

Indikatoren behandlingshyppighed (BH) som mål for pesticidbehandlingens miljøbelastning

Christian Kjær¹
Peter Borgen Sørensen¹
Per Kudsk²
Lise Nistrup Jørgensen²

¹ Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet
Afdeling for Terrestrisk Økologi
Vejløsvej 25
8600 Silkeborg

² Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet
Aarhus Universitet
Institut for plantebeskyttelse og skadedyr
Forsøgsvej 1
4200 Slagelse

Forord

Et tværministerielt udvalg udarbejdede en rapport i januar 2007. Rapporten giver en analyse af virkemidler til opfyldelse af Pesticidplan 2004-2009's mål om en behandlingshyppighed på 1,7.

I forlængelse af dette arbejde har Fødevareministeriet og Miljøministeriet anmodet Danmarks Miljøundersøgelser og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Århus Universitet om, at udføre et supplerende udredningsarbejde. Det skal belyse behandlingshyppighed som indikator for miljøbelastning.

I tilknytning hertil har en styregruppe med deltagelse af Miljøministeriet, Fødevareministeriet og Finansministeriet fulgt arbejdet for at sikre rammerne for arbejdet og projektets gennemførelse. Rapportens analyse og indhold er kommenteret af styregruppen men udtrykker alene projektgruppens holdning.

Rapporten er udarbejdet i perioden fra ultimo februar til maj 2007 med bidrag af følgende projektdeltagere:

Christian Kjær, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

Peter Borgen Sørensen, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

Per Kudsk Nielsen, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet

Lise Nistrup Jørgensen, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet

Indhold

Forord	2
Sammendrag	6
1 Indledning	10
1.1 <i>Baggrund</i>	10
1.1.1 Pesticidhandlingsplaner.....	10
1.1.2 Beregning af behandlingshyppigheden.....	11
1.1.3 Beregningsmetoder.....	12
1.1.4 Pesticidforbrug på bedrifts- og afgrødeniveau.....	12
1.1.5 Behandlingshyppigheden som forbrugsindikator i perioden 2004-2007.....	13
1.1.6 Kommissorium for denne udredning.....	14
1.2 <i>Opsummering</i>	15
1.3 <i>Rapportens indhold</i>	15
2 Vurderingsgrundlag for pesticid-miljøindikatorer	16
2.1 <i>Kvalitetskriterier for en god indikator</i>	16
2.2 <i>Datagrundlaget for indikatorer</i>	18
2.2.1 Det Generelle Landbrugsregister (GLR).....	18
2.2.2 Areal Informations Systemet (AIS).....	18
2.2.3 Forbrugsdata.....	18
2.2.4 Sprøjtejournaler og bedriftsinformationer.....	19
2.2.5 Godkendelsesmateriale.....	19
2.2.6 Usikkerhed ved brug af de økotoxikologiske data og forbrugsdata.....	19
2.3 <i>Pesticiders miljøeffekter</i>	19
2.4 <i>Opsummering</i>	21
3 Behandlingshyppighed som indikator for miljøbelastning	22
3.1 <i>Bichel-udvalgets vurderinger</i>	22
3.2 <i>Beskrivelse af behandlingshyppigheden i relation til anvendelsen som miljøindikator</i>	22
3.2.1 Ingen differentiering imellem pesticidgrupper og de enkelte pesticiders bredspektreteth.....	23
3.2.2 Differentierede doseringer imellem afgrøder.....	23
3.2.3 Reducerede maksimumdoseringer for visse pesticider.....	23
3.2.4 Pesticidernes anvendelsesmønster.....	24
3.2.5 Forskelle i behandlingshyppighed imellem afgrøder.....	24
3.3 <i>Opsummering</i>	24
4 Vurdering af andre typer af miljøbelastningsindikatorer end BH	26
4.1 <i>Generel gennemgang af miljøindikatorer for pesticider</i>	26
4.1.1 Deterministiske indikatorer.....	26
4.1.2 Scoringsindikatorer.....	26
4.1.3 Toksikologisk vægtede forbrugsindikator.....	28
4.2 <i>Opsummering</i>	28

5	Skitse til forbedret miljøindikator.....	29
5.1	<i>Princip.....</i>	29
5.1.1	Numerisk eksempel af beregningsteknik.....	33
5.2	<i>Beregning af delindikator for hver lokalitet.....</i>	34
5.2.1	Typer af delindikator.....	34
5.2.2	Forslag til delindikator.....	35
5.3	<i>Samlet beregning af RMPN.....</i>	37
5.4	<i>Opfyldelse af kvalitetskrav.....</i>	38
5.4.1	Præcision.....	38
5.4.2	Transparens.....	39
5.4.3	Aggregering.....	39
5.5	<i>Opstilling af referenceår i forhold til reduktionsmålet i Pesticidplan 2004-2009.....</i>	39
5.6	<i>Implementering.....</i>	40
5.7	<i>Opsummering.....</i>	40
6	Konklusion.....	41
7	Referencer.....	43

Sammendrag

Denne udredningsrapport belyser indikatorer for pesticidanvendelsens miljøbelastning, og hvad de pågældende indikatorer vil være udtryk for, herunder behandlingshyppigheden som miljøindikator, og om forudsætningerne er ændret i forhold til tidligere.

Udredningsarbejdet omfatter:

- En gennemgang og beskrivelse af indikatoren behandlingshyppighed
- En gennemgang og beskrivelse af andre mulige indikatorer for miljøbelastningen ved pesticidanvendelse
- Et nyt forslag til indikator, hvor der kan udarbejdes et nyt sæt af indikatorværdier der svarer til reduktionsmålet for pesticidanvendelsen i 2009.

Behandlingshyppigheden som forbrugsindikator

Behandlingshyppigheden (BH) er en opgørelse af hvor mange gange årligt det konventionelt dyrkede landbrugsareal i gennemsnit kan sprøjtes med den solgte mængde plantebeskyttelsesmidler, forudsat de anvendes i en fastsat standarddosis. BH opgøres på grundlag af registreringsindehavernes lovpligtige indberetning til Miljøstyrelsen af det årlige salg af pesticider. Salgsstatistikken dækker det samlede salg af pesticider i Danmark. I opgørelsen af BH indgår kun den skønnede andel af de solgte mængder, som anvendes i landbruget. Samlet set tegner landbruget sig for omkring 90 % af det samlede salg af pesticider. Standarddoseringen fastsættes af DJF (Århus Universitet) på grundlag af de effektivitetsforsøg, der ligger til grund for den effektivitetsvurdering, og som indgår i godkendelsesordningen for pesticider.

I perioden fra 2000 til 2005 steg behandlingshyppigheden beregnet som et 3-årigt løbende gennemsnit efter gammel metode fra 2,04 til 2,23. Stigningen i denne periode kunne tilskrives en forøget anvendelse af herbicider og fungicider på henholdsvis 0,12 og 0,08, mens forbruget af insekticider og vækstreguleringsmidler var henholdsvis svagt faldende og uændret. Udviklingen i forbruget af de enkelte pesticidgrupper med et stigende forbrug af herbicider og fungicider og et uændret forbrug af insekticider og vækstreguleringsmidler afspejler den generelle opfattelse i faglige kredse, at stigningen i pesticidforbruget især skal tilskrives større ukrudtsproblemer end tidligere og et forøget behov for fungicider som følge af bl.a. resistens overfor de anvendte midler.

Kvalitetskrav til miljøindikatorer

Et sæt af kvalitetskriterier er defineret for at danne baggrund for en diskussion af behandlingshyppigheden som miljøindikator, samt mulige alternativer. Idet en miljøindikator for pesticider udtrykker en forsimpning af en kompliceret virkelighed, skal den afbalancere kravet om at beskrive miljøpåvirkningen korrekt med kravet om at opsummere påvirkningerne på et tilstrækkeligt generelt niveau. Det er derfor ikke let at vurdere en miljøindicators brugbarhed, da der stilles flere og ofte modstridende krav til den. Derfor er der defineret tre grundlæggende kvalitetskrav, der vil blive brugt som strukturelementer i diskussionen. Disse er formuleret som kriterier for indikatorens: (1) *præcision* (troværdighed), (2) *transparens* (kommunikationsværdi) og (3) *aggregering* (relevans for beslutningsstøtte).

Præcision er et mål for, hvor godt indikatoren måler forskellige miljøpåvirkninger og dermed et udtryk for troværdighed. Præcisionen bør være så god som muligt uden at det nogensinde vil være muligt at opnå en fuldstændig beskrivelse af en miljøpåvirkning. Indikatorens præcision kan deles op i to forskellige komponenter: (1) *Teoretisk præcision* afspejler de væsentlige styrende mekanismer og betydende faktorer. Jo flere af de betydende sammenhænge, der er inddraget i indikatoren, og jo bedre disse er beskrevet, jo mere teoretisk præcis er den. (2) *Numerisk præcision*, der afspejler at indikatoren skal være så robust at det tilgængelige datagrundlag med rimelighed kan anvendes, uden at usikkerheden i dataværdier ødelægger en troværdig brug af indikatoren.

Transparens er et mål for, hvor klart de bagvedliggende antagelser og metoder for miljøindikatoren er formuleret og hvor klart de påvirker beregningsresultatet. En god transparens er derfor en forudsætning for en vellykket kommunikation af indikatorens budskab i forhold til beslutningstagere og i forhold til omverden i det hele taget. Transparens opdeles i to typer: (1) *Teoretisk transparens*, der afspejler klarhed af forudsætninger bag indikatoren. Klare forudsætninger betyder at præmisserne for på hvilket grundlag indikatoren kan siges at have gyldighed er klare. (2) *Numerisk transparens*, svarende til den klarhed med hvilken det teoretiske grundlag kommer til numeriske udtryk i indikatoren. Det stiller krav om en tydelig og let forståelig beskrivelse af hvordan parameterverdier indgår i den samlede beregning af indikatorværdien.

Aggregering betyder, at indikatoren skal være i stand til at opsummere påvirkningerne på et tilstrækkeligt generelt niveau, for at indikatoren kan afspejle formålet med indikatoren. En miljøindikator som er relevant som opfølgning på en beslutning skal være aggregeret på et niveau som er tilnærmelsesvis lige så højt som det niveau hvor beslutningen bliver taget. Det er også vigtigt at en indikator kan aggregerer geografisk til et tilstrækkeligt højt niveau for at beskrive tilstanden på f.eks. landsplan.

De mest betydende pesticideffekter

For at vurdere behandlingshyppigheden og andre typer af pesticidbelastningsindikatorer, er det vigtigt at opbygge en begrundet vurdering af hvilke informationer der skal benyttes, set i lyset af miljøpåvirkningens komplekse natur. Der blev derfor udført en systematisk analyse for at identificere de mest betydende effekter, som skal inddrages i en miljøindikator før denne kan siges at være tilstrækkelig præcis.

Eksposering, økotoksikologisk effektpotential og bevaringsværdighed er vigtige forhold der tilsammen defineres som bestemmende for miljøbelastningen og med det som udgangspunkt er grundlæggende faktorer defineret og evalueret for at finde de situationer, der giver den største påvirkning. Dette munder ud i en liste på 4 kritiske effektscenarier, der vurderes at have største potentiel miljøbelastning:

1. Effekter inden i marken, der ikke direkte skyldes pesticider, men som i stedet er en konsekvens af at andre organismer påvirkes. Dette indeholder primært problemer i forhold til et forringet fødegrundlag for fugle
2. En række forskellige effekter på både planter og dyr i levende hegn og natur, der ligger uden for der, hvor der sprøjtes, men hvor en sprøjtesky fra sprøjten driver forbi og afsætter pesticider som små dråber. Denne problemstilling har forstærket relevans, hvis sådanne zoner overlapper særligt bevaringsværdige områder.
3. Effekter på dyr i vandhuller, der grænser op til dyrkede marker.
4. Effekter på dyr i vandløb, der grænser op til dyrkede marker.

Disse effekt-scenarier bør som minimum indgå i en miljøindikator for pesticider, hvis denne skal have en tilstrækkelig teoretisk præcision. Samtidig er der en række andre effekt-scenarier, der måske også er af betydning, men som ikke er så tydeligt udtrykt i eksisterende viden og for dem gælder det at mere viden skal til før de også bør inddrages i en indikator.

Behandlingshyppigheden som miljøindikator

Som en konsekvens af at BH alene bygger på selve bekæmpelsen, vil den primært beskrive det første effekt-scenarium i listen ovenover. De andre tre effekt-scenarier er derimod ikke dækket ind. BH vurderes derfor ikke at være særlig teoretisk præcis som en indikator for miljøpåvirkningen. Brugen af standarddosering i stedet for mere usikre mål for økotoksicitet betyder dog at BH er mere numerisk præcis i forhold til andre indikatorer, men samlet set må det konkluderes at BH ikke er en præcis indikator for miljøpåvirkningen. Antagelserne og beregningerne bag BH er dog transparente og derfor lettere at formidle. Det er ligeledes muligt at aggregere BH på en måde så retningslinjer omkring anvendelse af pesticider, kan formuleres på en måde, der giver mening for den enkelte landmand, samtidig

med at BH kan beregnes som landsdække indeks. Derfor konkluderes det at BH kan aggregeres på en god måde.

Andre pesticidbelastningsindikatorer

Der findes mange indikatorer, der i større eller mindre grad bliver anvendt i forvaltningen i forskellige lande. Det store antal afspejler dog kun relativt få forskelle i teoretiske og beregningsmæssige principper og dermed i hvordan de relaterer til de opstillede kvalitetskriterier. Følge tre principper finder primært anvendelse:

Deterministiske indikatorer. Denne type dækker over indikatorer, som søger at beskrive årsag -virkningsmekanismer ved hjælp af matematiske modeller, der simulere teoretiske sammenhænge. Da disse sammenhænge er meget komplekse bliver indikatoren kompliceret og krævende i forhold til viden om en lang række inputparametre, hvilket betyder at den bliver numerisk upræcis. De forudsætninger som indikatoren er baseret på er svære at få et overblik over, så den teoretiske baggrund er ikke særlig transparent. Desuden vil den matematiske struktur være relativt kompliceret og den samlede transparens vil derfor være lav. Det vil være muligt let at aggregere resultatet geografisk, men aggregering af forskellige beregnede effekter vil være problematisk. Aggregeringen vil derfor være ret svag for denne indikator.

Scoringindikatorer. Et scoringssystem samler en scoring af hver udvalgt betydende faktor i en samlet scoring. Denne procedure kan, som en tilnærmelse, beskrives gennem en beslutningsrække, hvori der indgår data omkring toksicitet, anvendelse og kemiske egenskaber for stoffet. Gyldigheden af disse beslutningsregler bygger på en lang række teoretiske forudsætninger, der er nødvendige for at få aggregeret til et niveau hvor en scoring kan foretages. Derfor er den teoretiske præcision lav. Den numeriske præcision af et scoringssystem er typisk god, da sammenlægning af scores udjævner meget af den usikkerhed der kan være omkring den enkelte score værdisætning. De forudsætninger som et scoringssystem bygger på er svære at vurdere i forhold til de anvendte beslutningsregler og vægtningsfaktorer. Selve princippet med at summere scores sammen til en endelig indikatorværdi bygger desuden på en antagelse om additivitet mellem scorer. Denne uklarhed omkring teoretisk gyldighed giver en meget lav grad af transparens. Det vil derimod være let til en hver tid at opnå en ønsket aggregering.

Toksikologisk vægtede forbrugsindikator. Dette er en meget brugt type at indikator der bygger på en summering af et toksikologisk vægtet forbrug. Forbruget for hvert pesticid er divideret med en toksicitet, der typisk er defineret som en effektkoncentration overfor økotoksikologisk relevante organismer, eller en dosering. Denne type indikatorer ikke særlig teoretisk præcise da de blot vægter forbrug med potentiel toksicitet uden at tage hensyn til andre faktorer af betydning, såsom eksponering uden for marken. Den teoretiske gyldighed bag denne indikator er ikke let at gennemskue, hvorfor den ikke er særlig transparent i forhold til det teoretiske grundlag. Derimod er den meget transparent i forhold til selve beregningsmetoden, hvor baggrunden for en given værdi let kan spores til f.eks. bestemte stoffers indflydelse. Aggregeringen vil have de samme udfordringer, som der blev nævnt under den deterministiske indikator.

Forbedring af fremtidige miljøindikatorer for pesticidbelastning

BH synes kun teoretisk præcis i forhold til effekter på marken og denne problemstilling ikke er dækkende for pesticiders miljøbelastning. Andre indikatorer anvendt rundt om i verden har også store mangler i forhold til præcision, så der er ingen oplagte eksisterende alternativer til at anvende BH. I Danmark findes der datakilder, der har stor relevans som input til en miljøindikator for pesticider og som ligger op til en revurdering af principperne for en indikator, der kan imødegå problemerne med manglende præcision. Det er derfor oplagt at indføre en ny forbedret miljøindikator for danske forhold.

Forslag til ny indikator

En ny indikator er en oplagt mulighed og en sådan kan udvikles indenfor en tidsramme på et år. Rammerne for en sådan er beskrevet med specielt udgangspunkt i danske forhold, hvor der er mulighed for at få adgang til detaljerede landbrugsdata. Den nye indikator inddrager behandlingshyppigheden med de fordele den har, uden at denne dog kommer til at stå alene som eneste mål for miljøbelastningen. Indikatoren vil være meget fleksibel i forhold til at opfylde behov for aggregering i større eller mindre grad, samtidig med at den vil give et klart billede af miljøtilstandens udvikling i forhold til en målsætning.

Princippet for den ny miljøindikator er at pesticidanvendelsen ses som en række af enkelthændelser, hvor miljøet potentielt bliver påvirket i større eller mindre grad, og hvor nogle lokaliteter er mere belastet end andre. Disse lokale "hot spots" bliver brugt som målestok for en ny indikator. Princippet er, at Danmark inddeles i et stort antal lokaliteter, der hver har en størrelse på omkring 20 ha og altså beskriver lokale forhold, der næsten svarer til enkelt-marksniveau. Hver lokalitet karakteriseres af en række delindikatorer, der inddrager nøgelfaktorer for miljøbelastningen såsom f.eks. forekomst af sårbar natur, forbrug og toksicitet af pesticider. Alle lokaliteterne for referenceåret (målsætningsår) sammenlignes med alle de samme lokaliteter for det år, der ønskes beregnet. Hvis antallet af "hot spots" dette år er mindre i sammenligning med referenceåret så vil indikatoren vise en mindre miljøbelastning. Omvendt vil indikatoren selvfølgelig vise en større miljøbelastning hvis antallet af "hot spots" er større sammenlignet med referenceåret. Ved at basere indikatoren på "hot spots" undgås en vægtning eller afvejning af forskellige modstridende forhold med betydning for miljøbelastningen og derved undgås en række forudsætninger, der mindsker den teoretiske præcision i konventionelle miljøindikatorer. Det gør det muligt på den ene side at inddrage mange forskellige faktorer, hvilket giver en god teoretisk præcision og på den anden side undgå de typiske problemer for konventionelle miljøindikatorer med at sammenholde mange faktorer, i form af scorer, til en indikatorværdi.

Konklusioner

- Behandlingshyppigheden er mangelfuld som miljøbelastningsindikator.
- Der er ikke, inden for de seneste år, sket nogen forandring i forudsætningen for at bruge BH som miljøbelastningsindikator.
- Det blev fundet at behandlingshyppigheden giver et dækkende billede af de seneste års udvikling i landbrugets pesticidanvendelse.
- Udviklingen af indikatorer i andre lande har ikke på overbevisende vis fremkommet med indikatorer som er bedre end indikatoren behandlingshyppighed.
- Det er i nærværende rapport sandsynliggjort hvorledes et forslag til en alternativ indikator for miljøbelastningen kan imødegå usikkerheden ved de eksisterende indikatorer.
- Der kan udregnes indikatorværdier der med hensyn til miljøbeskyttelse svarer til reduktionsmålet i Pesticidplan 2004-2009.

1 INDLEDNING

1.1 Baggrund

Begrebet behandlingshyppigheden (BH) blev introduceret i 1986 i forbindelse med tilblivelsen af den første pesticidhandlingsplan (Anonym, 1986). Behandlingshyppighedsbegrebet blev indledningsvis beskrevet som en alternativ beregningsmetode for landbrugets pesticidforbrug (Kjølholt, 1986). Tidligere var forbruget alene opgjort som tons solgte mængder, hvilket kunne omsættes til et gennemsnitligt input pr ha målt som kg aktivstof per ha. I 1986 blev der lavet en historisk sammenstilling af forbruget målt som kg aktivstof (Nøddegaard, 1986) og behandlingshyppighed (Kjølholt, 1986).

Behandlingshyppigheden er et mål for, hvor mange gange årligt det samlede landbrugsareal kan sprøjtes med den solgte mængde bekæmpelsesmidler anvendt i de anbefalede doseringer. Baggrunden for at opgøre pesticidforbruget i både tons aktivstof og i behandlingshyppighed var, at man ved hjælp af behandlingshyppigheden fik et mål for sprøjteintensiteten og dermed fik opfanget det forbrugsfald, der alene skyldtes, at der var sket en udvikling fra at anvende aktivstoffer, der bruges i kg/ha, til fordel for aktivstoffer, der blev anvendt i g/ha. Overgangen fra brug af phenoxysyrer til ukrudtsbekæmpelse i korn, hvor der typisk blev anvendt omkring 1 kg /ha, til at anvende sulfonyleureaerbicider, hvor der bliver anbefalet nogle få gram pr. ha., er det mest markante eksempel på udviklingen hen imod lavdosismidler.

1.1.1 Pesticidhandlingsplaner.

Den første pesticidhandlingsplan fra 1986 blev igangsat på baggrund af en kraftig stigning i forbruget, som var sket i begyndelsen af 80'erne. Med henblik på at beskytte sundhed og miljø blev det vedtaget, at man skulle reducere forbruget med 50 % inden for en 10 års periode. Reduktionen skulle ske i forhold til gennemsnitsforbruget i 1981-1985 og skulle omfatte såvel mængden af solgte aktivstoffer og produkter samt sprøjteintensiteten opgjort som behandlingshyppighed (Anonym, 1986).

Forbruget blev løbende fulgt i perioden og midtvejsevalueringen af handlingsplanen i 1990 (Anonym, 1990) viste, at der var sket en stigning i behandlingshyppigheden på omkring 20 %. Ved slutevalueringen i 1997 kunne det konstateres, at man havde opnået 40 % reduktion opgjort i tons solgte mængder, mens man for behandlingshyppigheden kun havde opnået få procents reduktion i forhold til de opstillede målsætninger. Korrigerede man behandlingshyppigheden for ændringer i sædskifte, var der tale om en reduktion på 25 %

I Bichelrapporten fra 1998 var der generel tilslutning til, at behandlingshyppigheden var den bedste indikator for pesticidernes miljøpåvirkning (Bichel 1998 side 31).

I forbindelse med introduktionen af Pesticidhandlingsplan II i år 2000 blev det vedtaget at omlægge opgørelsen af behandlingshyppigheden fra at være baseret på produkt doseringer til fremover at basere sig på aktivstofdoserings. Det betød, at blandingsprodukter udløste en højere behandlingshyppighed (Anon 1999) (se afsnit 1.1.2). For at sikre, at referenceperioden stadig kunne fastholdes, er forbruget hvert år opgjort såvel efter ny som gammel metode. Målsætningen i Pesticidplan 2004 – 2009 skal ses i relation til ”gammel metode”.

Det fremgår af Pesticidplan 2004 -2009, at brugen af pesticider ikke alene rammer skadevoldere men også den øvrige flora og fauna, ligesom rester af pesticider vil kunne spredes til omgivelser og forekomme i fødevarer. Indsatsen skal derfor bygge på såvel en effektiv godkendelsesordning som en minimering af forbruget af pesticider til et niveau, der er foreneligt med en rentabel dyrkning. En sådan indsats skal bl.a. bidrage til fortsat at sikre rent grundvand og rene fødevarer.

Sigtet med såvel de tidligere som den løbende pesticidplan har været at reducere pesticidforbruget mest muligt, og behandlingshyppigheden har i denne sammenhæng været den centrale indikator. Samtlige pesticidplaner har bygget på antagelsen om, at det var muligt at nå de opstillede mål ved at man i jordbruget implementerede den eksisterende viden. Målsætningen om en behandlingshyppighed på 1,7 ved udgangen af 2009 bygger således på det daværende vidensniveau om de landbrugs mæssige

muligheder for at nedsætte anvendelsen af pesticider samt Bichel-udvalgets driftsøkonomiske analyser. Fødevarerøkonomisk Instituts opdatering af analyserne fra 2003 viste, at en behandlingshyppighed på 1,7 stadig var det driftsøkonomisk optimale. Nærværende analyse vurderer ikke, hvorvidt 1,7 fortsat er det driftsmæssigt optimale, eller om forudsætningerne eventuelt har ændret sig siden.

Regeringsgrundlaget og ”Danmarks Nationale Strategi for Bæredygtig Udvikling: Fælles Fremtid – udvikling i balance” slår desuden fast, at anvendelsen af pesticider skal minimeres i størst muligt omfang. Det fremgår videre af strategien for Bæredygtig Udvikling, at det langsigtede mål er udvikling af dyrkningsstrategier, der nedsætter landbrugets afhængighed af pesticider, så anvendelsen i videst muligt omfang minimeres.

1.1.2 Beregning af behandlingshyppigheden

Behandlingshyppigheden indgår sammen med en opgørelse af mængden aktivstoffer solgt til landbruget og det samlede salg af alle typer pesticider i Bekæmpelsesmiddelstatistikken fra Miljøstyrelsen, der offentliggøres en gang årligt.

Behandlingshyppigheden opgøres på grundlag af registreringsindehavernes lovpligtige indberetning til Miljøstyrelsen af det årlige salg af lovligt importerede samt dansk producerede og solgte pesticider. Salgsstatistikken dækker det samlede salg af pesticider i Danmark. Registreringsindehaverne indberetter såvel salg af hvert enkelt produkt samt oplysninger om hvilken mængde aktivstoffer, der er solgt.

I opgørelsen af behandlingshyppighed indgår kun den andel af de solgte mængder, som anvendes i landbruget. I de tilfælde, hvor produkter ikke udelukkende kan anvendes i landbrugsafgrøder men f.eks. også i frugtavl eller i skovbruget, foretages der et ekspertskøn over, hvilken andel landbruget tegner sig for. Samlet set tegner landbruget sig for omkring 90 % af det samlede salg af pesticider.

Standarddoseringen fastsættes af DJF (Århus Universitet) på grundlag af de effektivitetsforsøg, der ligger til grund for den effektivitetsvurdering, og som indgår i godkendelsesordningen for pesticider. Tidligere blev standarddoseringerne ændret, hvis en revurdering af midlerne resulterede i en ændring i de godkendte doseringer. For midler med en stor anvendelse vil sådanne ændringer influere på behandlingshyppigheden og dermed vanskeliggøre sammenligninger imellem årene. Fra og med år 2000 er der ikke ændret i standarddoseringerne på trods af, at der for et antal midler er sket en reduktion i de godkendte doseringer.

Sædskiftesammensætningen har stor betydning for den samlede behandlingshyppighed, da nogle afgrøder sprøjtes mere end andre. I forbindelse med vedtagelsen af den første pesticidbehandlingsplan blev det præciseret, at der ved opgørelsen af behandlingshyppigheden skulle tages højde for dyrkning af grønne marker jvf. kravet om vintergrønne marker. Det skete ved, at der i forbindelse med de årlige statusrapporter blev foretaget en vurdering af, hvilken indflydelse eventuelle ændringer i afgrødesammensætningen havde haft på udviklingen i behandlingshyppigheden. Med vedtagelsen af Pesticidbehandlingsplan II blev denne praksis opgivet, da belastningen af miljøet afhænger af den reelle behandlingshyppighed. Fra 1998, hvor økologisk dyrkede arealer blev opgjort separat i landbrugsstatistikken, er disse trukket ud af arealgrundlaget for opgørelse af behandlingshyppigheden, da økologiske arealer ikke behandles med pesticider. Dette sidste forhold har med det nuværende økologiske areal (ca. 140.000 ha) påvirket BH i opadgående retning med mellem 0,1-0,15.

Behandlingshyppigheden opgøres pr. kalenderår, mens vækstsæsonen går på tværs af kalenderåret. Lageropbygning hos forhandlerne på grund af restriktioner i godkendelseskriterierne eller hos forhandlere eller landmænd som følge af mindre forbrug end forventet kan påvirke behandlingshyppighedens størrelse i de enkelte år. I forbindelse med Pesticidplan 2004-2009 blev det besluttet, at behandlingshyppigheden også skulle opgøres som løbende gennemsnit over 3 år dels for at udligne svingninger som følge af lageropbygning og klimatiske forhold, som i enkelte år kan fremme forekomsten af specifikke skadegørere.

1.1.3 Beregningsmetoder

Der eksisterer to beregningsmetoder for behandlingshyppighed. Den oprindelige metode tager udgangspunkt i forbruget opgjort på produktniveau ("gammel beregningsmetode"), mens den anden metode, som blev introduceret med den anden pesticidhandlingsplan tager udgangspunkt i salget på aktivstofniveau ("ny beregningsmetode"). En af ulemperne ved den "gamle metode", og den væsentligste årsag til introduktionen af den nye beregningsmetode, er, at anvendelsen af identiske mængder aktivstoffer kan resultere i forskellig behandlingshyppighed alt efter hvilke produkter, der anvendes. Endvidere udløste produkter indeholdende flere aktivstoffer ofte den samme behandlingshyppighed som produkter, der kun indeholdt et aktivstof, fordi udgangspunktet for fastsættelse af standarddoseringerne var de anbefalede doseringer af produkterne. Behandlingshyppigheden jævnfør den ny metode er altid højere end med den gamle metode. Med henblik på at fastholde beregningsgrundlaget i relation til den gamle referenceperiode fra 1981- 1985 opgøres forbruget hvert år med såvel gammel som ny metode.

På grund af den nye beregningsmetodes åbenbare fordele i relation til at bruge behandlingshyppigheden til at opgøre forbrug og beskrive miljøeffekter, vil kun denne metode blive omtalt i dette afsnit.

1.1.3.1 Principper for den nye beregningsmetode

For hvert aktivstof, som markedsføres i Danmark, er der fastsat en standarddosering for hver af de 10 afgrødekategorier, som anvendes i forbindelse med opgørelsen af behandlingshyppighed. Hvis aktivstoffet markedsføres som et selvstændigt pesticid, er standarddoseringen som regel identisk med den maksimalt godkendte dosering. Det er også tilfældet, selv om der på etiketten anbefales forskellige doseringer på forskellige tidspunkter. Der er dog også en række undtagelser fra denne regel i de situationer, hvor den primære anvendelse i afgrøden vurderes at være rettet mod en skadegører, hvor den anbefalede dosering er lavere end den maksimalt godkendte dosering. Eksempler på dette er fluazifop-P-butyl (og andre selektive græsherbicider), hvor doseringen i de enkelte afgrøder afhænger af, om den vigtigste anvendelse er imod alm. kvik eller enårigt græsukrudt, samt pyrethroiderne, hvor standarddoseringen afhænger af, hvilken skadegører, der er det primære mål for anvendelsen.

I de tilfælde, hvor aktivstoffet kun markedsføres i blanding med andre aktivstoffer (f.eks. mesotrion og dimethomorph), eller hvor det kun anvendes i blanding med produkter indeholdende andre aktivstoffer (f.eks. ethofumesat) fastsættes standarddoseringen med udgangspunkt i 1) anbefalede doseringer i andre lande, hvor aktivstoffet eventuelt markedsføres alene, 2) en vurdering af aktivstoffets effektprofil fra forsøg hvor aktivstoffet er afprøvet alene samt 3) en vurdering af den samlede effekt af den løsning, som aktivstoffet er en del af. Sidstnævnte vurdering inddrages for at sikre, at produkter indeholdende flere aktivstoffer udløser en samlet behandlingshyppighed, som modsvarer behandlingshyppigheden af sammenlignelige produkter.

I forbindelse med den årlige opgørelse af behandlingshyppigheden foretages der en vurdering af fordelingen af de enkelte aktivstoffer på afgrødekategorier. I de tilfælde, hvor et produkt kan anvendes i mere end én afgrøde, foretages et ekspertskøn over fordelingen imellem afgrøderne. Til støtte for dette ekspertskøn indgår forskellige brugerundersøgelser, herunder data fra de agrokemiske firmaer og projektet "Indeksregning på bedriftsniveau" ved Landscentret for Planteavl. Der indgår 10 afgrødekategorier i opgørelsen (vintersæd, vårsæd, raps, andre frø, kartofler, roer, ærter, majs, grøntsager samt græs og kløver). På baggrund af den fastsatte standarddosis beregnes herefter hvor stort et areal, der kan behandles med den solgte mængde produkt/aktivstof.

Med salgstallene for de enkelte aktivstoffer, en skønnet vurdering af fordelingen af de enkelte aktivstoffer på afgrødekategorier samt de fastsatte standarddoseringer er det en forholdsvis enkel regneteknisk opgave at beregne behandlingshyppigheden.

1.1.4 Pesticidforbrug på bedrifts- og afgrødeniveau

For at omsætte det overordnede mål i Pesticidhandlingsplan II, som er gennemsnitstal, til noget den enkelte landmand kan forholde sig til, blev der udarbejdet såkaldte måltal for alle landbrugsafgrøder.

Måltallene afspejler det økonomisk optimale anvendelse af pesticiderne på afgrødeniveau. Måltallene er udspecificeret som måltal for herbicider, fungicider, insekticider og vækstreguleringsmidler i hver afgrøde.

Hvis måltallet opfyldes på alle bedrifter, vil den samlede behandlingshyppighed på landsplan være 1,7, såfremt afgrødefordelingen er som i år 2000. Nogle afgrøder, som f.eks. kartofler sprøjtes væsentligt mere end gennemsnittet, hvilket afspejles i måltallet. Måltallet for spisekartofler er 7,1, mens måltallet for f.eks. vårbyg, der sprøjtes mindre end gennemsnittet, er 1,3

1.1.4.1 Behandlingsindeks

Behandlingsindeks er et udtryk for opgørelse af pesticidforbruget/behandlingshyppigheden målt i antal standarddoseringer i de enkelte afgrøder og på bedrifter som helhed. Sammenlignes behandlingsindeks med måltal giver det et billede af, hvordan bedrifternes anvendelse af pesticider ligger i forhold til målet i pesticidplanen. En af fordelene ved behandlingsindekset er, at det afspejler det faktiske forbrug og ikke influeres af lagerforskydninger.

Måltal og behandlingsindeks er centrale parametre i den fokuserede rådgivningsindsats på bedriftsniveau under Pesticidplan 2004- 2009.

1.1.5 Behandlingshyppigheden som forbrugsindikator i perioden 2004-2007

I perioden fra 2000 til 2005 steg behandlingshyppigheden beregnet som et 3-årigt løbende gennemsnit efter gammel metode fra 2,04 til 2,23. Stigningen i denne periode kunne tilskrives en forøget anvendelse af herbicider og fungicider på henholdsvis 0,12 og 0,08, mens forbruget af insekticider og vækstreguleringsmidler var henholdsvis svagt faldende og uændret.

Stigningen i forbruget af herbicider er blevet tilskrevet stigende problemer med græsukrudt og specielle tokimbladede ukrudtsarter som agerstedmoder og burrenerre, som følge af mange års intensiv vintersædsdyrkning og en øget udbredelse af pløjefri dyrkning. En sammenligning af forbruget i perioden 2000 til 2005 af de herbicider, som anbefales til bekæmpelse af græsukrudt og ovennævnte tokimbladede ukrudtsarter viser, at salget er mere end fordoblet i perioden, og der er således god overensstemmelse imellem den generelle opfattelse af stigende problemer med specifikke ukrudtsarter og stigningen i herbicidforbruget.

Stigningen i fungicidforbruget, som er kommet efter en periode med et forholdsvis konstant forbrug kan bl.a. tilskrives den hurtige og kraftige udvikling af resistens overfor den nye gruppe af strobilurin-fungicider. På trods af svigtende effekt af denne gruppe fungicider overfor en række svampesygdomme, anvendes disse stadig i blanding med andre fungicider, dels som led i en antiresistensstrategi og dels på grund af den ”forgrønnende” effekt, disse midler er kendt for. Pløjefri dyrkning er en anden årsag til det stigende fungicidforbrug, idet risikoen for visse kornsygdomme fremmes af pløjefri dyrkning. Endelig er der observeret et stigende fungicidforbrug i kartofler, hvilket kan tilskrives, at der i de seneste år er konstateret jordsmitte af kartoffelskimmel. Det betyder, at angrebene begynder tidligere, end for få år siden, hvor jordsmitte ikke var konstateret i Danmark. For fungiciderne er der således også god overensstemmelse imellem forbrugsstigningen, og den ændring i anvendelsesmønstret, der er konstateret i praksis.

Insekticidforbruget har været stort set konstant opgjort som 3-årige løbende gennemsnit, men der har været en vis variation fra år til år. Umiddelbart er der ikke tydelig sammenhæng imellem forbrug i de enkelte år og forekomsten af skadedyr, hvilket kan skyldes lageropbygning i år med svage skadedyrsangreb, eller at insekticider i en vis udstrækning anvendes med baggrund i erfaringerne fra året før.

Forbruget af vækstreguleringsmidler har været stigende i frøgræs og faldende i vinterhvede, men samlet set uændret. Stigningen i frøgræs er forårsaget af en række nye forsøgsresultater, som har vist, at der kan opnås markante merudbytter ved korrekt anvendelse af vækstreguleringsmidler. Omvendt afspejler faldet i vinterhvede, at rentabiliteten ved at anvende vækstreguleringsmidler i vintersæd har

været faldende som følge af de gældende kvælstofnormer og sortsudbud, som altovervejende udgøres af kortstråede sorter.

Sammenfattende kan det konkluderes, at udviklingen i forbruget af de forskellige pesticidgrupper i de seneste 5 år, afspejler de ændringer i forekomsten af skadegørere, som der er i faglige kredse er enighed om er sket.

1.1.6 Kommissorium for denne udredning.

Behandlingshyppighed som indikator for miljøbelastningen ønskes belyst, herunder hvorvidt den giver et dækkende billede af de seneste års udvikling i landbrugets pesticidanvendelse.

Behandlingshyppigheden er en opgørelse af, hvor mange gange det konventionelt dyrkede areal i gennemsnit kan behandles med den solgte mængde bekæmpelsesmidler anvendt i standarddosis. Behandlingshyppigheden beregnes for Miljøstyrelsen af en konsulent med faglig bistand fra Danmarks JordbrugsForskning på basis af salget af bekæmpelsesmidler og på basis af opgørelse af det dyrkede areals areal samt en vurdering af arealets fordeling på visse afgrødetyper.

Der skal gennemføres en udredning om mulige indikatorer for pesticidanvendelsens miljøbelastning, og hvad de pågældende indikatorer vil være udtryk for, herunder behandlingshyppigheden som miljøindikator, og om forudsætningerne er ændret i forhold til tidligere.

Udredningsarbejdet kræver kompetencer indenfor miljø, jordbrug, jordbrugsøkonomi samt godkendelse af pesticider. Udredningen gennemføres som et teknisk/fagligt arbejde af en projektgruppe med deltagelse af Danmarks Miljøundersøgelser og Danmarks JordbrugsForskning. Fødevareøkonomisk Institut, Miljøstyrelsen, Danmarks Statistik og evt. andre inddrages med faglig bistand efter behov.

For at sikre rammerne for arbejdet og projektets gennemførelse nedsættes en styregruppe med deltagelse af Miljøministeriet, Fødevareministeriet og Finansministeriet.

Udredningsarbejdet skal bl.a. omfatte:

En gennemgang og beskrivelse af indikatoren behandlingshyppighed – herunder af de forudsætninger, der følger med valget af denne indikator, og om forudsætningerne er ændret i forhold til tidligere.

En gennemgang og beskrivelse af andre mulige indikatorer for miljøbelastningen ved pesticidanvendelse – herunder af de forudsætninger, der følger med valget af sådanne indikatorer.

Ved et evt. nyt forslag til indikator skal dette være ledsaget af et nyt sæt af indikatorværdier, der med hensyn til miljøbeskyttelse svarer til målet for 2009, der er sat i pesticidplanen.

På spørgsmål fra projektgruppen om hvilke forudsætninger, der konkret menes, var styregruppens svar: "I styregruppen er der enighed om, at der i kommissoriet menes forudsætninger for at bruge behandlingshyppighed som målestok for miljøbelastningen. Dvs. at udvalgsarbejdet skal dreje sig om indikatoren 'behandlingshyppighed' som målestok og dermed om de forudsætninger, der er for at beregne behandlingshyppighed – og om, hvorvidt der er sket ændringer i disse forudsætninger de seneste år (2004-7)"

Projektgruppen udarbejder en rapport til miljøministeren og fødevareministeren. Rapporten forelægges for Økonomiudvalget i maj 2007.

1.2 Opsummering

- Pesticidhandlingsplaner i Danmark har siden 1986 haft som overordnet målsætning at reducere sprøjteintensiteten udregnet som behandlingshyppigheden. De seneste to planer har bygget på Bichel-udvalgets analyser og konklusioner
- Behandlingshyppigheden er en god parameter til bestemmelse af landbrugets sprøjteintensitet, herunder bestemmelse af sprøjteintensiteten i forskellige afgrøder.
- Vejledende måltal for Behandlingsindeks i den enkelte afgrøde er brugt som landmandens pejlemærke for opnåelse af målsætningen i Pesticidhandlingsplan II.
- Udviklingen i forbruget af de forskellige pesticidgrupper i de seneste 5 år, afspejler de ændringer i forekomsten af skadegørere, som der er i faglige kredse er enighed om er sket.

1.3 Rapportens indhold

Det følgende afsnit 2 vil karakterisere miljøindikatorer generelt. Efterfølgende identificeres pesticiders mest betydende miljøeffekter med henblik på systematisk at evaluere BH og andre indikatorer samt til at opstille rammer for en ny pesticidbelastningsindikator. Afsnit 3 gennemgår BH som indikator for miljøbelastning. Endelig evalueres BH's evne til at beskrive de vigtigste effekter uden at inddrage ubetydende effekter eller effekter, hvis omfang og forekomst er usikker. I afsnit 4 vurderes andre typer af indikatorer for pesticideffekter. Til slut redegør rapporten for mulige rammer for en ny pesticidbelastningsindikator.

I denne udredning er miljøbelastningen defineret som de forandringer der er foranlediget af at miljøet eksponeres for et eller flere pesticider. Standarddoseeringen anvendes som vægtningsfaktor i beregning af behandlingshyppigheden, hvor stoffer med lille dosering vægtes højere end stoffer med stor dosering og der er ikke nogen veletableret sammenhæng mellem standarddosen og tendensen til at blive transporteret ned til grundvandet. Beskyttelsen af grundvandet bygger ikke på toksikologisk fastsatte grænseværdier, men alene på maksimalt tilladeligt koncentrationsniveau, der er ens for alle stoffer. Der er derfor ikke belæg for at forudsætte at den vægtning af forbruget som behandlingshyppigheden repræsenterer har nogen relation til forskelle i graden af grundvandsforurening for forskellige stoffer. Brusch (2004) har endvidere konkluderet at ved fortsat revurdering af pesticider, der i dag er godkendt og ved brug af varslingsystemet vil hovedparten af de anvendte pesticider formentlig ikke give anledning til grundvandsforurening i fremtiden. Grundvandsbelastningen er derfor ikke inddraget yderligere i denne udredning.

På grund af tidsrammen for udredningsarbejdet har projektgruppen og styregruppen fundet, at det ikke var muligt og hensigtsmæssigt at lave en nærmere analyse af, hvordan svagheder i behandlingshyppighed som miljøindikator konkret er kommet til udtryk i beregningerne de seneste år.

2 VURDERINGSGRUNDLAG FOR PESTICID-MILJØINDIKATORER

Formålet med miljøindikatorer er at afspejle ændringer i påvirkning af miljøet, det være sig påvirkning af arter, artsgrupper, habitater eller økosystemer (relative indikatorer) eller et specifikt økosystemets tilstand (absolut eller relativ indikator). Som oftest vil det ikke være muligt at beskrive tilstanden af komplicerede systemer med en enkelt parameter, og da økosystemer ofte er meget komplicerede er de fleste miljøindikatorer relative. Det betyder, at man ikke alene ud fra indikatoren kan beskrive økosystemets tilstand; derimod antager man, at en positiv eller negativ ændring af miljøpåvirkningen vil kunne måles som en ændring i miljøindikatoren. En god relativ miljøindikator vil således gøre det muligt at følge en given miljøpåvirkning over tid samt at opstille troværdige politiske mål for den tilfaldte miljøpåvirkning. I alle kendte relevante miljøindikatorer for pesticider indgår et mål for eksponering for det aktive stof, som der sprøjtes med, og giftigheden af stoffet.

En relevant relativ miljøindikator for pesticider må som minimum besidde følgende to egenskaber:

- Den er nem at beregne med eksisterende data i forhold til at beskrive ændret påvirkning af arter, artsgrupper, habitater eller økosystemer.
- Indikatoren er korreleret med de bedst dokumenterede miljømæssige påvirkninger af pesticiderne.

Der findes række måder at kategorisere miljøindikatorer på. F.eks. blev forskellen mellem de 5 indikatorer, der indgik i OECD's arbejde vedrørende "Pesticide Terrestrial Risk Indicators" (Anonym, 2005) inddelt i:

- Forskellig rumlig opløsning.
- Eventuel hensyntagen til pesticidets bevægelse i miljøet samt nedbrydning.
- De arter eller artsgrupper, hvis følsomhed overfor pesticidet indgår i indikator.
- Aggregeringsniveau af forskellige miljøeffekter.

I denne udredning ønskes en systematisk udvælgelse af de principper som en miljøindikator bør følge. Derfor vælges egentlige kvalitetskriterier for indikatoren i stedet for en simpel opdeling i typer som eksemplet med de terrestriske indikatorer ovenover.

2.1 Kvalitetskriterier for en god indikator

Idet en miljøindikator er en forsimpning af en kompliceret virkelighed, skal den afbalancere kravet om at beskrive miljøpåvirkningen korrekt med kravet om at opsummere påvirkningerne på et tilstrækkeligt generelt niveau, til at afspejle formålet med indikatoren. Det er derfor ikke simpelt at vurdere en indikators brugbarhed, da flere modstridende krav er i spil. Hvis en sådan vurdering ikke bygger på klare præmisser i form af klare krav til indikatoren vil det let ende med en suboptimal og plumret konklusion. For at imødegå denne situation er der defineret tre grundlæggende kvalitetskrav, der bør stilles til en indikator. Disse er formuleret som kriterier, der afspejler indikatorens: (1) præcision (troværdighed), (2) transparens (kommunikationsværdi) og (3) aggregering (relevans for beslutningsstøtte). De er beskrevet i det følgende.

Præcision er et mål for, hvor godt indikatoren måler forskellige miljøpåvirkninger og dermed et udtryk for troværdighed. Præcisionen vil aldrig blive eksakt, men altid være relativ forstået på den måde at præcisionen bør være så god som muligt uden at det nogensinde vil være muligt at opnå en fuldstændig beskrivelse af miljøpåvirkningerne. En god præcision skal afspejle hvad der kan betegnes "god praksis" i forhold til hvad der er muligt. Denne gode praksis vil for en indikator betyde at den bygger på de bedst mulige principper, der bedst muligt udnytter det vidensniveau, som aktuelt er til stede. Indikatorens præcision kan igen deles op i to forskellige komponenter:

Teoretisk præcision afspejler om indikatoren inddrager de væsentlige mekanismer, der er styrende for en potentiel miljøbelastning. For en indikator for pesticidbelastning vil dette blandt andet kunne inkludere økologiske forhold, udbringning og eksponeringsniveauer også udenfor selve marken. Jo flere af

de betydende sammenhænge, der er inddraget i indikatoren, og jo bedre disse er beskrevet, jo mere teoretisk præcis er den.

Numerisk præcision er nødvendig for at en indikator kan være præcis. Det betyder at indikatoren skal være så robust at det tilgængelige datagrundlag med rimelighed kan anvendes, uden at usikkerheden i dataværdier ødelægger en troværdig brug af indikatoren.

Den teoretiske og numeriske præcision er komplementært forbundne. En øget teoretisk præcision vil øge antallet af sammenhænge, der skal inddrages, hvilket stiller større krav til en parameterisering. Dette vil mindske den numeriske præcision da sårbarheden overfor numerisk usikkerhed, generelt vil være større pga. øget og mere kompleks brug af flere parametre. Derfor kan et ønsket om en større teoretisk præcision betyde at den numeriske præcision bliver så forringet at den samlede præcision ødelægges. Det betyder at en indikators brugbarhed risikerer at blive ødelagt i bestræbelserne på at gøre den mere teoretisk gyldig, da det medfører et øget behov for nye parametre til beregningerne. Det er derfor vigtigt at en indikator kun inddrager de mest sikre betydende faktorer i den teoretiske beskrivelse og ikke, for en sikkerheds skyld, udvides til teoretiske områder af mere usikker relevans og/eller manglende pålidelige data for parameterisering. Det vil være en forkert brug af forsigtighedsprincippet, da en forringet præcision øger risikoen for at en forøget miljøpåvirkning ikke afspejles i indikatorværdien.

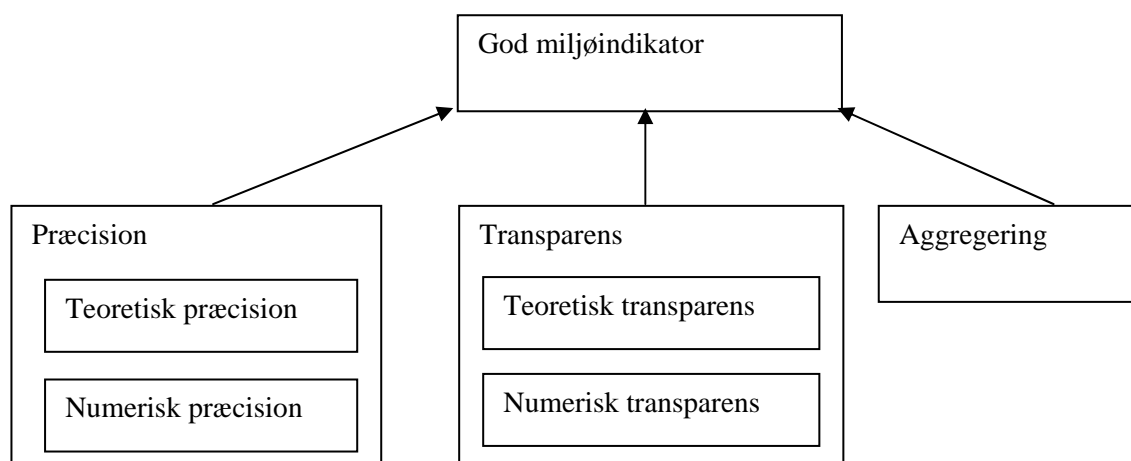
Transparens er et mål for, hvor klart de bagvedliggende antagelser og metoder for miljøindikatoren er formuleret og hvor klart de påvirker beregningsresultatet. En god transparens er derfor en forudsætning for en vellykket kommunikation af indikatorens budskab i forhold til beslutningstagere og i forhold til omverden i det hele taget. Transparens opdeles i forhold til den teoretiske baggrund og den matematiske struktur:

Teoretisk transparens, der afspejler klarhed af forudsætninger bag indikatoren. Klare forudsætninger betyder at præmisserne for på hvilket grundlag indikatoren kan siges at have gyldighed er klare.

Numerisk transparens, afspejler den klarhed med hvilken det teoretiske grundlag kommer til numeriske udtryk i indikatoren. Det stiller krav om en tydelig og let forståelig beskrivelse af hvordan parameterværdier indgår i den samlede beregning af indikatorværdien.

Selvom en god indikator både er teoretisk og numerisk transparent så synes den teoretiske transparens mere vigtig end den numeriske. Argumentet er at en teoretisk transparens er en kritisk forudsætning for en korrekt tolkning af indikatoren og dermed en nødvendighed for at bruge indikatoren. Derimod kan en indikator, som ikke er særlig numerisk transparent stadigvæk anvendes hvis beregningerne bag den er klart verificerede i forhold til egentlige regnefejl så længe den teoretiske transparens er god.

Aggregering betyder, at indikatoren skal være i stand til at opsummere påvirkningerne på et tilstrækkeligt generelt niveau, for at indikatoren kan afspejle formålet med indikatoren. Ofte vil beslutninger vedrørende miljøet blive taget på et højt aggregeret niveau i sammenligning med de komplekse systemer som indikatoren skal opsummere. En miljøindikator som er relevant som opfølgning på en beslutning skal derfor være aggregeret på et niveau som er tilnærmelsesvis lige så højt som det niveau hvor beslutningen bliver taget. For eksempel er mange pesticidindikatorer ikke aggregeret over artsgrupper (Anonym, 2005), og indikatoren er derfor en kompliceret tabel af effekter på forskellige artsgrupper, som er vanskelig at bruge i en beslutningsproces. Det er også vigtigt at en indikator kan aggregerer geografisk til et tilstrækkeligt højt niveau for at beskrive tilstanden på f.eks. landsplan. Følgende figur præsenterer de gennemgåede kvalitetskriterier:



De tre kvalitetskriterier er ikke uafhængige så der vil altid opstå en afvejning mellem dem. F.eks. kan kravet om et vist aggregeringsniveau betyde at præcisionen ikke bliver maksimal, da indikatoren skal samle oplysninger omkring mange forskellige forhold til et enkelt eller nogle få tal.

2.2 Datagrundlaget for indikatorer

Der er stor forskel på hvilke data der er til rådighed i forskellige lande. Danmark er i denne sammenhæng unik ved, udover de data der er nødvendige for godkendelse i EU også at have en stor mængde data om dyrkningspraksis. I det følgende omtales kort de data der potentielt kan udnyttes i pesticid-belastningsindikatorer for Danmark. Herefter præsenteres nogle af de usikkerheder der er forbundet med de økotoksikologiske data.

2.2.1 Det Generelle Landbrugsregister (GLR)

I det Generelle Landbrugsregister er der opgivet detaljerede oplysninger om driftform, og afgrødefordeling for 200,000 markblokke, der i gennemsnit typisk er 20 ha store og som typisk indeholder 1-5 marker med forskellig afgrøde. Dette register bliver brugt i EU's støtteordning til landbruget og opdateres derfor hvert år. En markblok er defineret som "en geografisk sammenhængende enhed bestående af marker med permanente ydre grænser i form af veje, jernbaner, vandløb, levende og faste hegn etc." Hver markblok er beskrevet ved en polygon i GIS.

2.2.2 Areal Informations Systemet (AIS)

Der findes også eksisterende GIS data, der indeholder data for landskabselementer såsom vandløb, hegn, vandhuller og afstand til bevaringsværdig natur. Her kan primært udnyttes GIS data fra AIS projektet (http://www2.dmu.dk/1_viden/2_miljoe-tilstand/3_samfund/ais/rapporter/ais_rapport.pdf), fra topografiske kort, samt fælles forvaltningsdata fra Danmarks Miljøportal. Her er en række økologisk relevante temaer kortlagt. Desuden er nye undersøgelser af hegn tilgængelig internt i DMU på nuværende tidspunkt, hvor den økologiske struktur i hegn er undersøgt for 62 markblokke, hvilket kan give et generelt indtryk af hyppigheden for karakteristiske hegnstyper forskellige steder i landet.

2.2.3 Forbrugsdata

Registreringsindehavernes indberetter det årlige salg af pesticider til Miljøstyrelsen. Salgsstatistikken dækker det samlede salg af pesticider i Danmark. Registreringsindehaverne indberetter såvel salg af hvert enkelt produkt samt oplysninger om hvilken mængde aktivstoffer, der er solgt. Disse data findes ikke opdelt på regions- eller bedriftstype niveau.

2.2.4 Sprøjtejournaler og bedriftsinformationer

Det er lovpligtigt for den enkelte landmand at føre sprøjtejournaler. Der er dog ikke indberetningspligt for disse data.

Projektet pesticidforbrug på bedriftsniveau som Landcentret er ansvarlig for inkluderer bl.a. at der hvert år pesticidforbruget opgøres på et betydeligt antal bedrifter (>500) (Anon. 2007; Jensen 200x). Tal fra disse opgørelser vil muligvis kunne indgå som retningsgivende for sprøjtemønstret på forskellige bedriftstyper.

2.2.5 Godkendelsesmateriale

I det godkendelsesmateriale der fremsendes ved godkendelse af nye pesticider og til revurdering af gamle findes der en række oplysninger om pesticidernes egenskaber. Det drejer sig om fysisk-kemiske egenskaber, målinger der indikere noget om stoffernes forekomst i miljøet (mobilitet, udvaskelighed, henfaldstid). Godkendelsesmateriale indeholder som minimum også en række økotoxikologiske data fra test på: 1-2 arter af fugle; to arter af fisk; en akvatiske snegl og krebsdyret dafnie, algevækst, effekter på den sedimentlevende myggelarver (*Chironimus*), ifald teststoffet er et herbicid er der også test med akvatiske planter. Endelig indgår der test for effekter på bier og andre leddyr (parasitoid mide, rovlevende midler og hertil 2 arter mere der er relevant for brugen af sprøjtemidlet); regnormtest, test med ikke-målmikroorganismer og eventuelt andre ikke-målorganismer hvor det forventes at de vil være udsat for en risiko. Vurderingerne i godkendelsesmateriale af f.eks. afstandskrav er også nyttige som datagrundlag i en miljøindikator.

2.2.6 Usikkerhed ved brug af de økotoxikologiske data og forbrugsdata

I et økosystem, der eksponeres for sprøjtemidler, findes der et stort antal arter der potentielt kan påvirkes. Hvorvidt et økosystem påvirkes, er bestemt af omfanget af eksponering og den giftighed, stoffet har overfor de enkelte organismer. Grundlæggende ville det være mest troværdigt at undersøge miljøeffekter i økosystemerne ved hjælp af store feltforsøg der dokumenterer eventuelle effekter under relevante betingelser. Det er imidlertid meget dyrt, og i mange tilfælde vil det også være svært at adskille påvirkninger af sprøjtemidler fra andre påvirkningsfaktorer. Det betyder, at hovedparten af de data der er til rådighed for risikovurderinger og ved beregninger af indikatorer for effekt består af resultater fra laboratorieforsøg gennemført i stærkt forenklede miljøer. Indikatorerne skal som oftest samle op på påvirkninger på et helt økosystem/geografisk region eller som for BH for hele landet. Det betyder, at en indikatorværdi vil være sammensat af data fra en række forsøg med varierende sikkerhed i bestemmelsen. Endelig er indikatorværdien baseret på nogle få arter i forhold til antallet af organismer der potentielt eksponeres i et økosystem bestående af mange flere arter. Med andre ord så er miljøbelastningen som følge af pesticidforbruget bestemt af mange forskellige organismers reaktion på eksponering med mange forskellige pesticider med hvert sit virkningsspektrum.

Der er som omtalt tidligere også en usikkerhed ved opgørelsesmetoden for pesticidforbruget. Behandlingshyppigheden opgøres pr. kalenderår, mens vækstsæsonen går på tværs af kalenderåret. Lageropbygning hos forhandlerne på grund af restriktioner i godkendelseskriterierne eller hos forhandlere eller landmænd som følge af mindre forbrug end forventet kan påvirke behandlingshyppighedens størrelse i de enkelte år. I forbindelse med Pesticidplan 2004-2009 blev det besluttet, at behandlingshyppigheden også skulle opgøres som løbende gennemsnit over 3 år dels for at udligne svingninger som følge af lageropbygning samt effekten af klimatiske forhold, som i enkelte år kan fremme forekomsten af specifikke skadegørere.

2.3 Pesticiders miljøeffekter

For at vurdere behandlingshyppigheden og andre typer af pesticidbelastningsindikatorer, er det vigtigt at opbygge en begrundet vurdering af hvilke informationer der skal benyttes, set i lyset af miljøpåvirkningens komplekse natur. Der er derfor udført en systematisk analyse (Bilag A) for at identificere de mest betydende effekter, som skal inddrages i en miljøindikator før denne kan siges at være tilstrækkelig præcis.

Dette afsnit er et forsøg på at komme frem til de mest oplagte forhold som en dansk indikator skal indtage ud fra det nuværende vidgrundlag. For bedst muligt at sikre en videnbaseret regulering bør en sådan vurdering blive foretaget med regelmæssige mellemrum for dels at udstikke justeringer/ændringer i indikatoren og dels for at prioritere tiltag, der tester kritiske hypoteser omkring pesticidernes mulige påvirkninger af miljøet. Det er i denne sammenhæng at nedenstående diskussion skal ses.

Begrebet betydning er af relativ natur, og det er meningsløst at diskutere om noget har betydning så længe betydning ikke er defineret. Der findes to måder hvorved en faktor kan have betydning: (1) Hvis en faktor har indflydelse over en fastlagt bagatelgrænse; (2) Hvis en faktor har større indflydelse end andre faktorer og dermed kan tilskrives en dominerende betydning i forhold til dem kan det siges at have betydning. I det følgende vil der ikke blive taget stilling til om en miljøpåvirkning pesticider har generel betydning i forhold til f.eks. andre miljøfaktorer så som eksempelvis kvælstofbelastning. Miljøpåvirkningerne vil heller ikke blive vurderet i forhold til en eller anden højst tolerabel skadevirkning. Det er derfor den anden definition af begrebet betydning som vil danne rammen for den efterfølgende vurdering af pesticideffekter på miljøet. Med ”høj betydning” menes altså ikke at effekten er af stor betydning for miljøet, men at den vurderes betydelig i forhold til andre effekter af pesticider. Med udgangspunkt i denne definition af begrebet betydning, gennemgås de enkelte scenarier i Bilag A med henblik på at vurdere hvor betydningsfulde de mulige pesticideffekter er.

Jævnfør beskrivelsen af præcision ovenfor, er det ikke muligt direkte at indføre forsigtighedsprincippet i en indikator. Behandlingen af manglende viden ligger derfor udenfor indikatoren og som en understøttende aktivitet til denne. Med det som udgangspunkt opdeles effekt-scenarier efter følgende:

- Højest betydning
- Lavest betydning
- Usikker betydning

Identifikationen af de mulige miljøeffekter blev gennemført ved hjælp af en komponentanalyse for at sikre, at alle betydende effekter er beskrevet. Der blev opstillet en række komponenter, der hver dækker et forhold eller en faktor, som har betydning for omfanget og typen af en effekt. I den gennemførte analyse indgik følgende komponenter: Momentan eksponering, Kontinuert eksponering, Tidslig udstrækning for kontinuert eksponering, beskyttelsesværdighed, tidsrum før effekter viser sig, medie, pesticidtype, og effekttype. En efterfølgende gennemgang af den tilgængelige litteratur danner herefter baggrund for vurderingen af hvilke effektscenarier der er af betydning.

Det blev fundet at følgende effekt-scenarier har størst betydning:

- Afledte langtidseffekter inden i marken, hvor der sprøjtes, hvilket især bygger på forringet fødegrundlag for fugle
- En række forskellige terrestriske effekter på både planter og dyr i afdriftzonen, der ligger uden for der oversprøjtede område, men hvor der foregår en afdrift fra marken. Både korttidseffekter og langtidseffekter har betydning her i forhold til herbicider og insekticider. Dette gælder især, hvor sådanne zoner overlapper særligt bevaringsværdige områder, hvor tolerance for pesticideffekter er mindst.
- Direkte effekter på dyr i vandhuller, der grænser op til dyrkede marker.
- Direkte effekter på dyr i vandløb, der grænser op til dyrkede marker fra brugen af insekticider.

Insekticider og herbicider er vurderet at være de grupper af pesticider der har den mest sikre potentielle effekt. De øvrige grupper bør dog også inddrages under forudsætning af at indikatoren kan beregnes både samlet for alle pesticider og specifikt for hhv. Insekticider, herbicider, fungicider og væksthæmmer. Disse effekt-scenarier bør indgå i en miljøindikator for pesticider, hvis denne skal have en tilstrækkelig teoretisk præcision.

2.4 Opsummering

- For at blive i stand til at vurdere en miljøindikator's styrke skal der defineres kvalitetskrav, der specificere de krav som en bruger vil stille til indikatoren. Disse krav kan dog ikke stå alene, men skal sammenholdes med de betingelser der stilles til indikatoren i forhold til det vidensgrundlag den kan baseres på og i forhold til hvad den skal levere af viden for at sikre en tilstrækkelig støtte i beslutningsprocessen.
- Kvalitetskravene udmønter sig i tre grundlæggende krav, der bør stilles til en indikator. Disse er formuleret som kriterier, der afspejler indikatorens: (1) præcision (troværdighed), (2) transparens (kommunikationsværdi) og (3) aggregering (relevans for beslutningsstøtte).
- Omkring vidensgrundlaget for en miljøindikator så er Danmark er privilegeret i forhold til andre EU lande ved, udover de data der er nødvendige for godkendelse i EU, også at have en stor mængde meget detaljerede data om dyrkningspraksis i GIS format. Der findes ligeledes en række økotoksikologisk relevante data i GIS format. Forbruget af pesticider bliver estimeret gennem en salgsstatistik, da der ikke er indberetningspligt for sprøjtejournaler. Projektet Pesticidhandlingsplan på bedriftsniveau generer hvert år en værdifuld information over forbrugsmønstret på aktuelle bedrifter. Yderligere udnyttelse af disse data, kunne muligvis danne baggrund for en region opdelt beskrivelse af pesticidforbruget og beregning af miljøindikator.
- Kravene til den viden som indikatoren skal levere er specificeret som de effekter, der med størst sandsynlighed har størst økotoksikologisk betydning, hvilket munder ud i følgende fire effekt-scenarier, der både inkludere terrestriske økosystemer og overfladevand udenfor marken, samt effekter inde på marken. Insekticider og herbicider er vurderet at være de grupper af pesticider der har den mest sikre potentielle effekt. De øvrige grupper bør dog også inddrages under forudsætning af at indikatoren kan beregnes både samlet for alle pesticider og specifikt for hhv. insekticider, herbicider, fungicider og vækstregulerende midler.

3 BEHANDLINGSHYPPIGHED SOM INDIKATOR FOR MILJØBELASTNING

3.1 *Bichel-udvalgets vurderinger*

Med introduktionen af pesticidplanerne og behandlingshyppighed, som er et udtryk for sprøjteintensiteten, blev det antaget, at behandlingshyppigheden foruden at være en opgørelse af forbruget også ville være et indirekte mål for den del af miljøbelastningen, som vedrører effekter på flora og fauna.

Denne antagelse byggede på det analysearbejde som blev gennemført som en del af Bicheludvalgets arbejde. Underudvalget for Miljø og sundhed gennemførte således analyser af de kendte direkte som indirekte effekter på flora og fauna i terrestriske og i akvatiske økosystemer. På baggrund af disse vurderede de: ”at en general reduktion af pesticidanvendelsen på et uændret areal vil have en mindre positiv effekt på flora og fauna, end hvis den samme reduktion i forbruget skete ved etablering af permanente sprøjtefri randzoner og forbud mod sprøjtning i miljøfølsomme områder.”

En anden opgave for underudvalget bestod i at rangordne pesticiderne efter deres direkte virkning. For det terrestriske miljø var udvalget ikke i stand til at anviser en metode til at rangordne direkte effekter, da indirekte effekter og kombinationer af mange pesticider spiller den største rolle. Konklusionen blev således: ”Underudvalget anbefaler som udgangspunkt at behandlingshyppigheden anvendes som indeks for den samlede belastning af flora og fauna i marken og dens nærmeste omgivelser.”

I 2002 udkom et studie (Esbjerg og Petersen, 2002b) som havde undersøgt sammenhængen mellem naturindholdet i marken og den effektuerede behandlingshyppighed. Undersøgelserne blev gennemført i 3 afgrøder, hhv. vårbyg, vinterhvede og sukkerroer. Igennem 3 år blev disse afgrøder på 5 landbrug behandlet med hhv. fuld, halv og kvart dosering af det som den enkelte driftsleder vurderede som det driftsmæssigt optimale. Resultaterne viste at ukrudtstæthed steg med aftagende dosering. Leddyrsfaunaen i marken var meget variabel, men der var dog en tydelig stigning i mængde af leddyr ved kvart dosering. Endelig blev der også observeret flere fugle i de parceller der blev behandlet med kvart dosering. Undersøgelsen understøtter således, at behandlingshyppigheden er et mål for miljøeffekterne i marken.

I Bichel-rapporten anbefaler underudvalget for miljø og sundhed at de administrativt fastsatte afstandskrav for ferskvandshabitater udnyttes som indikator for rangordning eller gruppering af pesticider i forhold til deres farlighed/effekt på akvatiske økosystemer.

Det fremgår heraf at Bicheludvalget vurderede at behandlingshyppigheden som miljøbelastningsindikator er begrænset til det terrestriske miljø, men at det på daværende tidspunkt var den bedste indikator der eksisterede.

At behandlingshyppigheden benyttes som et generelt mål for pesticiders miljøbelastning kommer til udtryk i den danske Handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse 2004-2009, hvor det eksplicit fremgår, at Pesticidplan 2004-2009 herunder bl.a. målsætningen om en behandlingshyppighed på 1,7 ville tjene til at opfylde målene i Handlingsplanen for biologisk mangfoldighed, hvorfor pesticider ikke blev behandlet særskilt i handlingsplanen.

Helt fra undfangelsen tilbage i 80'erne og indtil i dag er behandlingshyppigheden først og fremmest tænkt som en metode til opgørelse af pesticidforbruget. De ændringer og tilpasninger af beregningsmetoden, som der er foretaget undervejs, er sket med henblik på at optimere behandlingshyppigheden som et redskab, der kan beskrive udviklingen i pesticidanvendelsen, med ingen eller kun meget lidt skelen til anvendelsen som miljøindikator.

3.2 *Beskrivelse af behandlingshyppigheden i relation til anvendelsen som miljøindikator*

I dette afsnit diskuteres en række forhold, der potentielt kan påvirke indikatoren behandlingshyppighed anvendelse som indikator for miljøbelastning. På grund af tidsrammen for udredningsarbejdet har projektgruppen og styregruppen som tidligere nævnt fundet, at det ikke var muligt og hensigtsmæssigt

at lave en nærmere analyse af, hvordan svagheder i behandlingshyppighed som miljøindikator konkret er kommet til udtryk i beregningerne de seneste år.

3.2.1 Ingen differentiering imellem pesticidgrupper og de enkelte pesticiders bredspektretethed

For samtlige pesticider vil anvendelsen af standarddoseringen udløse en behandlingshyppighed på 1. Set ud fra en pesticidforbrugssynsvinkel giver dette god mening, da der i Pesticidhandlingsplanerne ikke er eller har været specifikke mål for de enkelte pesticidgrupper. Set ud fra en miljøindikatorssynsvinkel er dette imidlertid problematisk idet det implicit antages, at miljøbelastningen af en standarddosering af et pesticid er den samme uanset pesticidtypen. For de terrestriske habitater er der generelt enighed om, at insekticider pga. deres direkte effekt på en række ikke-målorganismer, og herbicider, pga. deres direkte effekter på ikke-måls plantearter og indirekte effekter på andre ikke-målorganismer, har en større miljøpåvirkning end fungicider og vækstreguleringsmidler (Anonym 1998).

Inden for de enkelte pesticidgrupper kan der være stor forskel i aktivstofferens bredspektretethed. Dette gælder for målorganismer, men formodes også at gælde for ikke-målorganismer. Eksempelvis er herbiciders aktivitet typisk relateret til plantefamilier. Et andet eksempel er insekticidet pirimicarb, som kun er aktiv overfor en type skadedyr nemlig bladlus og følgelig er skånsom overfor mange ikke-målorganismer. Forskelle i bredspektretethed er meget udtalt for herbicider, men også for insekticiderne og fungiciderne er der forskel på, hvor mange forskellige organismegrupper en sprøjtning potentielt kan påvirke. Dette forhold inddrages ikke i opgørelsen af behandlingshyppigheden. Anvendelsen af smal- og bredspektrede midler afhænger blandt andet af de agrokemiske firmaers kommercielle strategier, samt af hvilke aktivstoffer, der kommer igennem den igangværende revurdering af pesticiderne.

Set over de sidste 25 år vurderes de pesticider og pesticidblandinger, der bruges i landbruget i dag stort set at være lige så bredspektrede som løsningerne i 1980'erne. Forbruget af insekticider domineres i alle afgrøder af pyrethroider, som er bredspektrede. For fungicidernes vedkommende domineres forbruget bortset fra kartofler af triazol og strobiluriner, som ligeledes er bredspektrede. I kartofler har der altid været anvendt smalspektrede midler. For herbicider er der siden indskrænkningerne i phenoxysyrernes anvendelse været en større anvendelse af smalspektrede midler (bl.a. fluroxypyr til burresnerre). Disse smalspektrede løsninger vil imidlertid typisk blive anvendt i blanding med andre herbicider eller som en supplerende behandling, og derfor vurderes der ikke at være sket ændringer i herbicidløsningernes bredspektretethed.

3.2.2 Differentierede doseringer imellem afgrøder

Som nævnt i afsnit 1.1.3.1 er der for visse aktivstoffer fastsat forskellige standarddoseringer i forskellige afgrøder. Det betyder, at mens en dosering kan udløse en behandlingshyppighed på 1 i en afgrøde, så vil den samme dosering i en anden afgrøde måske kun udløse en behandlingshyppighed på 0,5. Flyttes forbruget fra den første til den anden afgrøde vil den samlede behandlingshyppighed altså falde, og dermed miljøbelastningen, såfremt behandlingshyppighed anvendes som miljøindikator. Dette er et resultat af, at behandlingshyppighed gennem årene er blevet løbende optimeret med henblik på at opnå en præcis beskrivelse af forbrugsudviklingen på nationalt plan.

3.2.3 Reducerede maksimumdoseringer for visse pesticider

I de seneste år er en række aktivstoffer, primært herbicider, blevet godkendt i doseringer, som er lavere end i vore nabolande. Årsagen er i næsten alle tilfælde risikoen for grundvandsforurening. Det har betydet, at den anvendte standarddoseringen ligeledes er lavere. På trods af at der ikke kan forventes at være nogen direkte sammenhæng imellem risikoen for grundvandsforurening og øvrige miljøeffekter (se afsnit 1.3), så har dette som konsekvens, at der udløses en behandlingshyppighed på 1 med en lavere dosering, end hvad der ellers vil have været tilfældet.

3.2.4 Pesticidernes anvendelsesmønster

I forbindelse med opgørelsen af behandlingshyppigheden skelnes der ikke imellem anvendelsestidspunkter. En række aktivstoffer kan anvendes både efterår og forår, mens andre aktivstoffer kan anvendes over en meget lang periode i foråret. Det må antages, at risikoen for utilsigtede effekter på ikke-målsorganismer er større på visse tidspunkter af året end på andre.

I praksis anvendes pesticiderne ofte i doseringer, som er lavere end de standarddoseringer, som der anvendes ved opgørelsen af behandlingshyppighed, dvs. antallet af sprøjtninger er større, end hvad behandlingshyppighed tilsiger. Det er f.eks. tilfældet for kornfungiciderne, hvor reduktionen i behandlingshyppigheden over de seneste 10-15 år skyldes anvendelsen af lavere doseringer, mens antallet af sprøjtninger er næsten uændret (Jørgensen & Kudsk 2006). Hvis antallet af eksponeringer er af større betydning end den anvendte dosering, så vil behandlingshyppigheden undervurdere miljøeffekterne. Tilsvarende kan de senere års stigning i forbruget i vid udstrækning tilskrives en forøgelse af antallet af sprøjtninger i efterårssåede afgrøder (efterår + forår i stedet for kun efterår) snarere end en forøgelse af doseringerne.

Modsat anvendes pesticiderne ofte i blanding med andre pesticider, dels for at kompensere for de lavere doseringers manglende bredspektretethed og dels for at forebygge udviklingen af pesticidresistens. Dette vil tendere til at reducere antallet af sprøjtninger i forhold til hvad behandlingshyppigheden tilsiger, men til gengæld kan det ikke udelukkes, at miljøeffekterne af en enkelt sprøjtning med en blanding af pesticider er større end af flere separate sprøjtninger.

3.2.5 Forskelle i behandlingshyppighed imellem afgrøder

Ændringer i behandlingshyppigheden kan skyldes ændringer i pesticidforbruget i en eller flere afgrøder, eller det kan skyldes ændringer i afgrødesammensætningen. Der er meget store forskelle imellem de gennemsnitlige behandlingshyppigheder for de enkelte afgrøder. I kartofler, hvor der typisk sprøjtes 5-10 gange imod kartoffelskimmel, har man som udgangspunkt en behandlingshyppighed, som ligger mange gange over anvendelsen på f.eks. græsmarker. En mindre forøgelse af kartoffelarealet vil derfor resultere i samme forøgelse i den samlede nationale behandlingshyppighed, som en lille forøgelse af pesticidforbruget i en af de arealmæssige store afgrøder. Hvorvidt de afledede miljøeffekter i disse to scenarier er de samme vides ikke.

3.3 Opsummering

Ovenstående analyse danner baggrund for at vurdere Behandlingshyppigheden som miljøindikator efter de fastsatte kriterier for en god miljøindikator (se 2.1)

- I afsnit 2.3 blev opstillet de krav, der bør stilles til en indikator i form af at levere nyttig viden omkring miljøbelastende effekter. Det er med dette videnskabelige krav som udgangspunkt at behandlingshyppighedens teoretiske præcision skal vurderes. De vigtigste effekter, i forhold til hvilken en indikator bør bidrage med viden består således af fire hoved typer af effekt-scenarier, hvoraf en referer til forhold inde på selv markfladen, mens de tre andre referer til forhold uden for markfladen. Det er klart at da behandlingshyppigheden primært referer til forhold på markfladen vil den ikke dække de tre andre effekt-scenarier udenfor markfladen. I forhold til markfladen bygger behandlingshyppigheden dog også på en simpel tilgang, der ser bort fra en række aktuelle forskelle mellem stoffers virkningsmekanismer og mellem forskellig typer anvendelse. Samlet set må det konkluderes at *BH er ikke en præcis indikator for miljøpåvirkningen.*
- Vi vurderer at antagelserne bag Behandlingshyppigheden er transparente, dog er beregningerne baseret på ekspertvurderinger omkring fordelingen af de enkelte aktivstoffer på afgrødekategorier, hvilket giver indekset et præg af ugenomsigtighed, men samlet set vurderes det at *BH er en transparent miljøindikator.*
- I udformningen af BH er der lagt stor vægt på at indekset skal være aggregeret og det er da også lykkedes. Miljøpåvirkningen af Danmark med pesticider er sammenfattet i et enkelt tal. Denne ag-

gregering har samtidig sikret at indekset har kunnet bruges i den politiske målsætning af miljøpåvirkningen af pesticider så det må konkluderes at *BH er aggregeret på et tilstrækkeligt niveau*.

- Det videngrundlag, der blev skitseret i afsnit 2.2 bliver ikke udnyttet i særligt stort omfang, da det alene er salgsoplysninger og standard anvendelse (dosering og afgrødefordeling), som indgår i behandlingshyppigheden. Det betyder at der foreligger vigtige u-udnyttede kilder af viden, som ikke bliver udnyttet i Behandlingshyppigheden jvf. beskrivelsen i afsnit 2.2.

4 VURDERING AF ANDRE TYPER AF MILJØBELASTNINGSINDIKATORER END BH

4.1 *Generel gennemgang af miljøindikatorer for pesticider*

Der findes en lang række forskellige miljøbelastningsindikatorer, der har fundet anvendelse i en række lande. Nogle af disse indikatorer er blevet beskrevet og sammenlignet under OECD (Møgelberg et al., 2001; Anonym, 2002, 2005). Disse undersøgelser er primært baseret på sammenlignende studier, hvor især tidstrenden er beregnet med forskellige indikatorer og hvor forskellen mellem disse er blevet diskuteret. Det drejer sig derfor ikke om egentlige valideringer, men blot om kontrol af konsistens mellem indikatorerne. Det er meget svært at validere en indikator i forhold til observerede effekter i felten, da det er dyrt og kompliceret at indsamle så store datamængder repræsentativt og i et omfang så andre mulige påvirkninger fra f.eks. næringsstoffer kan isoleres fra påvirkningen med pesticider. Desuden er et projekt (HAIR) under afslutning, hvor Europæiske indikatorer diskuteres og vurderes (se link: <http://ec.europa.eu/research/fp6/ssp/hairen.htm>). Dette projekt evaluerer en række indikatorer og en valideringsrapport er undervejs (er skrevet færdig af forfatterne til dette notat og er under publicering). Hovedkonklusionen er den at indikatorerne fra HAIR ikke udtrykke en samlet vurdering men mere en række af forskellige fragmenter af den viden som der kan kræves af en indikator. Indikatoren for specifikt overfladevand er baseret på en tysk model og er meget kompliceret bygget op. Denne model er i valideringsrapporten testet for teoretisk og numerisk præcision med brug af danske monitoringsdata, samt i forhold til numerisk præcision alene. Resultatet er at den er for kompleks til at opnå en brugbar numerisk præcision for danske forhold.

Denne redegørelse vil først definere tre typer af indikatorer, der er dækkende for de specifikke indikatorer, som er anvendt i de enkelte lande. Disse indikatortyper vil blive diskuteret i forhold til de kvalitetskriterier, der er defineret i kapitel 2.

4.1.1 **Deterministiske indikatorer**

Denne type dækker over indikatorer, der søger at beregne de årsag-virkningsmekanismer, som er i spil når pesticider udgør en miljøbelastning. Det drejer sig om at opstille ligninger, der beskriver pesticidens udsprøjtning, transport og effekt. Der indgår en rummelig og tidsmæssig faktor for transport og nedbrydning af stoffet i miljøet. Ofte bliver GIS brugt til at give input til beregningerne. De miljømiske og toksikologiske egenskaber ved pesticiderne indgår sammen med rummelige oplysninger om f.eks. klima og jordbund. Denne indikatortype forsøger at opstille en *teoretisk præcis* indikator, der inddrager en række forhold i det virkelige miljø. Men den store kompleksitet, som dette ender op med betyder at indikatoren bliver meget lidt *numerisk præcis* overfor reelle usikkerheder. De forudsætninger som indikatoren er baseret på er svære at få et overblik over, så den teoretiske baggrund er ikke særlig transparent. Desuden vil den matematiske struktur være relativt kompliceret og typisk inddragelse af løsning af differentilligninger. Så den samlede *transparens* vil være lav. Det vil være muligt at aggregere resultatet geografisk, da der direkte indgår GIS data som let kan integreres til samlede indeks. Men aggregering af effekter fra at gælde for enkelte arter og op til økosystemniveau vil ikke være let og vil indeholde en række velkendte økotoksikologiske problemer. Dertil kommer aggregeringen mellem forskellige pesticider, der virker samtidig, hvor der typisk forudsættes at effekter fra hvert aktivstof kan lægges sammen i en sum. *Aggregeringen* vil derfor være ret svag for denne indikator.

I Tyskland er der udviklet en indikator (HAIR projektet), der bruger det deterministiske princip til at beregne eksponering og afledt toksicitet i vandløb.

4.1.2 **Scoringsindikatorer**

Hvis der skal besluttet ud fra en sammensat viden med mange faktorer kan løsningen være et scoringssystem, der samler en scoring af hver faktor i en samlet scoring. Input til et scoringssystem kunne evt. tages fra godkendelsesproceduren, hvor hvert aktivstof gennemgås og beskrives i forhold til

potentiel miljøbelastning. Denne procedure kan, som en tilnærmelse, beskrives gennem en beslutningsrække, hvori der indgår data omkring toksicitet, anvendelse og kemiske egenskaber for stoffet

Scoringssystemer består af tre trin:

- Hver inputparameter overføres til en scoringsliste, der defineres mere eller mindre groft alt efter hvor nuanceret og betydningsfuld den pågældende parameter er. En grov scoringsliste kan f.eks. inddeles i tre klasser: 1,2,3, der beskriver hhv. en "lav", "mellem" og "høj" værdi af inputparameteren. Mens en findelt liste måske inddeles i 10 klasser; 1,2,...,10. Her kan også indgå tærskelværdier, hvor en score udløses ved kritiske værdier.
- Hver scoring vægtes i forhold til hinanden med vægtningsfaktorer, der udtrykker graden af indbyrdes betydning.
- Alle de vægtede scorer samles til en samlet scoring, der udtrykker indikatorens værdi. Her vælges typisk en additiv model, der summerer de enkelt vægtede scorer sammen.

Den *numeriske præcision* af et scoringssystem er typisk god, da scoringstabellerne udjævner meget af den usikkerhed der kan være omkring inputparametrenes værdisætning. Desuden vil en endelige summering af de enkelte vægtede scores normalt virke dæmpende på den usikkerhed som den enkelte score kan have på den endelige indikatorværdi. Et scoresystem kan gøres ret præcist i forhold til de faktorer, der kan inddrages. Antallet af faktorer, der kan indgå forudsætter dog at der findes data til det. Den *teoretiske præcision* er derimod meget lav. Det er meget svært at tolke hvordan en score relateres sig til effekten i miljøet. Det er endvidere svært at sammenholde betydningen af at addere scorer for forskelliges elementer i scoringssystemet. Systemet er derfor ikke *teoretisk præcist*. Det vil derimod være let til en hver tid at opnå en ønsket *aggregering* gennem summering.

Denne type indikator er udbredt i anvendelse i forskellige lande og følgende giver nogle centrale eksempler fra EU:

I Holland har man udviklet et miljøindikatorsystem, som kan give et overblik over de enkelte godkendte pesticiders miljøpåvirkninger. Systemet giver mulighed for at sammenligne forskellige pesticiders effekt, og der med understøtte valget af de mindst skadelige. Miljøindikatoren for markafgrøder viser for hvert middel:

- Miljøpåvirkningspoint (score) på akvatiske organismer i overfladevand
- Miljøpåvirkningspoint (score) for terrestriske organismer
- Miljøpåvirkningspoint (score) for grundvandsforurenings risiko
- Risiko overfor nyttedyr (biologisk bekæmpelse og bestøvere)
- Risiko for human sundhed ved sprøjtearbejde

Der arbejdes i Holland samtidig med udvikling af en National Environmental Indicator. Denne indikator er tiltænkt som et instrument til evaluering af deres pesticidhandlingsplaner.

I Tyskland arbejder man tilsvarende med at opstille miljøindikator systemer. Der arbejdes ligesom i Holland med miljøindikatorer for de enkelte midler, bl.a. terrestriske organismer (regnorme), effekt på bier samt akvatiske effekter. Som I Holland læner man sig i vid udstrækning op af de indhentede erfaringer fra HAIR projektet. Ud fra disse faktorer laves der regionale kort, som afspejler miljøpåvirkningen ud fra det overordnede kendskab til forbrugsmønsteret og afgrødesammensætningen. For de enkelte regioner bygger data på stikprøvekontroller (Neptun system), hvor landmænd betales for at bidrage med præcises forbrugsdata.

I Norge har man udarbejdet et indikatorsystem som bl.a. bruges i forbindelse med beregning af deres afgift på pesticider. Det norske afgiftssystem bygger på en standarddoserings- og en klassificeringsberegning og ikke som det er tilfældet i Danmark på en værdiafgift. De produkter der har den største

miljø og sundhedsmæssige påvirkning er pålagt den største afgift. For henholdsvis sundhed og miljø er der foretaget en inddeling i 2 klasser. Opdelingen efter miljømæssige aspekter omfatter giftighed for vandorganismer, jordorganismer, bioakkumulering, nedbrydningstid i jord og mobilitet. Hvis midler blot på et af områderne overskrider fastsatte grænser havner de i klasse 2. Afgiften er størst for produkter der både for sundhed og miljø er klassificeret i gruppe 2. For disse produkter er basisafgiften ganget med en faktor 8.

4.1.3 Toksikologisk vægtede forbrugsindikator

En meget brugt type af indikator bygger på en toksikologisk vægtning af forbrug. Dette princip kan evt. bruges som input til et større scoringssystem, men har også en egen berettigelse direkte anvendt som indikator. Til denne kategori hører behandlingshyppigheden (BH), hvor en standarddosering er brugt som toksikologiske vægtning, idet den kan oversættes til stoffets toksicitet overfor målorganismer. Sådanne indeks er typisk *Numerisk præcise*, da der kun indgår få inputdata af overordnet type. Der kan dog være nogen usikkerhed i forhold til værdisætning af toksicitet. Derimod er denne type indikatorer ikke særlig *teoretisk præcise*, da de blot vægter forbrug med specifik og potentiel toksicitet uden at tage hensyn til andre faktorer af betydning. Den teoretiske gyldighed bag denne indikator er ikke let at gennemskue, hvorfor den ikke er særlig *transparent* i forhold til det teoretiske grundlag. Derimod er den meget *transparent* i forhold til selve beregningsmetoden, hvor baggrunden for en given værdi let kan spores til f.eks. bestemte stoffers indflydelse. *Aggregeringen* vil have de samme udfordringer, som der blev nævnt under den deterministiske indikator. Dog udgør BH en undtagelse fordi standarddosen bruges som toksikologisk vægtning i stedet for en toksicitet overfor en bestemt organisme. Det betyder at omskrivningen fra den enkelte art til økosystemet ikke bliver problematisk idet miljøeffekten er beskrevet ved hvilke typer af organismer der vil være påvirket i økosystemet (målorganismer og beslægtede arter).

4.2 Opsummering

Der findes en lang række forskellige indikatorer i forskellige lande, men på trods af deres mangfoldighed bygger de typisk kun på nogle få principper. Disse principper har forskellige styrker og svagheder i forhold til de opstillede kvalitetskriterier og dette er væsentligt at holde sig for øje når de enkelte indikatorer vurderes. Den teoretiske præcision er en stor udfordring for en indikator da forsøget på at mindske denne gennem inddragelse af centrale årsags -virknings mekanismer i beregningerne let betyder at den numeriske præcision bliver dårlig, pga. mange nødvendige og usikre inputparametre. Derfor kan indikatorerne inddeles efter deres tilgang til denne udfordring:

- Den deterministiske indikator søger at opnå god teoretisk præcision, ved at inddrage centrale årsags - virkningsmekanismer, men fejler ved at lide under en dårlig numerisk præcision.
- Scoringsindikatoren søger at opnå præcision ved at samle forskellige oplysning i et arbitrært scoringssystem, hvilket ikke virker teoretisk præcist, mens den numeriske præcision bedre bibeholdes sammenlignet med den deterministiske indikator.
- Når en toksikologisk vægtet forbrugsindikator anvendes direkte vil den ikke være særlig teoretisk præcis, da den kun vil udtale sig om en begrænset del af den samlede problemstilling.

Der er altså klare ulemper ved de generelle principper de eksisterende indikatorer anvender.

5 SKITSE TIL FORBEDRET MILJØINDIKATOR

I det følgende opstilles rammerne for en ny indikator, der dels udnytter de specielle danske muligheder for detaljerede data for bl.a. landbrugsdriften og dels inkluderer behandlingshyppigheden med de fordele den har uden at den dog kommer til at stå alene som eneste mål for naturbelastningen. Desuden vil erfaringerne fra andre undersøgelser så som f.eks. OECD (Møgelberg et al., 2001; Anonym, 2002, 2005) og HAIR indgå. Indikatoren vil være meget fleksibel i forhold til at opfylde behov for aggregering i større eller mindre grad, samtidig med at den vil give et klart billede af naturtilstandens udvikling i forhold til en målsætning. Den vil også være fleksibel i forhold til at inddrage ny viden i fremtiden, hvis det ønskes, i takt med at nye sammenhænge afdækkes og nye muligheder for brug af data opstår.

En påvirkning af naturen dækker over komplekse sammenhænge, hvor mange forskellige forhold har en større eller mindre betydning. Flest mulige forhold bør indgå i en ny indikator for at opnå bedst mulig præcision og indikatoren skal aggregere disse oplysninger til enkle brugbare talværdier for at indgå effektivt som en beslutningsstøtte. En indikator, der inddrager mange forskellige forhold kan opnå den bedst mulige præcision, men den vil samtidig være kompleks. Den står derfor overfor store udfordringer når denne kompleksitet skal aggregeres til simple talværdier på en troværdig måde. Dette er et dilemma mellem kravet om at have mange forhold inddraget for at få god præcision på den ene side og problemet med at samle disse forhold til enkle brugbare talværdier for at få tilstrækkelig aggregering på den anden side.

Den nye indikator løser dette dilemma ved at fokusere på de lokaliteter, hvor der potentielt er størst påvirkning, hvilket adskiller den fra de konventionelle indikatorer. Desuden er indikatoren relativ i opbygning i forhold til et referenceår, hvilket medvirker til en større troværdighed sammenlignet med typiske indikatorer, der regner hvert år ud som en fast talværdi. I det følgende benævnes den derfor med følgende arbejdstitel: ”Referencefaktor for Maksimal Pesticidpåvirkning af Naturen” (*RMPN*).

5.1 Princip

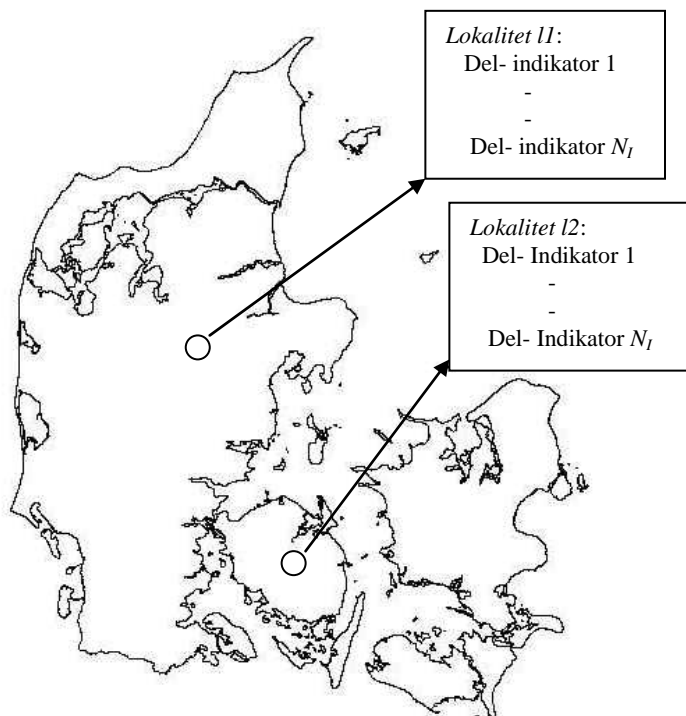
Brugen af pesticider vil være mere naturlastende i nogle områder frem for andre. Det skyldes det faktum at pesticider anvendes med forskellig intensitet og at forskellige aktivstoffer er mere eller mindre giftige for forskellige organismer. Desuden er naturen på forskellige geografiske områder mere eller mindre følsom overfor en given påvirkning eller betragtet som mere eller mindre bevaringsværdig. Pesticidanvendelsen kan således ses som en række af enkelthændelser, hvor naturen potentielt bliver påvirket i større eller mindre grad, og hvor nogle lokaliteter derfor er mere belastede end andre. Dette vil danne lokale geografiske ”hot spots”, hvor belastningen potentielt er højest og disse vil i det følgende blive brugt som målestok for *RMPN*.

Princippet er at Danmark inddeles i et stort antal lokaliteter, der hver har en størrelse på omkring 20 ha, svarende til enkelte marker eller mindre grupper af tilstødende marker. Hver lokalitet karakteriseres med brug af en række delindikatorer, der beskriver forhold med betydning for naturbelastningen. Disse delindikatorer bestemmes for hhv. et referenceår, samt det år, der ønskes beregnet for. Alle lokaliteterne for referenceåret sammenlignes med alle lokaliteter for det år, der ønskes beregnet. Hvis antallet af hot spots er mindre i dette år sammenlignet med referenceåret så vil *RMPN* vise en mindre naturbelastning. Omvendt vil *RMPN* selvfølgelig vise en større naturbelastning hvis antallet af hot spots er større sammenlignet med referenceåret.

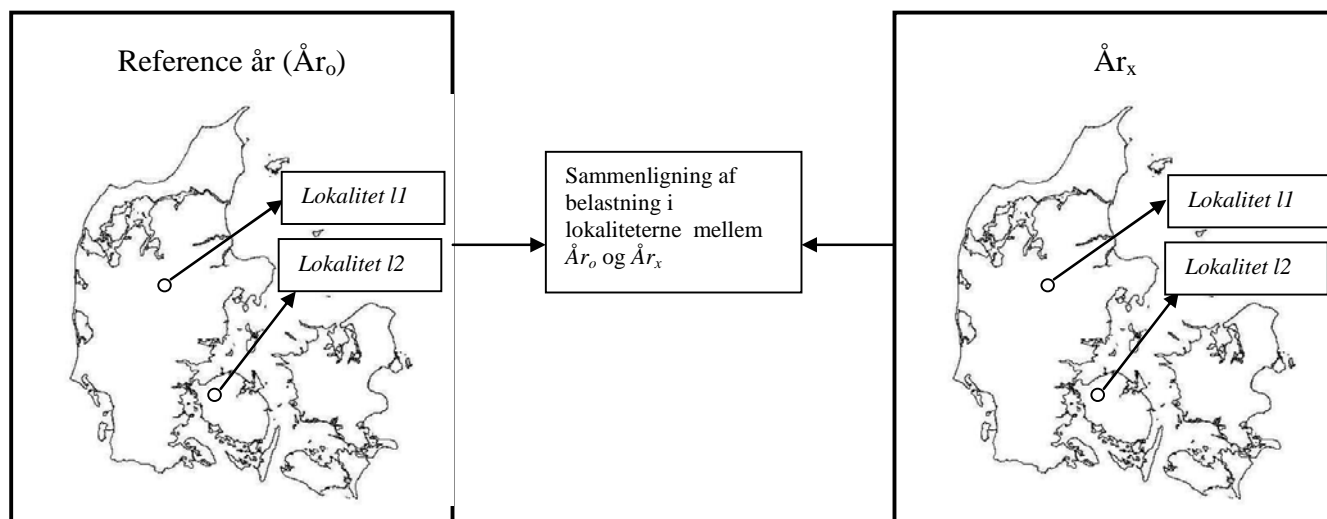
Hver delindikator skal være relativ og således alene angive at en højere værdi medføre højere belastning og benævnes ”Indikator x ”, hvor x angiver et indeks fra 1 op til i alt N_i indikatorer. I følgende figur svarer *Lokalitet 11* og *Lokalitet 12* til to tilfældige lokaliteter ud af de i alt L lokaliteter som landet er inddelt i:

Det er primært målet at bestemmes tidlig udvikling i en landsdækkende indikator for at minimere pesticidbelastningen med tiden, samt styre efter fastlagte målsætninger for fremtiden. Derfor sammen-

lignes områderne ikke med andre lokaliteter det samme år, men med lokaliteter et andet år for at undersøge i hvilket omfang lokaliteter fra det ene år har en tendens til at blive rangordnet over/under lokaliteter fra det andet år.



Princippet går ud på at sammenligne lokaliteterne for et år ($\text{\AA}r_x$) med lokaliteterne for et referenceår ($\text{\AA}r_o$), som vist på følgende figur:



Sammenligningen mellem referenceår og $\text{\AA}r_x$ foregår ved at sammenligne hver enkelt lokalitet indbyrdes mellem de to år i forhold til de enkelte delindikatorer. Hver lokalitet for referenceåret skal derfor sammenholdes med hver lokalitet for $\text{\AA}r_x$ ved at rangordne de enkelte delindikatorer, og to lokaliteter (*Lokalitet 11* og *Lokalitet 12*) kan med sikkerhed rangordnes i forhold til hinanden hvis følgende betingelse er opfyldt:

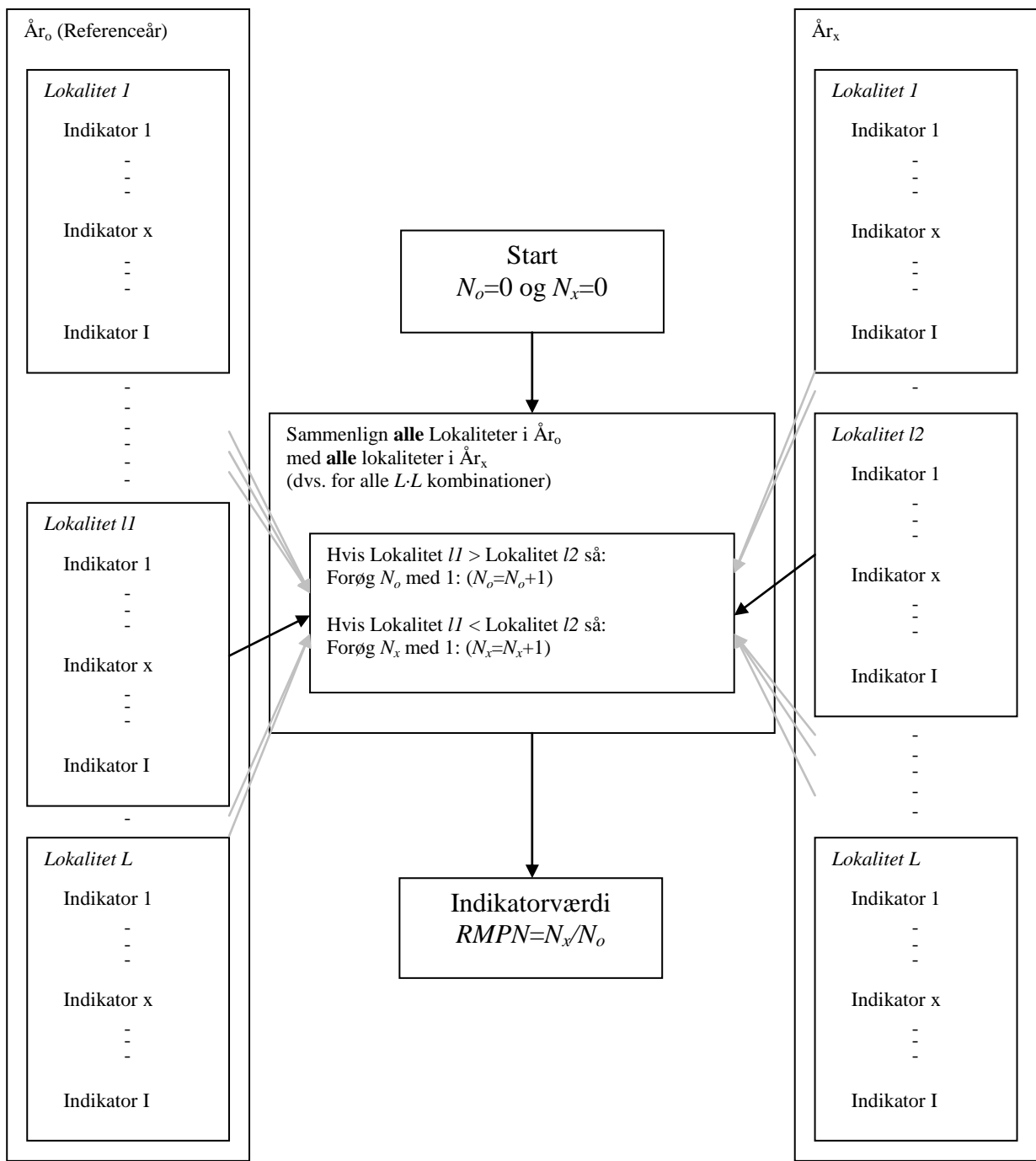
Lokalitet 11 er mere belastet med pesticider end *Lokalitet 12* (dvs. *Lokalitet 11* > *Lokalitet 12*), hvis mindst en delindikator for *Lokalitet 11* beregner større belastning end for *Lokalitet 12* OG hvis der IKKE er nogen anden delindikator, der beregner størst belastning for *Lokalitet 12*.

Det betyder at der ikke bliver foretaget nogen rangordning mellem to lokaliteter, hvis mindst to indikatorer er uenige om hvilken rang de to lokaliteter skal have i forhold til hinanden. Hvis f.eks. *Lokalitet 11* er udsat for en større pesticidpåvirkning end *Lokalitet 12*, mens *Lokalitet 12* til gengæld er et område med større sårbarhed, pga. f.eks. vandløb så vil de to lokaliteter ikke blive sammenlignet. Det vil i dette tilfælde ikke være muligt at afgøre om *Lokalitet 11*, med den største pesticidbelastning repræsenterer en værre naturpåvirkning end *Lokalitet 12* med den største sårbarhed overfor en given belastning og der vil således være en konflikt mellem belastning og sårbarhed mellem disse to lokaliteter. Omvendt hvis *Lokalitet 11* både har den største pesticidbelastning og det mest sårbare miljø så vil *Lokalitet 11* blive rangordnet over *Lokalitet 12*.

Dette princip er meget restriktivt i forhold til, hvornår to lokaliteter kan rangordnes og vil derfor blive styret af hot spots, hvor indikatorerne samstemmende beskriver den højeste belastning. Dog vil det restriktive princip betyde der bliver mange kombinationer af to lokaliteter, hvor det ikke kan afgøres nogen rang. Ved et tilstrækkeligt stort antal lokaliteter vil der til gengæld være mange kombinationer mellem to forskellige lokaliteter, hvilket kompensere for det restriktive princip og dette diskuteres senere ud fra de tilgængelige data. Fordelen ved det valgte princip er at det er klart og tydeligt uden nogen sammenvejning af forskellige indikatorer, samt at der kun rangordnes, når en rang mellem to lokaliteter er helt utvetydig.

Princippet i at sammenligne to år er vist i Figur 5.1, hvor udgangspunktet er et referenceår (År_0), der enten svare til forholdene et bestemt år eller er defineret ud fra målsætninger. Målsætninger kan bygge på en vurdering af en realistisk opnåelig reduktion af naturbelastningen, f.eks. de vurderinger, der allerede ligger til grund for den nuværende målsætning om en samlet behandlingshyppighed på 1,7. Ved at fastlægge en målsætning for behandling af hver afgrødetype kan specifikke målsætninger beregnes for hver enkelt lokalitet da afgrødesammensætningen er kendt for hver af disse og dermed kan referenceåret fastlægges. Det er derfor fuldt ud muligt at fastholde en målsætning helt på samme måde som det foregår i øjeblikket med brug af behandlingshyppigheden.

Med det som udgangspunkt vil målsætningen et givent år (År_x) være opfyldt, hvis $RMPN < 1$, ifølge definitionen for $RMPN$ i Figur 5.1. Hvis det gælder at $RMPN < 1$ så betyder det at År_x er mindre naturbelastende end referenceåret.



Figur 5.1. Den generelle princip for beregning af RMPN

For at illustrer principperne bag RMPN vises i det følgende et simpelt numerisk eksempel, der ikke på nogen måde afspejler realistiske talværdier, men alene tjener til at illustrere regneteknikkens enkelthed.

5.1.1 Numerisk eksempel af beregningsteknik

Der defineres fire lokaliteter ($L=4$) og for hver af disse opstilles to delindikator ($N_I=2$). I det virkelige datamateriale vil der indgå omkring 200.000 lokaliteter, samt typisk flere indikatorer end blot 2, så de valgte talværdier er kun til illustration af princippet.

De opstillede værdier brugt i dette simple eksempel fremgår af Tabel 5.1.

Tabel 5.1.

Lokalitet	Reference år ($\dot{A}r_o$)		$\dot{A}r_x$	
	delindikator 1	delindikator 2	delindikator 1	delindikator 2
Lokalitet 1	0,60	0,66	0,63	0,89
Lokalitet 2	0,49	0,15	0,20	0,46
Lokalitet 3	0,38	0,31	0,01	0,40
Lokalitet 4	0,76	0,86	0,19	0,73

Hver lokalitet har værdier for hver delindikator for hhv. referenceåret ($\dot{A}r_o$), samt det år, der ønskes beregnet ($\dot{A}r_x$). Hver lokalitet i referenceåret kan sammenlignes med alle lokaliteterne i $\dot{A}r_x$, hvilket i alt giver $4 \cdot 4 = 16$ kombinationer mellem en lokalitet i hhv. $\dot{A}r_o$ og $\dot{A}r_x$. For hver af disse kombinationer skal begge delindikatorer bruges til at sammenligne de to år og hele procedure er vist i Tabel 5.2.

De første kolonner i Tabel 5.2 med overskriften "Kombinationer", viser alle kombinationsmuligheder for de fire lokaliteter mellem de to år. De midterste kolonner med overskriften " $\dot{A}r_o$ sammenlignes med $\dot{A}r_x$ ", viser resultatet for hver enkelt indikator. F.eks. ses delindikator 1-værdierne i Tabel 5.1, for lokalitet 1 at være hhv. 0,60 og 0,63 for de to år. Det betyder at for delindikator 1 vil $\dot{A}r_o$ være mindre belastende end $\dot{A}r_x$, hvorfor der i nedenstående tabel stå angivet "*Lokalitet 1 < Lokalitet 1*" i kolonnen under "delindikator 1". På lignende måde ses det i samme række at "*Lokalitet 1 < Lokalitet 1*" også gælder for delindikator 2, da værdierne er hhv. 0,66 og 0,89 mellem de to år for lokalitet 1. Så for lokalitet 1 gælder det at $\dot{A}r_o$ er mindre belastende end $\dot{A}r_x$ ($\dot{A}r_o < \dot{A}r_x$) i forhold til begge delindikatorer, hvilket betyder at denne konklusion regnes for rigtig. Derfor er der markeret et kryds i den tilsvarende kolonne i nedenstående Tabel 5.2 under "Resultat".

Denne procedure gennemføres for alle 16 kombinationer af lokaliteter mellem de to år og resultatet af hver kombination fremgår i kolonnerne i Tabel 5.2 under "Resultat". Benævnelsen "Uafgjort" dække over de tilfælde, hvor de 2 delindikatorer ikke er enige om hvilket år, der er mest belastende. Når alle kombinationer er gennemført så kan det samlede resultat tælles i bunden af tabellen. Det ses at $\dot{A}r_o > \dot{A}r_x$ gælder for 5 kombinationer, mens det omvendte resultat er fundet for 3 kombinationer. Det betyder at indikatorværdien for *RMPN* bliver $3/5 = 0,60$. Det betyder at $\dot{A}r_x$ regnes for mindre belastende end referenceåret, $\dot{A}r_o$. I tabellen fremgår det at den primære årsag til at $\dot{A}r_x$ fremstår mindre belastende end $\dot{A}r_o$ er at *Lokalitet 4* er en hot-spot i $\dot{A}r_o$ med store værdier for både delindikator 1 og 2, mens det ikke er tilfældet i $\dot{A}r_x$. Her er værdien for delindikator 1 højere (0,76) i $\dot{A}r_o$ end i $\dot{A}r_x$ (0,19).

Tabel 5.2. Alle kombinationer for rangordninger mellem $\hat{A}r_0$ og $\hat{A}r_x$. Kursiv type svarer til $\hat{A}r_0$, mens fed og kursiv svarer til $\hat{A}r_x$

Kombinationer		$\hat{A}r_0$ sammenholdes med $\hat{A}r_x$ ($\hat{A}r_0 ? \hat{A}r_x$)		Resultat		
$\hat{A}r_0$	$\hat{A}r_x$	Delindikator 1	Delindikator 2	$\hat{A}r_0 > \hat{A}r_x$	$\hat{A}r_0 < \hat{A}r_x$	Uafgjort
Lokalitet 1	<i>Lokalitet 1</i>	Lokalitet 1 < <i>Lokalitet 1</i>	Lokalitet 1 < <i>Lokalitet 1</i>		X	
	<i>Lokalitet 2</i>	Lokalitet 1 > <i>Lokalitet 2</i>	Lokalitet 1 > <i>Lokalitet 2</i>	X		
	<i>Lokalitet 3</i>	Lokalitet 1 > <i>Lokalitet 3</i>	Lokalitet 1 > <i>Lokalitet 3</i>	X		
	<i>Lokalitet 4</i>	Lokalitet 1 > <i>Lokalitet 4</i>	Lokalitet 1 < <i>Lokalitet 4</i>			X
Lokalitet 2	<i>Lokalitet 1</i>	Lokalitet 2 < <i>Lokalitet 1</i>	Lokalitet 2 < <i>Lokalitet 1</i>		X	
	<i>Lokalitet 2</i>	Lokalitet 2 > <i>Lokalitet 2</i>	Lokalitet 2 < <i>Lokalitet 2</i>			X
	<i>Lokalitet 3</i>	Lokalitet 2 > <i>Lokalitet 3</i>	Lokalitet 2 < <i>Lokalitet 3</i>			X
	<i>Lokalitet 3</i>	Lokalitet 2 > <i>Lokalitet 4</i>	Lokalitet 2 < <i>Lokalitet 4</i>			X
Lokalitet 3	<i>Lokalitet 1</i>	Lokalitet 3 < <i>Lokalitet 1</i>	Lokalitet 3 < <i>Lokalitet 1</i>		X	
	<i>Lokalitet 2</i>	Lokalitet 3 > <i>Lokalitet 2</i>	Lokalitet 3 < <i>Lokalitet 2</i>			X
	<i>Lokalitet 3</i>	Lokalitet 3 > <i>Lokalitet 3</i>	Lokalitet 3 < <i>Lokalitet 3</i>			X
	<i>Lokalitet 4</i>	Lokalitet 3 > <i>Lokalitet 4</i>	Lokalitet 3 < <i>Lokalitet 4</i>			X
Lokalitet 4	<i>Lokalitet 1</i>	Lokalitet 4 > <i>Lokalitet 1</i>	Lokalitet 4 < <i>Lokalitet 1</i>			X
	<i>Lokalitet 2</i>	Lokalitet 4 > <i>Lokalitet 2</i>	Lokalitet 4 > <i>Lokalitet 2</i>	X		
	<i>Lokalitet 3</i>	Lokalitet 4 > <i>Lokalitet 3</i>	Lokalitet 4 > <i>Lokalitet 3</i>	X		
	<i>Lokalitet 4</i>	Lokalitet 4 > <i>Lokalitet 4</i>	Lokalitet 4 > <i>Lokalitet 4</i>	X		
Optælling:				5 (N_0)	3 (N_x)	8
$RMPN = N_x / N_0 = 3/5 = 0,60$						

5.2 Beregning af delindikator for hver lokalitet

Delindikatorerne beregnes med brug af de data, der er beskrevet i kapitel 2. Hver enkelt lokalitet defineres som en markblok i det Generelle Landbrugsregister. For hver markblok beregnes en række delindikator ud fra de tilgængelige data. Det samlede antal delindikatorer afhænger af den detaljeringsgrad, der ønskes. Først beskrives generelt hvilke typer af delindikator, der er relevante at inddrage. Derefter fremsættes et konkret forslag til delindikator med udgangspunkt i de definerede typer. Dette forslag kan betragtes som en relativ simpel version af *RMPN*, hvor der indgår få delindikatorer. Beregningsmetode og datagrundlag er dækkende for en mere kompleks version med flere delindikatorer. Det er dog vigtigt at hver delindicators berettigelse granskes nøje for at sikre numerisk præcision og transparens.

5.2.1 Typer af delindikator

Behandlingshyppighed.

Ud fra Bekæmpelsesmiddelstatistikken bestemmes standarddoser og sprøjtet areal fordelt på afgrøder, anvendes afgrødefordelingen på lokaliteten til at beregne behandlingshyppigheden. Den splittes op på hver type af pesticid (herbicider, fungicider etc.).

Belastningsindeks for giftighed.

Beregnet dosering for hvert aktivstof i en markblok vægtes med toksiciteten for relevante organismer om hvilke, der findes data (fisk, dafnier, alger, regnorme, bier etc.). Derved fremkommer delindikatorer for den toksikologiske belastning i markblokken. Forbruget vægtes evt. også med

afstandskravet, vha. afdriftfunktioner, for at få et relativt mål for den eksponering, der vil opstå ude langs markkanten

Afstandskrav.

Administrativt fastsatte afstandskrav kan bruges til at vægte det enkelte aktivstof med brug af funktioner, der beskriver afsætning fra sprøjtetågen (afdrift). Denne afsætning vil ikke variere mærkbart mellem forskellige aktivstoffer og kan derfor anvendes generisk som funktion alene af afstandskravet.

Transport af pesticid fra marken.

For at inddrage transport af pesticid fra marken via vand og luft kan relevante fysisk-kemiske parametre såsom f.eks. damptryk, samt mere sammensatte parametre som f.eks. adsorption til jord indgå i en vægtning af både behandlingshyppighed og belastningsindeks i delindikatorer. Sådanne vægtninger er klart mulige jvf. konventionelle modeller for organiske stoffers transport og omsætning i miljøet. Dog skal sådanne vægtninger foretages med forsigtighed især i forhold til overfladevand, for ikke at true den numeriske præcision med indførelse af mindre vigtige, men usikkert bestemte parametre (Sørensen et al., 2005).

Økologiske forhold.

Sårbarheden og vigtigheden af økologiske forhold både i og omkring marken beskrives med en række delindikatorer. Derfor kan der defineres en kantlængde (grænselængde) i følgende kategorier: (1) Grænser op til bevaringsværdige naturtyper, som f.eks. habitatområder; (2) Grænser op til vandløb, (3) Grænser op til vandhulsbred; (4) Grænser op til levende hegn. Kantlængden for hver af disse kategorier beregnes for hver markblok og divideres med markblokkens areal og kan evt. yderligere opdeles efter behov for at få en mere nuanceret beskrivelse. Således kan f.eks. vandløb inddeles efter deres målsætning, eller de levende hegn kan inddeles med forskellig sårbarhed.

5.2.2 Forslag til delindikator

Dette afsnit udmønter de forskellige typer af delindikator, der er beskrevet ovenfor i en konkret liste af mulige delindikatorer. I Figur 5.2 er de fire effekt-scenarier relateret til delindikatorer, der så igen er relateret til konkrete og tilgængelige data. I teksten efter Figur 5.2 er hver delindikator beskrevet. Nogle data er ikke anvendt i de opstillede delindikatorer, men de er alligevel listet for at give et mere fuldkommen billede af aktuelle data. Der kan dog godt være tilgængelige data, som ikke er nævnt på listen, der derfor skal ses som en foreløbig liste, der kan gøres endnu mere omfattende i et evt. kommende udviklingsprojekt. De listede delindikator er ikke tænkt som en indiskutable liste, men som et første kvalificeret bud på en liste, der kan revideres efter behov og således evt. udvides.

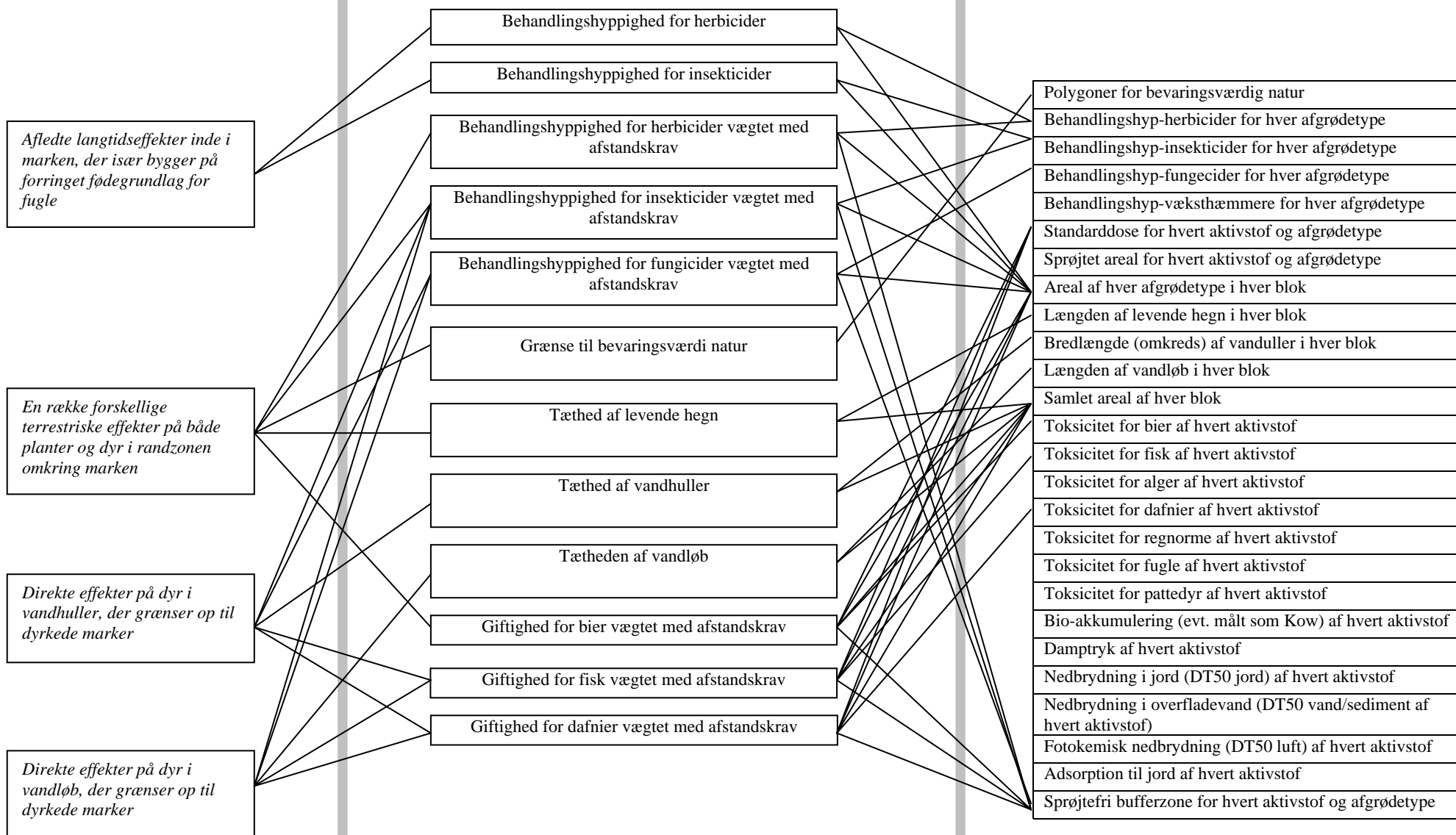
Da hele indikatoren er bygget op på et relativt system er der ikke nødvendigt for nogen delindikator at beskrive aktuel risiko men blot relativ risiko. Det betyder en meget stor simplificering af de krav, der stilles til beregningerne bag indikatorerne.

Nedenfor ses en oversigt over delindikatorerne, der forklares i den efterfølgende tekst.

Effekt-scenarier

Delindikatorer

Datagrundlag



Behandlingshyppighed for herbicider og insekticider.

Behandlingshyppigheden for hver afgrødetype bruges sammen med arealet af hver afgrødetype i markblokken til at beregne en lokal værdi for behandlingshyppigheden i markblokken. Herbicider og insekticider vælges specifikt som væsentlig faktor i forhold til fugles fødevalg inde på marken. Denne delindikator har relevans for effekter inde på selve marken.

Behandlingshyppighed for herbicider, insekticider og fungicider vægtet med afstandskrav.

Behandlingshyppigheden for hver afgrødetype bruges sammen med arealet af hver afgrødetype i markblokken til at beregne en lokal værdi for behandlingshyppigheden i markblokken. Inden behandlingshyppigheden for de forskellige aktivstoffer summeres sammen, vægtes de med specifikke afstandskrav med brug af afdriftfunktioner. Dermed inddrages det forhold at afdriften afhænger af afstandskrav i overensstemmelse med den udførte risikovurdering i godkendelsesmateriale. Herbicider og insekticider vælges specifikt som væsentlig faktor i forhold til påvirkning af vegetationen rundt om marken og denne delindikator har derfor relevans for effekter på flora og insekter i randzonen. I forhold til vandmiljøet vælges delindikatorerne for insekticider og fungicider.

Grænse til bevaringsværdi natur.

I denne simple version af *RMPN* regnes bevaringsværdi natur med når denne støder op til markblokke. Grænselængden mellem markblok og naturområde bestemmes og divideres med markblokken areal.

Tæthed af levende hegn.

For hver blok beregnes længden af levende hegn. Denne længde divideres med det samlede blokareal. Derved fremkommer tætheden af hegn, eller et udtryk for kontakten mellem sprøjtning på markfladen og afdrift til levende hegn. Sprøjtning på store marker vil således ikke have samme indflydelse som sprøjtning på små marker, da kontakter til randområder med hegn er mindre. Tætheden af hegn ses derfor som udtryk for den påvirkning, der potentielt kan opstå ved brug af en specifik mængde aktivstof.

Tætheden af vandhuller.

Tætheden af vandhuller i en blok defineres som længden af vandhulsbred per areal. Flere små vandhuller vil være mere sårbare end et enkelt større vandhul fordi kontakten til marken er større set i forhold til det enkelte vandhuls størrelse. Derfor vælges det at beregne bredlængden for vandhuller i en blok og dividere denne med blokkens areal.

Tætheden af vandløb.

Tætheden af vandløb i en blok defineres som længden af vandløb per areal. Derfor vælges det at beregne vandløbslængden i en blok og dividere denne med blokkens areal.

Giftighed for bier, fisk og dafnier vægtet med afstandskrav.

Denne delindikator beregnes som et belastningsindeks, hvor standard-dosen for hvert aktivstof vægtes med giftigheden for hhv. bier, fisk og dafnier. Der tages hensyn til afstandskrav med brug af afdriftfunktioner. Standard-dosen for hver afgrødetype vægtes i forhold til arealet af hver afgrødetype i markblokken for at finde den mest realistiske dosering. Herved fremkommer bi-giftigheden som en delindikator med relevans for terrestriske effekter i randzonene omkring marken. Giftigheden overfor fisk og dafnier er delindikator for overfladevand. Andre organismegrupper kunne inddrages i en udvidet liste af delindikator i det omfang, der er toksicitetsdata tilgængelig.

5.3 Samlet beregning af RMPN

De fire mest betydende effekt-scenarier kunne med rimelighed holdes adskilt så der regnes en indikator ud for hver af dem, det betyder at der ifølge Figur 5.2 vil være omkring 5 delindikator relateret til hvert effekt-scenarium. Men dette antal er dog på igen måde et krav, da flere delindikatorer godt kan inddrages.

Det generelle princip for rangordning af to lokaliteter er restriktivt på den måde at to lokaliteter kun rangordnes hvis der ikke er konflikt mellem alle delindikatorerne omkring en bestemt rang. Det betyder

at kun de mest oplagt forskellige lokaliteter vil blive rangordnet, da der for dem vil være en generel enighed mellem alle delindikatorerne der peger på den samme rang. Når mange delindikatorer er i spil vil det derfor betyde at de fleste lokaliteter ikke bliver rangordnet mod hinanden, hvilket medfører en mere ubestemmelig rang mellem to år, der er derfor en øvre grænse for hvor mange delindikatorer, der kan inddrages. Men det store antal lokaliteter, svarende til de ca. 200,000 markblokke i det Generelle Landbrugsregister, betyder omvendt at der er et meget stort antal potentielle sammenligninger mellem to blokke. Ifølge forrige kapitel indgik op til 5 delindikator i en samlet beregning af *RMPN* for de enkelte effekt-scenarier. Det er relativt let at lave et overslag over om det er realistisk med 5 delindikator. Sandsynligheden for at to tilfældige markblokke kan rangordnes, hvor alle delindikatorerne er enige om den samme rang kan estimeres til $2^{-4}=1/16$. Dvs. at hver gang to markblokke kan rangordnes uden konflikt mellem de enkelte del-kriterier så er der i gennemsnit 16 andre kombinationer af to markblokke der ikke kan rangordnes pga. konflikt mellem delindikatorerne. Der er 200,000 markblokke og dermed $4 \cdot 10^{10}$ forskellige kombinationer af to lokaliteter. Det betyder at der samlet set er $4 \cdot 10^{10}/16=2,5 \cdot 10^9$ par af to markblokke, der rent faktisk kan rangordnes og dermed bidrage til den samlede indikator. Så selvom der er mange markblokke, der ikke kan rangordnes med hinanden pga. konflikter mellem delindikatorer, så er der alligevel nok over en milliard par der godt kan, hvilket er en god basis for en stabil indikatorværdi og der er klart muligt at anvende langt mere end 5 delindikatorer, hvis det ønskes.

5.4 Opfyldelse af kvalitetskrav

I det følgende vil *RMPN* blive diskuteret i forhold til de tidligere definerede kvalitetskrav.

5.4.1 Præcision

Indikatoren forudsætter at der for hver type data findes en rangorden, der kan bestemme om en naturbelastning bliver større eller mindre. F.eks. forudsættes det at en større kantlængde til vandløb per ha mark vil betyde en større risiko for miljøeffekter i vandløbet sammenlignet med en mindre kantlængde under forudsætning af at ingen anden delindikator viser det modsatte. Dette princip gør indikatoren relativ gyldig i forhold til de rangordninger, der foretages. 12 delindikator er defineret og relateret til de fire mest relevante effekt-scenarier, hvilket betyder at disse er godt dækket ind sammenlignet med andre eksisterende indikatorer. Der vil kunne defineres flere delindikatorer hvis det ønsket i det omfang at det er muligt i forhold til tilgængelige data. *RMPN* vil således kunne udvides med flere delindikator f.eks. i forhold til toksicitet overfor flere organismegrupper i takt med at sådanne data bliver tilgængelige. Det vurderes at princippet bag *RMPN* er så fleksibelt at det på bedst mulig vis kan udnytte eksisterende data til at opnå den bedst mulige teoretiske præcision.

Den numeriske præcision er dårligst i forhold til toksicitet og eksponering. Her kan en usikkerhed let komme over en faktor 10-100 for parametre som f.eks. NOEC og DT50, hvilket er en udfordring for alle pesticid indikatorer. GIS relaterede data omkring afgrødefordeling og landskabselementer vil være langt mere sikre. Doseringsniveauer og fordelingen af pesticider mellem afgrøder bygger på ekspert-skøn og er derfor også noget usikker, men vurderes ikke til at være af sammen størrelsesorden som usikkerheden for toksicitet og eksponering. Den numeriske præcision er derfor stærkt afhængig af de delindikatorer, som betragtes og dette bør afspejle tolkning af den samlede indikator. Der kan evt. laves usikkerhedsanalyser, der undersøger det reelle usikkerhedsbidrag til fra de enkelte delindikatorer. Det valgte princip, hvor hver delindikator rangordnes separat vil dog delvist inddæmme den skade som en enkelt eller nogle få meget usikre delindikatorer forvolder på den samlede troværdighed. De mere sikre delindikatorer vil nemlig stadig virke korrekt på indikatoren. Andre og mere konventionelle indikatorer, hvor der regnes en samlet numerisk værdi ud med brug af funktionelle sammenhænge vil lettere komme til at lide under stor usikkerhed for enkelte parametre, da denne usikkerhed let forplanter sig til uforholdsmæssig stor samlet usikkerhed i resultatet via den numeriske indflydelse.

5.4.2 Transparens

Den teoretiske transparens er god, da den bygger på klare antagelser omkring hvad, der har negativ/positiv indflydelse på naturbelastningen uden at der sættes værdi på hvor stor denne indflydelse reelt er. Der forudsættes ikke komplicerede funktionelle sammenhænge udtrykt gennem ligninger. Den numeriske transparens er derimod ikke god gennem alle beregningerne, da der indgår behandling af meget store talmængder, hvilket gør det svært at se en klar numerisk årsag til det endelige resultat. De matematiske principper er meget lettere at forstå, men den numeriske udmøntning kan ikke følges gennem simple håndregninger.

5.4.3 Aggregering

Indikatoren kan beregnes på alle relevante aggregeringsniveauer i forhold til geografisk opdeling og typer af effekter. Det betyder at der kan udmøntes landsdækkende tal, samt evt. lokale værdier på bedriftsniveau så den enkelte landmand kan følge med i om bedriften bidrager til en miljøforbedring. Der er derfor mulighed for at den enkelte landmand på længere sigt og ud fra sin aktuelle afgrødefordeling og økologiske placering kan få anvisninger omkring dosering og pesticidvalg, der skal tilstræbes hvis den samlede målsætning skal overholdes på landsplan.

Indikatoren skal desuden afspejle de virkemidler, der er i spil for at mindske påvirkningen af naturen. En ændring i natureffekten skal afspejles i indikatoren som et resultat af ændringer i forhold til følgende:

Forskydninger i arealanvendelsen mellem afgrøder. Da indikatoren inddrager en afgrødeafhængig dosering vil dette forhold automatisk blive inddraget

Forskydning pga. ændret forbrugsintensitet (forbrug og dosering). I det omfang at disse ændringer bliver beskrevet ved standarddoser og ændret landsforbrug så vil dette forhold være inddraget.

Forskydning i anvendelsen af specifikke aktivstoffer. Dette forhold vil naturligt komme med hvis denne forskydning udmøntes enten i ændret forbrug eller ændret standarddose.

Forskydning i anvendelsen mellem lokaliteter af forskellig sårbarhed. Dette forhold bliver inddraget gennem anvendelsen af de relevante økologiske landskabs elementer dog med den forudsætning af forskydning i anvendelsen mellem lokaliteter bliver styret af forskydning i enten afgrødefordeling eller forbrug mellem afgrøder.

Forskydning pga. ændret afstandskrav. Forskydninger, der skyldes ændrede afstandskrav er inddraget da afstandskravet for hvert aktivstof er inddraget. En sådan ændring kan enten skyldes ny lovgivning om brug for enkelte stoffer eller en forskydning af stofvalg mellem de stoffer der hhv. er med og uden skærpede afstandskrav.

5.5 Opstilling af referenceår i forhold til reduktionsmålet i Pesticidplan 2004-2009

Der kan udregnes indikatorværdier der med hensyn til miljøbeskyttelse svarer til reduktionsmålet i Pesticidplan 2004-2009. Det gøres ved at opstille et referenceår på baggrund af de antagelser og analyser Ørum (2003) foretog da han i 2003 beregnede om en behandlingshyppighed på 1.7 stadig var det driftsøkonomisk optimale. Denne analyse udregner et behandlingsindeks, der afspejler pesticidanvendelse for de enkelte afgrødetyper. Sammen med den fordeling af aktivstoffer, der er angivet i bekæmpelsesmiddelsstatistikken vil behandlingsindekset kunne bruges til at beregne forbruget af de enkelte aktivstoffer på hver afgrødetype. Dette forbrug vil derefter kunne fordeles på de enkelte markblokke efter den aktuelle afgrødefordeling et specifikt år og her kan år 2001 evt. vælges svarende til Ørum (2003). Ethvert virkeligt år, der rangordnes i forhold til referenceåret med brug af RMPN vil automatisk være relateret til reduktionsmålende på denne måde. Dette vil gælde på alle aggregeringsniveauer og for alle relevante effektsценарier, hvor en RMPN værdi på mere end 1 betyder at målsætningen ikke er overholdt.

5.6 Implementering

Udviklingen af *RMPN* med etablering af forbindelse til alle de beskrevne data vil kunne forgå som et samarbejde mellem DMU, DJF og Fødevarerøkonomisk Institut, Københavns Universitet. Alle data findes tilgængelig indenfor disse institutioners rammer i et samarbejde med Miljøstyrelsen. Arbejdsopgaverne vil blive følgende:

1. Fastlæggelse af delindikatorer med udgangspunkt i de rammer, der er beskrevet ovenover
2. Etablering af en forbindelse til alle relevante data, hvor der udvikles automatisk opdateringsprocedurer
3. Programmering af selve indikatoren.
4. Opstilling af data til etablering af referenceår (svarende til BH=1,7).

Under forudsætning af at alle de nødvendige eksperter kan frigøres vil udviklingsarbejdet kan det gennemføres indenfor et år. Når indikatoren er færdigudviklet vil der være en driftmæssig omkostning til at opdatere, beregne og afrapportere indikatoren hvert år. Selve formidlingen af indikatoren i forhold til forskellige målgrupper er ikke inddraget i denne tidsplan, kun selve den tekniske udvikling og dokumentation.

Det referenceår som *RMPN* bygger på kan defineres ud fra målsætning for hver afgrødetype og således udmønte sig i beregnede målsætninger for hver markblok. Det er således muligt at styre efter en opfyldelse af en vedtaget målsætning på samme måde som det er tilfælde med behandlingshyppigheden.

5.7 Opsummering

Der er et oplagt behov for en ny indikator, der tager specielt udgangspunkt i det danske videngrundlag ved dels at udnytte de specielle danske muligheder for detaljerede data for bl.a. landbrugsdriften og dels ved at inkludere principperne i behandlingshyppigheden med de fordele de har. Sammenlignet med behandlingshyppigheden så vil en ny indikator dog være langt mere relevant som egentlig indikator for naturpåvirkning og derfor en nødvendighed, hvis det regnes for ønskeligt at styre mod en mindre naturbelastning. Indikatoren skal være meget fleksibel i forhold til at opfylde behov for aggregering i større eller mindre grad, samtidig med at den vil give et klart billede af naturtilstandens udvikling i forhold til en målsætning. Den skal også være fleksibel i forhold til at inddrage ny viden i fremtiden, hvis det ønskes, i takt med at nye sammenhænge afdækkes og nye muligheder for brug af data opstår.

For at opfylde disse krav er der foreslået en ny indikator med arbejdstitlen: "Referencefaktor for Maksimal Pesticidpåvirkning af Naturen" (*RMPN*). Den repræsenterer et paradigmeskift med klare forbedringer i forhold til konventionelle pesticidindikatorer med speciel fokus på danske forhold. Denne indikator vil kunne give nyttig viden på alle aggregeringsniveauer både lokalt for enkelte landsdele, samt som en samlet landsdækkende indikator.

Det vil være muligt at opstille et målsætnings-scenarier med brug af ekspertviden omkring, hvad der er muligt i forhold til at begrænse naturpåvirkningen (dosering, afstandskrav osv.). Dette scenarier kan så bruges som reference-scenarier på samme måde som den nuværende anvendelse af behandlingshyppigheden.

Skulle der opstå ny viden kan dette bruges til at modificere både datagrundlaget i indikatoren og reference-scenariet, og derved indgå i fremtidige beslutninger. Da indikatoren er meget generel i dens forudsætninger, kan den relativt fleksibelt forbedres med nye datasæt i takt med at ny viden kræver en opdatering.

6 KONKLUSION

Da miljøindikatorer ikke kan siges at udtrykke en endelig løsning men blot er et kompromis mellem modstridende krav, bør de genovervejes i forhold til ny viden og nye muligheder for at bruge forskellige datakilder. På den måde bør en indikator udtrykke den bedste praksis for bedst muligt at målrette en beskyttelse af miljøet. I den sammenhæng har denne udredning klarlagt de fordele og ulemper som behandlingshyppigheden besidder i forhold til de mulig miljøeffekter fra pesticider, der kan betragtes med rimelighed som realistiske.

Behandlingshyppigheden er mangelfuld som miljøbelastningsindikator, da den langtfra inddrager alle de mest betydningsfulde effekter som pesticider kan have. Den tager således ikke højde for at den eksponering der giver miljøeffekter mest foregår uden for selve marken, hvor der sprøjtes. Derfor bør miljøbelastningsindikatorer inddrage forhold der blandt andet afspejler tætheden af hegn, vandhuller og vandløb, der grænser op til de områder, der sprøjtes. Da den heller ikke udnytter andre væsentlige datakilder, der f.eks. vil kunne give nyttige oplysninger omkring den toksikologiske virkning, synes det derfor muligt og ønskeligt at udvikle en forbedret miljøindikator.

Med introduktionen af pesticidplanerne og behandlingshyppighed, som er et udtryk for sprøjteintensiteten, blev det antaget, at behandlingshyppigheden foruden at være en opgørelse af forbruget også ville være et indirekte mål for den del af miljøbelastningen, som vedrører effekter på flora og fauna.

Denne antagelse byggede på det analysearbejde som blev gennemført som en del af Bicheludvalgets arbejde. For det terrestriske miljø konkluderede udvalget ”Underudvalget anbefaler som udgangspunkt at behandlingshyppigheden anvendes som indeks for den samlede belastning af flora og fauna i marken og dens nærmeste omgivelser.” Endvidere anbefalede underudvalget for miljø og sundhed at de administrativt fastsatte afstandskrav for ferskvandshabitater udnyttes som indikator for rangordning eller gruppering af pesticider i forhold til deres farlighed/effekt på akvatiske økosystemer.

Det fremgår heraf, at Bicheludvalget vurderede at behandlingshyppigheden som miljøbelastningsindikator er begrænset til det terrestriske miljø, men at det på daværende tidspunkt var det bedste der eksisterede. **Der er således ikke sket nogen forandring i forudsætningen for at bruge BH som miljøbelastningsindikator.** Derimod har selve datagrundlaget for en indikator blevet langt bedre for en mere realistisk indikator.

Det blev fundet at behandlingshyppigheden giver et dækkende billede af de seneste års udvikling i landbrugets pesticidanvendelse. Vurderingsgrundlaget er at udviklingen i forbruget af de enkelte pesticidgrupper med et stigende forbrug af herbicider og fungicider og et uændret forbrug af insekticider og vækstreguleringsmidler afspejler den generelle opfattelse i faglige kredse, at stigningen i pesticidforbruget især skal tilskrives større ukrudtsproblemer end tidligere og et forøget behov for fungicider som følge af bl.a. resistens overfor de anvendte midler.

Da Behandlingshyppigheden ikke repræsenterer den bedst mulige indikator for miljøbelastning så vil er fortsat brug af denne som eneste styringsmiddel ikke være i overensstemmelse med den bedst mulige præcision, der tilgodeser miljøet.

Udviklingen af indikatorer i andre lande har ikke på overbevisende vis fremkommet med indikatorer som er bedre end indikatoren behandlingshyppighed. Samtidig hersker der i Danmark særlige forhold omkring udvidet adgang til vigtige data, der beskriver landbrugsdriften. Med denne baggrund er det muligt at udnytte Danmarks unikke situation til at udvikle en ny indikator som imødegår behandlingshyppighedens mangler i præcision. **Det er i nærværende rapport vist hvorledes disse eksisterende data kan udnyttes i et forslag til en alternativ indikator for miljøbelastningen som følge af pesticidanvendelsen.** Principperne for denne nye indikator vil bygge på de tilstande hvor pesticider påvirker mest i miljøet, da disse bør være styrende for en vurdering af deres påvirkningsgrad. Anbefalingerne fra Bicheludvalget om at inddrage afstandskrav i indikatoren er direkte tilgodeset i den nye indikator.

Behandlingshyppigheden har en klar berettigelse forhold til at beskrive den terrestriske miljøbelastning inden på selve marken og anvendelsen af standarddosering som vægtningsfaktor er også præcis i forhold til de usikkerheder, der kendetegner økotoksikologiske data. Dette giver behandlingshyppigheden nogle klare fortrin. Forslaget til en ny indikator, der foreslås til danske forhold, inddrager derfor behandlingshyppigheden som en del af et langt mere udbygget system.

Udviklingen af en ny indikator vil ikke forudsætte andre data end hvad, der er direkte tilgængelig og vil derfor alene være et spørgsmål om a koordinere indsatsen fra relevante fagdiscipliner. Arbejdsopgaverne vil blive følgende: (1) Fastlæggelse af delindikatorer med udgangspunkt i de rammer, der er beskrevet ovenover; (2) Etablering af en forbindelse til alle relevante data, hvor der udvikles automatisk opdateringsprocedurer; (3) Programmering af selve indikatoren. (4) Opstilling af data til etablering af referenceår (svarende til BH=1,7). Under forudsætning af at alle de nødvendige eksperter kan frigøres vil udviklingsarbejdet kan det gennemføres indenfor et år. Når indikatoren er færdigudviklet vil der være en mindre driftmæssig omkostning til at opdatere, beregne og afrapportere indikatoren hvert år. Alle beregninger vil være programmeret samlet som en del af projektet, så de løbende beregninger fra år til år vil ikke være ressourcekrævende.

Det er i kapitel 5 gennemgået hvorledes **der kan udregnes indikatorværdier der med hensyn til miljøbeskyttelse svarer til reduktionsmålet i Pesticidplan 2004-2009**. Det gøres ved at opstille et referenceår på baggrund af de antagelser og analyser Ørum (2003) foretog dan han beregnede om en behandlingshyppighed på 1.7 stadig var det driftsøkonomisk optimale. Det er muligt på alle aggregeringsniveauer og for alle relevante effektscenarier.

7 REFERENCER

- ABD-ALLA, M. H., S. A. OMAR, og S. KARANXHA. 2000. The impact of pesticides on arbuscular mycorrhizal and nitrogen-fixing symbioses in legumes. *Applied Soil Ecology* 14: 191-200.
- ANDERSEN, H. V., R. BOSSI, N. O. JENSEN, P. B. SØRENSEN, N. H. SPLIID, og P. K. JENSEN. 2006. Målinger af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. *Faglig rapport fra DMU* 587: 98.
- ANONYM. 1986. Miljøministerens handlingsplan for nedsættelse af forbruget af bekæmpelsesmidler.
- ANONYM. 2002. Evaluating progress in pesticide risk reduction: Summary report of the OECD project on pesticide aquatic risk indicators. *OECD*.
- ANONYM. 2005. Summary report of the OECD project on pesticide terrestrial risk indicators (TERI). *OECD series on pesticides 27*: 1-27.
- ANONYM. 2006. Notat om aktuel plantebeskyttelse i dansk planteavl. Pesticidhandlingsplan 2004-2009 og mulighederne for at nå målsætningen. *www.LC.dk*.
- ASMAN, W. A. H., G. FELDING, P. KUDSK, J. LARSEN, S. MATHIASSEN, og H. SPLIID. 2001. Pesticides in air and in precipitation and effects on plant communities. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 57.
- ASTERAKI, E. J., B. J. HART, T. C. INGS, og W. J. MANLEY. 2004. Factors influencing the plant and invertebrate diversity of arable field margins. *Agriculture Ecosystems & Environment* 102: 219-231.
- AUDE, E., K. TYBIRK, og M. BRUUS PEDERSEN. 2003. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agric. Ecosystems and Environ.* 99: 135-147.
- BLACKBURN, L. G., og C. BOUTIN. 2003. Subtle effects of herbicide use in the context of genetically modified crops: A case study with glyphosate (Roundup (R)). *Ecotoxicology* 12: 271-285.
- BOUTIN, C., H. B. LEE, E. T. PEART, P. S. BATCHELOR, og R. J. MAGUIRE. 2000. Effects of the sulfonylurea herbicide metsulfuron methyl on growth and reproduction of five wetland and terrestrial plant species. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 2532-2541.
- BREEZE, V. G. 1994. Herbicide vapour phytotoxicity: Laboratory fact and field speculation. *BCPC Monograph No 59: Comparing glasshouse & field pesticide performance II*: 85-95.
- BREEZE, V. G., G. THOMAS, og R. C. BUTLER. 1992. Use of a model and toxicity data to predict the risks to some wild plant species from drift of four herbicides. *Ann. appl. Biol.* 121: 669-677.
- BRIGGS, L., og N. DAMM. 2004. Effects of pesticides on *Bombina bombina* in natural pond ecosystems. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 85.
- BRUUS PEDERSEN, M., E. AUDE, og K. TYBIRK. 2004. Adskillelse af effekter af herbicider og kvælstof på vegetation og leddyr i hegn og græslandsvegetation. *Bekæmpelsesmiddelforskning* 87.
- BRÜSCH, W. 2004. Pesticidandvendelse i landbruget Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser.
- BRAAE, L., NØHR, H., PETERSEN, B.S. 1988. Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug. Miljøstyrelsen, København, 102.
- BØGESTRAND, J. E. 2001. Vandløb og kilder 2000, NOVA 2000. *Faglig rapport fra DMU* 378.
- CAMPBELL, B. C. 1988. The effects of plant growth regulators and herbicides on host plant quality to insects. In E. A. Heinrich [ed.], *Plant stress-insect interactions*, 205-247. John Wiley & Sons, New York.

- CEDERGREEN, N., J. C. STREIBIG, og H. SPLIID. 2004. Pesticiders påvirkning af planter og alger i vandmiljøet. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 68.
- CILGI, T., og P. C. JEPSON. 1995. The risk posed by deltamethrin drift to hedgerow butterflies. *Environmental Pollution* 87: 1-9.
- DAVIS, B. N. K. 1965. The immediate and long-term effects of the herbicide MCPA on soil arthropods. *Bull. Entomol. Res.* 56: 357-366.
- DAVIS, B. N. K. 1991. Bioassays of insecticide spray drift: the effect of wind speed on the mortality of *Pieris brassicae* larvae (Lepidoptera) caused by difluzenuron. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 36: 141-149.
- DAVIS, B. N. K., og C. T. WILLIAMS. 1990. Buffer zone widths for honeybees from ground and aerial spraying of insecticides. *Environmental Pollution* 63: 247-259.
- DAVIS, B. N. K., K. H. LAKHANI, og T. J. YATES. 1991. The hazards of insecticides to butterflies of field margins. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 36: 151-161.
- DAVIS, B. N. K., K. H. LAKHANI, T. J. YATES, A. J. FROST, og R. A. PLANT. 1993. Insecticide drift from ground-based, hydraulic spraying of peas and brussels sprouts: bioassays for determining buffer zones. *Agric. Ecosystems Environ.* 43: 93-108.
- DAVIS, B. N. K., M. J. BROWN, A. J. FROST, T. J. YATES, og R. A. PLANT. 1994. The effects of hedges on spray deposition and on the biological impact of pesticide spray drift. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 27: 281-293.
- DE JONG, F. M. W., E. VAN DER VOET, og K. J. CANTERS. 1995. Possible Side Effects of Airborne Pesticides on Fungi and Vascular Plants in The Netherlands. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 30: 77-84.
- DOVER, J., N. SOTHERTON, og K. GOBBETT. 1990a. Reduced Pesticide Inputs on Cereal Field Margins - the Effects on Butterfly Abundance. *Ecological Entomology* 15: 17-24.
- DOVER, J., N. SOTHERTON, og K. GOBBETT. 1990b. Reduced pesticide inputs on cereal field margins: the effects on butterfly abundance. *Ecological Entomology* 15: 17-24.
- ELLERMANN, T., A. H. V., C. MONIES, K. KEMP, R. BOSSI, B. B. MOGENSEN, C. GEELS, J. CHRISTENSEN, og L. M. FROHN. 2005. Atmosfærisk deposition 2005. NOVANA.
- EPPLE, J., J. MAGUHN, P. SPITZAUER, og A. KETRUP. 2002. Input of pesticides by atmospheric deposition. *Geoderme* 105: 327-349.
- ESBJERG, P. og B. S. PETERSEN. 2002a. Effects of reduced pesticide use on flora and fauna in the agricultural fields. *Pesticide Research* 58.
- ESBJERG, P., og B. S. PETERSEN. 2002b. Effect of reduced pesticide use on flora and fauna in the agricultural fields. Danish Environmental Protection Agency.
- FLETCHER, J. S., T. G. PFLEEGER, C. RATSCH, og R. HAYES. 1996. Potential impact of low levels of chlorsulfuron and other herbicides on growth and yield of nontarget plants. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 1189-1196.
- FOLLAK, S., F. WALKER, og K. HURLE. 2005. Short- and Long-Term Response of Sunflower to Airborne Bromoxynil-Octanoate Under Controlled and Field Conditions. *Ecotoxicology* 14: 503-512.
- GILBERT, A. J., og G. J. BELL. 1988. Evaluation of the drift arising from spray application. *Aspects of Applied Biology* 17: 363-376.
- HALD, A. B., J. REDDERSEN, og H. ELBEK-PEDERSEN. 1994. Sprøjtetfri randzoner i sædskiftemarker - Plante- og insektliv samt udbytte. Landsforsøg 1987-92. Miljøstyrelsen, København.

- HAUGHTON, A. J., J. R. BELL, A. WILCOX, og N. D. BOATMAN. 2001. The effect of the herbicide glyphosate on non-target spiders: Part I. Direct effects on *Lepthyphantes tenuis* under laboratory conditions. *Pest Management Science* 57: 1033-1036.
- HELWEG, C., B. B. MOGENSEN, P. B. SØRENSEN, T. MADSEN, R. BOSSI, D. RASMUSSEN, og S. PETERSEN. 2003. Fate of pesticides in surface waters, laboratory and field experiments. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 68.
- JÄNSCH, S., G. K. FRAMPTON, J. ROMBKE, P. J. VAN DEN BRINK, og J. J. SCOTT-FORDSMAND. 2006. Effects of pesticides on soil invertebrates in model ecosystem and field studies: A review and comparison with laboratory toxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25: 2490-2501.
- JØRGENSEN, LN og P. KUDSK. 2006) Twenty years' experience with reduced agrochemical inputs. HGCA R & D conference. Lincolnshire, UK. Arable Crop Protection in the Balance Profit and the Environment, 25-26 of Jan. 2006, 16.1-16.10
- KEGEL, B. 1989. Laboratory experiments on the side effects of selected herbicides and insecticides on the larvae of three sympatric *Poecilus*-species (Col. Carabidae). *J. Appl. Ent.* 108: 144-155.
- KJAER, C., M. STRANDBERG, og M. ERLANDSEN. 2006a. Effects on hawthorn the year after simulated spray drift. *Chemosphere* 63: 853-859.
- KJAER, C., M. STRANDBERG, og M. ERLANDSEN. 2006b. Metsulfuron spray drift reduces fruit yield of hawthorn (*Crataegus monogyna* L.). *Science of the Total Environment* 356: 228-234.
- KJÆR, C., og N. ELMEGAARD. 1996. Effect of herbicide treatment on host plant quality for a leaf-eating beetle. *Pestic. Sci.* 47: 319-325.
- KJÆR, C., M. STRANDBERG, og N. ELMEGAARD. 2002. Effekter af sprøjtemiddelafdrift på bærbærende buske og træer som indikator for biodiversitetsforandringer. *Bekæmpelsesmiddelforskning* 60.
- KJØLHOLT, J. 1986. Udviklingstendenser i landbrugets anvendelse af pesticider 1981-84. *Ugeskrift for jordbrug* 5: 133-136.
- KLEIJN, D., og G. I. J. SNOEIJING. 1997. Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology* 34: 1413-1425.
- KLEPPER, O., T. JAGER, T. VAN DER LINDEN, og R. SMIT. 1998. An assessment of the effect on natural vegetations of atmospheric emissions and transport of herbicides in the Netherlands. RIVM, National Institute for Public Health and Environment, Bilthoven - The Netherlands, Internal ECO-memo 98/05.
- KLOPPEL, H., og W. KORDEL. 1997. Pesticide volatilization and exposure of terrestrial ecosystems. *Chemosphere* 35: 1271-1289.
- KUTLESA, N. J., og S. CAVENEY. 2001. Insecticidal activity of glufosinate through glutamine depletion in a caterpillar. *Pest Management Science* 57: 25-+.
- LAURIDSEN, T. L., U. FRIBERG-JENSEN, og K. CHRISTOFFERSEN. 2003. Effekter af cypermethrin, azoxystrobin og bentazon på limniske invertebrater. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 73.
- LONGLEY, M., og N. W. SOTHERTON. 1997. Measurements of pesticide spray drift deposition into field boundaries and hedgerows: 2. Autumn applications. *Environmental Toxicology and Safety* 16: 173-178.
- LONGLEY, M., P. C. JEPSON, J. IZQUIERDO, og N. SOTHERTON. 1997a. Temporal and spatial changes in aphid and parasitoid populations following applications of deltamethrin in winter wheat. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 83: 41-52.

- LONGLEY, M., T. CILGI, P. C. JEPSON, og N. W. SOTHERTON. 1997b. Measurements of pesticide spray drift deposition into field boundaries and hedgerows: 1: Summer application. *Environmental Toxicology and Safety* 16: 165-172.
- MARRS, R. H., og A. J. FROST. 1997. A microcosm approach to the detection of the effect of herbicide spray drift in plant communities. *Journal of Environmental Management* 50: 369-388.
- MARRS, R. H., A. J. FROST, og R. A. PLANT. 1991. Effects of herbicide spray drift on selected species of nature conservation interest: The effects of plant age and surrounding vegetation structure. *Environmental Pollution* 69: 223-235.
- MARRS, R. H., C. T. WILLIAMS, A. J. FROST, og R. A. PLANT. 1989. Assessment of the effects of herbicide spray drift on a range of plant species of conservation interest. *Environmental Pollution* 59: 71-86.
- MARRS, R. H., A. J. FROST, R. A. PLANT, og P. LUNNIS. 1993. Determination of buffer zones to protect seedlings of non-target plants from the effects of glyphosate spray drift. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 45: 283-293.
- MARSHALL, E. J. P. 1988. Some Effects of Annual Applications of 3 Growth-Retarding Compounds on the Composition and Growth of a Pasture Sward. *Journal of Applied Ecology* 25: 619-630.
- MAXWELL, B., og R. WEED. 2001. Nontarget terrestrial plant effects of low-dose, high-potency herbicides. In S. A. Ferenc [ed.], Impacts of low-dose, high potency herbicides on nontarget and unintended plant species, 198. SETAC, Pensacola, Florida.
- MOGENSEN, B., P. B. SØRENSEN, F. STUER-LAURIDSEN, og P. LASSEN. 2004. Fate of Pyrethroids in farmland ponds. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 86.
- MÜLLER, G. 1972. Die Veränderungen der Koleopterenfauna der Bodenoberfläche von Kulturfeldern nach Herbizideinsatz (Col.). *Folia Entomologia Hungarica* 25: 297-305.
- MØGELENBERG, F., K. GUSTAVSON, og P. B. SØRENSEN. 2001. Pesticide aquatic risk indicators - an examination of the OECD indicators REXTOX, ADSCOR and the Danish indicators FA and LI based on Danish sales data from 1992-2000. *OECD-rapport*.
- MØGELENBERG, F., SCHLÜTER, K. GUSTAVSON, V. FORBES, A. COLD, N. FRIBERG, S. E. LARSEN, og R. B. LAURIDSEN. 2004. Effekter af bekæmpelsesmidler på flora og fauna i vandløb. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 82.
- NØDDEGAARD, E. 1986. Udvikling i forbruget af pesticider og vækstreguleringsmidler 1956-1984. *Ugeskrift for jordbrug* 5: 119-130.
- NØRUM, U., P. BJERREGAARD, N. FRIBERG, og S. E. LARSEN. 2006. Effekter af pulseksponering med pyrethroider på vandløbsinvertebrater. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 102.
- ODDERSKÆR, P., A. PRANG, N. ELMEGAARD, og P. N. ANDERSEN. 1997. Skylark Reproduction in Pesticide Treated and Untreated Fields. Ministry of the Environment and Energy, Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 32.
- OLSZYK, D. M., C. A. BURDICK, T. G. PFLEGER, E. H. LEE, og L. S. WATRUD. 2004. Assessing the risk to non-target terrestrial plants from herbicides. *J. Agric. Meteorol.* 60: 221-242.
- PETERSEN, B. S., NØHR, H. 1992. Pesticiders indflydelse på gulspurvens levevilkår. En sammenlignende undersøgelse af ynglesucces og vinterforkomst i landbrugsområder med og uden anvendelse af bekæmpelsesmidler. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen* 1: 1-47.
- POLLARD, E. 1968a. Hedges II. The effect of removal of the bottom flora of hawthorn hedgerow on the fauna of the hawthorn. *J. appl. Ecol.* 5: 109-123.

- POLLARD, E. 1968b. Hedges III. The effect of removal of the bottom flora of a hawthorn hedgerow on the carabidae of the hedge bottom. *J. appl. Ecol.* 5: 125-139.
- RANDS, M. R. W. 1985. Pesticide Use on Cereals and the Survival of Grey Partridge Chicks - a Field Experiment. *Journal of Applied Ecology* 22: 49-54.
- RANDS, M. R. W., og N. W. SOTHERTON. 1986. Pesticide use on cereal crops and changes in the abundance of butterflies on arable farmland in England. *Biological Conservation* 36: 71-82.
- REDDERSEN, J., S. ELMHOLT, og S. HOLM. 1998. Indirect Effects of Fungicide and Herbicides on Arthropods. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, 44.
- ROSS, L. J., S. NICOSIA, M. M. MCCHESENEY, K. L. HEFNER, D. A. GONZALEZ, og J. N. SEIBER. 1990. Volatilization, off-site deposition, and dissipation of DCPA in the field. *J. Environ. Qual.* 19: 715-722.
- SAMSØE-PETERSEN, L. 1995. Effects of 67 herbicides and plant growth regulators on the rove beetle *Aleochara bilineata* (Col: Staphylinidae) in the laboratory. *Entomophaga* 40: 95-104.
- SEARLE, G. G., D. R. PENNMAN, og R. B. CHAPMAN. 1990. The toxicity of herbicides to the gorse spider mite *Tetranychus lintearius*. *Proc. 43rd N. Z. Weed and Pest Control Conf.* : 178-181.
- SIEBERS, J., R. BINNER, og K. P. WITTICH. 2003. Investigation on downwind short-range transport of pesticides after application in agricultural crops. *Chemosphere* 51: 397-407.
- SKOVGAARD, H. 2002. Forekomst af pesticider i vandhuller i Århus Amt. *Århus Amt Natur og Miljø*.
- SPEIGHT, R. I., og J. B. WHITTAKER. 1987. Interactions between the Chrysomelid beetle *Gastrophysa viridula*, the weed *Rumex obtusifolius* and the herbicide Asulam. *J. Appl. Ecol.* 24: 119-129.
- SØRENSEN, P. B., R. BRÜGGERMANN, M. THOMSEN, og D. B. LERCHE. 2005. Application of multidimensional rank-correlation, MATCH. *Communications in Mathematical and in Computer Chemistry* 54: 643-670.
- SØRENSEN, P. B., H. V. ANDERSEN, N. O. JENSEN, H. R. OLESEN, og R. BOSSI. 2007. Modellering af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. *Faglig rapport fra DMU* 610.
- TANKE, W., og J. M. FRANZ. 1978. Nebenwirkungen von Herbiziden auf Nutzinsekten *Entomophaga* 23: 275-280.
- TAYLOR, R. L., B. D. MAXWELL, og R. J. BOIK. 2006. Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agriculture Ecosystem and Environment* 116: 157-164.
- ØRUM, J.E. 2003. Opdatering af Bicheludvalgets driftsøkonomiske analyse, *Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen* 20.