved en standarddosis i henhold til vejledning i planteværn (Jensen et al. 2003).

TABEL 12. BEREGNING AF DET SAMLEDE ANTAL BI UD FRA PESTICIDFORBRUGET PÅ KOMMUNALE BOLDBANER I 1995.

HERBICIDER, OPGIVET I KG AKTIVTS STOF	KG AKTIVT STOF I ALT	KG AKTIVT STOF PR. BI	SAMLET ANTAL BI
FLUROXYPYR	2	0,14	14
CLOPYRALID	8	0,10	80
MCPA	1.177	1,50	785
MECHLORPROP	847	3,00	282
2,4-D	1.630	1,20	1.358
DICHLORPROP	260	1,80	144
INSEKTICID*	16	0,75	21
SUM	3.940		2.685

* ANTAGES PRIMÆRT AT VÆRE DANADIM DIMETHOAT 40 EC

KILDER: KG AKTIVT STOF I ALT FRA KRISTOFFERSEN & RYTTER (2003). KG AKTIVT STOF PR. BI FRA LANDBRUGETS RÅDGIVNINGSCENTER (2003).

De anvendte mængder pesticid anvendt på boldbaner som dokumenteret i undersøgelsen af Kristoffersen & Rytter (2003) svarer således til et samlet antal BI på 2.685.

Beregner man derimod det *teoretiske* antal BI ved pesticidbaseret pleje som beskrevet af Fischer & Larsen (2002), hvor samtlige boldbaner foreslås behandlet med hormonmidler hvert fjerde år, fås følgende behandlingsindeks (se tabel 13).

TABEL 13. BEREGNING AF DET SAMLEDE ANTAL BI UD FRA DET TEORETISKE PESTICIDFORBRUG PÅ KOMMUNALE BOLDBANER.

BANETYPE	SAMLET ANTAL BI
STADION- OG OPVISNINGSBANER	250
TRÆNING- OG KAMPBANER A	250
TRÆNING- OG KAMPBANER B	875
VINTERTRÆNINGSBANER	125
INSTITUTIONS- OG SKOLEBANER	750
I ALT	2.250

KILDE: BEREGNET PBA. FISCHER & LARSEN (2002; 2001) OG SKOV OG LANDSKAB (E-MAIL AF 27.01.04)

Som det ses af tabel 13 er det samlede *teoretiske* BI på 2.250. Der beregnede BI på 2.685, baseret på Kristoffersen & Rytters (2003) opgørelse af det *faktiske* forbrug, er i 1995 er højere end det teoretisk forbrug. Det skal dog bemærkes, at opgørelsen af forbruget i 1995 også omfattede kommunale golfbaner og prydplæner, og derfor overestimerer det faktiske forbrug på boldbaner. Der vurderes derfor at være en vis overensstemmelse mellem de to estimater. Efterfølgende anvendes de teoretiske antal BI på 2.250, da de økonomiske meromkostninger ved pesticidfri græspleje, tager udgangspunkt i netop denne pleje, og da de teoretiske værdier er udspecificeret for de forskellige typer af boldbaner.

Det gennemsnitlige behandlingsindeks ligger ved den foreslåede sprøjtestrategi på 0,25 BI pr. ha. Tilsvarende som i de øvrige områder, befinder behandlingsindekset sig under det gennemsnitlige indeks for landbruget på 2,1.

De økonomiske meromkostninger, i form af ekstra ressourcer til pesticidfri drift, blev estimeret til godt 51 mio. kr. årligt. Med et samlet antal BI på 2.250, vil reduktionsomkostningerne være på knap 23.000 kr. pr. BI. Reduktionsomkostningerne for hver enkelt banetype bliver som følger (se tabel 14).

TABEL 14. BEREGNING AF REDUKTIONSSOMKOSTNINGER PR. BI FOR DE FEM BANETYPEN.

BANETYPE	REDUKTIONSSOMKOSTNINGER
	(KR. PR. BI)
STADION- OG OPVISNINGSBANER	16.200
TRÆNINGS- OG KAMPBANER A	34.000
TRÆNINGS- OG KAMPBANER B	27.960
VINTERTRÆNINGSBANER	2.400
INSTITUTIONS- OG SKOLEBANER	18.696
I ALT	22.816

KILDE: BEREGNET PBA. FISCHER & LARSEN (2002; 2001) OG SKOV OG LANDSKAB (E-MAIL AF 27.01.04)

De beregnede reduktionsomkostninger sammenlignes med reduktionsomkostninger på øvrige udvalgte indsatsområder og i landbruget i Kapitel 4.6.

4.4.4 Opsummering

Som det sidste indsatsområde, er reduktionsomkostningerne beregnet for de kommunale boldbaner. Resultaterne er opsummeret i følgende tabel.

TABEL 15. REDUKTIONSSOMKOSTNINGER PÅ KOMMUNALE BOLDBANER.

BOLDBANER	STADION- OG OPVISNING	TRÆNINGS- OG KAMPBANER A	TRÆNINGS- OG KAMPBANER B	VINTER- TRÆNING	INSTITUTIONS- OG SKOLEBANER	I ALT
AREAL, HEKTAR	1.000	1.000	3.500	500	3.000	9.000
REDUKTIONSSOMKOSTNING, KR. PR. HEKTAR	4.050	8.500	6.990	600	4.674	5.704*
SAMLEDE REDUKTIONSSOMKOSTNINGER, KR.	4.050.000	8.500.000	24.465.000	300.000	14.022.000	51.337.000
AREALVÆGTET BI PR. HEKTAR	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
SAMLET ANTAL BI	250	250	875	125	750	2.250
REDUKTIONSSOMKOSTNING, KR. PR. BI	16.200	34.000	27.960	2.400	18.696	22.816*

*AREALVÆGTET GENNEMSNIT

Det samlede forbrug af pesticider på alle boldbaner er teoretisk beregnet til 2.250 BI af på baggrund af Fischer & Larsen (2002), hvilket er i god overensstemmelse med det faktiske forbrug før aftalen om det offentlige pesticidstop. Reduktionsomkostningerne ved at drive boldbaner pesticidfrit er opgjort til mellem 600 og 8.500 kr. pr. ha årligt afhængig af banetyper. Det samlede areal af boldbaner er på ca. 9.000 hektar. De årlige omkostninger beløber sig dermed til mere end 50 mio. kr. I forhold til opnåede reduktion er ligger reduktionsomkostningerne afhængig af banetype fra 2.400 til 34.000 kr. pr. BI. Ser man bort fra det forholdsvis lille areal af vintertræningsbaner, hvor reduktionsomkostningerne er langt mindre end for de øvrige banetyper, ligger reduktionsomkostningerne i størrelsesordenen 16-34.000 kr. pr. BI.

Resultaterne sammenlignes med øvrige reduktionsomkostninger i Kapitel 4.6.

4.5 Landbruget som referenceområde

I de foregående afsnit (4.1-4.4) er reduktionsomkostninger som følge af pesticidstoppet beregnet for fire udvalgt indsatsområder. For at sammenholde de offentliges myndigheders reduktionseffektivitet er det nødvendigt at have en reference. Som det fremgår af Kapitel 3 anvendes landbrugets reduktionsomkostninger, som udtryk for de samfundsmæssige alternative omkostninger til at begrænse pesticidanvendelsen.

Med den foreliggende Pesticidplan, er landbruget underlagt en målsætning om inden 2009 at reducere pesticidforbruget fra et niveau på ca. 2 BI til 1,7. Med et samlet landbrugsareal på knap 2,7 mio. hektar svarer det til et samlet fald i antallet af BI på ca. 800.000.

Reduktionsomkostninger er estimeret i de reviderede gennemregninger af Bicheludvalgets driftsøkonomiske analyser, se Ørum (2003). Resultatet viser, at det vil være økonomisk optimalt for dansk landbrug at reducere pesticidforbruget fra de nuværende ca. 2,0 BI til ca. 1,7 BI.

Såfremt det offentliges pesticidforbrug alternativt skulle ske i landbruget, vil det dog være reduktionsomkostningerne ved en *yderligere* stramning fra den i forvejen vedtagne målsætning om en behandlingshyppighed på 1,7, der skal anvendes i nærværende analyse. Dette er ikke ensbetydende med, at landbruget nødvendigvis

skal pålægges yderligere restriktioner i pesticidanvendelsen. Regneøvelsen skal alene illustrere, hvad samfundet alternativt kunne have gjort for at reducere pesticidforbruget.

For at bestemme landbrugets reduktionsomkostninger i denne analyse, har Fødevareøkonomisk Institut været behjælpelig med modelberegninger, baseret på opdaterede økonomiske analyser fra Bicheludvalget (Ørum 2004b). Det skal påpeges, at modelberegningerne ikke inddrager alle økonomiske forhold. Det gælder eksempelvis omstillingsomkostningerne i form af optimerings- og transaktionsomkostningerne. Resultaterne skal derfor opfattes som et bedste skøn på størrelsesordenen af landbrugets omkostninger ved reduceret pesticidanvendelse.

På baggrund af modelberegninger har Ørum (2004b) estimeret landbrugets omkostninger ved en reduceret pesticidanvendelse. Resultatet er gengivet i følgende tabel.

TABEL 16. LANDBRUGETS OMKOSTNINGER VED EN REDUCERET PESTICIDANVENDELSE

	1,7 BI	1,4 BI	1,2 BI	1,0 BI	0,0 BI
MARGINALE REDUKTIONSMOMKOSTNINGER (KR. PR. BI)	0	167	250	357	588

KILDE: ØRUM (2004B)

Af tabellen fremgår det, at reduktionsomkostninger er nul ved et BI på 1,7. Det skyldes, at landbruget her endnu ikke er pålagt yderligere reduktioner fra de offentlige myndigheder. Efterfølgende stiger reduktionsomkostningerne, når BI aftager. Med kendskab til det samlede antal BI for de analyserede offentlige områder, er det muligt at gennemføre beregninger, der kan angive, hvad de samlede omkostninger (hypotetisk) ville være, ved at lade landbruget overtage reduktionen i pesticidforbruget fra det offentlige. Fra Ørum (2004b) er omkostninger identificeret for landbruget ved at forestå det offentliges reduktion som angivet i tabel 17, mens tabel 18 angiver det tilhørende areal, som er påkrævet for at gennemføre den ønskede reduktion. Reduktionerne i Banestyrelsens pesticidforbrug på sporarealer vha. WeedEye-sprøjtesystemet er ikke medtaget, da disse reduktioner i forvejen opnås økonomisk effektivt.

TABEL 17. OFFENTLIGE OMKOSTNINGER VED AT LADE LANDBRUGET OVERTAGE DE UDVALGTE OFFENTLIGE INDSATSMRÅDERS PESTICIDREDUKTIONER.

OMRÅDER	1,7 BI	1,4 BI	1,2 BI	1,0 BI	0,0 BI
	ANTAL BI	AKKUMULEREDE OFFENTLIGE OMKOSTNINGER (MIO. KR.)			
KOMMUNALT LANDBRUG	47.600	8,6	12,8	18,3	30,2
+ PYNTEGRØNT	+1.490				
+ BOLDBANER	+ 2.250				

KILDE: ØRUM (2004B)

TABEL 18. NØDVENDIGT LANDBRUGSAREAL FOR AT OVERTAGE DE UDVALGTE OFFENTLIGE INDSATSMRÅDERS PESTICIDREDUKTIONER.

OMRÅDER	1,7 BI	1,4 BI	1,2 BI	1,0 BI	0,0 BI
	HEKTAR	NØDVENDIGT LANDBRUGSAREALAREAL (PCT.)			
KOMMUNALT LANDBRUG	28.000	7,3	4,4	3,1	1,3
+ PYNTEGRØNT	+1.500				
+ BOLDBANER	+9.000				

KILDE: ØRUM (2004B)

Fra tabellerne følger det, at hvis man gennemførte det offentlige pesticidreduktion i landbruget, kunne det eksempelvis ske ved at nedsætte BI til 1,4 på 7,3% (svarende til ca. 200.000 hektar) af det samlede landbrugsareal (jf. den grå celle i tabel 18), hvilket ville koste 8,6 mio. kr. (jf. den grå celle i tabel 17). Eller man kunne drive pesticidfri drift på 1,3% (ca. 35.000 hektar) af det samlede landbrugsareal til en alternativomkostning på 30,2 mio. kr. Pesticidfri drift på 1,3 % af arealet er dog ikke væsentligt forskellig fra den nuværende pesticidfri drift på de kommunale landbrugsarealer, som udgør ca. 1 % af landbrugsarealet. Dette skyldes, at de kommunale landbrugsarealer udgør hovedparten af den samlede reduktion ved de analyserede områder.

For at ovenstående reduktionsscenerier i landbruget skulle kunne implementeres, ville det kræve, at offentlige myndigheder indgår kontrakter med en række bedrifter. Alt andet lige vil det kræve flere kontrakter at få reduceret pesticidforbrug til 1,4 på 7,3% landbrugsareal, end at ophøre med pesticidforbruget på 1,3% landbrugsareal. Omvendt vil det være mest omkostningseffektivt at nedbringe forbruget til 1,4 frem for helt at ophøre med at anvende pesticider.

Endvidere kunne man forestille sig den teoretiske situation, at Pesticidplan 2004-2009 blev ændret fra en reduktionsmålsætningen fra 2,0 til 1,7, til at indbefatte det offentlige forbrug. Der er tidligere redegjort for, at det offentlige andel af pesticidforbruget udgjorde omkring 1,5 % i 1998. Omregnet til BI og fordelt ud på hele landbruget, vil dette svare til en ny målsætning på ca. 1,675. Altså en yderst marginal stramning af målsætningen i målsætningen på 1,7. Omkostningerne herved vil stort set være nul, da det i så fald er en så marginal ændring foretaget tæt på det økonomisk optimale anvendelsesniveau. Imidlertid er målsætningen i Pesticidplan 2004-2009 baseret på en økonomisk optimal pesticidanvendelse i landbruget. Det er derfor ikke muligt, inden for rammerne af Pesticidplanen at pålægge landbruget at gennemføre frivillige pesticidreduktioner ud over et optimalt niveau.

Såfremt landbruget reelt skal overtage reduktioner fra det offentlige, må der altså anvendes konkrete redskaber som eksempelvis de tidligere nævnte dyrkningsaftaler. Der kan dog argumenter for, at det offentlige forbrug er så marginalt, at det rent økonomisk måske ikke kan svare sig at opbygge et særskilt system til at varetage denne reduktion.

4.5.1 *Opsummering*

Med den netop vedtagne Pesticidplan skal landbruget reducere forbruget af pesticider fra et BI på 2,0 til 1,7. Reduktionen vil alene sikre en økonomisk optimal pesticidanvendelse. Såfremt landbruget yderligere pålægges at gennemføre de offentlige pesticidreduktioner, vil det kræve konkrete metoder fx i form af dyrkningsaftaler. Omkostningerne herved kan fx ske til ca. 8,6 mio. kr. ifølge modelberegninger fra Ørum (2004) ved en yderligere reduktion fra 1,7 til 1,4 på 200.000 hektar.

Der kan dog argumenter for, at det offentlige forbrug er så marginalt, at det rent økonomisk måske ikke kan svare sig at opbygge et særskilt system til at varetage denne reduktion.

4.6 **Sammenfatning af analysens resultater**

I de foregående kapitler er reduktionsomkostningerne ved et ophør af pesticidanvendelsen estimeret for kommunernes landbrugsarealer, statens produktion af pyntegrønt, Banestyrelsens sporarealer og for kommunale boldbaner. På de kom-

munale landbrugsarealer er der skelnet mellem omkostninger på henholdsvis ler- og sandjord. Også for boldbaner er reduktionsomkostninger delt ud på de banetyper, som det har været muligt at identificere. For statens pyntegrøntsproduktion har det ikke på det foreliggende grundlag været muligt at foretage særskilte beregninger for delområder af produktionen (juletræer og klippegrønt). Resultaterne for dette indsatsområde er derfor en gennemsnitsbetragtning.

Reduktionsomkostningerne på offentlige arealer kan sammenholdes med alternative reduktionsmuligheder andre steder i samfundet, for at vurdere, hvor man samfundsmæssigt kan opnå en økonomisk effektiv reduktion i pesticidforbruget. I nærværende analyse er det valgt at sammenligne med landbrugets reduktionsomkostninger.

En effektiv regulering af pesticidanvendelsen er set fra et miljøøkonomisk perspektiv kendetegnet ved, at der er foretaget en afvejning af såvel de økonomiske hensyn og afledte miljøpåvirkninger ved anvendelse af pesticider. I den forbindelse anvendes behandlingsindekset (BI) som den bedste indikator af den miljøpåvirkning som anvendelsen af pesticider afstedkommer. Sammenholdes den opnåede reduktion i pesticidforbruget (BI) med omkostningerne herved (kr.), kan omkostningerne pr. reduceret BI estimeres (kr. pr. BI). På den baggrund er det muligt at foretage reduktioner netop de steder, hvor det kan ske til de laveste omkostninger.

I følgende tabel er reduktionen i forbruget af pesticider gengivet for de udvalgte offentlige indsatsområder. Indsatsområderne er rangordnet efter faldende pesticidforbrug (største forbrug øverst). Bemærk, at pesticidforbruget på de analyserede offentlige arealer (kommunale landbrugsarealer undtaget) før det offentligt pesticidstop udgjorde et gennemsnitligt behandlingsindeks, der var mindre end det daværende tilsvarende indeks for landbruget på 2,1. For de kommunale landbrugsarealer var antagelsen, at disse gennemsnitligt blev dyrket på tilsvarende vis som konventionelt drevne landbrugsarealer, dvs. med et gennemsnitlig BI på 2,1.

TABEL 19. REDUKTION I FORBRUGET AF PESTICIDER VED ET FULDT IMPLEMENTERET OFFENTLIGT PESTICID-STOP FOR DE ANALYSEREDE INDSATSOMRÅDER (RANGORDNET MED STØRSTE ANTAL REDUCERET BI ØVERST).

	<i>AREAL</i>	<i>REDUKTION</i>	<i>REDUKTION</i>
	<i>HEKTAR</i>	<i>BI PR. HEKTAR</i>	<i>ANTAL BI</i>
KOMMUNALE LANDBRUGSAREALER, SANDJORD	16.511	1,87	30.892
KOMMUNALE LANDBRUGSAREALER, LERJORD	11.305	2,42	27.324
BANESTYRELSENS SPORAREALER, 50 % REDUKTION VHA. WEEDEYE	2.100	1,5 -> 0,75	1.588
PYNTEGRØNT	1.500	1,00	1.490
BOLDBANER, TRÆNNINGS- OG KAMPBANER B	3.500	0,25	875
BOLDBANER, INSTITUTIONS- OG SKOLEBANER	3.000	0,25	750
BOLDBANER, STADION- OG OPVISNINGSBANER	1.000	0,25	250
BOLDBANER, TRÆNNINGS- OG KAMPBANER A	1.000	0,25	250
BOLDBANER, VINTERTRÆNNINGSBANER	500	0,25	125
I ALT	40.416		66.718

Som det fremgår af ovenstående tabel, udgør det samlede areal 40.416 hektar. Det samlede antal BI, som med et fuldt implementeret pesticidstop på nuværende tidspunkt for de udvalgte indsatsområder skal være udfaset, er opgjort til 66.718. Hele 92 % af den samlede reduktion i pesticidforbruget på de udvalgte indsatsområder udgøres af reduktionen på de kommunale landbrugsarealer. Banestyrelsens sporarealer og statens pyntegrøntsproduktion står hver i sær for godt 2 % af den samlede reduktion. Stop for brug af pesticider på de forskellige typer af boldbaner udgør tilsammen godt 3 %. Bortset fra de kommunale landbrugsarealer så udgør reduktionerne på de analyserede indsatsområder altså en særdeles begrænset andel af de samlede offentlige reduktioner.

Foruden de samlede reduktioner i forbruget af pesticider, er der i nærværende analyse redegjort for reduktionsomkostningerne for de udvalgte indsatsområder. Tabel 20 gengiver resultaterne af de gennemførte beregninger. Indsatsområderne er rangordnet efter stigende reduktionsomkostninger (laveste kr. pr. BI øverst). Der gøres opmærksom på, at der knytter sig en vis usikkerhed til resultaterne, hvorfor de ikke skal opfattes som eksakte værdier, men snarere som (grove) skøn af størrelsesordenen.

TABEL 20. ESTIMEREDE REDUKTIONSSOMKOSTNINGER PR. BI FOR DE BERØRTE INDSATSOMRÅDER.
(RANGORDNET MED MINDSTE REDUKTIONSSOMKOSTNING PR. BI ØVERST).

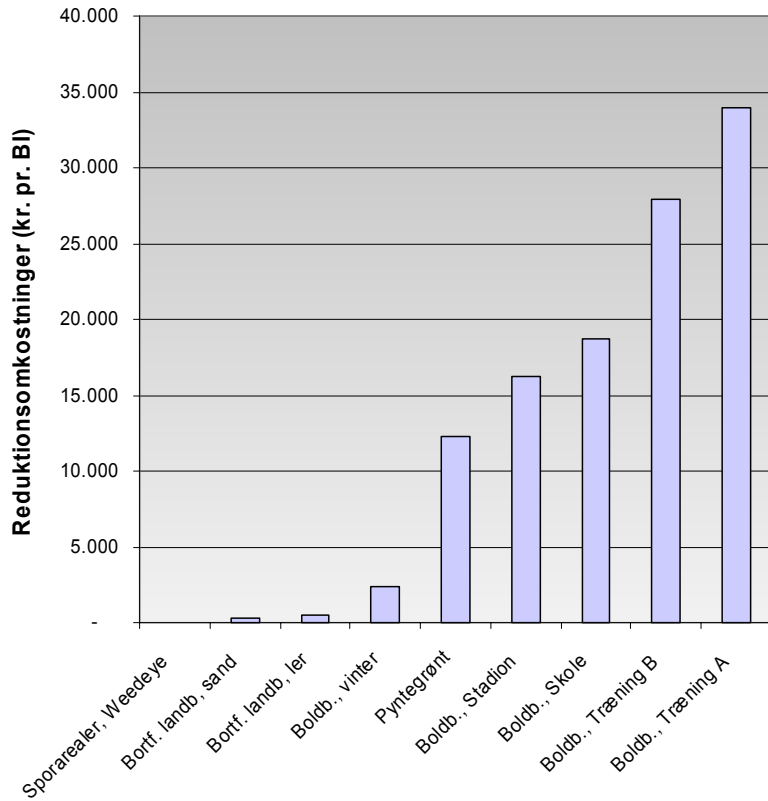
INDSATSOMRÅDE	ÅRLIGE REDUKTI- ONSOMKOSTNINGER,	PESTICID- FORBRUG	REDUKTIONSS- OMKOSTNINGER
	Kr.	ANTAL BI	Kr. PR. BI
BANESTYRELSENS SPORAREALER, 50 % REDUKTION VHA. WEEDEYE	0	1.588	0
KOMMUNALE LANDBRUGSAREALER, SANDJORD	9.400.000	30.892	303
KOMMUNALE LANDBRUGSAREALER, LERJORD	12.400.000	27.324	457
BOLDBANER, VINTERTRÆNNINGSBANER	300.000	125	2.400
PYNTEGRØNT	18.200.000	1.490	12.249
BOLDBANER, STADION- OG OPVISNINGSBANER	4.100.000	250	16.200
BOLDBANER, INSTITUTIONS- OG SKOLEBANER	14.000.000	750	18.696
BOLDBANER, TRÆNINGS- OG KAMPBANER B	24.500.000	875	27.960
BOLDBANER, TRÆNINGS- OG KAMPBANER A	8.500.000	250	34.000
I ALT	91.400.000		

* BANESTYRELSENS SPORAREALER ER IKKE OMFATTET AF AFTALEN

Som det ses af tabellen, så medfører pesticidstoppet på de udvalgte offentlige indsatsområder ekstra omkostninger på omkring 91 mio. kr. For de kommunale landbrugsarealer udgør de årlige reduktionsomkostninger knapt 22 mio. kr. Tilsvarende vil reduktionsomkostningerne være godt 18 mio. kr. statsskovbrugets pyntegrøntproduktion og mere end 51 mio. kr. på de kommunale boldbaner.

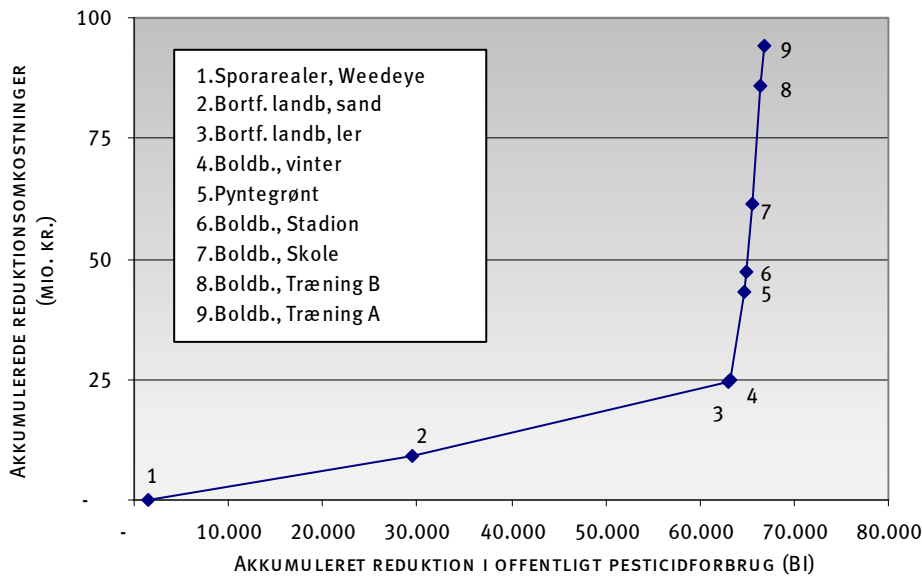
Fra tabel 20 følger endvidere, at reduktionsomkostningerne (udtrykt som kr. pr. BI) på de kommunale landbrugsarealer ligger i størrelsesordenen 300-460 afhængig af jordtypen. På de øvrige indsatsområder er reduktionsomkostningerne langt højere (2.400-34.000 kr. pr. BI). Grafisk kan reduktionsomkostningerne (udtrykt som kr. pr. BI) fremstilles som i figur 6.

FIGUR 6. REDUKTIONSBESTYNDTEDE KOSTNINGER (KR. PR. BI) PÅ DE UDVALGTE INDSATSOMRÅDER.



Figur 7 viser de totale omkostninger for de forskellige indsatsområder og de herved opnåede totale reduktioner i BI. Både omkostninger og reduktioner i BI er akkumuleret efter stigende reduktionsomkostninger (kr. pr. BI).

FIGUR 7. REDUKTIONSBESTYNDTEDE KOSTNINGER OG REDUKTIONER I DET OFFENTLIGE PESTICIDFORBRUG, AKKUMULERET EFTER FALDENDE OMKOSTNINGSEFFEKTIVITET (LAVESTE REDUKTIONSBESTYNDTEDE KOSTNINGER KR. PR. BI FØRST)



Det ses af figuren, at omkostningskurven knækker ved en samlet reduktion på omkring 63.000 BI. Den bratte stigning i omkostningerne skyldes, at reduktionsomkostningerne for boldbaner (vinterbaner undtaget) og produktionen af pyntegrønt er ekstremt høje. Således vil der blive reduceret mindre end 3.700 BI på boldbaner (vinterbaner undtaget) og i statsskovenes pyntegrønt, men reduktionsomkostningerne beløber sig til knap 70 mio. kr. årligt. Altså ekstremt høje reduktionsomkostninger for en marginal reduktion.

Banestyrelsens sporarealer blev af sikkerhedsmæssige årsager fritaget fra den generelle aftale om en fuldstændig udfasning. I stedet har Banestyrelsen udviklet WeedEye-SpotSpray systemet, som er i stand til at reducere forbruget af sprøjtemidler med ca. 50 procent, svarende til en reduktion på 1.588 BI. Det har ikke været muligt at få eksakte oplysninger om eventuelle reduktionsomkostninger herved, men baseret på oplysninger om at prisen for at leje et traditionelt sprøjtetog og WeedEye-SpotSpray systemet indtil videre er identisk, antages det, at det ikke er forbundet med ekstra omkostninger at halvere pesticidforbruget på denne måde. Omvendt har Banestyrelsen (1999) vurderet, at såfremt man havde fastholdt målsætningen om en fuldstændig udfasning også på sporarealerne, ville det have medført ekstra omkostninger på omkring 100 mio. kr., svarende til en reduktionsomkostning på omkring 31.500 kr. pr. BI. Da dette er en rent hypotetisk beregning er resultaterne heraf ikke medtaget i ovenstående figurer og tabeller.

De angivne områder dækker langt fra de samlede offentlige arealer. Eksempelvis er der ikke gennemført tilsvarende beregninger af stier og veje, faste belægnings, parker og anlæg, kolonihaver, kirkegårde, skoler osv. Ideelt set skulle pesticidforbrug, reduktionsomkostninger og miljøeffekt være klarlagt for alle offentlige arealer.

Analysens resultater viser, at det er forbundet med væsentlig højere omkostninger at reducere et minimalt forbrug af pesticider på offentlige arealer sammenholdt med landbrugets reduktionsomkostninger. Her vil man ifølge Ørum (2004b) fx kunne gennemføre de tilsvarende reduktioner for mindre end 10 mio. kr. ved at indgå dyrkningskontrakter med en reduktionsforpligtelse, hvor behandlingshyppigheden nedsættes fra 1,7, som er den nuværende målsætning, til 1,4. Dette på godt 7 % af det samlede landbrugsareal.

5 DISKUSSION

I det følgende kapitel vil analysens resultater og problemstillinger blive diskuteret og perspektiveret for at reflektere nærmere over grundlaget for aftalen om udfasning af pesticider på offentlige arealer.

5.1 Minimal reduktion

Seneste opgørelse fra Forskningscentret Skov & Landskab viser en reduktion i det offentlige pesticidforbrug på næsten 80% frem imod aftalens tidsfrist. Isoleret set har man altså opnået en markant reduktion i mængden af det offentlige pesticidanvendelse. Der foreligger dog endnu ikke en evaluering af, om den totale udfasning, som var målet med aftalen, er nået.

Imidlertid udgjorde det offentlige forbrug en forsvindende andel af det samlede pesticidforbrug i Danmark ved aftalens indgåelse. For de fire overordnede indsatsområder, der er analyseret i denne rapport, udgjorde anvendelsen af pesticider omkring 70 % af det samlede offentlige forbrug. En fuldt implementeret udfasning af pesticidanvendelsen vil for disse indsatsområder medføre en reduktion i det samlede pesticidforbrug på omkring 67.000 BI. Heraf udgør reduktionen på de kommunale landbrugsarealer omkring 61.000 BI, svarende til omkring 92 %. Sammenlignet med et samlet pesticidforbrug på over 5 mio. BI i landbruget som helhed, udgør reduktionerne på de her analyserede offentlige indsatsområder ca. 1,3 %. Reduktioner på indsatsområder uden for landbruget, dvs. på boldbaner, i pyntegrøntproduktionen og på Banestyrelsens sporarealer, udgjorde kun *1 promille* af landbrugets samlede daværende forbrug.

Forudsat at der er en vis sammenhæng mellem den anvendte mængde (BI) af pesticider og de miljømæssige omkostninger ved denne anvendelse, vurderes aftalen derfor kun at have haft stærkt begrænset betydning for den generelle beskyttelse af natur og grundvand i Danmark.

5.2 Økonomisk ineffektiv aftale

Resultaterne af denne rapport viser, at reduktionsomkostninger på fire overordnede offentlige indsatsområder er væsentlig højere, sammenholdt med de samfundsmæssige alternative reduktionsomkostninger i landbruget.

Beregningerne i Kapitel 4 har vist, at de samlede reduktionsomkostninger, som de analyserede tiltag afstedkommer, udgør omkring 91 mio. kr. årligt. For disse omkostninger får man i alt en reduktion i pesticidforbruget på omkring 66.766 BI.

Omkring 92 % af denne reduktion udgøres af pesticidstoppet på kommunernes landbrugsarealer. Her er reduktionsomkostningerne i alt omkring 22 mio. kr. årligt, svarende til henholdsvis 303 og 457 kr. pr. BI, afhængig af jordtypen. Blandt de analyserede offentlige indsatsområder, som er omfattet af pesticidstoppets krav om en total udfasning, er reduktionerne på de kommunale landbrugsarealer de billigste. Men udfasning af pesticidanvendelsen på de kommunale landbrugsarealer svarer i realiteten til det scenarium, som Bicheludvalget analyserede for hele landbruget og konkluderede ville indebære væsentlige samfundsøkonomiske omkostninger. Alligevel har man fra politisk hold vedtaget en målsætning for offentlige landbrugsarealer om et fuldstændigt ophør af pesticidanvendelsen.

Ser man bort fra de billigste offentlige indsatsområder, dvs. de delvise reduktioner på Banestyrelsens sporarealer og den totale udfasning på de kommunale landbrugsarealer, opnås der for omkostninger i størrelsesordenen 70 mio. kr. årligt reduktioner på kun 3.700 BI. Reduktionsomkostningerne ligger for disse indsatsområder i intervallet 2.400 til 34.000 kr. pr. BI, altså væsentligt dyrere end for landbrugsarealerne. Hovedparten af de beregnede offentlige reduktionsomkostninger går altså til de meget dyre, men meget små, reduktioner i statskovenes pyntegrøntsproduktion og på kommunernes boldbaner.

At dømme ud fra reduktionsomkostningerne for de enkelte indsatsområder og de herved opnåede reduktioner udtrykt som BI, sker opfyldelsen af aftalens formål om at beskytte grundvand og forarmning af naturen altså på en økonomisk ineffektiv måde.

Skal man have en omkostningseffektiv beskyttelse af grundvandet og naturen, bør man primært udfase pesticiderne på områder, hvor omkostningerne er lave. Derved kan der, afhængig af de politiske prioriteringer, enten spares penge eller opnås større reduktioner i pesticidforbruget til de samme omkostninger. Hvis man inden for aftalen ønsker en miljøøkonomisk effektivisering af indsatsen for beskyttelse af natur og grundvand, bør det overvejes at give mulighed for økonomisk begrundede dispensationer.

I denne rapport er der primært analyseret på økonomiske konsekvenser af *totale* udfasninger. At omkostningseffektiviteten her er lav, betyder dog ikke at *delvise* reduktioner i det offentlige pesticidforbrug er en dårlig ide. Indførelsen af ny teknologi til ukrudtsbekæmpelse på Banestyrelsens sporarealer, hvor pesticidforbruget på sporarealer halveres, er et godt eksempel på, at der kan opnås væsentlige og samtidig billige reduktioner, hvis man fokuserer på effektive fremfor absolutte initiativer.

Banestyrelsens sporarealer blev dog undtaget fra aftalen af *sikkerhedsmæssige* årsager. Ved at aftalen om pesticidstoppet generelt fordrer en total udfasning, forhindrer dog inddragelsen af ny pesticidbaseret teknologi, på områder hvor sikkerhed ikke kan begrunde en undtagelse. Dette til trods for, at der med sådanne teknologier i visse tilfælde kan opnås billige og væsentlige reduktioner i pesticidforbruget.

Da samfundet, som alle andre, er underlagt budgetrestriktioner, vil det ud fra et økonomisk synspunkt være hensigtsmæssigt, at opfylde politiske målsætninger til de lavest mulige omkostninger. Det kan derfor undre, at der ikke er foretaget en økonomisk evaluering, inden aftalen om udfasning af pesticider på offentlige arealer blev vedtaget.

5.3 Ikke-økonomiske begrundelser for aftalen

Nærværende analyse har vist, at reduktionsomkostninger på de udvalgte offentlige indsatsområder omfattet af aftalen er væsentlig dyrere end tilsvarende reduktioner i landbruget. En central overvejelse er derfor, hvad der kan retfærdiggøre, at man politisk har valgt en, set fra et miljøøkonomisk synspunkt, ekstrem og ineffektiv løsning.

5.3.1 *Mulige svagheder ved behandlingsindekset som miljøindikator*

En begrundelse for at opretholde aftalen kunne være, hvis de offentlige anvendelser giver anledning til særlig risiko for forurening af grundvandet og forarmning af nature.

Det har ikke været muligt inden for dette projekt at foretage en sammenligning af de *faktiske* miljøeffekter af en given reduktion i pesticidforbruget i det offentlige

henholdsvis i landbruget. I stedet anvendes behandlingsindekset (BI) som en generel *indikator* for miljøpåvirkningerne.

Rapporten sammenligner forskellige indsatsområders effektivitet udtrykt fx som kr. pr. BI. Man skal dog være forsigtig med at tolke dette som et direkte mål for hvor store miljøforbedringer, man får pr. investeret krone. Behandlingsindekset har nemlig nogle mulige svagheder som indikator for miljøpåvirkningerne.

Behandlingsindekset er et mål for, hvor stor en effekt overfor *målorganismerne* den anvendte mængde pesticider repræsenterer. Der er dog næppe en entydig sammenhæng imellem et pesticides effekt overfor målorganismen og dets eventuelle direkte effekter på andre organismer eller dets tilbøjelighed til at sive ned til grundvandet.

Behandlingsindekset sammenfatter anvendelsen af mange typer af pesticider med forskellige iboende egenskaber. Fx vægtes insekticiderne, pga. lave standarddoser, normalt forholdsvis tungt i udregningen af behandlingsindekset. Man kan dog ikke deraf konkludere, at insekticiderne giver anledning til en højere risiko for fx grundvandsforurening.

Bichel-udvalget peger dog på behandlingshyppigheden (BH), og dermed også indirekte på det analoge behandlingsindeks (BI), som ”*den bedst egnede generelle indikator for miljøpåvirkningen*” (Bichel-udvalget 1998).

Svaghederne ved behandlingsindekset som indikator bliver dog større når man, som i denne rapport, sammenligner anvendelsen af pesticider mellem sektorer, som fx offentlige indsatsområder på den ene side og landbruget på den anden. Selvom der også inden for landbruget er store forskelle på de forhold, som kan påvirke risikoen for miljøeffekter ved anvendelsen af pesticider, vurderes forskellene mellem sektorer i visse tilfælde at være endnu større.

Hvis jorden eksempelvis har et højt indhold af organisk stof, bindes pesticiderne normalt bedre. Dette vil medføre en langsommere nedsivning. Dertil kommer, at et højt indhold af organisk stof normalt øger tilstedeværelsen af mikroorganismer, som fører til en hurtigere nedbrydning. Omvendt kan den stærke binding af pesticiderne føre til en langsommere nedbrydning. Ekstreme jordmiljøer, som fx jordoverfladen på sporarealer, er så dårlige miljøer for biologisk aktivitet, at stoffer anvendt

til ukrudtsbekæmpelse på disse arealer vil blive meget langsomt nedbrudt. Når disse jordtyper yderligere binder pesticider dårligt, udgør de et stort potentiale for forurening af grundvand (se Bichel-udvalget 1999a, afsnit 4.6.7). En given reduktion af anvendelse af pesticider på sporarealer vil på den baggrund forventes at have en større gavnlige effekt på miljøet (større reduktion i risikoen for grundvandsforurening) end en tilsvarende reduktion i landbruget.

For statens produktion af pyntegrønt og kommunernes græspleje på boldbaner vurderes forholdene dog at være mere sammenlignelige med de varierende forhold inden for landbruget. Boldbaner vil godt nok typisk være anlagt på en måde, der fremmer afdræningen og dermed også risikoen for nedsivning til grundvandet. Men en lignende problematik gør sig også gældende for sandede landbrugsjorde. Overordnet set må det forventes, at nedsivningsforholdene på boldbaner og i pyntegrøntsproduktionen vil være nogenlunde sammenlignelige med i hvert fald dele af landbrugsarealerne. Miljøeffekten af en given reduktion og dermed også den økonomiske effektivitet af reduktioner på disse indsatsområder vurderes derfor med en vis rimelighed at kunne sammenlignes med landbruget.

Bicheludvalget har vurderet, at en generel reduktion af pesticidanvendelsen på et uændret areal vil have en mindre positiv effekt på flora og fauna, end hvis den samme reduktion i forbruget skete ved etablering af sprøjtefri randzoner og forbud imod sprøjtning i miljøfølsomme områder (se Bichel-udvalget 1999a, afsnit 11.3). Det må tilsvarende forventes, at en fuldstændig udfasning på kommunalt ejede landbrugsarealer vil give en større miljøeffekt, end hvis en tilsvarende reduktion blev fordelt som en marginal reduktion i hele landbrugssektoren. Men da de offentligt ejede landbrugsarealer ikke entydigt repræsenterer særligt bevaringsværdige naturområder eller områder med særlige drikkevandsinteresser, ville der formentlig kunne opnås en endnu større miljøgevinst ved at fokusere indsatsen netop på sådanne områder.

Det skal dog understreges, at BI den bedst egnede generelle indikator for pesticidernes miljøeffekter. Det er dog næppe hensigtsmæssigt, at lade omkostningseffektiviteten af indsatsen overfor pesticiderne, udtrykt som fx kr. pr. BI, stå alene som beslutningsgrundlag for valg af strategier. I det omfang det er muligt, kan man derfor overveje at inddrage anvendelses-specifikke risikovurderinger for de forskellige indsatsområder. Risikovurderinger, der sammen med økonomiske vurderinger, kan give et mere kvalificeret beslutningsgrundlag.

Det er dog væsentligt, at man baserer risikovurderinger på nuværende anvendelsespraksis.

Ser man på hvilke pesticider, der i dag findes i grundvandet, står det klart, at en væsentlig del af den nuværende grundvandsforurening stammer fra ukrudtsmidler, der i stor udstrækning har været anvendt uden for landbruget, fx dichlobenil, atrazin (GEUS 2003). En væsentlig del af den grundvandsforurening som eksisterer i dag, må altså formodes at skyldes ikke-landbrugsmæssig anvendelse, herunder det offentlige anvendelse.

Siden 60'erne har der været godkendt op mod 400 forskellige aktivstoffer i Danmark.¹⁴ En stor del af disse stoffer er dog ikke længere godkendt. I 2002 blev der således markedsført i alt 206 stoffer (Miljøstyrelsen 2003b). Aktivstofferne atrazin og dichlobenil er blandt de stoffer, som i dag er forbudte. De hidtil væsentligste kilder til grundvandsforurening med pesticider er hermed elimineret. Risikoen for grundvandsforurening må endvidere forventes at kunne mindskes gennem omhyggelig hensyntagen til de nyeste erfaringer med korrekt håndtering af pesticider og sprøjteudstyr. En kontrolleret anvendelse af moderne pesticider på offentlige arealer, vil derfor ikke i samme grad som tidligere forventes at give anledning til grundvandsforureninger.

5.3.2 Forsigtighed

Ofte vil vurderingen af risikoen for grundvandsforurening og forarmning af naturen som følge af anvendelsen af pesticider være forbundet med en vis usikkerhed som følge af et mangelfuldt datagrundlag. En anden begrundelse for at opretholde aftalen om det offentlige pesticidstop kunne altså være forsigtighedsprincippet.

I Bichel-udvalgets rapport vedrørende produktion, økonomi og beskæftigelse, er der skelnet mellem forsigtighedsprincippet i svag, moderat og stærk forstand (se Bichel-udvalget 1999b). Det *stærke* forsigtighedsprincip er karakteriseret ved, at økonomiske hensyn er underordnet miljøhensyn. Risikable eller usikre anvendelse af pesticider bør som udgangspunkt forbydes, uagtet omkostningerne. Ved det *moderate* forsigtighedsprincip ønsker man tillige at eliminere risici, men inddrager

¹⁴ EVA BARTELS PETERSEN. MILJØSTYRELSEN (2003) PERSONLIG KOMMUNIKATION AF 02.09.03 I FORBINDELSE MED IMV-PROJEKTET, BAM-FORURENING AF DRIKKEVANDET.

proportionalitetsprincippet, således at omkostningerne ikke må være uforholdsmæssigt store. Slutteligt kan det *svage* forsigtighedsprincip udlægges som en tilnærmelse af den traditionelle samfundsøkonomiske tankegang om, at der skal ske en afvejning af størrelsen af risici og omkostninger ved risikobegrænsende miljøindgreb.

Med den indgåede aftale om udfasning af pesticider på offentlige arealer, kan situationen tolkes som, at man fra myndighedernes side er yderst bekymret for de skadevirkninger, som pesticider på offentlige arealer kan give anledning til. Ved at afvikle brugen af pesticider på offentlige arealer, uden at have klarlagt de økonomiske konsekvenser, læner man sig op af forsigtighedsprincippet i den stærke forstand. Politikken vedrørende anvendelsen af pesticider på offentlige arealer adskiller sig i den henseende væsentlig fra den førte politik på landbrugsområdet.

På baggrund af Bicheludvalgets afvejning af fordele og ulemper er der med Pesticidplan 2004-2009 vedtaget en ny målsætning for landbrugets pesticidforbrug. Her pålægges landbruget en reduktion af behandlingshyppigheden fra de nuværende 2,0 til 1,7, svarende til en reduktion på 15 %. Målsætningen på 1,7 er fastlagt som det økonomisk optimale niveau for landbrugets pesticidanvendelse. Landbruget er dermed ikke underkastet en total udfasning, men en målsætning om en økonomisk optimering i form af en delvis reduktion. På den ene side accepterer man altså en pesticidanvendelse i landbruget, og på den anden indføres et offentligt pesticidstop. Dette til trods for at væsentlige dele af de områder, der er omfattet af pesticidstoppet, er sammenlignelige med landbruget mht. risikoen for effekter på naturen og nedsivning til grundvandet. Der synes derfor ikke at være en konsistent linie i den førte politik for brugen af pesticider i Danmark.

Denne rapport har ikke undersøgt værdien af, at det offentlige går foran og viser et godt eksempel. Her er det dog væsentligt også at være opmærksom på, at det offentlige med pesticidstoppet ikke blot sender signaler om at gå foran i udfasningen af pesticiderne. Der sendes også mere uheldige signaler. Ved at anvende betragtelige offentlige ressourcer til at opnå, set i den store sammenhæng, særdeles marginale reduktioner, sendes der et signal om økonomisk ineffektivitet i den offentlige miljøforvaltning. Desuden kan det offentliges indsats imod pesticiderne forekomme irrationel ved at være defineret ud fra juridiske ejerforhold, som ingen betydning har for den reelle risiko ved at anvende pesticider, frem for at rette indsat-

sen imod problematiske anvendelser af pesticiderne og mod sårbare natur- og drikkevandsområder.

6 K O N K L U S I O N

Resultaterne af analysen viser, at der er betydelig forskel på, hvor dyrt det er for samfundet, at udfase anvendelsen af pesticider på de forskellige offentlige arealer. Billigste reduktionsomkostning til ca. 300 kr. pr. behandlingsindeks (BI) opnås ved at ophøre med pesticidanvendelsen på offentlige landbrugsarealer. Reduktioner på boldbaner er forbundet med de højeste omkostninger på op til 34.000 kr. pr. BI. For de analyserede indsatsområder er de samlede reduktionsomkostninger beregnet til mere end 90 mio. kr. årligt. De samlede omkostninger af det offentlige pesticidstop må imidlertid forventes at være væsentlig højere, da aftalen omfatter flere offentlige arealer end inkluderet i nærværende analyse.

Reduktionsomkostningerne på offentlige arealer, kan ses i forhold til reduktionsomkostninger i landbruget. Her kunne man alternativt have gennemført tilsvarende reduktioner for under 10 mio. kr. ved at indgå dyrkningsaftaler.

Overordnet er det bemærkelsesværdigt, at der ikke er foretaget en økonomisk konsekvensvurdering inden aftalen om afvikling af det offentlige pesticidanvendelse blev indgået. Det kunne bl.a. have sikret, at der i aftalen blev åbnet mulighed for at opnå økonomisk begrundede dispensationer.

Om de højere reduktionsomkostninger på offentlige arealer kan retfærdiggøres af den positive signalværdi af, at myndighederne optræder som "det gode eksempel", er en politisk vurdering. Man skal imidlertid være opmærksom på, at aftalen i sin nuværende form tillige kan udsende uheldige signaler i form af økonomisk ineffektivitet i den offentlige miljøforvaltning.

Det skal understreges, at BI den bedst egnede generelle indikator for pesticidernes miljøeffekter. Det er dog næppe hensigtsmæssigt, at lade omkostningseffektiviteten af indsatsen overfor pesticiderne, udtrykt som fx kr. pr. BI, stå alene som beslutningsgrundlag for valg af strategier. I det omfang det er muligt, kan man derfor overveje at inddrage risikovurderinger for de forskellige indsatsområder. Risikovurderinger, der sammen med økonomiske vurderinger, kan give et mere kvalificeret beslutningsgrundlag.

Aftalen om det offentlige pesticidstop definerer indsatsen på baggrund af juridiske ejerforhold, og ikke udfra viden om områderne sårbarhed og naturmæssige værdier. Det ville harmonere bedre med aftalens formål, hvis indsatsen i stedet blev rettet mod arealer med særlige natur- og drikkevandsinteresser.

T A K T I L

Under arbejdet med denne rapport har en række personer bidraget med information, råd og vejledning.

I forbindelse med den eksterne kvalitetssikring af rapporten har vi modtaget megen værdifuld og konstruktiv kritik. Vi vil i den forbindelse rette en stor tak til:

- Forsker Cand. agro. Jens Erik Ørum, Fødevareøkonomisk Institut, Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole.
- Lektor Per Andersen, Økonomisk Institut Odense, Syddansk Universitet

Herudover vil vi gerne takke følgende personer for deres værdifulde bidrag under udarbejdelse af rapporten (alfabetiseret efter efternavn):

Civilingeniør Henrik Correll, Banestyrelsen

Seniorkonsulent Jørgen Fischer, Skov og Landskab

Seniorrådgiver Palle Kristoffersen, Skov og Landskab

Civilingeniør Mette Prismo, Banestyrelsen

Forstfuldmægtig Claus Rasmussen, Skov- og Naturstyrelsen

Skovfoged Thorkil Sørensen, Thy Statskovdistrikt, Skov- og Naturstyrelsen

Forstfuldmægtig Lars Trier, Skov- og Naturstyrelsen

Forfatterne bærer dog alene ansvaret for rapportens resultater og konklusioner.

R E F E R E N C E L I S T E

- Banestyrelsen 1998 *Brev af 03.03.1998 fra Banestyrelsen til Trafikministeriet. Aftale mellem Regeringen og SF om udfasning af det offentlige pesticidanvendelse.* Banestyrelsen.
- Banestyrelsen 2003 *Miljøvenlig teknik mod ukrudt på jernbanen.* Banestyrelsen. <http://www.bane.dk/1024/visReference.asp?artikkelID=185>
- Bichel-udvalget 1998 *Hovedudvalget Bichel-Udvalget.*
- Bichel-udvalget 1999a *Miljø og sundhed* Bichel-Udvalget.
- Bichel-udvalget 1999b *Produktion, økonomi og beskæftigelse* Bichel-udvalget.
- Bichel-udvalget 1999c *Rapport fra udvalget om Jordbrugsdyrkning* Miljøstyrelsen.
- Christensen, T. & Huusom, H. 2003 *Evaluering af informations- og rådgivningsbaserede virkemidler i Pesticidhandlingsplan II.* Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 22. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
- Fischer, J. & Larsen, S. U. 2002 *Afprøvning af metoder til pesticidfri ukrudtsbekæmpelse ved pleje af græs på fodboldbaner og golfbaner.* Arbejdsrapport nr. 34. Skov og Landskab (FSL).
- Fischer, J. & Larsen, S. U. 2001 *Planlægning og budgettering af græspleje.* Videnblad 5.6-35. Forskningscentret for Skov og Landskab.
- GEUS 2003 *Grundvandsovervågning 2003* Miljøministeriet.
- Hanley, N., Shogren, J., White, B. 1997 *Environmental Economics in Theory and Practice.* Great Britain: TJ press.
- Jensen, J. E., Jensen, P. K., Jørgensen, L. N., Nielsen, G. C., Nielsen, S. F., Paaske, K. (Red.) 2003 *Vejledning i Planteværn 2003* Landbrugets Rådgivningscenter.
- Kristoffersen, P. & Møller, J. 2001 *Undersøgelse af pesticidforbruget på offentlige arealer i 1999 og 2000* Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 54. Miljøstyrelsen.
- Kristoffersen, P. & Rytter, S. 2003 *Undersøgelse af pesticidforbruget på offentlige arealer i 2002* Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, Nr. 23. Miljøstyrelsen.
- Landbrugets Rådgivningscenter (Danmarks Jordbrugsforskning & Landskontoret for Planteavl) 2003 *Vejledning i Planteværn 2003* Landbrugets Rådgivningscenter.
- Linddal, M. 1996 *Samfundsøkonomiske konsekvenser af Skov- og naturstyrelsen forslag til pesticidstrategi* Rapport til Skov- og Naturstyrelsen. Skov- og Naturstyrelsen.
- Matthesen, P. 2002 *Alternativ ukrudtshåndtering* Forskningscentret for Skov og Landskab. <http://www.sns.dk>

- Miljø- og Energiministeriet 1998 *Drikkevandsudvalgets betænkning* Betænkning fra Miljøstyrelsen, nr. 1. Miljøstyrelsen.
- Miljø- og Energiministeriet, Kommunernes Landsforening, Amtsrådsforeningen, Frederiksberg Kommune, Københavns Kommune 1998 *Aftale om at afvikle brugen af plantebeskyttelsesmidler på offentlige arealer*. Miljøstyrelsen.
- Miljøstyrelsen 1999 *Bekæmpelsesmiddelstatistik 1998*. Orientering fra Miljøstyrelsen 5. Miljø- og Energiministeriet.
- Miljøstyrelsen 2000 *Bekæmpelsesmiddelstatistik 1999*. Orientering fra Miljøstyrelsen 11. Miljø- og Energiministeriet.
- Miljøstyrelsen 2003a *Bekæmpelsesmiddelstatistik 2002*. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 5. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
- Miljøstyrelsen 2003b *Bekæmpelsesmiddelstatistik 2002 - Salg 2000, 2001 og 2002: Behandlingshyppighed 2002*. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 5. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
- Møller, F., Andersen, P., Grau, P., Huusom, H., Madsen, T., Nielsen, J., Strandmark, L. 2000 *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*. Danmarks Miljøundersøgelser; Miljøstyrelsen; Skov- og Naturstyrelsen. <http://www.dmu.dk>
- Ørum, J. E. 2004a *Driftsøkonomiske muligheder for en reduceret om miljøvenlig pesticidanvendelse*
- Ørum, J. E. 2004b *Landbrugets overtagelse af de offentlige pesticidreduktioner - Potentiale, omkostningseffektivitet og tolkningsmuligheder*
- Ørum, J. E. 2003 *Opdatering af Bicheludvalgets driftsøkonomiske analyser* Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 20, 2003.
- Skov- og Naturstyrelsen 2003 *Skov og Natur Nyhedsbrev*. Skov- og Naturstyrelsen.
- Trier, L., Leth-Espensen, J., Vangsgård, C., Vangsgård, S., Jørgensen, K. 2003 *Skovrejsning og grundvand* Skov- og Naturstyrelsen. <http://www.sns.dk>
- Tvedt, T., Fischer, J., Ugilt, S., Kristoffersen, P. 2002 *Pesticidfri pleje af fodboldbaner og golfarealer*. Forskningscentret for Skov og Landskab. <http://www.mst.dk>

B I L A G

Kommunal landbrugsjord i alt		Antal hektar	
Særlig drikkevandsinteresser		10.481	
Drikkevandsinteresse		13.681	
Begrænset drikkevandsinteresse		3.654	
Samlet kommunalt landbrugsareal		27.816	

Kristoffersen og Rytter (2003)

Lerjord, hele landbruget fra Bicheludv.	Bl pr hektar	Hektar	Antal BI	Jordrente nudrift	Jordrente nul pesticid	Jordrentetab, pr. ha	Jordrentetab
Planteavl	2,4	374.000	897.600	3.310	2.290	1.020	381.480.000
Kvæg	1,9	142.000	269.800	2.170	1.690	480	68.160.000
Svin	2,5	220.000	550.000	2.900	2.040	860	189.200.000
Planteavl, m roer	2,8	168.000	470.400	4.150	2.610	1.540	258.720.000
Planteavl, m frø	2,4	161.000	386.400	3.840	2.660	1.180	189.980.000
Sum		1.065.000	2.574.200			1.021	1.087.540.000

Bichel-udvalget: Produktion, økonomi og beskæftigelse. Tabel 5.14 side 78

Bichel-udvalget: Hovedudvalget. Tabel 5.1 side 14

Bichel-udvalget: Produktion, økonomi og beskæftigelse. Tabel 5.14 side 78

Differencen mellem jordrenterne ved nudrift og ved nul-pesticid

Jordrentetab pr. ha multipliceret med antal ha

Lerjord, kommunale landbrugsarealer	1998-priser	2003-priser
Hektar	11.337	11.337
Reduktionsomkostning, kr. pr. hektar	1.021	1.105
Samlede reduktionsomkostninger, kr.	11.577.119	12.523.527
Arealvægtet BI pr. hektar	2,42	2,42
Samlet antal BI	27.403	27.403
Reduktionsomkostning, kr. pr. BI	422	457

Beregnet fra Bicheludvalget fordeling af hektar mellem sand- og lerjord

Samlet jordrentetab divideret med antal ha

Ha multipliceret med tab pr. ha

Samlet antal BI divideret med ha

BI pr. ha multipliceret med antal ha

Jordrentetab pr. ha divideret med antal BI

Sum af kolonne

Samlet jordrentetab divideret med antal ha

Sandjord, hele landbruget fra Bicheludv.	Bl pr hektar	hektar	Antal BI	Jordrente nudrift	Jordrente nul pesticid	Tab, pr. ha	Jordrentetab
Planteavl	1,8	418.000	752.400	2.220	1.690	530	221.540.000
Kvæg	1,4	545.000	763.000	1.880	1.700	180	98.100.000
Svin	1,9	450.000	855.000	2.200	1.660	540	243.000.000
Planteavl, m kartofler	3,9	135.000	526.500	3.720	1.880	1.840	248.400.000
Sum		1.548.000	2.896.900				811.040.000

Sandjord, kommunale landbrugsarealer	1998-priser	2003-priser
Hektar	16.479	16.479
Reduktionsomkostning, kr. pr. hektar	524	567
Samlede reduktionsomkostninger, kr.	8.633.712	9.339.502
Arealvægtet BI pr. hektar	1,87	1,87
Samlet antal BI	30.838	30.838
Reduktionsomkostning, kr. pr. BI	280	303

Samlet, kommunale landbrugsarealer	1998-priser	2003-priser
Samlet jordrentetab på kommunale landbrugsarealer	20.210.831	21.863.029
Samlet antal BI	58.241	58.241
Omkostninger pr. BI	351	380