

Strategiske miljøkonsekvensvurderinger og vejplanlægning - engelske erfaringer og danske fremtidsperspektiver

af

Ph.D. stipendiat, cand.jur, Ulla Steen, CeSaM, Århus Universitet.

1. Indledning

Der skal i dette paper fokuseres på udviklingstendenser i politiske, retlige og administrative strukturer, der kan føre til, at bl.a. amtskommunale myndigheder inden for en årrække står over for (lovgivningsmæssige) krav om strategiske miljøkonsekvensvurderinger af bl.a. vejplaner.

Det fremhæves, at såvel de institutionelle rammers indretning - herunder selve procesindretningen - som håndteringen af tekniske og metodiske problemer er afgørende for, at konsekvensvurderingerne kan få betydning som helhedsorienterede og tværgående virkemidler.

Afslutningsvis trækkes engelske erfaringer med strategiske konsekvensvurderinger, der kan være af interesse i dansk sammenhæng, frem.

2. Miljøkonsekvensvurderinger - EIA, SEA og VVM

Miljøkonsekvensvurderinger er den danske samlebetegnelse for en række forskelligartede procedurer og evt. dokumenter, der kan indgå i en beslutningsproces med henblik på at informere beslutningstagere(n) om væsentlige miljømæssige konsekvenser af (en) beslutning(er). Målsætningen med brug af miljøkonsekvensvurderinger er (på demokratisk vis) at sikre en helhedsvurdering af de mange kortsigtede og langsigtede miljømæssige effekter af (alternative) beslutninger, samt at sikre at afgørelser, planer mv. kan suppleres med begrundelser, hvori det oplyses, hvorfor miljøeffekter konkret accepteres, og hvordan de kan/skal sikres reduceret.¹

En miljøkonsekvensvurdering kan være projektspecifik - den kan eksempelvis omhandle de væsentlige miljømæssige konsekvenser, der er forbundet med en beslutning om anlæg af en bestemt vejstrækning (Environmental Impact Assessment - EIA). Miljøkonsekvensvurderinger kan også anvendes på mere strategiske niveauer - f.eks. i forbindelse med formulering af transportpolitikker, udarbejdelse af transportplaner, transportprogrammer og lovforslag. (Strategic Environmental Assessment - SEA).

Formelle processuelle rammer for miljøkonsekvensvurderinger har eksisteret siden 1969, hvor den amerikanske National Environmental Protection Act (NEPA) blev vedtaget.² Imidlertid var det først med vedtagelsen af EF-direktivet om vurderinger af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet (VVM direktivet) i 1985,³ at der blev der lagt op til danske (proces)regler på området.

3. SEA begreb og proces

En **EIA proces** fokuserer på væsentlige miljømæssige konsekvenser af **specifikke aktiviteter**, der er forbundet med etablering og drift af et **foreslået projekt**. I en SEA proces fokuseres der derimod på **konceptudformningen**. I centrum er derfor de **formål, målsætninger** og

principper, der skal forme (eller former⁴) visioner og udviklingsintentioner i den **politik**, den **plan** eller det **program** eller **lovforslag**, der aktuelt er genstand for en konsekvensvurdering.⁵

Hvad der skal forstås ved politik, plan og program (PPP) kan være svært at fastlægge præcist. Ofte vil PPP'er være indbyrdes (hierarkisk) forbundne og determinerende for hverandre.⁶ Politikniveauet er det øverste niveau, hvorfra inspiration til og retningslinier for mere detaljerede planer og sidenhen programmer og konkrete projekter, udspringer. PPP'er kan forekomme på nationalt, regionalt og lokalt niveau og kan være sektororienterede eller tværgående - arealanvendelses- og skattepolitiske initiativer er eksempler på tværgående initiativer - til kategorien planer henregnes derfor også fysiske planer.⁷

En SEA proces, som den er beskrevet i den tværvidevidenskabelige litteratur⁸, omfatter forskellige trin, der involverer:

- *Fastlæggelse af formål og målsætninger - i politik, plan eller program - (PPP) - (kvantitative, kvalitative.)*
- *Fastlæggelse og afgrænsning af de vigtigste indsatsområder (scoping) - (hvilke miljøfaktorer skal der fokuseres på - hvilke alternativer)*
- *Beskrivelse af den nuværende miljøtilstand og fourdsigelse af fremtidig miljøtilstand, såfremt PPP ikke iværksættes (Bl.a. scenarier)*
- *Bekrivelse af PPP'er, herunder alternativets effekt på miljøet*
- *Afværgende foranstaltninger*
- *Etablering af overvågningsprogram*

I forbundne eller "tiered" systemer er det vigtigt, at specifikke miljøproblemer varetages af den eller de myndigheder, der er bedst egnede hertil.⁹ Eksempelvis kan det tænkes, at ansvaret for diffuse emissioner, som CO₂-emissioner, bør placeres på mere overordnede niveauer. Der kan så herfra udstikkes rammer for tiltag, der kan eller skal iværksættes på mere underordnede niveauer.

Den her givne beskrivelse af SEA-begreb og -proces, der er noget forenklet, danner udgangspunkt for en belysning af udviklingstendenser, der har synliggjort behovet for SEA som miljøpolitisk virkemiddel.

Indledningsvis fokuseres der på det aktuelle danske lovgrundlag for miljøkonsekvensvurderinger og de problemstillinger, der har været forbundet med udarbejdelsen af de første vurderinger og den efterfølgende anvendelse heraf.

4. Det aktuelle danske lovgrundlag for VVM vurderinger

Det allerede nævnte VVM direktiv om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet, blev implementeret i den danske planlovgivning i 1989. Miljøkonsekvensvurderinger, herunder af vejprojekter, foretages som led i regionplanlægningen. Der er i planloven og en bekendtgørelse med supplerende regler - kaldet "samlebekendtgørelsen"¹⁰ - opstillet kriterier for *hvornår* konsekvensvurderinger skal foretages, kriterier for *hvem* der har ansvar for vurderingens gennemførelse, kriterier for *hvilke* miljømæssige faktorer¹¹, der skal sættes i fokus for vurderingen, samt i et vist omfang kriterier for *hvordan* et projektforslag skal beskrives, vurderes og præsenteres.¹² Konsekvensvurderinger indgår i regionplaners redegørelsesdel.¹³

Anlæg, der vedtages i enkeltheder ved lov - bl.a motorveje og hovedlandeveje, er ikke omfattet af planlovens VVM-krav men nok af de bagvedliggende intentioner.¹⁴ I et statsministerielt cirkulære er det bestemt, at der i bemærkningerne til et lovforslag skal indgå en miljømæssig konsekvensvurdering, hvis forslaget efter det ansvarlige ressortministeriums begrundende vurdering skønnes at have miljømæssige konsekvenser.¹⁵

Begge regelsæt har således betydning for anlæg af veje, hvorfor amtskommunale myndigheder har været ansvarlige for et antal egentlige VVM vurderinger af forslag til veje, ligesom Vejdirektoratet (løbende) har foretaget (ofte omfattende)VVM lignende vurderinger af forslag til motorvejsstrækninger/hovedlandevejsstrækninger.¹⁶

5. Nævnspraksis

Der har været problemer forbundet med gennemførelsen af de første lovpligtige danske miljøkonsekvensvurderinger. Et antal sager vedrørende forskellige aspekter af VVM processen, der har været indklaget for Naturklagenævnet i henhold til planlovens bestemmelser, illustrerer den usikkerhed, som et nyt regelgrundlag ofte giver anledning til.¹⁷ Nævnet har gennem sine afgørelser overvejende præciseret de processuelle rammer for vurderingerne.¹⁸

I relation til vejanlæg er der flere gange taget stilling til, hvornår miljøkonsekvensvurderinger skal foretages, og hvad der skal forstås ved det problematiske begreb "projekt"¹⁹, som det indgår i planloven. Også "samlebekendtgørelsens" bestemmelser om vurdering af alternativer - herunder de begrænsninger, der følger af princippet om stedlig kompetence - trafikanalyser usikre karakter samt forskellige andre proceduremæssige spørgsmål, har været behandlet.²⁰ De forholdsvis mange klagesager vedrørende VVM kravene er til en vis grad udtryk for et uklart og uhensigtsmæssigt lovgrundlag, men også et vidnesbyrd om at implementering af processuelle regler i høj grad afhænger af den ansvarlige myndigheds opfattelse af regelgrundlaget og egen rolle.

Hvor beslutningsprocesser i forbindelse med regionplanlægningen traditionelt har være koncentreret om fastlæggelse af rammer for lokaliseringvalg, blev der med VVM direktivets bestemmelser stillet krav om implementering af integrerede vurderinger - hvori et bredt spektrum af potentielle miljøkonsekvenser - indgår²¹. Kravene er imidlertid ikke altid blevet opfyldt som følge af fastlagte saglige kompetencebegrænsninger. Eksempelvis har nødvendige teknologivurderinger været undladt, fordi planmyndigheden så sig afskåret herfra.²²

Miljøkonsekvensvurderinger udarbejdes af planmyndighederne men indgår i beslutningsgrundlaget for andre myndigheder. I forbindelse med vejanlæg i det åbne land er det den regionale miljømyndighed, der træffer afgørelse vedrørende dispensationer til linieføring i henhold til naturbeskyttelsesloven.²³ I en bekendtgørelse er det bestemt, at miljøkonsekvensvurderinger skal indgå i beslutningsgrundlaget for afgørelser herom. Også ved afgørelser om visse tilladelser og godkendelser i henhold til miljøbeskyttelsesloven, råstofloven m.fl. skal miljøkonsekvensvurderinger inddrages, og vurderingerne skal offentliggøres samtidig med forslag til godkendelse.²⁴ Manglende inddragelse af konsekvensvurderinger i sådanne afgørelsessammenhænge er eksempler på, at implementering af nye virkemidler i eksisterende beslutningssystemer kan have utilsigtede virkninger og give anledning til, at der træffes ulovlige beslutninger²⁵

Kort fortalt kan miljøkonsekvensvurderingernes funktion som helhedsorienteret virkemiddel gå tabt, såfremt traditionelle forvaltningsretlige principper følges strengt i administrative afgørelsesprocesser. Planmyndighederne har været tilbøjelige til at udelade vurderinger af miljøforhold, der lå uden for rammerne af arealanvendelsesovervejelser i udarbejdelsen af vurderingerne. Saglige kompetencebegrænsninger har været brugt i argumentationen for, at afgørende myndigheder, har undladt stillingtagen til VVM kravenes opfyldelse og uden videre overvejelser har lagt planmyndighedernes opfattelse af lokaliseringsmuligheder til grund.

Miljøklagenævnet og Naturklagenævnet, der som sidste klageinstans, har været stillet overfor at skulle vurdere amtkommunernes miljøkonsekvensvurderinger samt vurderingernes aktuelle betydning for beslutningsgrundlaget, har divergerende opfattelse heraf.

6. Behovet for strategiske miljøkonsekvensvurderinger

VVM lovgivningen har dermed ikke præcis haft de virkninger, der var tilsigtet, hvilket kan forklares gennem udpegning af påvirkende faktorer på såvel struktur som aktørplan. Selve procesindretningen har givet anledning til tvivl, og et nyt og anderledes virkemiddel er implementeret i traditionelle reguleringssystemer. Også manglende data om miljøets tilstand og usikre vurderinger af fremtidige miljøkonsekvenser bevirker, at afgørelser om et ansøgt projekts fremtid ofte må træffes på et ufuldstændigt beslutningsgrundlag. Erfaringer, der er værd at have i mente, når de sidste 10 års politiske og videnskabelige interesse for strategiske miljøkonsekvensvurderinger, betragtes. Kun få lande har hidtil indført lovgivningsmæssige krav om SEA²⁶, men en vedtagelse af et kommende EU direktivforslag vil inden for en årrække, kunne nødvendiggøre dansk stillingtagen til, hvorledes en SEA proces, som den i indledningen beskrevne, kan indgå i forbindelse med udarbejdelse af bl.a transportplaner, - programmer samt region- og kommuneplaner.²⁷

Der de to udviklingstendenser, der har ført til, at strategiske miljøkonsekvensvurderinger er blevet sat i fokus som miljøpolitisk virkemiddel.

Den ene tendens er et behov for så at sige at udvide konsekvensvurderinger på projektniveau til mere strategiske niveauer som eksempelvis vejplan og vejprogram niveau. Sådanne krav om strategiske vurderinger indgik i de første udkast til VVM direktivet, men da der ikke kunne findes en direktivmodel, der bredt kunne accepteres af EF's medlemsstater, blev tanken om miljøkonsekvensvurderinger af planer og programmer opgivet i første omgang.²⁸

Den anden tendens er fremkomsten af de seneste års bæredygtighedsstrategier, hvor miljøkonsekvensvurderinger spiller en væsentlig rolle ved integrering af miljøhensyn i sektorpolitikker og i de senere gennemførelsesfaser.

7. SEA som udvidelse af projektvurderinger

Danske miljøkonsekvensvurderinger af vejprojekter har synliggjort, at arealreservationer - foretaget måske år tilbage - samt vejnets karakter af lineære netværk, determinerer linieføringen for et konkret anlægsprojekt på en sådan måde, at (de lovpligtige²⁹) vurderinger af alternative placeringer af og alternativer til et konkret projektforslag synes at have illusorisk betydning.³⁰ Allerede eksisterende fysiske rammer samt prioriteringer mellem trafik hensyn, økonomi, arealanvendelse, forurening og sårbar natur vil ofte føre til vedtagelse af forslag, der har væsentlige indvirkninger på natur og miljø.³¹

De miljømæssige effekter, der vurderes i forbindelse med etablering og drift af et vejanlæg vedrører arealanvendelse, atmosfærisk forurening, støjforurening og sikkerhedsmæssige spørgsmål.³² Miljøeffekter knyttet til et konkret anlægsprojekt vil ofte blive bedømt som ikke væsentlige. Væsentlige er derimod kummulerede effekter af successive anlægsprojekter. I forbindelse med etablering af vejnet, der ofte vedtages gennem beslutningsprocesser, der strækker sig over 20 til 30 år, ses forskellige typer af kummulative effekter, der kan betegnes som additive, synergistiske, indirekte og afledte.³³

Additive effekter forårsages af, at øgede trafikstrømme, herunder langdistance godstrafik og turismetrafik, ofte vil være resultatet af sammenkobling af 2 eller flere veje i vejnet med heraf følgende forringelse af det lokale miljø.³⁴ Tankstationer og andre anlæg vil ofte skyde op i forbindelse med vejnetsudbygning og give anledning til selvstændige miljøeffekter, der kan betegnes som afledte, ligesom den arealanvendelse, der på projektniveau har moderate effekter, kummuleret set kan have synergistiske effekter på dyre- og planteliv.

Kummulative effekter er ikke kun fysiske. Afledte effekter kan også have socio-økonomisk karakter. Boliger tæt på vejnet taber i værdi, befolkningen flytter væk fra de tæt trafikerede områder og bliver dermed selv pendlende trafikanter. Økonomiske og demografiske effekter, som ikke udløses af noget enkelt projekt, vil derfor fremstå som realiteter efter en årrække.

Hvor det er tidsperspektivet, der er af betydning i det ovenstående, knytter der sig en anderledes problemstilling til emissioner fra transportmidler. Diffuse emissioner, der er årsag til atmosfærisk forurening, respekterer ikke "projektgrænser" eller de geografiske afgrænsninger, der følger af de stedlige kompetencebegrænsninger, som planlæggende myndigheder er underlagt. De har tværtimod såvel lokal som national og global betydning.

Muligheden for reel vurdering af alternative lokaliseringsvalg og alternativer til det foreslåede anlæg samt kummulerede effekter er derfor i højere grad til stede på strategiske beslutningsniveauer. Opmærksomheden er derfor i flere lande blevet rettet mod miljøkonsekvensvurdering af vejplaner og -programmer.³⁵

Usikkerhedsmomenter forbundet med vurdering af naturens tåleevne har fået globale dimensioner med kravet bæredygtighed, hvilket har resulteret i, at energiforbrug CO₂-emissioner og bevarelse af biodiversitet er blevet centrale reguleringsobjekter i transportpolitikken.

8. SEA som led i bæredygtighedsstrategier

Det var med Brundtland-rapporten om "Vores Fælles Fremtid" i 1987 og Rio-Deklarationen fra 1992, at en række nye globale principper for fordeling og forvaltning af jordens naturressourcer blev samlet i konceptet om "Bæredygtig Udvikling",³⁶ der siden har dannet udgangspunkt for miljødebatten.

Nationale strategier og handlingsplaner er formuleret og lokalpolitiske initiativer, herunder udarbejdelse af Lokale Agenda 21, er iværksat i en lang række lande.

Den overordnede målsætning om "Bæredygtig Udvikling", hvortil alle sektorer skal bidrage, er i de nævnte dokumenter søgt operationaliseret gennem bl.a. opstilling af kvantitative miljømål for de enkelte sektorer, og anvendelse af nye politiske virkemidler samt nye principper for fordeling af rettigheder og pligter.³⁷

Strategiske miljøkonsekvensvurderinger er et af de moderne virkemidler, der skal bidrage til, at miljøhensyn og -målsætninger integreres i sektorpolitikker og gøres realiserbare gennem planer og programmer på baggrund af reelle miljøovervejelser. Opfyldelse af en målsætning om "bæredygtig udvikling" forudsætter, at der i beslutningsprocedurer foretages afvejning af miljømæssige, økonomiske og sociale hensyn, hvorfor konsekvensvurderingerne må fokusere på såvel biofysiske som økonomiske, sociale og politiske faktorer i globalt perspektiv.³⁸ I relation til transportpolitikken har en målsætning om bæredygtig mobilitet ført til, at begrænsninger af transportomfang i stort set alle miljø/transportpolitikker har højeste prioritet. I såvel EU's transportpolitik som den danske ses udviklingen af bl.a. integrerede transportsystemer, hvori vejnet indgår, som væsentlige for opnåelse heraf.³⁹

Et antal nationale bæredygtighedsstrategier er baseret på SEA vurderinger, men kun meget få lande har etableret formelle SEA procedurer på politik, plan og program niveau, omend nogle lande er mere parate hertil end andre.⁴⁰ Skønt det er erkendt, at fremtidens miljøpolitik må baseres på helhedsorienterede beslutningssystemer, er der en række (bl. retlige) barrierer, der må nedbrydes før implementering af SEA i danske som andre beslutningssystemer på plan og program niveau, er mulig.

9. Procedurale, tekniske og metodiske problemer

Som på projektniveau er formålet med miljøkonsekvensvurderinger på politik, plan og program niveau at give beslutningstageren et informeret beslutningsgrundlag, og de forskellige trin i en EIA og SEA proces er sammenlignelige. Efter konstatering af, at SEA skal foretages (screening), fastlægges det, hvilke miljøkonsekvenser, der skal studeres, hvilke alternativer, der skal overvejes, hvilke metoder, der tænkes anvendt, samt hvorledes andre myndigheder og offentligheden skal informeres og involveres (scoping). En væsentlig opgave i scopingfasen i en SEA proces er en vurdering af, om et initiativ er i overensstemmelse med lovgivningsmæssige krav samt politikker og planer på det pågældende myndighedsniveau - dvs. i overensstemmelse med de politiske målsætninger og de initiativer, der er iværksat på andre policyområder.

Det er vigtigt at være opmærksom på den politiske kontekst, som en konkret SEA proces indgår i. Eksempelvis har det vist sig vanskeligt at integrere SEA processer på (især nationalt) politikniveau. Politiske initiativer opstår ofte ud fra et konstateret behov, og en løbende beslutningsproces vil ofte gøre det vanskeligt at fastlægge, hvornår et foreslag foreligger, og hvornår egentlige beslutninger træffes, ligesom konstitutionelle regler og følsomme oplysninger kan virke som barrierer.⁴¹ Det kommende udkast til SEA direktiv omhandler da også kun vurderinger af planer og programmer, herunder fysiske planer.^{42 43}

I gennemførelsen af en SEA proces må der foretages en række trade off's. Den komplekse virkelighed må simplificeres, og de beslutninger, der træffes af den ansvarlige myndighed, vil have karakteristika, der kendes fra anden beslutningsadfærd.⁴⁴ Ligeledes er det forventeligt, at SEA processen formes af de miljømæssige faktorer, der aktuelt er genstand for vurdering. Dvs., at der kan argumenteres for, at miljøkonsekvensvurderingsprocesser til en vis grad vil være sektorspecifikke.

Eksempelvis vil en konsekvensvurdering af en vejplan være karakteriseret ved, at planen dækker et stort areal med store variationer i naturgivne forhold, et stort antal anlæg og mange muligheder for valg af alternativer. Såvel variationer i naturmæssige forhold som den varierende belastningsgrad, der følger af rejsemønstre og usikre trafikanalyser, kan gøre det vanskeligt at træffe beslutninger om foranstaltninger, der skal afværge eller begrænse miljømæssige konsekvenser.⁴⁵

Der er derfor tekniske og metodiske problemer forbundet med vurderinger af alternativer og (kummulerede) miljøeffekter på politik, plan og program niveau - problemer der også kendes fra projektniveauet men så at sige forstørres op på mere strategiske niveauer. Også inddragelse af nye aspekter som bevarelse af biodiversitet, globale miljøeffekter og bredere socioøkonomiske effekter kan yderligere komplicere vurderingerne.

At forudsige fremtidige indvirkninger på miljømæssige faktorer kræver naturvidenskabelig (ekspert)viden samt anvendelse af ofte faktorspecifikke *teknikker*. Anvendelsen af disse teknikker kræver *data*. Indsamling, udvælgelse, bearbejdning og sammenvejning af den samlede datamængde samt præsentationen af den endelige vurdering foretages på baggrund af *vurderingsmetoder*.⁴⁶ Der findes ikke i den internationale tværvidevidenskabelige litteratur om SEA nogen fælles opfattelse af SEA metode, men de seneste års praktiske erfaringer med SEA har ført til fremkomsten af rimeligt simple checlister og matricer.⁴⁷

På trods af, at det ikke er intentionen, at strategiske vurderinger skal være så detaljerede og præcise som projektvurderinger, vil manglende viden om miljøtilstanden i et område og usikre vurderinger af fremtidige konsekvenser have uheldige følger. Vurderingernes værdi som beslutningsgrundlag for vedtagelse af politik, plan eller program eller senere som en del af beslutningsgrundlaget ved afgørelser om konkret ansøgte aktiviteterets fremtid, reduceres. Håndteringen af usikkerhedsmomenter spiller derfor en væsentlig rolle i såvel gennemførelsen af de tekniske vurderinger som forvaltningsretlige beslutnings- og afgørelsesprocesser.

Beslutningstageren må i sidstnævnte situation inddrage prognoser om fremtidige miljømæssige konsekvenser og afveje disse mod det, der må betragtes som nødvendige "bevistemaer" og "bevisstyrkekrav".⁴⁸ I den forbindelse er det væsentligt, hvem der skal bidrage med oplysninger - den der ansøger om ret til at forurene eller offentlige myndigheder. Efter de danske forvaltningsretlige principper er udgangspunktet, at det offentlige skal oplyse alle de forhold, der ønskes oplyst i det almenes interesse - medmindre lovgivningen foreskriver noget andet. (Officialmaksime). Jo mere langsigtet og alment et oplysningsbehov er, jo større er sandsynligheden for, at lovgivningen vil undlade at pålægge private oplysningspligt. I den forbindelse har også de rimelighedsbetragtninger, der ligger bag proportionalitetsprincippet betydning. Det forvaltningsretlige princip om proportionalitet, der tilsiger, at adressaten for en forvaltningsafgørelse ikke skal pålægges større byrder end nødvendigt står i modsætning til det miljøretlige forsigtighedsprincip, hvis værdigrundlag helhedsorienterede konsekvensvurderinger bygger på. Efter forsigtighedsprincippet skal en tvivl komme naturen til gode - og brugen af dette princip kan nødvendiggøre, at den private bygherre (developer) må tilvejebringe de oplysninger, der kan fjerne tvivlen. Såfremt den overordnede målsætning for den danske miljøpolitik om en "bæredygtig udvikling" skal realiseres, er det derfor nødvendigt at opbløde traditionelle forvaltningsretlige principper og grundsætninger.

10. EU initiativer

At miljøkonsekvensvurderinger anses for et særdeles vigtigt virkemiddel i realiseringen af Fællesskabets miljøpolitik fremgår af opfølgningen på det 5. miljøhandlingsprogram, hvor det erklæres, at miljøkonsekvensvurderinger er et nøgleinstrument i implementeringen af handlingsprogrammet på EU som medlemsstatsniveau.⁴⁹

På EU niveau har miljøkonsekvensvurderinger været anvendt i forbindelse med planlægningen af Det Europæiske Net for Højhastighedstog,⁵⁰ og en grønbog om strategiske konsekvensvurderinger af transeuropæiske transportnet vil sandsynligvis blive offentliggjort inden udgangen af 1996.⁵¹

VVM direktivet er aktuelt under ændring som følge af de erfaringer, der er gjort siden direktivets ikrafttræden⁵² og som følge af vedtagelsen af Espoo-konventionen om miljøkonsekvensvurderinger af grænseoverskridende aktiviteter og projekter.⁵³

I såvel det 4. som 5. miljøhandlingsprogram slås det fast, at strategiske miljøkonsekvensvurderinger er en logisk og ikke nødvendig følge af kravet om "Bæredygtig Udvikling". Men det udkast til SEA direktiv, der første gang blev præsenteret i 1991, bygger dog nærmere på det oprindelige udkast til VVM direktiv fra begyndelsen af 80'erne. Forslaget er dermed at betragte som en udvidelse af vurderinger på projektniveau. Der er i direktivforslaget lagt op til, at der skal fokuseres på de samme miljøfaktorer, som de der indgår i VVM direktivet - dvs. befolkning, flora, fauna, jord vand, luft, klima og landskab, materielle gode og kulturarv samt interaktioner mellem disse - og "bæredygtighedsparametre" som energiforbrug, resourceforbrug og socioøkonomiske faktorer, indgår dermed ikke.

I 1991 udkastet var det politikker, planer og programmer med relation til landbrug, industri, energi, transport og turisme samt planer vedrørende vandressourcer og affaldshåndtering og fysisk planlægning, der var omfattet af forslaget krav. I de seneste udkast er krav om vurderinger på politik niveau udgået og det er nu kun planer og programmer med relation til energi og transportsektoren, vandressourcer, affaldshåndtering og fysiske planer⁵⁴, der er omfattet.⁵⁵

I overensstemmelse med princippet om subsidiaritet, er der i direktivudkastet overladt medlemsstaternes vide rammer for iværksættelse af implementerende foranstaltninger.⁵⁶ Det er et spørgsmål om sådanne vide rammer for gennemførelse af SEA procedurer kan sikre ensartede konsekvensvurderinger, da der er store forskelle i medlemsstaternes eksisterende beslutningssystemer og -procedurer. EU initiativer, hvori råd og vejledning til Medlemstaterne om den faktiske gennemførelse af SEA indgår, anbefales derfor i en rapport - baseret på komparativ analyse af eksisterende formelle som uformelle SEA procedurer i EU's medlemsstater - som EU-Kommissionen har ladet foretage.⁵⁷

Et officielt SEA direktivforslag er endnu ikke præsenteret, og det må derfor forventes, at der vil gå mindst 5 år før et SEA-direktiv endeligt kan vedtages. (Fysisk) planlægning tillægges stadig større betydning som virkemiddel i miljøpolitikken på såvel EU som dansk niveau, og der lægges i det kommende SEA direktivudkastet op til vurderinger af arealanvendelsesplaner. Der kan derfor være god grund til i mellemtiden at overveje, hvorledes formelle SEA procedurer kan integreres i danske planlægningsprocesser.

11. Rammebetingelser for den danske vejpolitik

I dansk sammenhæng er "Regeringens Transporthandlingsplan for miljø og udvikling" fra 1990 samt trafikplanen "Trafik 2005 - problemstillinger, mål og strategier" udtryk for den nationale miljø/transportpolitik.⁵⁸ Der er heri opstillet målsætninger og strategier for forskellige transportpolitiske initiativer vedrørende persontransport, godstransport, veje, baner mv, og der er foretaget en vis prioritering og afvejning herimellem.

Nærmere konkretiserede mål og strategier vedrørende vejpolitiske initiativer - udbygning af motorvejsnet og hovedlandeveje, vejvedligeholdelse, opprioritering af miljø og sikkerhed, og rammeaftaler for investeringer, udgør grundlaget for, hvad der kaldes en nyeorientering af vejpolitikken.⁵⁹

Den nærmere operationalisering på amtskommunalt niveau af de her nævnte målsætninger og strategier foretages inden for rammerne af vej- og planlovgivningen, ligesom adskillige kommuner har udarbejdet transporthandlingsplaner og lokale Agenda 21'er, hvori overordnede (og i enkelte tilfælde kvantificerede) miljømålsætninger indgår.⁶⁰ Det er ved kompetencefordelingsprincipper i lovgivningen fastlagt, hvilke opgaver vedrørende planlægning, etablering og drift af transportinfrastrukturen, der tilkommer henholdsvis statslige, amtslige og kommunale myndigheder.⁶¹ Det er gennem rammeaftaler mellem Trafikminister/Vejdirektorat og (amts)kommunerne fastlagt, hvilke opgaver, der i forbindelse med projektering, anlæg og vedligeholdelse af det overordnede vejnet, skal udføres af amter og kommuner for statens regning (i overensstemmelse med det aftalte). Senest er det planlagt, at amterne skal overtage 2/3 af statsvejene i 1997, hvorfor der ved lov må ske omklassificeringer.

De(amts)kommunale transporthandlingsplaner, region-, kommune- og vejplaner udgør væsentlige elementer i den nationale (transport)politikks gennemførelse, men er ligeledes udtryk for det kommunale selvstyre. Deres indhold formes således af lokalpolitiske (økonomiske) prioriteringer, og forskellige naturgivne og demografiske forhold giver planerne deres unikke præg. Miljøkonsekvensvurderinger har været anvendt i forbindelse med den fysiske planlægning i mange år, men den mere systematiske vurderingsform, der lægges op til i SEA direktiv udkastet, vil sandsynligvis kunne styrke beslutningsgrundlaget.

12. Strategiske miljøkonsekvensvurderinger af region-, kommune og vejplaner

En regionplan afspejler en amtskommunes sammenfattende arealanvendelsesplan og administrationsgrundlaget for opgaver og beføjelser efter lovgivningen. Ligeledes danner regionplaner bindende rammer for arealvendesels- og bebyggelsesplanlægningen på kommunalt niveau.

I regionplanernes bindende retningsliniedel med tilhørende kortbilag, er retningslinierne for et nærmere antal emner, der er angivet i planloven, fastsat.⁶² Retningslinierne, der skal fastsættes på baggrund af en samlet vurdering af udviklingen i amtskommunen, kan variere ganske betydeligt for det enkelte emne i planerne, men der synes at være skabt tradition for ganske detaljerede retningslinier for bl.a. infrastrukturområdet.⁶³ Regionplanernes karakter af sammenfattende planer indebærer, at behandlingen af de enkelte emner må ske på tværs ud fra de sammenhænge, der er mellem befolkningsforhold, erhvervsstruktur, infrastruktur og areal- og naturressourcer i de enkelte amtskommuner sammenholdt med målene for regionernes udvikling.

Regionplanretningslinierne kan have form af mere eller mindre præciserede arealreservationer til bestemte formål - eksempelvis veje -. De kan have karakter af arealdefinitioner - som udpegning af særlige naturbeskyttelsesområder, eller kan bestå i fastsættelse af lokaliseringsprincipper og -kriterier eller målsætninger for et områdes miljøkvalitet.⁶⁴

Kommuneplanernes strukturdel indeholder målsætninger, retningslinier og kortbilag, og skal indholde en samlet beskrivelse af udviklingsmål og arealanvendelse for bolig- og erhvervsområder, rekreative områder, trafikbetjening og serviceforsyning. I retningslinierne for trafikbetjeningen i en kommune angives det eksisterende vej-, sti- og banenet samt udbygningsmålene for trafik anlæg og betjeningen med kollektive trafikmidler.⁶⁵

Integrering af SEA i de fysiske planlægningsprocesser vil kunne medvirke til

- fastsættelse af kvalitetsmålsætninger
- at der skabes fyldestgørende grundlag for den interesseafvejning, der skal afspejles i planernes retningslinier
- at skabe grundlag for områdeudpegning
- at udbygge vidensgrundlaget om miljøforhold på (amts)kommunalt niveau

Af de danske regionplaner og en række kommuneplaner fremgår det, at egentlige kvalitetsmålinger kun i meget ringe grad fastsættes i retningslinierne. Ligeledes ses der en tendens til, at de målsætninger og principper, der er fastsat for enkelte emneområder er så uklare, at initiativernes indbyrdes sammenhæng og forenelighed samt de samlede miljømæssige konsekvenser af planernes gennemførelse kun vanskeligt kan vurderes.⁶⁶ Eksempelvis er afvejning og koordinering af vejpolitiske initiativer og initiativer vedrørende kollektiv transport service vanskelig, bl.a. fordi egentlige trafikplaner ikke udarbejdes.

Der er ovenfor argumenteret for, at selve miljøkonsekvensvurderingsprocessen formes af de miljømæssige faktorer, der konkret er genstand for vurdering. Konsekvensvurderingsprocesser knyttet til region- og kommuneplanlægningen formes derfor af de specifikke miljøfaktorer, der må fokuseres på i forbindelse med planlægning i henholdsvis det åbne land og byområder. Fælles for udarbejdelsen af de to plantyper er dog, at der, når lovgivningsmæssige krav om SEA bliver en realitet, vil forestå en ganske omfattende arbejde med at kortlægge luftkvaliteten på regionalt og kommunalt niveau. Da der ingen danske traditioner er for kortlægning af luftkvalitet, mangler der så at sige dokumentation for, hvad bl.a. den stadig tættere trafik betyder for den lokale luftkvalitet - et perspektiv, der er særdeles relevant og nødvendigt at inddrage i konsekvensvurderinger af transportinfrastrukturen. Der ligger dermed en væsentlig opgave i at etablere et vidensgrundlag herom.

13. Engelske erfaringer

Der er i England (samt Skotland og Wales) gjort en række erfaringer med strategiske miljøkonsekvensvurderinger siden 1990, hvor den engelske regering offentliggjorde Hvidbogen "This Common Inheritance" som opfølgning på Brundtland-Rapporten. Forskellige "Government Guidances" - rettet mod administrative myndigheder - er siden da udstedt af the Department of The Environment (DoE). Der gives heri råd og vejledning om, hvorledes miljømæssige konsekvenser kan inddrages ved fastlæggelse af miljø- og andre sektorpolitikker samt i udarbejdelsen af planer.⁶⁷

I 1992 blev PPG 12 (Planning Policy Guidance) vedrørende "Development Plans and Regional Planning Guidance", hvor lokale myndigheder⁶⁸ foreslås at overveje de miljømæssige konsekvenser af såkaldte "Development Plans", lanceret. Det understeges heri, at planerne må

synliggøres som virkemiddel i bestæbelserne på at opnå en "bæredygtig udvikling". PPG12 er senere fulgt op af "Environmental Appraisal of Development Plans - A good practice guide". Det engelske planlægningssystem er på mange områder forskelligt fra det danske, men "Development Plans", der sammen med "Structure Plans" og "Local Plans", udgør den samlede arealanvendelsesplanlægning på lokalt niveau, kan sammenlignes med den fysiske planlægning på (amts)kommunalt niveau.

Der kan derfor hentes inspiration i den 3 trins konsekvensvurderingsprocedure, der er skitseret i the "Good Practice Guide", og som siden er anvendt i forbindelse med udarbejdelse af mere end 150 "Development Plans". Det anbefales i guiden at der fokuseres på 15 miljøfaktorer, der inddeles i 3 hovedkategorier:

- global bæredygtighed - energiforbrug, atmosfæriske og klimatiske faktorer, biodiversitet (herunder transport energy - efficiency i relation til antal rejser og transportformer)
- naturressourcer - vand, luft, jord mv.
- lokal miljøkvalitet - livskvalitet, herunder sundhed, æstetik, rekreative interesser mv.

På baggrund af trin 1, hvor det er overvejes, hvilke signifikante miljøkonsekvenser den foreslåede arealanvendelse i en konkret plan vil have⁶⁹, fastlægges omfanget af vurderingsproceduren (scoping - trin 2). Planens overensstemmelse med lovgivningen samt de nationale målsætninger og anbefalinger checkes i denne fase.

Planens indhold (miljø)konsekvensvurderes i trin 3. Ved hjælp af en "compatibility matrix" vurderes det, om målsætningerne for planens emneområder er indbyrdes forenelige (i guiden gives et eksempel, hvor et ønske om større energieffektivitet testes), hvorefter en "policy impact matrix", der gør det muligt at vurdere konsekvenserne af alternative valg, anvendes⁷⁰

Metoder og teknikker for vurdering af de komplekse sammenhænge mellem vejanlæg, trafikmønstre og luftkvalitet beskrives i "Design Manual for Road and Bridges - volume 11", der omhandler miljøkonsekvensvurderinger af vejanlæg. Den generelt dårlige luftkvalitet i England har flere steder givet anledning til etablering af "Air Quality Management Systems" - bla. i Kent, hvor egentlig kortlægning af belastede områder, er foretaget.

Samtidig med at forskellige miljøkonsekvensvurderingsprocedurer er integreret i lokale beslutningssystemer i Storbritanien, er der også i adskillige counities etableret miljørevisionssystemer. Systemer, hvor gentagne vurderinger af miljøtilstand og konsekvensvurderinger af policies, interne administrative procedurer samt konkret afgørelser, skal sikre fortløbende monitoring og justering af miljøpolitikken.⁷¹

Afslutningsvis skal det tilføjes, at Storbritanien på trods af mange - på papiret gode initiativer - har et højt forureningsniveau, hvilket fremgår af Det Europæiske Miljøagenturs rapport fra 1995. Forklaringerne herpå kan være mange, men giver anledning til understregning af, at effektiv implementering⁷² af nye virkemidler i miljøpolitikken, forudsætter nøje vurdering af de komplekse beslutningssystemer, hvori de skal indgå.

Referencer til litteratur om (strategiske) miljøkonsekvensvurderinger og miljørevision.

- OECD, "Environmental impact assessment of roads", Paris, 1994.
- Netherwood, Alan and Mark Shayler, "The Role of Environmental Management Systems in Local Government", in Richard Welford, Corporate Environmental Management - Systems and Strategies, Earthscan, 1996.
- Barton, Hugh and Noel Bruder, "A Guide to Local Environmental Auditing", Earthscan, 1995.
- Therivel, Riki and Maria R. Partidário, "SEA - Learning from Practice", Earthscan, 1996 (in press).
- Partidário, Maria R., "Strategic Environmental Assessment: Key Issues Emerging From Recent Practice", Environmental Impact Assessment Review, volume 16, 1996 p. 31-55.
- Lee, Norman, "Environmental assessment in the European Union: a tenth Anniversary", Project Appraisal volume 10, no. 2, 1995, p. 78-90.
- Project Appraisal, volume 7, no. 3, 1992 - Special Issue on Strategic Environmental Assessment.
- Howell, Gregory et al., "Uncertainty and project objectives", Project Appraisal, volume 8, no. 1, 1993.
- Erickson, Paul A., "A Practical Guide to Environmental Impact Assessment", Chapter 18., "Cummulative Impacts", p. 231-252, Academic Press, 1995.
- Therivel, Riki, "Strategic Environmental Assessment", Earthscan, 1992.
- Wood, Christopher, "Environmental Impact Assessment - A Comparative Review", Chapter 19, "Strategic Impact Assessment", p. 266-288, Longmann Scientific & Technical, 1995.
- Morris, Peter and Riki Therivel (ed.), "Methods of Environmental Impact Assessment", UCL Press, 1995.
- Pararoah, Tim, "Reducing the need to travel - A new planning objective in the UK?", Land Use Policy, Volume 13, no. 1 pp. 23-36.
- Smith, Graham L., "Impact Assessment and Sustainable Resource Management", Longman, Scientific & Technical, 1993.
- Wilks, Stuart and Peter N. Hall, "Think Globally, Act Locally: Implementing Agenda 21 in Britain", Policy Studies, Volume 16, no. 3, 1995, pp. 37-44.

Officelle engelske publikationer

- DoE** (Department of The Environment), "Policy Appraisal and the Environment", 1991
- DoE, "Planning Policy Guidance: Development Plans and Regional Planning Guidance - PPG12, HMSO, London, 1992.
- DoE, "Environmental Appraisal of Development Plans - A good practice guide", HMSO; London, 1994.
- PPG13, HMSO, London, 1993.
- DoT (Department of Transport), "Design Manual for Roads and Bridges, volume 11, Environmental Assessment", HMSO, London, 1994.
- DoE, "Environmental Appraisal in Government Departments", HMSO, London, 1994.
- The Government's Strategic Policies for Air Quality Management, "Air Quality: Meeting The Challenge", 1995.
- Design Manual for Roads and Bridges - Volume 11 - Environmental Assessment.
- Transport and the Environment, The Royal Commission Report, 1995.
- Air Quality: Meeting the Challenge - The Government's Strategic Policies for Air Quality Management.
- Kent County Council, "Air Quality Management for Kent", 1995
- The Local Government Board, "Environmental Auditing in Local Government - A guide and discussion paper", 1991.

¹Se herom Orla Friis Jensen, "VVM og afværgende foranstaltninger" i Ellen Margrethe Basse, (red.) "Miljøkonsekvensvurdering - i et retligt perspektiv", GadJura, 1996, pp. 299-315.

²Se om amerikanske miljøkonsekvensvurderinger, Christopher Wood, "Environmental impact Assessment - A comparative review, Longman Scientific & Technical, 1995, s. 16-30, 89-92, 166-69 samt om den domstolsudviklede praksis, Roger W. Findley & Daniel A. Farber, "Environmental Law", West Publishing Compagny, 3. ed., 1992, s. 23-55.

³Rådets direktiv af 27. juni 1985 om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet.

⁴I Holland har SEA været anvendt til evaluering af eksisterende beslutningssystemer - se National Environmental Policy Plan 2, Ministry of Housing, Physical Planning and the Environment, 1994.

⁵En sådan terminologi er anvendt i Maria R. Partidário, "Strategic Environmental Assessment: Key Issues Emerging From Recent Practice", Environmental Impact Assessment Review, volume 16, pp. 33-34.

⁶Se om sådane forbundne, "tiered systems", Riki Therivel et al., "Strategic Environmental Assessment", Earthscan, London, 1992, pp., 36-38.

⁷Ibid, p.38.

⁸Se om forskellige aspekter af SEA processen op.cit. Riki Therivel et al., "Strategic Environmental Assessment", op.cit. Christopher Wood, "Environmental Impact Assessment" Chapter 19 og Riki Therivel og Maria R. Partidário (red.), "SEA - Learning from Practice", Earthscan, 1996 (under trykning). For et juridisk perspektiv se, Helle Anker, "Internationale og EU-retlige rammer for miljøkonsekvensvurderinger, i op.cit, "Miljøkonsekvensvurdering - i et retligt perspektiv", især pp. 54-70.

⁹Se om forholdet mellem EU's og medlemsstaternes myndigheder neden for under afsnit 10.

¹⁰Planloven - Bekendtgørelse nr. 383 af af 14. juni 1993 af lov om planlægning og "samlebekendtgørelsen", bekendtgørelse nr. 847 af 30. august 1994 om supplerende regler i medfør af lov om planlægning.

¹¹Den danske oversættelse af VVM direktivet anvender betegnelsen faktorer. I engelsksproget litteratur anvendes betegnelserne "environmental components", "environmental parameters - including public health and welfare".

¹²Se bilag III - samlebekendtgørelsen.

¹³Se for en detaljeret gennemgang af de danske VVM regler og regionplanlægning, Helle T Anker, "Miljøretlige regulering på landbrugsområdet - særligt om handlingsplaner og miljøkonsekvensvurderinger", Ph.D. afhandling, Aarhus Universitet, Juridisk Institut, 1996, pp. 293-311.

¹⁴Se herom Ellen Margrethe Basse, "Miljøkonsekvensvurdering i Danmark", i op.cit. Miljøkonsekvensvurdering - i et retligt perspektiv", GadJura, 1996, pp. 264-272.

¹⁵Se Statsministeriet cirkulære nr. 12 af 11. januar 1995, § 7. Se for en kritisk vurdering af de heri indeholdte krav, op.cit. Helle Anker, Ph.D. afhandling, pp. 344-346.

¹⁶Et eksempel på miljøkonsekvensvurdering af en vejstrækning er medtaget i Miljøstyrelsen eksemplsamling "Miljøkonsekvensvurderinger af lovforslag og andre regeringsforslag", 1994.

¹⁷Der eksisterer ikke samme klageret vedrørende miljøkonsekvensvurderinger af anlæg vedtaget ved lov.

¹⁸Planlovens § 58 stk.1 nr. 3. Det er retlige spørgsmål, der kan påklages. Da VVM-reglerne er procesregler, er det spørgsmål vedrørende VVM-proceduren, Naturklagenævnet kan tage stilling til. Dog kan Nævnet såfremt proceduremæssige fejl har haft indflydelse på den materielle afgørelse foretage fuld prøvelse.

¹⁹Bl. a. "Gittervejssagen" offentliggjort i Overfredningsnævnet Orienterer nr. 16, 1993, p. 3, hvor det slås fast, at det kun er det konkrete vejprojekts selvstændige betydning, og ikke dets sammenhæng med den overordnede trafikplanlægning, der kan begrunde krav om VVM og sagen om "Røde Port" i Roskilde - J. nr. 33/250-0054, der bl.a. omhandler fragmentering af anlægsprojekter i etaper.

²⁰Se for en detaljeret gennemgang af VVM reglerne og den administrative fortolkning af heraf, op.cit. Ellen Margrethe Basse, "Miljøkonsekvensvurdering i Danmark", pp. 231-279.

²¹I Vejledning nr. 67 af 20. maj 1992 om planloven anbefales det (fejlagtigt), at regionplanretningslinierne bør være en logisk følge af VVM redegørelsens konklusioner, og at de såvidt muligt bør begrænses til det, der kan reguleres gennem den fysiske planlægning.

²²Sagerne om Nordjyllandsværket, der gennemgås i artiklen, der er henvist til i note 21.

²³I forbindelse med anlæg af veje vedtaget ved lov vil Skov- og Naturstyrelsen ofte give en rammegodkendelse for projektet, men regionplanmyndighedens konkrete afgørelser kan indbringes for Naturklagenævnet.

²⁴Se bekendtgørelse nr. 849 af 30. september 1994 om tilladelse m.v. til de anlæg, der er omfattet af miljøvurderinger i henhold til lov om planlægning (VVM).

²⁵Se note 21 for henvisning.

²⁶Se Riki Therivel, "Systems of Strategic Environmental Assessment", *Environmental Impact Assessment Review*, 1993:13, pp. 145-168.

²⁷Se nedenfor under afsnit 9.

²⁸Se Peter Wathern, "The EIA Directive of the European Union", in Peter Wathern (red.), "Environmental Impact Assessment - Theory and Practice", 3. udgave, Routledge, 1994, p 200-201.

²⁹Det er i bekendtgørelse nr. 847 af 30. august 1994 i bilag III præciseret, hvilke krav, der stilles til vurdering af alternativer.

³⁰Alternativproblematikken er et af de mange emner, der behandles i "Miljøvurderinger af transportprojekter", Videnscenter for Miljøvurdering, Institut for Miljø og Teknologi, Rodkilde Universitet, 1995. Rapporten omhandler miljøhensyns integration i beslutningsprocesser, og fokuserer på offentlighedens deltagelse.

³¹Se bl.a. afgørelsen om Hillerød motorvejens forlængelse, op.cit. "Miljøkonsekvensvurderinger i Danmark".

³²Se om de enkelte miljøfaktorer, hvor virkninger skal vurderes i VVM direktivet artikel 3 og den danske samlebekendtgørelse bilag 3.

³³Se Paul A. Erickson, "A Practical Guide to Environmental Impact Assessment", Chapter 18, "Cumulative Impacts", Academic Press, San Diego, 1995, samt Riki Therivel, "Assessing Cumulative Effects at the Strategic Level", paper præsenteret på Academic Conference of Global Forum 94.

³⁴Støj, barriereeffekt, luftforurening, kapacitetsproblemer.

³⁵Bl.a. Finland, Tyskland, Sverige og Frankrig. Se "environmental impact assessment of roads", OECD, Paris, pp. 32-34. Se også Norman Lee and Joanna Hughes, "Strategic Environmental Assessment - Legislation and Procedures in The Community", EIA Centre of Manchester, Manchester, 1995, Volume 1, pp. 61-62 og Volume 2, p. 7ff.

³⁶Op.cit., Riki Therivel et al., "Strategic Environmental Assessment", pp. 20-22.

³⁷Se vedrørende transportsektoren EU's 5. miljøhandlingsprogram - "Mod en Bæredygtig Udvikling", KOM(92)23 endelig udgave pp. 33-37.

³⁸I VVM direktivet stilles der ikke krav om vurdering af socio-økonomiske effekter af projektforslag, mens der i Espoo-konventionen vedrørende grænseoverskridende projekter med negative miljømæssige konsekvenser herunder motorveje stilles krav om vurdering af indirekte socio-økonomiske effekter - dvs effekter, der forårsages af, at et projekt har negative miljømæssige konsekvenser på konkrete miljøfaktorer.

³⁹I EF-Traktatens artikel 130r stk 2, er det fastslået, at miljøhensyn skal integreres i sektorpolitikker.

⁴⁰Se herom Helle T. Anker, "Internationale og EU-retlige rammer for miljøkonsekvensvurderinger", i op.cit. Ellen Margrethe Basse, "Miljøkonsekvensvurdering - i et retligt perspektiv", pp. 48-49, og Maria R. Patidário, "SEA regulations and guidelines worldwide", i op. cit. Riki Therivel og Maria R. Patidário (red.) "SEA - Learning from Practice"

⁴¹Se William Sheate, "Making an impact - A guide to EIA Law and Policy", Cameron, London, 1994, p. 159 og Helle Anker OP.cit. Ph.D. afhandling, p. 326-327.

⁴²Se om integration af SEA i planlægningsprocesser forbundet med fysisk planlægning, Christopher Wood, "EIA in planmaking" i op.cit. Peter Wathern (red.), "Environmental Impact Assessment", pp. 101-111.

⁴³Se under afsnit 10.

⁴⁴Op.cit, Christopher Wood, "Impact Assessment", kapitel 13, "Decisionmaking", pp. 181-196.

⁴⁵Se om miljøkonsekvensvurderinger af lineære faciliteter, Graham L. Smith "Impact Assessment and Sustainable Resource Management", Longman, Scientific & Technical, 1993, pp. 135-144.

⁴⁶Se R. Bisset, "Developments in EIA methods" i Peter Wathern (red.), "Environmental Impact Assessment - Theory and Practice", 3. udgave, Routledge, 1994, s. 47 ff og Peter Morris og Riki Therivel (red.), "Methods of Environmental Impact Assessment", UCL Press, 1995, hvor faktorspecifikke metoder gennemgås.

⁴⁷Se bl.a. Råd om fremgangsmåde ved miljøkonsekvensvurdering af lovforslag og andre regeringsforslag", Miljøstyrelsen 1994.

⁴⁸Se Ellen Margrethe Basse, "Beviskrav og konsekvensvurderinger inden for miljøretten" i Peter Blume og Hanne Petersen (red.), "Rettens polycentri", Akademisk Forlag, 1993.

⁴⁹Se "Progress Report From The Commission On The Implementation Of The European Community Programme Of Policy And Action In Relation To The Environment And Sustainable Development", KCOM(95) 624 final, pp. 88-89

-
- ⁵⁰Se "The European High Speed Train Network - Environmental Impact assessment", Commission of the European Communities, Directorate General of Transport, 1993.
- ⁵¹Op.cit. Progress Report, pp. 26-27.
- ⁵²Se "Report from the Commission on the implementation of Directive 85/337/EEC", COM(93)28 final.
- ⁵³Se KOM(93) 575 endelig udgave og KOM(95) 720 endelig udgave og op.cit Helle Anker i E.M. Basse, (red.), "Miljøkonsekvensvurdering - i et retligt perspektiv", pp. 70-77.
- ⁵⁴Se om betænkeligheder, der kan være forbundet med konsekvensvurderinger af fysiske planer, "Staffan Westerlund og Inga Carlman, "Miljøkonsekvensbeskrivninger, forskning og udvikling", Miljørettslig tidskrift", IMIR, 1994:2, pp. 238-241.
- ⁵⁵Se "Proposal for a Directive on Strategic Environmental Assessment (the assessment of plans and programmes), European Commission, XI.B2/KN/fdf D(95).
- ⁵⁶Se om betænkeligheder ved, at direktivet ikke indeholder krav til sagkundskab eller myndighedernes uvildighed, saglige og materielle kompetence, Ellen Margrethe Basse, "Dansk implementering af VVM direktivet", i Retligt Set - Synsvinkler på arealanvendelseslovgivningen", Miljø- og Energiministeriet, 1995.
- ⁵⁷Op.cit. Lee and Hughes, p. 39f.
- ⁵⁸"Regeringens Transporthandlingsplan for miljø og udvikling", Trafikministeriet, 1990, "Trafik 2005 - Trafikpolitisk Redegørelse" og "Trafik 2005 - problemstillinger, mål og strategier", Trafikministeriet, 1993.
- ⁵⁹Op.cit. "Trafik 2005 - problemstillinger, mål og strategier", p. 30.
- ⁶⁰Miljøstyrelsen har gennem oplæg og økonomisk støtte søgt at motivere kommunerne til at udarbejde transporthandlingsplaner, hvilket en række kommuner har gjort og Landsplanafdelingen, der hører under Miljøministeriet har givet inspiration til udarbejdelse af lokale Agenda 21.
- ⁶¹Se bekendtgørelse nr. 624 af 21. juli 1994 af lov om offentlige veje § 2
- ⁶²Se planlovens § 6.
- ⁶³Se "Lov om planlægning - Kommenteret af Anne Birte Boeck", Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 1994, pp. 67- 68 og 76 -77.
- ⁶⁴Ibid. p. 78.
- ⁶⁵Ibid. p. 107.
- ⁶⁶Der er i det juridiske projekt "Mobilitet og bæredygtighed - miljømål, styringsmidler og barrierer på regionalt og lokalt niveau" indsamlet regionplaner og vejplaner i alle amter samt kommuneplaner i de 69 kommuner i Århus, Nordjylland og Vejle amter med henblik på nærmere analyse. Ligeledes er forskelligt materiale indhentet hos de amtskommunale trafikvirksomheder.
- ⁶⁷Se referencer til litteratur.
- ⁶⁸Under begrebet lokale myndigheder hører county councils, district and borough councils og unitary authorities.
- ⁶⁹Miljømålsætninger kan opstilles i denne fase - eksempelvis ved på baggrund af opstillede "indicators of positive impact".
- ⁷⁰DoE, "Environmental Appraisal of Development Plans - A good practice guide", 1993, pp. 8-31.
- ⁷¹Se referencer til litteratur samt oversigt over officielle engelske publikationer.
- ⁷²i betydningen målopfyldelseseffektivitet.