

5 Fremskrivninger og konsekvensberegninger

Befolkningen, virksomhederne og de offentlige myndigheder kan som omtalt i afsnit 4.6 reagere på forskellig vis over for oplevede eller forventede ændringer i de miljørelaterede levevilkår. Man må gå ud fra, at befolkningen og virksomhederne normalt reagerer på en måde, som set fra deres synspunkt er rationel. På samme måde må man antage, at myndighederne også er interesseret i, at indsatsen over for miljøproblemerne er så optimal som muligt. Hensigten med den integrerede miljøplanlægnings respons-del er netop at sikre dette.

Respons-delen omfatter to elementer:

- Konsekvensanalyser af forskellige miljøforanstaltninger
- Prioritering af miljøindsatsen.

Disse elementer omtales hhv. i indeværende kapitel og kapitel 6. Der anlægges en offentlig myndighedssynsvinkel på analyserne, således at disse antages gennemført med henblik på at udforme en hensigtsmæssig integreret miljøplanlægning - dvs. at udforme myndighedernes foranstaltninger og sammensætningen heraf på en for samfundet fordelagtig måde.

5.1 Analyse af miljø-, ressource- og produktionsfaktorkonsekvenser

Udgangspunktet for de offentlige myndigheders respons er oplevelsen eller forventningen om en uacceptabel ændring af de miljørelaterede levevilkår. Denne information er resultatet af den integrerede miljøplanlægnings overvågningsdel, hvor udviklingen i forskellige driving forces, pressures, states og impacts løbende registreres eller beregnes. Ideelt set bør der foreligge et såkaldt udgangsforløb, der beskriver de aktuelle økonomiske og miljømæssige forhold samt den forventede udvikling heri.

Udgangsforløbet En præcis angivelse af udgangsforløbet er særdeles væsentlig, hvad enten man ønsker at vurdere, hvor omfattende ændringer i de økonomiske og miljømæssige forhold der er behov for i forhold til en ønsket udvikling - såkaldt backcasting - eller man ønsker at opgøre de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af forskellige offentlige foranstaltninger - såkaldt forecasting.

Det er imidlertid ikke altid helt klart, hvorledes udgangsforløbet mere præcist bør fastsættes. Man kan således skelne mellem tre mulige udgangsforløb:

- Den nuværende situation
- Den forventede udvikling
- Den målsatte udvikling

Der kan ikke gives et entydigt svar på, hvilken af disse muligheder det normalt vil være hensigtsmæssigt at vælge. Den nuværende situation må ganske vist i de fleste tilfælde antages at være nogenlunde velkendt gennem den integrerede miljøplanlægnings overvågningsdel, og derfor synes den at være et rimeligt udgangspunkt for beskrivelsen af responsbehovet og -mulighederne. Problemet med denne fremgangsmåde er imidlertid, at den økonomiske aktivitet og den hermed forbundne miljøbelastning er i stadig udvikling. Hertil kommer, at de endelige konsekvenser for levevilkårene af de forskellige hidtidige påvirkninger af miljøet aldrig vil være slået fuldt igennem i den aktuelle situation.

Derfor vil et mere realistisk udgangspunkt for de offentlige myndigheders respons være den forventede udvikling i økonomisk aktivitet og miljøbelastning. Et sådant

udgangsforløb kan både benyttes som udgangspunkt for forecasting og backcasting analyser.

Den forventede udvikling kan imidlertid i sig selv være vanskelig at specificere. I visse tilfælde er der nemlig allerede fra de offentlige myndigheders side opstillet miljømålsætninger og mere eller mindre løst formulerede handlingsplaner for opfyldelsen heraf. I disse situationer kan det også overvejes at benytte målsatte miljøforhold i formuleringen af udgangsforløbet. Dette kræver imidlertid, at man samtidig har en nogenlunde klar forestilling om, hvorledes målsætningerne kan antages at blive opfyldt - dvs. hvilken tilsigtet økonomisk udvikling, der vil føre til målsætningernes opfyldelse. Har man ikke det, bliver det vanskeligt at vurdere, hvilke økonomiske og miljømæssige ændringer, der yderligere er behov for, samt hvilke konsekvenser yderligere politiske indgreb vil få.

Man kan altså reelt stå i to forskellige situationer, når arbejdet med formuleringen af de offentlige myndigheders respons indledes:

- Det er klart specificeret, hvilke initiativer der i øvrigt vil blive gennemført, hvorledes de økonomiske forhold i omverdenen forventes at udvikle sig, og dermed hvorledes den fremtidige økonomiske udvikling og miljøbelastning forventes at blive.
- Der er alene formuleret en række målsætninger for den fremtidige miljøbelastning, og der foreligger kun nogle løst skitserede handlingsplaner for opfyldelsen heraf.

I det første tilfælde ligger udgangsforløbet for formuleringen af respons nogenlunde fast svarende til den forventede udvikling. Behovet for yderligere foranstaltninger og konsekvenserne heraf kan herefter opgøres i forhold til de allerede specificerede initiativer og netto-effekterne heraf. Resultatet afhænger selvfølgelig af, om de opstillede forventninger til udviklingen indfries - fx om forudsætningerne om olieprisudviklingen, udviklingen på eksportmarkederne og de øvrige økonomisk politiske indgreb bliver opfyldt.

I det andet tilfælde, hvor der foreligger en række mere eller mindre præcist formulerede målsætninger og handlingsplaner for de fremtidige miljøforhold, er det noget vanskeligere at formulere udgangsforløbet. Man kan selvfølgelig vælge at se bort fra målsætningerne og i stedet benytte den forventede udvikling som grundlag for respons-udformningen. Dette vil dog næppe i lyset af de vedtagne miljømålsætninger være acceptabelt. I så fald kan man enten vælge at gøre nogle forudsætninger om, hvorledes målsætningerne vil blive opfyldt, og derefter vurdere behovet og mulighederne for yderligere foranstaltninger i forhold til dette udgangsforløb, ligesom også foranstaltningernes miljøkonsekvenser kan opgøres i forhold hertil. Eller man vælger at formulere et nyt sæt af miljømålsætninger og benytte dette som udgangspunkt for opgørelsen af det samlede behov for ændringer og for formuleringen af en samlet "pakke" af foranstaltninger, der vil opfylde målsætningerne.

Det er som nævnt vanskeligt at give en entydig anbefaling af, hvilket udgangsforløb man bør vælge. Det er imidlertid et uomgængeligt krav til formuleringen og vurderingen af de offentlige myndigheders respons, at den situation eller det forløb, i forhold til hvilket foranstaltningsbehovet og -konsekvenserne opgøres, er fuldstændig klart formuleret - herunder forudsætningerne om den generelle samfundsudvikling, øvrige økonomiske foranstaltninger og miljøpolitikken.

Backcasting Når der foreligger et klart formuleret udgangsforløb og klare målsætninger for miljøforholdene, kan behovet for miljømæssige ændringer direkte opgøres. En sådan behovsopgørelse kan efterfølgende danne udgangspunkt for analyser af, hvilke ændringer i de samfundsmæssige aktiviteter der vil føre til målsætningernes opfyldelse. En sådan specifikation benævnes ofte backcasting eller kravspecifikation - der formulerer

res krav til ændringerne i den samfundsmæssige udvikling, for at miljømålsætningerne kan opfyldes.

Det er imidlertid et problem, at miljømålsætningerne normalt kan opfyldes på mange forskellige måder - ændring af den samlede økonomiske aktivitet i samfundet, ændring i aktivitetens sammensætning, indførelse af ny teknologi osv. Derfor vil backcasting analyserne normalt ikke give et entydigt svar på, hvilke foranstaltninger fra de offentlige myndigheders side der bør gennemføres med henblik på at opfylde målsætningerne.

Analyserne resulterer derimod i specifikationen af en række mulige ændringer af ressourceallokeringen i samfundet - dvs. i anvendelsen af produktionsfaktorerne arbejdskraft, kapital og natur samt råstofressourcerne - der alle vil føre til de ønskede ændringer i miljøforholdene. En sådan specifikation kan være et godt udgangspunkt for den videre vurdering og prioritering af de offentlige myndigheders respons - jf. kapitel 6. Den kan derfor også danne grundlag for udformningen af de konkrete politiske foranstaltninger - tilpasningsforanstaltninger, fysisk planlægning, regulering ved brug af administrative eller økonomiske styringsmidler, informationskampagner og forskning, jf. omtalen heraf i afsnit 4.6.1 - som på den mest hensigtsmæssige måde bibringer den ændrede allokering af ressourcerne.

Scenarie-analyser

Resultaterne af backcastinganalyserne kan beskrives i form af en række scenarier for de samfundsmæssige aktiviteter, som alle forventes at føre til opfyldelse af de opstillede miljømålsætninger. Scenarierne angiver altså i dette tilfælde en række fremtidige udviklingsmuligheder, der alle vil føre til miljømålsætningernes opfyldelse.

Scenarieanalyserne kan imidlertid også omfatte andre udviklingsmuligheder. Det omtalte udgangsforløb er i sig selv et scenarie, og reelt kan der opstilles scenarier, som har karakter af alt lige fra simple fremskrivninger af den igangværende udvikling over egentlige forudsigelser til helt hypotetiske udviklingsforløb. Det afgørende ved udformningen af scenarierne er på den ene side, at de beskriver de økonomiske aktiviteter omfang og sammensætning samt de heraf følgende miljøkonsekvenser, og på den anden side at scenarierne repræsenterer en konsistent beskrivelse af de økonomiske aktiviteter - det vil først og fremmest sige, at nationalregnskabsidentiteterne er opfyldt.

Ved udformningen af det enkelte scenarie er der ikke nødvendigvis taget stilling til, hvilke konkrete politiske foranstaltninger der skal bibringe de af scenariet omfattede ændringer. Dette betyder, at beskrivelsen af de økonomiske aktiviteter og miljøkonsekvenserne tilføjes et ikke ubetydeligt element af unøjagtighed, idet mulighederne for at opnå de beskrevne ændringer samt de endelige konsekvenser heraf normalt vil afhænge af, hvilke foranstaltninger der konkret tænkes gennemført. Dette taler for under alle omstændigheder - eventuelt med udgangspunkt i resultaterne fra backcastinganalyserne og andre scenarieanalyser - at gennemføre egentlige konsekvensanalyser.

Egentlige konsekvensanalyser

Udgangspunktet for udformningen af de offentlige myndigheders foranstaltninger over for et givet miljøproblem bør altid omfatte en kortlægning af de forskellige relevante foranstaltningsmuligheder - altså de i afsnit 4.6.1 omtalte tilpasningsforanstaltninger, fysisk planlægning, regulering ved brug af administrative eller økonomiske styringsmidler, informationskampagner og forskning.

Kortlægningen af foranstaltningsmulighederne bør af hensyn til den efterfølgende prioritering af indsatsen følges op af en beskrivelse af foranstaltningernes miljømæssige og økonomiske konsekvenser. Det er disse deskriptive konsekvensanalyser, som skal danne grundlaget for de normative optimerings- og prioriteringsanalyser - jf. kapitel 6. Konsekvensanalyserne kan både vedrøre enkeltforanstaltninger eller strategier, der omfatter flere indbyrdes supplerende foranstaltninger.

Der står en række metodiske redskaber til rådighed for analysen af enkeltforanstaltninger. Disse metoder omtales i de følgende afsnit 5.2 - 5.6. Situationen er noget vanskeligere, hvis konsekvensanalyserne skal gennemføres for mere eller mindre løst formulerede erhvervs-, sektor- eller miljøstrategier. Hvis der i strategierne, som det ofte er tilfældet, primært opstilles en række økonomiske og miljømæssige målsætninger eller hensigtserklæringer, er det ikke umiddelbart muligt at gennemføre en konsekvensanalyse. I de fleste tilfælde vil de opstillede målsætninger kunne opfyldes på mange forskellige måder. Det er altså nødvendigt, inden konsekvensanalyserne sættes i gang, at specificere, hvilke konkrete initiativer der tænkes iværksat med henblik på at leve op til målsætningerne. Det vil være en yderligere fordel, hvis der udformes alternative strategier hver omfattende en række konkrete foranstaltninger. Herved øges mulighederne for at pege på den strategi, som på den mest hensigtsmæssige måde opfylder de oprindeligt formulerede målsætninger og hensigtserklæringer.

I de følgende afsnit beskrives en række metoder til at opgøre de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af forskellige konkrete foranstaltninger. Fremstillingen koncentrerer således om de egentlige konsekvensanalyser. Det er imidlertid klart, at de omtalte metoder og modeller også i mange tilfælde vil kunne benyttes i forbindelse med backcasting og scenarieanalyser.

Forudsat at der foreligger konkret formulerede foranstaltninger eller strategier, vil konsekvensanalysen kunne gennemføres på forskellig måde afhængigt af, hvilke foranstaltninger der er tale om. Konsekvensanalyserne kan gøre brug af en eller flere af følgende metoder eller modeller:

- Konkret opgørelse af direkte projektrelaterede konsekvenser
- Livscyklusanalyser
- Input-output beregninger
- Miljøøkonomiske modeller
- Miljømodeller - herunder dosis-respons funktioner
- Risiko- og usikkerhedsanalyse

Uanset hvilke foranstaltninger eller analysemetoder der anvendes, er det de betragtede foranstaltningers konsekvenser for de øvrige led i DPSIR-kæden, som ønskes belyst - dvs. først og fremmest foranstaltningernes konsekvenser for de miljøpåvirkende aktiviteter i samfundet (D) og i forlængelse heraf aktivitetsændringernes konsekvenser for miljøpåvirkningen (P), miljøtilstanden (S) og de miljørelaterede levevilkår (I). De forskellige metoder og modeller vil i det følgende blive beskrevet og vurderet ud fra deres evne til at indfri dette ønske.

5.2 Projektrelaterede konsekvenser og livscyklusanalyser

Konsekvensanalyse af projekter

En konkret opgørelse af de projektrelaterede konsekvenser er selvsagt alene relevant i relation til foranstaltninger, der har projektkarakter - dvs. først og fremmest anlægsprojekter, men også indførelse af ny produktions- eller forbrugsteknologi eller ændret arealanvendelse som led i den fysiske planlægning. Elementerne i en sådan konsekvensbeskrivelse er udførligt beskrevet i Møller m.fl. (2000). Beskrivelsen omfatter i første række de direkte økonomiske konsekvenser og miljøkonsekvenser. Ud fra de direkte økonomiske konsekvenser vil der i de fleste tilfælde kunne skønnes over de indirekte økonomiske konsekvenser - knyttet til hhv. de aktiviteter, der igangsættes som følge af produktionen af input til projektet, og de aktiviteter, som falder bort ved, at der anvendes knappe produktionsfaktorer i projektet og input-produktionen. Beskrivelsen af de indirekte miljøkonsekvenser kan baseres på beskrivelsen af de indirekte økonomiske effekter. I praksis er dette dog ikke helt let, idet man enten må gøre

brug af input-output systemets ikke særligt omfattende emissions- og ressourceforbrugsbeskrivelser - jf. afsnit 4.3.3 - eller eventuelt af ikke altid velegnede resultater fra livscyklusanalyser - jf. det følgende. Beskrivelsen af de direkte og indirekte miljøkonsekvenser omfatter i første række påvirkningsændringer, men af hensyn til den senere optimering og prioritering af indsatsen er det væsentligt også ud fra påvirkningsændringerne at forsøge at skønne over de resulterende miljøtilstands- og levevilkårsændringer. Hertil er det nødvendigt at have kendskab til dosis-respons funktioner eller egentlige miljømodeller, der beskriver sammenhængene mellem ændringerne i forskellige påvirkningsvariable og ændringerne i en række miljøtilstands- og levevilkårsvariable - jf. afsnit 5.5.

Livscyklus-analyse

Livscyklusanalysen, som også ofte er projektrelateret, lægger også op til en konkret opgørelse af en given foranstaltningens konsekvenser. Hensigten med en traditionel livscyklusanalyse er at beskrive de samlede direkte og indirekte materialeforbrug og miljøpåvirkninger knyttet til produktionen, forbruget og bortskaffelsen af et givet produkt. Analysen rækker altså bagud i produktionsprocessen ved at beskrive materialeforbrug og miljøpåvirkning i produktionen af samtlige input - og input til produktionen af disse osv. - der benyttes i produktionen af produktet. Analysen rækker desuden fremad ved også at beskrive materialeforbrug og miljøpåvirkning ved forbruget og bortskaffelsen af produktet - herunder eventuel genanvendelse af dele herfra. Livscyklusanalysen er materialeorienteret og omfatter derfor normalt ikke en beskrivelse af forbruget af produktionsfaktorer såsom arbejdskraft og kapitalapparat, hvilket vanskeliggør supplerende økonomiske analyser - jf. kapitel 6. Normalt er analysen endvidere udelukkende påvirkningsfokuseret - dvs. der gøres ikke forsøg på at beskrive påvirkningernes konsekvenser for miljøtilstanden og levevilkårene. Livscyklusanalyserne gennemføres ofte på et særdeles detaljeret niveau, og for at lette arbejdet hermed er der opstillet faste materialeforbrugs- og miljøpåvirkningskoefficienter for en lang række produkter. Herved benyttes på mange måder samme fremgangsmåde som i input-output analyserne, der imidlertid udelukkende kan gennemføres på samfunds-, varegruppe- og erhvervsniveau.

5.3 Input-output analyser

Input-output systemet

Input-output analyserne gennemføres på grundlag af nationalregnskabets input-output system. Dette system beskriver for et givet år værdien af de direkte og indirekte leverancer mellem erhvervene indbyrdes og mellem erhvervene og udlandet. Da der endvidere foreligger oplysninger om værdien af de forskellige erhvervs leverancer til en række efterspørgselskategorier - forbrug, investeringer og eksport - er det også muligt at belyse de direkte og indirekte produktionsmæssige konsekvenser af at ændre efterspørgslen. Der er endelig knyttet en række miljøpåvirkningsoplysninger til produktionsværdierne i de enkelte erhverv.

Nationalregnskabets input-output system er i de senere år blevet udbygget med en række oplysninger om de økonomiske aktiviteters påvirkning af miljøet - se "Input-output tabeller og analyser 1999", Danmarks Statistik (2001a). Det er i første række energirelaterede emissioner til luften - dvs. CO₂, SO₂, NO_x, CH₄, N₂O, CO, NH₃ og NMVOC - som er omfattet af systemet. Der henvises i øvrigt til afsnit 4.3.3, hvor input-output systemet også er omtalt.

Anvendelse af input-output systemets emissionskoefficienter

Input-output systemet kan benyttes i forbindelse med scenarieanalyser, hvor produktionsværdien i et givet erhverv eller værdien af en given efterspørgselskomponent antages at udvikle sig på en bestemt måde. Hvis det endvidere antages, at systemets input-output koefficienter, der reelt kun beskriver produktionsforholdene i et givet år, fortsat gælder, kan de direkte og indirekte produktions-, ressourceforbrugs- og emissionskonsekvenser af det opstillede scenarie belyses. Konsekvensbeskrivelsen dækker hele samfundet, men er som omtalt i afsnit 4.3.3 ikke geografisk opdelt. Dette er en svaghed i relation til vurderingen af emissionernes endelige konsekvenser for miljøkvaliteten. Det er faktisk kun udslippet af drivhusgasser, hvis geografiske forde-

ling er ligegyldig. De endelige konsekvenser af fx SO₂-emissionerne afhænger derimod i høj grad af, hvor disse finder sted.

Input-output systemet kan kun i ringe udstrækning opfattes som adfærdsbeskrivende. Der er alene tale om regnskabsmæssige registreringer af værdien af leverancer i et givet år. Det er på denne baggrund, at begrænsningen af systemets anvendelse til alene at omfatte scenarieanalyser skal ses.

Ønsker man at vurdere en økonomisk foranstaltnings konsekvenser for produktionen i de forskellige erhverv eller for de forskellige former for endelig anvendelse, vil der være behov for at basere vurderingen på økonomiske modelberegninger - både med henblik på at opgøre adfærdskonsekvenserne, men også for at sikre konsistens i opgørelsen heraf. Det er heri modellernes meget store styrke ligger. Input-output systemets emissionskoefficienter vil efterfølgende kunne kobles på resultaterne af modelberegningerne. Dette er også i vid udstrækning sket i forbindelse med opstillingen af de miljøøkonomiske modeller, som skal omtales i det følgende.

5.4 Miljøøkonomiske modeller

Beskrivelsen af de økonomiske og miljømæssige konsekvenser i forbindelse med projekter, produktionen af bestemte produkter og for konstruerede scenarier tager udgangspunkt i konkrete aktivitetsændringer eller teknologiske ændringer, som antages stort set entydigt at bestemme ændringernes direkte og indirekte konsekvenser. Der er tale om foranstaltninger, som kan placeres inden for kategorierne fysisk planlægning og offentlige tilpasningsforanstaltninger. Ved beskrivelsen af konsekvenserne ses der normalt og med nogen ret bort fra eventuelle adfærdsmæssige konsekvenser ud over dem, der er beskrevet ovenfor.

Beskrivelse af adfærds- og aktivitetsændringer

Ved en lang række reguleringsforanstaltninger - jf. afsnit 4.6.1 - er det imidlertid afgørende at fremkalde adfærdsændringer, som skal afstedkomme de ønskede miljøforbedringer. For disse foranstaltninger er det derfor vigtigt at kunne beskrive de hermed forbundne forventede ændringer i den økonomiske aktivitet. Dette sker gennem anvendelse af miljøøkonomiske makro- og sektormodeller - jf. afsnit 5.4.1.

Modellerne er særligt velegnede til at beskrive adfærds- og aktivitetsændringer som følge af økonomiske reguleringsforanstaltninger såsom afgifter, subsidier og øgede offentlige udgifter. Konsekvenserne af disse foranstaltninger vil i de fleste tilfælde kunne beskrives ved at ændre modellens variable og parametre. Administrative reguleringer og informationsmæssige tiltag er vanskeligere at analysere ved hjælp af modellerne, da disse ikke altid indeholder variable og parametre, der på en relevant måde kan udtrykke reguleringen.

Modellernes svagheder

De miljøøkonomiske makro- og sektormodeller beskriver foranstaltningernes konsekvenser på et relativt overordnet niveau. Mange af modellerne er nationaløkonomiske og beskriver alene udviklingen i nationalregnskabsstørrelser, men visse sektormodeller - fx på landbrugsområdet - beskriver også udviklingen i virksomhedernes økonomi. Beskrivelsen af miljøkonsekvenserne er generelt svag og omfatter kun nogle få påvirkningsforhold. Det er endvidere kun meget få sektormodeller, som opdeler konsekvenserne geografisk. Endelig gøres der heller ikke forsøg på at beskrive de videre konsekvenser af påvirkningsændringerne for miljøtilstanden og levevilkårene.

5.4.1 Nationaløkonomiske modeller - ADAM, EMMA, LADA, affaldsmodel

ADAM-modelkomplekset

Man kan skelne mellem to typer af empiriske økonomiske modeller - nemlig nationaløkonomiske modeller, der dækker hele den danske økonomi og sektormodeller, der udelukkende beskriver de økonomiske aktiviteter i en bestemt sektor. I dette afsnit omtales det mest omfattende nationaløkonomiske modelkompleks - ADAM-mo-

delkomplekset. I de to følgende afsnit omtales sektormodeller for hhv. landbrugssektoren og trafiksektoren.

ADAM-modellen har siden 1970-erne, hvor den blev konstrueret, været anvendt af de økonomisk politiske myndigheder til at fremskrive den økonomiske udvikling og analysere de nationaløkonomiske konsekvenser af økonomiske indgreb. Inden for de seneste ti år er modellen blevet suppleret med tre såkaldte satellitmodeller, der gør det muligt at beskrive en række miljøkonsekvenser af den økonomiske udvikling. ADAM-modelkomplekset, der er beskrevet i Andersen m.fl. (2001) består således nu af den centrale ADAM-model og tre satellitmodeller for hhv. energisektoren EMMA, landbrugssektoren LADA og affaldsskabelsen.

EMMA - en model for energiproduktionen og -anvendelsen

EMMA-modellen (Energi og eMissionsModeller til ADAM) er nærmere beskrevet i Andersen m.fl. (1998). Den omfatter funktioner, der beskriver:

- Husholdningernes energiforbrug
- Erhvervenes energiforbrug
- Energiforsyningssystemet

Husholdningernes energiforbrug beskrives separat for hhv. opvarmning, el (ekskl. opvarmning) og transport. Den centrale forklarende variable er energiprisen - dvs. prisen på energi til opvarmning, elprisen og prisen på transportbrændsler. Efter bestemmelsen af det samlede energiforbrug til opvarmning fordeles dette ud på fem energityper - el, fjernvarme, naturgas, faste brændsler og flydende brændsler. Modellen beskriver altså forbruget af seks forskellige energityper - de fem nævnte og transportbrændslerne.

Det er også forbruget af disse seks energityper, der er resultatet af modellens beskrivelse af energiforbruget i erhvervene (ekskl. energiforsyning). Ud over de oprindelige ADAM-erhverv omfatter beskrivelsen også 10 transporterhverv, der er dannet ved at splitte ADAM-modellens aggregerede transporterhverv op i undererhverv. Bestemmelsen af energiforbruget sker i tre trin. Først bestemmes det enkelte erhvervs samlede energiforbrug som en funktion af erhvervets samlede produktion og den relative pris på energi. Dernæst fordeles det samlede energiforbrug ud på el, transportbrændsler og øvrige brændsler. Dette sker ud fra de relative priser på disse energityper. Endelig fordeles forbruget af øvrige brændsler ud på naturgas, fjernvarme, faste brændsler og flydende brændsler med faste andele.

Energiforsyningssystemets energiforbrug er et resultat af erhvervets leverancer af el, fjernvarme og gas til de øvrige erhverv. Forsyningssystemet, der omfatter vindkraft, decentrale kraftværker, fjernvarmeverker og centrale kraftværker, konverterer således forskellige energityper til el, fjernvarme og gas. Vindkraft kræver selvsagt ikke noget energiforbrug, og de decentrale kraftværkers og fjernvarmeverkernes forbrug af forskellige brændsler bestemmes ud fra deres kapacitet. Endelig bestemmes de centrale kraftværkers forbrug af forskellige energityper ud fra disses relative priser.

Når forbruget af de seks energityper i husholdningerne, de forskellige erhverv og energiforsyningssystemet er bestemt, beregnes emissionerne af de forskellige energi-relaterede stoffer ved hjælp af emissionskoefficienter for de forskellige energityper og erhverv. Sådanne koefficienter foreligger i den officielle emissionsopgørelse CORINAIR, og disse er overført til EMMA-modellen. Disse koefficienter korrigeres løbende i lyset af den teknologiske udvikling og ikke mindst i lyset af implementeringen af de vedtagne emissionskvoter for energiforsyningssystemet.

Modelkompleks for landbrugssektoren - LADA og ESMERALDA

Beskrivelsen af landbrugssektoren inden for ADAM-modelkomplekset gennemføres på tre niveauer - jf. Andersen m.fl. (2001). De tre niveauer er:

- Et helt aggregeret ADAM-niveau

- Et noget disaggregeret niveau - transformationsmodellen LADA
- Et helt disaggregeret niveau - en sektormodel for landbrugssektoren ESMERALDA

På det helt aggregerede niveau, beskrives sektoren som producent af ét produkt. Produktionsomfanget er bestemt af eksportprisen på landbrugsprodukter og de marginale produktionsomkostninger. Produktionen bestemmes altså fra udbudssiden og afsættes hhv. på hjemmemarkedet, hvor erhvervet står over for en faldende efterspørgselskurve, og på eksportmarkedet, hvor den resterende produktion afsættes til en given pris.

I LADA-modellen er landbrugssektoren disaggregeret i fem undersektorer eller driftsgrene - vegetabilsk produktion, kvæg- og mælkeproduktion, svineproduktion, fjerkræproduktion og øvrig landbrugsproduktion. Modellen består af tre elementer:

- Transformationsmodul
- Produktions- og faktorefterspørgselsmodul
- Aggregeringsmodul

I transformationsmodul "oversættes" resultaterne fra en analyse af landbrugssektorens økonomi baseret på den disaggregerede landbrugssektormodel ESMERALDA - jf. afsnit 5.4.2. Herved transformeres ESMERALDA-modellens forudsigelser af produktion, produktionsfaktor- og råvareforbrug fordelt på 16 driftsgrene til fire af LADA-modellens fem. ESMERALDA-modellen omfatter således ikke den øvrige landbrugsproduktion. Transformationen kan selvsagt også gennemføres den modsatte vej fra LADA's fem driftsgrene til ESMERALDA's seksten.

Ved hjælp af produktions- og faktorefterspørgselsmodul er det muligt at analysere mindre økonomisk politiske indgreb i landbrugets økonomiske vilkår. Svine-, fjerkræ- og den øvrige landbrugsproduktion antages eksogent given, og under antagelse af omkostningsminimering kan de enkelte driftsgrenes forbrug af produktionsfaktorer og råvarer bestemmes som funktion af de relative priser på disse. Den vegetabiliske produktion samt kvæg- og mælkeproduktionen bestemmes af det til rådighed værende landbrugsareal, hvorefter disse driftsgrenes produktionsfaktor- og råvareforbrug også beskrives som resultatet af omkostningsminimering.

I aggregeringsmodul aggregeres LADA-modellens fem driftsgrene til ADAM-modellens én-sektorniveau. Dette sker bl.a. med henblik på at kunne beskrive konsekvenserne af en given udvikling i landbrugssektoren for den øvrige del af økonomien.

Modelkomplekset for landbrugssektoren kan benyttes på flere forskellige måder:

- Beskrivelse af konsekvenserne for aktiviteten i landbrugets forskellige driftsgrene og for landbrugssektorens miljøpåvirkning af en given ADAM-fremskrivning med en given eksogen eksportpris på landbrugsprodukter.
- Beskrivelse af konsekvenserne af landbrugspolitiske indgreb på LADA-niveau, som efterfølgende transformeres til hhv. ADAM-niveau for at belyse de samlede økonomiske konsekvenser og til ESMERALDA-niveau for at belyse de økonomiske konsekvenser for de forskellige driftsgrene samt konsekvenserne for miljøpåvirkningen.
- Beskrivelse af økonomiske og miljømæssige konsekvenser af landbrugspolitiske indgreb på ESMERALDA-niveau, som efterfølgende aggregeres til ADAM-niveau med henblik på at belyse de samlede økonomiske og miljømæssige konsekvenser.

Uanset hvorledes modelkomplekset for landbrugssektoren benyttes, vil det resultere i en beskrivelse af aktiviteten i den samlede landbrugssektor på ADAM-niveau og en beskrivelse af produktionen samt produktionsfaktor- og råvareforbruget i hver af ESMERALDA-modellens seksten driftsgrene. Ud fra den mængdemæssige beskrivelse af aktiviteterne i disse driftsgrene er det herefter muligt at beskrive disses påvirkning af miljøet.

Affaldsskabelsen

ADAM-modelkomplekset omfatter endelig en model for produktionen af affald, som er beskrevet i Andersen (1998). Modellen omfatter affaldskoefficienter knyttet til ADAM-modellens 19 erhverv og 11 forbrugskategorier. Koefficienterne er beregnet ud fra Miljøstyrelsens ISAG-database, der på årsbasis indeholder oplysninger om 6 affaldskilders produktion af 29 forskellige affaldsfraktioner. Beregningerne er foretaget ud fra en vurdering af, hvilke erhverv og hvilket forbrug der genererer de forskellige typer affald.

Som udgangspunkt er affaldskoefficienterne faste, hvilket er udtryk for proportionalitet mellem økonomisk aktivitet og affaldsproduktion. Produktionen af visse affaldsfraktioner er dog eksogene – det gælder fx for haveaffald. Affaldskoefficienterne og de eksogene affaldsmængder kan forholdsvis let ændres, hvis der foreligger oplysninger, som tilsiger dette. Modellen kan dog ikke direkte beskrive adfærdsmæssige reaktioner på affaldspolitiske foranstaltninger - fx konsekvenserne af at forhøje afgiften på deponering af affald.

Modellen kan anvendes til at fremskrive affaldsproduktionen på grundlag af udviklingen i den økonomiske aktivitet. Det er derfor også muligt at belyse konsekvenserne af økonomisk politiske indgreb, der påvirker såvel omfanget som sammensætningen af de økonomiske aktiviteter.

Ud fra viden om, hvilke affaldsfraktioner der hhv. deponeres og forbrændes, er det endelig muligt at opgøre de resulterende emissioner til luften. Den deponerede mængde organisk affald giver således anledning til CH₄-emissioner med en fast koefficient, og den forbrændte mængde affald antages for det første at være CO₂-neutral og for det andet at give anledning til SO₂- og NO_x-emissioner, der sammen med de øvrige emissioner fra energiforsyningssektoren holdes inden for denne sektors emissionskvoter.

Modelkompleksets beskrivelse af miljøkonsekvenserne

Ud over beskrivelsen af de nationaløkonomiske konsekvenser har etableringen af ADAM-modelkomplekset i betydelig grad øget mulighederne for at beskrive miljøkonsekvenserne af forskellige økonomiske foranstaltninger på miljøområdet samt af andre former for økonomisk politik. Det er muligt at beskrive emissionerne af følgende stoffer - CO₂, N₂O, CH₄, SO₂, NO_x, NH₃, N og P. Hermed beskrives alle de væsentligste bidrag til tre centrale miljøproblemstillinger - nemlig klima-, forurenings- og eutrofieringsproblemstillingerne. Bidragene hertil kommer fra energiproduktionen og -anvendelsen, landbrugsproduktionen, affaldsskabelsen og spildevandsudledningerne.

Der er imidlertid stadig mange former for miljøpåvirkning, som ikke er omfattet af ADAM-modelkomplekset. Hertil kommer, at ændringerne i påvirkningen opgøres for landet som helhed. Dette er en svaghed i relation til forurenings- og næringsstofproblemstillingen, fordi disse problemstillinger i høj grad er geografisk relateret. Miljøets sårbarhed er forskelligt for de forskellige landsdele, og for at kunne belyse de endelige konsekvenser for miljøkvaliteten af ændringer i forurenings- og næringsstofpåvirkningen, er det nødvendigt at vide, hvor påvirkningen finder sted. Med hensyn til landbrugets miljøpåvirkning giver ESMERALDA-modellen dog mulighed for en vis geografisk opdeling.

5.4.2 Sektormodel for landbruget - ESMERALDA

ESMERALDA-modellen er en økonometrisk adfærdsbeskrivende model for landbrugssektoren. Sektorens produktionsomfang, produktions sammensætning og inputforbrug - herunder gødningsanvendelse og pesticidforbrug - beskrives som funktion af de relative priser på produkter og inputs. Beskrivelsen omfatter 16 forskellige driftsgrene. Modellen er beskrevet i Jensen (1996), Schou m.fl. (1996) og Andersen m.fl. (2001). Den kan beskrive ændringerne i arealanvendelsen, produktionen, inputforbruget og dermed de økonomiske konsekvenser for landbrugerne af forskellige økonomisk politiske indgreb over for landbruget - fx en gødningsafgift - samt andre former for regulering - fx ændringer af harmonikravene.

Der er ikke knyttet en egentlig miljøkonsekvensbeskrivelse til modellen, men modellens beskrivelse af arealanvendelsen, husdyrholdet samt gødnings- og pesticidanvendelsen kan danne grundlag for opgørelsen af landbrugssektorens miljøpåvirkning. Modellen indeholder heller ikke direkte en geografisk dimension, men det er muligt at forbinde dens overordnede resultater med specifikke geografiske data for arealanvendelse, produktion og inputforbrug - jf. Rygnestad m.fl. (2000). Hermed bliver det også muligt at beskrive miljøpåvirkningen på regionalt og lokalt niveau. Indtil videre er der dog kun gennemført sådanne analyser for ganske få lokalområder.

Modellens styrke er især muligheden for at knytte den sammen med en national generel ligevægtsmodel - den af SJFI udviklede AAGE-model. Denne model, der omfatter ca. 60 erhverv beskriver interaktionen mellem landbrugssektoren og den øvrige del af økonomien - jf. Frandsen (2001). Resultater fra analyser med AAGE-modellen leverer centrale forudsætninger til ESMERALDA-modellen - bl.a. de indenlandske relative priser - som efterfølgende beskriver de deltaljerede konsekvenser for landbrugserhvervet. Dette svarer reelt til anvendelsen af ESMERALDA-modellen inden for ADAM-modelkomplekset.

5.4.3 Sektormodeller for trafik og transport

På trafikområdet er der udviklet flere modeller, ved hjælp af hvilke en række forhold inden for området eller dele heraf kan beskrives - herunder først og fremmest aktivitetsudviklingen samt i de fleste tilfælde transportmidlernes luftemissioner. Modellerne er kort beskrevet i Kveiborg & Thelle (1997). Der er tale om følgende modeller

- Referencemodellen
- ALTRANS - ALternative TRANSportsystemer
- PETRA - PErsonTRAfikmodellen

Reference-modellen Med udgangspunkt i nogle få eksogent givne nationaløkonomiske størrelser er det muligt ved hjælp af Referencemodellen - jf. Trafikministeriet/COWI (1990) - at beregne det totale trafik- og transportarbejdes fordeling på transportmidler og drivmidler. Ud fra disse resultater er det endvidere muligt at beregne det samlede energiforbrug samt de samlede emissioner af CO₂, CO, NO_x, HC, SO₂, partikler og bly. Modellen kan altså benyttes til at beregne de transport- og miljømæssige konsekvenser af alternative nationaløkonomiske udviklingsforløb.

ALTRANS-modellen ALTRANS-modellen - jf. Christensen (2000) - beskriver alene persontrafikken. Modellen er bygget op omkring adfærdsrelationer estimeret ud fra individbaserede transportdata. Beskrivelsen er landsdækkende. Det er muligt ved hjælp af modellen samt oplysninger om den forventede økonomiske og demografiske udvikling at beskrive konsekvenserne for persontrafikken - bl.a. transportmiddelvalg - af forskellige styringsmæssige og infrastrukturelle indgreb - herunder også ændringer i køreplanerne for den kollektive transport. Konsekvenserne for emissionerne af CO₂, NO_x og SO₂ kan også beskrives.

PETRA-modellen PETRA-modellen - jf. COWI (1997) - er ligeledes landsdækkende, og den beskriver også kun persontrafikken. Modellen er ligesom ALTRANS en individbaseret transportadfærdsmodel, og den beskriver de samme trafikforhold som denne - bl.a. valg af transportmidler, destinationer og rejsefrekvenser. Bilejerskabsvalget beskrives i en detaljeret sub-model, CCM - Car Choice Model. PETRA kan ligesom ALTRANS anvendes til analyser af konsekvenserne for persontrafikken og dennes luftemissioner af forskellige økonomiske og demografiske udviklingsforløb samt styringsmæssige indgreb.

Traditionelle trafikmodeller Foruden disse modeller, som i en vis udstrækning er relateret til de økonomiske forhold i samfundet, findes der også traditionelle trafikmodeller (HTM - Hovedstads-TrafikModellen, OTM - Ørestadens TrafikModel og TMM - Trafik- og MiljøModel). Ved hjælp af såkaldte turmatricer samt mere eller mindre ad hoc prægede adfærdsbeskrivelser af rute- og transportvalg beskriver modellerne trafikstrømmene inden for et givet geografisk område. De kan bl.a. benyttes til at analysere de trafikale og dermed også de miljømæssige konsekvenser af overordnede ændringer i infrastrukturen, trafikstrukturen og i den kollektive trafik. Afhængigt af hvor udbygget modellernes adfærdsbeskrivende del er, kan de også anvendes i forbindelse med vurderingen af andre styringsmæssige indgreb.

Det er karakteristisk for alle de omtalte modeller, at de alene beskriver transport- og miljøkonsekvenserne af forskellige økonomiske udviklingsforløb og styringsmæssige indgreb. Modellerne er således ikke integreret med beskrivelsen af resten af økonomien, i den forstand at det beskrives, hvorledes denne påvirkes af ændringerne på transportområdet.

5.4.4 Begrænsninger på de økonomiske modellers anvendelighed

Som det fremgår af omtalen af de forskellige økonomiske modeller, er der en række begrænsninger på deres anvendelighed især i forbindelse med vurderingen af miljøkonsekvenserne af forskellig former for regulering på miljøområdet - det være sig brug af administrative eller økonomiske styringsmidler. Begrænsningerne vedrører

- hvilke typer af miljøpåvirkning der er omfattet af modellerne
- miljøpåvirkningens geografiske fordeling
- hvilke former for regulering der kan analyseres.

Hvis man ønsker at bryde nogle af disse begrænsninger, er man nødt til enten at supplere modelberegningerne med yderligere miljøkonsekvensanalyser eller at gennemføre disse ved brug af andre metoder.

Med et mere detaljeret kendskab til de enkelte erhvervs produktionsforhold og dermed til de forskellige måder, hvorpå de påvirker miljøet, vil man kunne supplere modellernes umiddelbare miljøkonsekvensbeskrivelse. Modellerne beskriver som nævnt, hvorledes aktiviteten i erhvervene udvikler sig, og det detaljerede kendskab til miljøpåvirkningen vil efterfølgende kunne benyttes til at vurdere, hvorledes forskellige typer af påvirkning vil udvikle sig. Det er måske ikke i samme udstrækning muligt at kvantificere miljøkonsekvenserne, men det vil være muligt at beskrive, hvilke miljøpåvirkningstyper der er tale om, samt i hvilken retning påvirkningsomfanget må forventes at udvikle sig. Et yderligere kendskab til visse erhvervs typiske geografiske placering vil muligvis kunne bibringe miljøkonsekvensbeskrivelsen en geografisk dimension.

En endnu mere detaljeret miljøkonsekvensbeskrivelse kræver formentlig anvendelse af en helt anden metodisk tilgang end den modelbaserede - i hvert fald så længe modellernes aggregeringsniveau fortsat er relativt højt og antallet af miljøpåvirkningstyper er forholdsvis begrænset. En detaljeret miljøkonsekvensbeskrivelse af en given

foranstaltning kræver formentlig en konkret beskrivelse af foranstaltningens påvirkning af den økonomiske adfærd - det være sig i de berørte erhverv eller i husholdningerne.

Fremstillingen har været rettet mod vurderingen af relativt præcist formulerede reguleringsforanstaltninger. Den præcise formulering er nødvendig for vha. af de beskrevne miljøøkonomiske modeller eller andre metoder at kunne beskrive miljøkonsekvenserne. Mulighederne for at beskrive konsekvenserne af forskellige former for erhvervs- og miljøstrategier, der kan være mere eller mindre løst formuleret, er derfor begrænsede. Det er nødvendigt at konkretisere, hvorledes man forestiller sig, at de opstillede miljømålsætninger skal opfyldes - dvs. hvilke konkrete midler man vil tage i anvendelse. Dette er et helt fundamentalt krav til udformningen af de miljømæssige foranstaltninger samt eventuelle erhvervs- og miljøstrategier, for at disse kan miljøkonsekvensvurderes.

5.5 Miljømodeller og risikoanalyser

Den manglende beskrivelse af de forskellige miljøforanstaltningers konsekvenser for miljøtilstanden og levevilkårene - dvs. S og I i DPSIR-systemet - er en svaghed, som karakteriserer alle de omtalte måder at gennemføre konsekvensbeskrivelsen på. Der er behov for at supplere beskrivelsen af aktivitetsændringerne og de hertil knyttede miljøpåvirkningsændringer med beskrivelser af, hvad der videre sker med den natur og de mennesker, som udsættes for påvirkningerne.

Hertil kan benyttes egentlige miljømodeller eller mere simple dosis-respons-funktioner - jf. afsnit 4.5.2. Som eksempel på sådanne miljømodeller kan nævnes luftsprednings- og depositionsmodeller. Disse beskriver, hvorledes bestemte luftarter, der i visse mængder udledes inden for et bestemt område, spredes og reagerer med andre luftarter i atmosfæren og siden i forskellige mængder deponeres inden for andre geografisk specifikke områder. Skadesfunktioner vil efterfølgende kunne benyttes til at beskrive, hvorledes de ændrede koncentrationer af miljøfremmede stoffer indvirker på eksempelvis udbyttet i land- og skovbruget, nedbrydningen af visse materialer eller sundheden. Det er imidlertid langt fra for alle miljøpåvirkningsformer, at der foreligger sprednings- og depositionsmodeller endside skadesfunktioner, hvilket i meget høj grad vanskeliggør beskrivelsen af miljøtilstands- og levevilkårsændringerne. S og I er afgjort DPSIR-systemets svage led i en konsekvensbeskrivelsessammenhæng.

Usikkerhed Uanset om der foreligger relevante økonomiske modeller og miljømodeller, vil beskrivelsen af de forskellige miljøforanstaltningers samfunds- og miljømæssige konsekvenser i forskelligt omfang være omgærdet med usikkerhed. Usikkerheden kan i bedste fald være beskrevet i form af sandsynlighedsfordelinger for størrelsen af de forskellige konsekvenser, mens der i værste fald er tale om fuldkommen uvidenhed om arten og omfanget af de mulige konsekvenser. Det er under alle omstændigheder væsentligt, at beskrivelsen af miljøforanstaltningernes konsekvenser omfatter en vurdering af den med konsekvensbeskrivelsen forbundne usikkerhed. Dette kan eventuelt ske i form af såkaldte følsomhedsberegninger, hvor konsekvensernes mulighedsområde søges afdækket. Gennemførelsen af egentlige usikkerheds- eller risikoanalyser synes derimod at være af mindre betydning i forbindelse med integreret miljøplanlægning. Denne retter sig først og fremmest mod beskrivelsen og vurderingen af forskellige miljøforanstaltningers konsekvenser, mens traditionel risikoanalyse primært er rettet mod miljøfremmede stoffers miljørelaterede egenskaber. Resultaterne af risikoanalyserne er derimod helt central for vurderingen af, i hvilken udstrækning det er forsvarligt at tillade brugen af de undersøgte stoffer.

5.6 Afslutning

Det fremgår af fremstillingen, at beskrivelsen af de forskellige miljøforanstaltningers konsekvenser for de miljøpåvirkende aktiviteter i samfundet samt for miljøtilstanden og levevilkårene stiller betydelige krav til viden om adfærdsmæssige og teknologiske forhold samt om miljøets og menneskers reaktion på ændrede miljøpåvirkningsforhold. Ideelt set er det nødvendigt at kunne beskrive de af den enkelte foranstaltning affødte aktivitetsændringer på et tidsmæssigt og geografisk miljørelevant aggregeringsniveau. Aktivitetsændringerne bør endvidere kunne beskrives på en sådan måde, at det er muligt at opgøre alle hermed forbundne ændringer i miljøpåvirkningen. Med udgangspunkt i miljøpåvirkningsændringerne skal det endeligt på et ligeledes relevant tidsmæssigt og geografisk aggregeringsniveau være muligt at beskrive de resulterende ændringer i en række miljøtilstandsforhold og de hertil knyttede levevilkår for mennesker samt flora og fauna.

Dette er meget store krav, som ikke tilnærmelsesvist kan indfries i dag. Det er imidlertid væsentligt at holde sig denne ideelle modelstruktur for øje i forbindelse med udformningen af samfundets respons på ændringer i miljøforholdene. En fyldestgørende beskrivelse af de forskellige foranstaltningens muligheder konsekvenser er en vigtig forudsætning for den endelige udformning af miljøindsatsen.