

Indirekte miljøkonsekvenser i traditionel projektvurdering

Flemming Møller og Mette Wier

Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Systemanalyse

SUMMARY: The paper focuses on two kinds of indirect environmental consequences, namely the environmental consequences of the production of project inputs and the avoided consequences associated with diversion of production factors from alternative use. The former are always relevant, while the avoided consequences are only relevant in cases involving fully-employed production factors that would otherwise be used in production. The inclusion of indirect environmental consequences may considerably affect the outcome of traditional project evaluation. In this article it is suggested how the indirect environmental consequences may be described using the input/output system in combination with environmental coefficients.

Indledning

Inden for traditionel projektvurdering undlader økonomer normalt at tage hensyn til det vurderede projekts indirekte miljøkonsekvenser. Disse kan defineres som miljøkonsekvenser, der ikke er direkte knyttet til selve projektets aktiviteter – dvs.

- miljøkonsekvenser af at producere input til projektet
- miljøkonsekvenser af at bruge og skille sig af med projektets produkter
- miljøkonsekvenser af eventuelle multiplikatoreffekter
- undgåede miljøkonsekvenser ved, at ressourcer trækkes bort fra alternativ anvendelse.

De to første typer af konsekvenser beskrives normalt meget detaljeret i forbindelse med de såkaldte livscyklusanalyser, men sjældent i forbindelse med traditionel økonomisk projektvurdering. Da beskrivelsen af multiplikatoreffekter ikke udgør en integreret del af traditionel projektvurdering, bliver de hermed forbundne miljøkonsekvenser heller ikke beskrevet. Tilsvarende inddrages undgåede miljøkonsekvenser, som er knyttet til projektets opportunity costs, sjældent i projektvurderingen.

I denne artikel koncentrerer fremstillingen om miljøkonsekvenserne ved at producere input til projektet og om de undgåede miljøkonsekvenser ved at trække ressourcer bort fra alternativ anvendelse. De førstnævnte konsekvenser er både relevante i situationer med ledige og fuldt udnyttede produktionsfaktorer, mens de sidstnævnte kun er

Indirekte miljøkonsekvenser i traditionel projektvurdering

Flemming Møller og Mette Wier

Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Systemanalyse

SUMMARY: The paper focuses on two kinds of indirect environmental consequences, namely the environmental consequences of the production of project inputs and the avoided consequences associated with diversion of production factors from alternative use. The former are always relevant, while the avoided consequences are only relevant in cases involving fully-employed production factors that would otherwise be used in production. The inclusion of indirect environmental consequences may considerably affect the outcome of traditional project evaluation. In this article it is suggested how the indirect environmental consequences may be described using the input/output system in combination with environmental coefficients.

Indledning

Inden for traditionel projektvurdering undlader økonomer normalt at tage hensyn til det vurderede projekts indirekte miljøkonsekvenser. Disse kan defineres som miljøkonsekvenser, der ikke er direkte knyttet til selve projektets aktiviteter – dvs.

- miljøkonsekvenser af at producere input til projektet
- miljøkonsekvenser af at bruge og skille sig af med projektets produkter
- miljøkonsekvenser af eventuelle multiplikatoreffekter
- undgåede miljøkonsekvenser ved, at ressourcer trækkes bort fra alternativ anvendelse.

De to første typer af konsekvenser beskrives normalt meget detaljeret i forbindelse med de såkaldte livscyklusanalyser, men sjældent i forbindelse med traditionel økonomisk projektvurdering. Da beskrivelsen af multiplikatoreffekter ikke udgør en integreret del af traditionel projektvurdering, bliver de hermed forbundne miljøkonsekvenser heller ikke beskrevet. Tilsvarende inddrages undgåede miljøkonsekvenser, som er knyttet til projektets opportunity costs, sjældent i projektvurderingen.

I denne artikel koncentrerer fremstillingen om miljøkonsekvenserne ved at producere input til projektet og om de undgåede miljøkonsekvenser ved at trække ressourcer bort fra alternativ anvendelse. De førstnævnte konsekvenser er både relevante i situationer med ledige og fuldt udnyttede produktionsfaktorer, mens de sidstnævnte kun er

relevante i en situation med fuldt udnyttede produktionsfaktorer, som alternativt vil blive benyttet i forbindelse med andre økonomiske aktiviteter.

Artiklen er opdelt i seks afsnit:

- En kort beskrivelse af den velfærdsøkonomiske teori, der ligger til grund for praktisk projektvurdering.
- En beskrivelse af praktisk projektvurdering, således som den udføres i situationer med hhv. ledige og fuldt beskæftigede produktionsfaktorer.
- Vurderingen af indirekte miljøkonsekvenser i situationer med hhv. ledige og fuldt beskæftigede produktionsfaktorer.
- Brugen af input/output-systemet i forbindelse med vurderingen af indirekte miljøkonsekvenser.
- Et case study.
- Konklusioner.

1. Velfærdsøkonomi

Der er en lang tradition for at basere praktisk projektvurdering på forudsætningerne og resultaterne fra teoretisk velfærdsøkonomi. Velfærden, W , forudsættes her at være en funktion af det enkelte individs nytte, u , der afhænger af forbruget af markedsomsatte goder, x , og af miljøkvaliteten, q . Det gælder således i en situation med ét repræsentativt individ

$$W = u(x, q)$$

Projekterne indebærer normalt både ændringer i forbruget og miljøkvaliteten. Når forbruget af markedsomsatte goder ændres fra x_0 til x_1 , og miljøkvaliteten ændres fra q_0 til q_1 , kan ændringen i velfærden, dW , udtrykkes som

$$dW = u(x_1, q_1) - u(x_0, q_0)$$

I praksis er det imidlertid ikke muligt at måle denne velfærdsændring i nytteenheder. Det er derfor nødvendigt i stedet at benytte en økonomisk måleenhed.

Nyttefunktionen, $u(x, q)$, kan under visse betingelser transformeres til en udgiftsfunktion

$$e(p, q, u)$$

hvor p er prisvektoren for markedsomsatte goder, og q og u er som angivet ovenfor. Udledningen af udgiftsfunktionen beskrives udførligt i Johansson (1993).

Denne transformation gør det muligt at benytte udgiften som indikator på størrelsen af nytten. Ændringen i velfærden ved at gennemføre et givet projekt kan derfor opgøres som ændringen i udgifterne, E

$$dE = e(p_1, q_1, u_1) - e(p_0, q_0, u_0)$$

Hvis projektet indebærer en strukturel ændring, dvs. de relative priser påvirkes, så $p_1 \neq p_0$, kan velfærdsændringens størrelse opgjort i økonomiske måleenheder enten udtrykkes ved Compensating Variation, CV , eller ved Equivalent Variation, EV . CV måles relativt til det initiale nytteniveau, u_0 , mens EV måles relativt til det endelige nytteniveau, u_1 . Det gælder således

$$CV = e(p_1, q_1, u_0) - e(p_0, q_0, u_0)$$

$$EV = e(p_1, q_1, u_1) - e(p_0, q_0, u_1)$$

Ved små projekter kan det forudsættes, at ændringerne i forbrug og miljøkvalitet er marginale. I så fald bliver de relative priser ikke påvirket af projektet, og velfærdsændringen kan opgøres som produktet af ændringerne i forbrugs- og miljøkvalitetsmængderne og de faktiske (beregnings)priser. I forbindelse med praktisk projektvurdering antages det normalt, at de resulterende mængdeændringer er marginale, hvorved der ses bort fra eventuelle mængdemæssige ændringer som følge af skift i de relative priser.

Det er vigtigt at bemærke, at ændringerne i miljøkvaliteten udgør en integreret del af det velfærdsøkonomiske grundlag for praktisk projektvurdering. For at gennemføre vurderingen på kvalificeret vis bør miljøkvalitetsændringerne derfor i fuldt omfang indarbejdes heri. Dette sker imidlertid sjældent i praksis.

2. Projektvurdering i praksis

Projektvurderingen omfatter tre vigtige trin

- problemformulering
- konsekvensbeskrivelse
- konsekvensvurdering

Problemformuleringen omfatter besvarelsen af følgende væsentlige spørgsmål: Repræsenterer projektet en yderligere aktivitet i samfundet, eller erstatter det blot eksisterende aktiviteter? Hvis de produktionsfaktorer, som skal benyttes i forbindelse med projektet, i forvejen er fuldt beskæftigede, vil projektet og produktionen af input hertil

altid erstatte andre aktiviteter. De mistede resultater af disse aktiviteter benævnes projektets opportunity costs. Hvis de benyttede produktionsfaktorer alternativt er ledige, påvirkes andre aktiviteter ikke af projektet. Svaret på det stillede spørgsmål er derfor særdeles vigtigt for projektvurderingens næste trin – konsekvensbeskrivelsen.

Normalt omfatter konsekvensbeskrivelsen kun projektets direkte konsekvenser – dvs. produktionen af varer og tjenester, brugen af arbejdskraft, realkapital, jord, halvfabrikata og råvarer samt miljøkonsekvenserne, specielt emissioner. Mens der gennem prissætningen af de direkte økonomiske konsekvenser bliver taget højde for de indirekte økonomiske konsekvenser, bliver de indirekte miljøkonsekvenser sjældent omfattet af vurderingen.

Ved værdisætningen af de direkte konsekvenser benyttes normalt beregningspriser. For markedsomsatte forbrugsgoder er beregningspriserne lig med godernes forbrugerpriser. For produktionsfaktorer, råvarer og halvfabrikata er beregningspriserne lig med godernes marginale værdiproduktivitet – dvs. opportunity costs forbundet med at anvende dem.

Herved tager prissætningsmetoden højde for de indirekte økonomiske konsekvenser af ressourceanvendelsen. Hvis produktionsfaktorerne er fuldt beskæftigede bliver ressourcernes beregningspriser positive. Dette skyldes, at produktionsfaktorerne må trækkes bort fra andre aktiviteter. Hermed reduceres aktivitetsniveauet i resten af samfundet. Hvis der derimod er ledige produktionsfaktorer i samfundet, bliver ressourcernes beregningspriser lavere og i visse tilfælde lig med nul, afhængigt af hvor mange ledige ressourcer der efterspørges til projektet. Der sker en generel stigning i ressourceanvendelsen i samfundet, og projektet kan helt eller delvist gennemføres uden tab af alternativ produktion.

Normalt er projektets direkte miljøkonsekvenser omfattet af konsekvensbeskrivelsen; men de prissættes sjældent. Der er udviklet en række forskellige direkte og indirekte prissætningsmetoder – jf. Freeman (1994) – men de er vanskelige og bekostelige at benytte i praksis. Selvom de direkte miljøkonsekvenser ikke ligefrem værdisættes, så er det trods alt muligt at inddrage dem i forbindelse med projektvurderingen, fordi de i det mindste er omfattet af konsekvensbeskrivelsen.

Det samme gælder imidlertid ikke de indirekte miljøkonsekvenser, og man gør sig derfor skyldig i en alvorlig inkonsistens i forbindelse med traditionel praktisk projektvurdering.

I de tilfælde, hvor produktionsfaktorerne er ledige, indebærer projektet, at den økonomiske aktivitet i samfundet stiger med deraf følgende yderligere konsekvenser for miljøet. De yderligere miljøkonsekvenser skyldes både den med projektet og den med produktionen af input til projektet forbundne aktivitet. Mens beskrivelsen af disse indirekte miljøkonsekvenser udgør en integreret del af livscyklusanalyserne, som ho-

vedsageligt gennemføres i en ingeniørvidenskabelig sammenhæng, er de endnu ikke blevet fuldt integreret i traditionel samfundsøkonomisk projektvurdering.

Når produktionsfaktorerne trækkes bort fra anden anvendelse, er de direkte miljøkonsekvenser og konsekvenserne af at producere projektets input de samme, som når ledige faktorer bliver benyttet. Hertil kommer imidlertid, at miljøkonsekvenserne nu bliver reduceret i de økonomiske sektorer, hvorfra produktionsfaktorerne trækkes bort. Disse undgåede miljøkonsekvenser må indarbejdes i projektvurderingen på linie med de indirekte økonomiske konsekvenser af at trække produktionsfaktorer bort fra anden anvendelse.

Indarbejdelsen af de indirekte miljøkonsekvenser kan få væsentlig betydning for resultatet af projektvurderingen. Et projekt, hvis direkte miljøeffekter repræsenterer en forbedring af miljøet, kan i virkeligheden vise sig at føre til en samlet miljøforringelse, hvis der også tages højde for konsekvenserne af at producere input til projektet. Hvis produktionsfaktorerne er fuldt udnyttede, må også de undgåede miljøkonsekvenser tages i betragtning, og den samlede miljøeffekt kan herefter alligevel vise sig at være en forbedring af miljøet. Dette kan undersøges ved at sammenligne summen af de direkte miljøkonsekvenser og konsekvenserne af at producere input til projektet med de gennemsnitlige miljøkonsekvenser af samfundets økonomiske aktiviteter.

Udeladelsen af de indirekte miljøkonsekvenser i projektvurderingen kan føre til, at der både fra et økonomisk og miljømæssigt synspunkt bliver taget forkerte beslutninger. Der er derfor et klart behov for systematisk at indarbejde de indirekte miljøkonsekvenser i den traditionelle samfundsøkonomiske projektvurdering.

3. Opgørelse af de indirekte miljøkonsekvenser

I situationer med ledige produktionsfaktorer kan de indirekte miljøkonsekvenser opgøres ved at gennemføre egentlige livscyklusanalyser. Hermed lægges der op til en nøje beskrivelse af de produktionsprocesser og miljøkonsekvenser, som er knyttet til hvert af projektets input – dvs. råvarer og halvfabrikata – samt til produktionen af input til råvareudvindingen og halvfabrikataproduktionen o.s.v., o.s.v.

En sådan analyse kræver betydelig teknisk indsigt, og den er normalt særdeles ressourcekrævende, fordi hvert enkelt trin i den samlede produktionsproces skal beskrives meget detaljeret. Endvidere er det ofte muligt at producere visse input såsom energi på flere forskellige måder. Dette gør i vid udstrækning opgørelsen af miljøkonsekvenserne afhængig af, hvilke forudsætninger der gøres med hensyn til de benyttede produktionsprocesser. Det vil derfor være lettere at opgøre de indirekte miljøkonsekvenser ved at benytte nationalregnskabets input/output-beskrivelse. Denne metode forudsætter, at der benyttes gennemsnitlig produktionsteknologi, som det er beskrevet i afsnit 4.

Opgørelsen af de indirekte miljøkonsekvenser er endnu vanskeligere i situationer, hvor produktionsfaktorerne er fuldt beskæftigede. Miljøkonsekvenserne af at producere input til projektet er ganske vist de samme som i situationen med ledige produktionsfaktorer; men hertil kommer opgørelsen af de undgåede konsekvenser ved at trække ressourcer bort fra anden anvendelse. Denne opgørelse volder betydelige vanskeligheder, fordi man normalt ikke ved, hvilke aktiviteter ressourcerne bliver trukket bort fra. I situationer med fuldt beskæftigede produktionsfaktorer er det ikke muligt at give en eksakt beskrivelse af de undgåede konsekvenser og dermed af de samlede indirekte miljøkonsekvenser.

Problemet kan løses ved at estimere de undgåede miljøkonsekvenser, enten

- ud fra den mængde arbejdskraft, der direkte og indirekte beskæftiges ved projektet, eller
- ud fra projektets totale omkostninger

Den første mulighed bygger direkte på, at arbejdskraft trækkes bort fra andre produktionssektorer. Det forudsættes, at det totale udbud af arbejdskraft og dermed den samlede beskæftigelse forbliver uændret, og at arbejdskraften trækkes bort fra de andre sektorer i forhold til disses brug af arbejdskraft. Dette er selvsagt en særdeles restriktiv antagelse, hvor der helt ses bort fra arbejdsmarkedets funktionsmåde. De undgåede miljøkonsekvenser afhænger i dette tilfælde af den mængde arbejdskraft, som trækkes bort fra hver sektor, af sektorernes produktionsværdier pr. enhed arbejdskraft og af miljøbelastningen pr. enhed produktionsværdi i hver sektor.

Der kan alternativt argumenteres for, at der ved at gennemføre projektet mistes produktionsværdi svarende til projektets omkostninger. Hermed forudsættes, at prisen på hvert input afspejler dets marginale værdiproduktivitet. Det samlede produktionsværditab kan herefter allokere til de forskellige økonomiske sektorer svarende til deres relative bidrag til den samlede produktionsværdi i samfundet. De undgåede miljøkonsekvenser kan endelig for hver sektor opgøres som produktet af den mistede produktionsværdi og miljøbelastningen pr. enhed produktionsværdi.

Den første metode respekterer forudsætningen om et uændret arbejdskraftudbud og en uændret samlet beskæftigelse, men ikke forudsætningen om, at de beregnede opportunity costs svarer til værdien af den mistede produktion. Det omvendte er tilfældet med den anden metode. Hvis værdien af den mistede produktion i den anden metode justeres, således at den bliver i overensstemmelse med forudsætningen om uændret samlet beskæftigelse, giver metoderne samme resultat.

Da arbejdskraft sædvanligvis er den mest knappe produktionsfaktor, synes det mest korrekt at respektere forudsætningen om uændret samlet beskæftigelse. Analysen i det følgende baseres derfor på den første metode, dvs. de indirekte miljøkonsekvenser op-

gøres med udgangspunkt i den mængde arbejdskraft, som direkte og indirekte beskæftiges ved projektet.

4. Brugen af input/output-systemet

De to omtalte metoder til opgørelse af de indirekte miljøkonsekvenser kan kun benyttes, hvis nationalregnskabssystemets input/output-opgørelser omfatter information om miljøkonsekvenserne af produktionsaktiviteten inden for de forskellige økonomiske sektorer.

Input/output-systemet giver information om hver produktionssektors efterspørgsel efter inputs fra andre sektorer. Disse sammenhænge beskrives normalt ved brug af såkaldte input/output-koefficienter, som udtrykker værdien af de købte inputs fra de forskellige sektorer pr. enhed produktionsværdi i den køvende sektor.

Input/output-systemet kan udvides til også at omfatte emissioner fra de enkelte sektorer – se f.eks. United Nations (1993). Dette sker ved at estimere en række emissionskoefficienter, som for hver sektor angiver de udledte mængder af forskellige stoffer pr. enhed produktionsværdi. Fordi der forudsættes faste input/output-koefficienter, er det også muligt at beregne emissionskoefficienter som emissioner pr. anvendt arbejdskraftsenhed.

Den enkelte sektors emissionskoefficienter er alene relateret til de emissioner, som er et direkte resultat af produktionsprocessen. Denne giver imidlertid også anledning til en eftersørgsel efter input fra andre sektorer, hvorved disses produktion og emissioner bliver større. Summen af disse direkte og indirekte emissioner kan beregnes ud fra den Leontief-inverse matrix, der for hver sektor angiver emissionskoefficienter for de samlede direkte og indirekte miljøkonsekvenser.

For Danmark er der estimeret energi-relaterede emissionskoefficienter for CO₂, SO₂ og NO_x dækkende perioden 1972-92 – jf. Fenhann & Kilde (1994). Foruden denne officielle statistik er der estimeret koefficienter for emissionerne af en række andre stoffer samt for anvendelsen af visse ressourcer – se Wier (1994). Stofferne og ressourcerne omfattet af dette »uofficielle« system er vist i Tabel 1. Koefficienterne er estimeret for 117 forskellige produktionssektorer.

Emissions- og ressourcekoefficienterne benyttes primært i forbindelse med makroøkonomiske fremskrivninger og konsekvensberegninger. Da aggregeringsniveauet svarer til det, der benyttes i de danske makroøkonomiske modeller, er miljøkonsekvenserne af forskellige økonomiske udviklingsforløb relativt lette at beregne.

Input/output-koefficienterne kan også benyttes i forbindelse med projektvurdering – se f.eks. Scott & MacArthur & Newbery (1976), hvor de benyttes i forbindelse med opgørelsen af produktionsomkostningerne for forskellige input. I visse tilfælde er aggregeringsniveauet imidlertid for højt til, at koefficienterne kan benyttes direkte. Det

Tabel 1. Emissioner og ressourceforbrug omfattet af det danske input/output-system.

<i>Emissioner til luft:</i>	CO ₂ , SO ₂ , NO _x , VOC
<i>Spildevand:</i>	COD, BOD, Kvælstof, Fosfor, Olie*, Fenoler*, AOX*, Tungmetaller
<i>Ressourcer (produktionssektorer):</i>	Energi, PVC, Organiske opløsningsmidler, Bly*, CFC
<i>Affald*:</i>	Procesaffald, Emballage (papir, metaller & glas, plastik), Organisk affald, Ikke-organisk affald

Anm.: Data for de med * mærkede stoffer og ressourcer dækker ikke alle 117 sektorer.

Kilde: Wier (1994)

er dog normalt muligt at afgøre, fra hvilke sektorer projektets input leveres, hvorefter de sektor-specifikke emissions- og ressourcekoefficienter kan benyttes til at beregne den gennemsnitlige miljøeffekt ved at producere disse input.

Input/output-systemet beskriver ikke den specifikke produktionsproces for hver enkelt type af input. Beskrivelsen af de indirekte miljøkonsekvenser bliver derfor mindre eksakt end livscyklusanalysens beskrivelse. Den input/output-baserede analyse er imidlertid væsentlig mindre ressourcekrævende. Den er også mere komplet og konsistent end de fleste livscyklusanalyser, fordi miljøkonsekvenserne herved i samtlige analyser bliver kvantificeret på grundlag af den samme database. Endelig er det den eneste måde, hvorpå de undgåede miljøkonsekvenser kan beskrives i praksis i en situation med fuldt beskæftigede produktionsfaktorer.

Principperne for opgørelsen af de indirekte miljøkonsekvenser kan opsummeres på følgende måde:

I en situation med ledige produktionsfaktorer, U , svarer de indirekte miljøkonsekvenser, dvs. emissionerne af stoffet j , $EI_j(U)$, til konsekvenserne af at producere projektets input.

$$EI_j(U) = \sum_{i=1}^n e_{ij} \cdot x_i$$

hvor e_{ij} er emissionskoefficienten for stof j pr. produktionsværdi inden for produktionssektor i , x_i er projektets direkte og indirekte brug af input fra sektor i , og der er n sektorer. Da ikke alle sektorer leverer input til projektet, kan x_i for nogle sektorer være lig med nul.

I en situation med fuldt beskæftigede produktionsfaktorer, F , svarer de samlede indirekte miljøkonsekvenser, dvs. emissionerne af stof j , $EI_j(F)$, også til konsekvenserne

af input-produktionen; men i dette tilfælde skal endvidere de undgåede miljøkonsekvenser lægges til.

De samlede indirekte konsekvenser kan udtrykkes på følgende måde

$$EI_j(F) = \sum_{i=1}^n e_{ij} \cdot x_i - \sum_{i=1}^n (L + \sum_{i=1}^n l_i \cdot x_i) \cdot a_i \cdot \frac{e_{ij}}{ld_i}$$

hvor L er projektets brug af arbejdskraft, l_i er den direkte og indirekte brug af arbejdskraft pr. produktionsværdi i sektor i , a_i er procentandelen af den samlede beskæftigelse, som er beskæftiget i sektor i , og ld_i er den direkte brug arbejdskraft pr. produktionsværdi i sektor i .

Det ses, at de undgåede miljøkonsekvenser beregnes ud fra den samlede mængde arbejdskraft, som på grund af projektet direkte og indirekte trækkes bort fra anden beskæftigelse, dvs.

$$L + \sum_{i=1}^n l_i \cdot x_i$$

samt ud fra den andel af den samlede beskæftigelse, der trækkes bort fra sektor i , a_i , den mistede produktionsværdi pr. arbejdskraftenhed i hver sektor i , $1/ld_i$, og emissionerne af stof j pr. produktionsværdi i sektor i , e_{ij} .

5. Case study – Øget produktion af genbrugsbølgepap

Den ovenfor beskrevne metode vil i det følgende blive illustreret ved hjælp af et praktisk eksempel. Eksemplet vedrører de økonomiske og miljømæssige konsekvenser af at øge den danske produktion af genbrugsbølgepap. De direkte økonomiske og miljømæssige konsekvenser af en sådan produktionsforøgelse er detaljeret beskrevet i Miljøstyrelsen (1995).

De direkte årlige konsekvenser for produktion, ressourceforbrug og emissioner til luft af at øge produktionen af genbrugsbølgepap med 38.000 tons pr. år er sammenfattet i Tabel 2.

Som det ses af tabellen, kræver produktionen af genbrugsbølgepap både investeringer i indsamlingsmateriel og produktionsudstyr samt et hertil svarende forbrug af arbejdskraft og ressourcer i forbindelse med indsamlingen og produktionen. Bølgepapaffald er hidtil blevet indsamlet til forbrænding på forbrændingsanlæg. Ved at genbruge bølgepappet kan investeringerne og forbruget af ressourcer samt emissionerne af SO_2 and NO_x i forbindelse med forbrændingsløsningen undgås. Til gengæld mistes den fjernvarme, som hidtil er blevet produceret på forbrændingsanlægget, og fjernvar-

Tabel 2. Direkte økonomiske og miljømæssige konsekvenser af at øge den årlige danske produktion af genbrugsbølgepap.

	Produktion af genbrugsbølgepap	Indsamling til genbrug	Forbrænding af bølgepap	Indsamling til forbrænding	naturgas	Fjernvarme	kul
Genbrugsbølgepap	38.000 tons						
Fjernvarme			-456.000 GJ		228.000 GJ	228.000 GJ	
Investeringer	200 mill. kr. (levetid 15 år)	2,6 mill. kr. (levetid 15 år)	-9,9 mill. kr. (levetid 15 år)	-1,7 mill. kr. (levetid 15 år)	0,4 mill. kr. (levetid 25 år)	1,1 mill. kr.	
Arbejdskraft	54 mand	27 mand	-20 mand	-18 mand			
Elektricitet	17.100 MWh		-3.700 MWh				
Damp	171.000 GJ						
Naturgas					5.844.000 m ³		
Kul							3.800 tons
Lim etc.	1.925 tons						
Vand	60.800 m ³						
Div. driftsudgifter	11,0 mill. kr.	17,5 mill. kr.	-3,2 mill. kr.	-4,5 mill. kr.	0,8 mill. kr.	0,8 mill. kr.	
CO ₂						25.500 tons	
SO ₂			-110 tons			66 tons	
NO _x			-163 tons			68 tons	

men må nu produceres på decentrale naturgasfyrede fjernvarmeanlæg og på kulfyrede kraftvarmeanlæg. Dette resulterer i de i tabellen angivne investeringsudgifter, forbrug af ressourcer og emissioner af CO₂, SO₂ and NO_x.

Nettoresultatet af den øgede produktion af genbrugsbølgepap bliver øgede investeringer, øget forbrug af arbejdskraft, øget energiforbrug og øget forbrug af en række andre ressourcer. De samlede direkte miljøkonsekvenser omfatter øgede CO₂-emissioner samt reducerede SO₂- og NO_x- emissioner. Dette giver anledning til følgende spørgsmål:

- Kan værdien af den øgede produktion af genbrugsbølgepap opveje værdien af det øgede ressourceforbrug?
- Hvad er miljøkonsekvenserne af at producere de nødvendige input til bølgepapproduktionen?
- Kan de undgåede miljøkonsekvenser af at trække arbejdskraft bort fra anden beskæftigelse opveje de negative konsekvenser af at øge produktionen af genbrugsbølgepap og af at producere input hertil?

Det første spørgsmål kan besvares ved at gennemføre en samfundsøkonomisk analyse i overensstemmelse med de principper, som er opstillet i Møller (1989). Ud fra en række forudsætninger om de forskellige produkters og ressourcers markedspriser, om importandelene i investeringsudgifterne, om den samfundsmæssige tidspræference-rente og opportunity costs ved brug af kapital samt om korrektionsfaktorerne for afgifter og subsidier – jf. Miljøstyrelsen (1995) – kan det årlige samfundsøkonomiske overskud beregnes til ca. 38 millioner kr.

Dette beløb er på ingen måde udtryk for det virksomhedsøkonomiske overskud ved at øge produktionen af genbrugsbølgepap. Beløbet indikerer alene, at en forøgelse af denne produktion ud fra et samfundsøkonomisk synspunkt må anses for fordelagtig. Da miljøkonsekvenserne bortset fra de øgede CO₂-emissioner også er gunstige, vil en traditionel samfundsøkonomisk analyse normalt føre til en anbefaling af projektet.

Denne analyse tager imidlertid ikke hensyn til de indirekte miljøkonsekvenser, som omfatter:

- Miljøkonsekvenserne af at producere de nødvendige input til produktionen af genbrugsbølgepap.
- Undgåede miljøkonsekvenser ved at arbejdskraft trækkes bort fra anden beskæftigelse.

Som beskrevet i afsnit 4, kan de førstnævnte konsekvenser beregnes ud fra input/output-systemets beskrivelse af de enkelte produktionssektorer miljøbelastning og af sektorernes direkte og indirekte køb af varer og tjenester hos hinanden. De undgåede

miljøkonsekvenser kan være betragtelige i en situation med fuld beskæftigelse. Som det også er beskrevet i afsnit 4, kan disse konsekvenser ligeledes beregnes ud fra input/output-systemets beskrivelse af miljøbelastningen i de sektorer, hvorfra arbejdskraften antages at blive trukket bort.

De angivne beregningsmetoder er herefter benyttet ved opgørelsen af de indirekte miljøkonsekvenser af at øge produktionen af genbrugsbølgepap. Resultaterne er sammenfattet i Tabel 3.

De tidligere omtalte direkte miljøkonsekvenser er vist i kolonne A. De indirekte miljøkonsekvenser ved at producere input (elektricitet, fjernvarme, vand og lim) til projektet er, som det fremgår af kolonne B betragtelige. Med hensyn til energi og energirelaterede emissioner (SO₂, NO_x og CO₂) er de indirekte konsekvenser af væsentligt større omfang end projektets direkte konsekvenser. Dette skyldes, at produktionen af de to input »elektricitet« og »fjernvarme« er særligt energikrævende. Det gælder altså, at hvis projektets inputforbrug forudsættes at blive dækket gennem øget produktion og ressourceforbrug – inklusiv en stigning i den samlede beskæftigelse – vil det fortsat være fordelagtigt ud fra et samfundsøkonomisk synspunkt; men det vil have en række negative miljøkonsekvenser.

Ved fastsættelsen af beregningsprisen på arbejdskraft, der indgår i beregningen af det samfundsøkonomiske overskud, blev det imidlertid forudsat, at arbejdskraften bliver trukket bort fra anden anvendelse. Dette giver anledning til, at en række miljøkonsekvenser undgås. Disse undgåede konsekvenser er vist i kolonne C og D. De direkte undgåede konsekvenser – kolonne C – er en konsekvens af projektets direkte nettobeskæftigelseseffekt på 43 mand, mens projektets direkte og indirekte undgåede konsekvenser – kolonne D – afspejler, at 91 mand direkte og indirekte er involveret i selve projektet og i produktionen af input hertil.

Som det ses af kolonne E, er de undgåede miljøkonsekvenser i langt de fleste tilfælde væsentligt større end konsekvenserne af selve projektet og af at producere input hertil. Projektet og produktionen af input hertil er således i de fleste tilfælde mindre forurenende end samfundets generelle økonomiske aktiviteter. I en situation med fuld beskæftigelse er projektet således både fordelagtigt fra et samfundsøkonomisk synspunkt og også overvejende fra et miljømæssigt.

Energiforbruget og de energirelaterede emissioner er imidlertid vigtige undtagelser. Produktionen af input til projektet er således særdeles energiintensiv med forbrug af både elektricitet og fjernvarme. På dette punkt er produktionen af input altså væsentlig mere forurenende end de generelle økonomiske aktiviteter i samfundet.

De input-relaterede konsekvenser er også større end de undgåede effekter med hensyn til forbruget af PVC. Dette skyldes, at både elektricitets- og fjernvarmeproduktionen samt vandforsyningen kræver store leverancer fra bygge- og anlægssektoren, som står for over halvdelen af PVC-forbruget i den danske industri.

Tabel 3. Direkte og indirekte økonomiske og miljømæssige konsekvenser af at øge produktionen af genbrugsbølgepap.

	Direkte konsekvenser		Indirekte konsekvenser		Total
	(A)	(B)	Undgåede konsekvenser		
			Effekter som følge af input-produktionen	Direkte arbejdskraft-forbrug	Direkte og indirekte arbejdskraft-forbrug
<i>Ressourcer</i>					
Energi (TJ)	219	981	31	64	1.136
Bly (kg)		450	510	1.060	-610
PVC (kg)		4.180	1.630	3.370	810
Org. opløsningsmidl. (kg)		4.900	5.540	11.500	-6.600
CFC (kg)		50	100	200	-150
<i>Emissioner til luft</i>					
SO ₂ (tons)	-44	445	7	16	385
NO _x (tons)	-95	166	6	14	57
CO ₂ (tons)	25.500	83.200	1.700	3.500	105.200
VOC (kg)		330	550	1.150	-820
<i>Spildevand</i>					
Kvælstof (kg)		190	7.940	16.490	-16.300
Fosfor (kg)		10	160	330	-320
COD (kg)		890	2.680	5.570	-4.680
BOD (kg)		1.700	4.120	8.570	-6.870
Tungmetaller (g)		90	300	620	-530
AOX (g)		90	160	320	-230
Olie (g)		1.610	990	2.050	-440
Fenoler (g)		2.290	3.400	7.060	-4.770
<i>Affald</i>					
Procesaffald (kg)		150	200	420	-270
Organisk affald (tons)		1.600	1.020	2.120	-520
Ikke-organ. affald (tons)		170	240	490	-320
<i>Emballage</i>					
Papir (kg)		230	330	680	-450
Metal (kg)		70	110	230	-160
Plastik (kg)		30	50	100	-70

Det må herefter konkluderes, at der gennem beregning af de indirekte miljøkonsekvenser ved hjælp af input/output-systemet opnås viden om væsentlige miljøkonsekvenser. De kan antage et betragteligt omfang, og i en situation med fuld beskæftigelse

se må de undgåede konsekvenser i høj grad anses for en gevinst ved det betragtede projekt. Det er derfor væsentligt, at de indirekte miljøkonsekvenser indarbejdes i den traditionelle projektvurdering.

6. Konklusioner

De direkte miljøkonsekvenser beskrives normalt som en integreret del af traditionel projektvurdering, mens de indirekte konsekvenser ofte udelades. I denne artikel er der præsenteret en metode til beregning af projektets indirekte miljøkonsekvenser, hvilket vil forbedre projektvurderingen på følgende måde:

- I situationer med ledige produktionsfaktorer underestimerer traditionel projektvurderingspraksis miljøkonsekvenserne, idet det også er nødvendigt at tage hensyn til konsekvenserne ved at producere projektets input. En kombination af livscyklusanalyse og økonomisk analyse er formentlig den mest korrekte løsning på problemet; men den beskrevne anvendelse af input/output-systemet er en væsentlig mindre ressourcekrævende løsning, og samtidig er den konsistent.
- I situationer med fuldt beskæftigede produktionsfaktorer overestimerer traditionel projektvurderingspraksis miljøkonsekvenserne. De direkte miljøkonsekvenser og konsekvenserne af at producere projektets input er de samme som i situationen med ledige ressourcer; men herudover er det også nødvendigt at fratække miljøkonsekvenserne af at trække ressourcer bort fra anden anvendelse. Hvis man undlader at gøre dette, risikerer man at tage forkerte beslutninger. De undgåede konsekvenser trækker i modsat retning og i nogle tilfælde neutraliserer de måske ligefrem de inputrelaterede konsekvenser, hvorved de samlede miljøkonsekvenser fra tilsyneladende at være negative kan ende med at blive positive. Den beskrevne input/output-baserede metode er en tilfredsstillende måde at opgøre de undgåede miljøkonsekvenser på i praksis.

Indarbejdelsen af de undgåede miljøkonsekvenser på projektets benefitside kan ændre prioriteringen mellem to projekter.

Betragt f.eks. to projekter, hvis direkte miljøkonsekvenser er ens. Det ene projekt kan gennemføres til mindre omkostninger end det andet, og det bør derfor i overensstemmelse med traditionel vurderingspraksis foretrækkes. Hvis de undgåede miljøkonsekvenser inkluderes på benefitsiden, kan det dyreste projekt imidlertid udmærket vise sig at være det miljømæssigt set mest gunstige. Gennem det dyreste projekt trækkes der således flest ressourcer bort fra anden anvendelse, og de undgåede miljøkonsekvenser er derfor mere omfattende for dette end for det billige.

Indarbejdelsen af de indirekte miljøkonsekvenser vil indebære en betydelig forbedring af traditionel projektvurdering som grundlag for ressourceallokeringen i sam-

fundet. Den foreslåede brug af input/output-baserede emissions- og ressourceforbrugskoefficienter vil gøre det mindre ressourcekrævende at gennemføre forbedringen i praksis.

Litteratur

- Fenhann J. og N. Kilde. 1994. *Inventory of Emissions to Air from Danish Sources 1972 – 1992*. Risø.
- Freeman III, A. M. 1994. *The Measurement of Environmental and Resource Values – Theory and Methods*. Washington.
- Johansson P-O. 1993. *Cost Benefit Analysis and Environmental Change*. Cambridge.
- Miljøstyrelsen. 1995. *Miljøøkonomi for papir- og papkredsløbet. Delrapport 2: Bølgepap*, Arbejdsrapport nr. 29, Miljøstyrelsen. København.
- Møller F. 1989. *Samfundsøkonomisk projekt-vurdering*. København.
- Scott M. FG. og J. D. MacArthur og D. M. G. Newbery. 1976. *Project Appraisal in Practice – the Little-Mirrlees Method Applied in Kenya*. London.
- United Nations. 1993. *Integrated Environmental and Economic Accounting*. New York.
- Wier, M. 1994. Environmental consequences of the consumers choice, *Nordic Journal of Environmental Economics*, s. 43-48.

fundet. Den foreslåede brug af input/output-baserede emissions- og ressourcetilbrugs-koefficienter vil gøre det mindre ressourcekrævende at gennemføre forbedringen i praksis.

Litteratur

- Fenhann J. og N. Kilde. 1994. *Inventory of Emissions to Air from Danish Sources 1972 – 1992*. Risø.
- Freeman III, A. M. 1994. *The Measurement of Environmental and Resource Values – Theory and Methods*. Washington.
- Johansson P-O. 1993. *Cost Benefit Analysis and Environmental Change*. Cambridge.
- Miljøstyrelsen. 1995. *Miljøøkonomi for papir- og papkredsløbet. Delrapport 2: Bølgepap*, Arbejdsrapport nr. 29, Miljøstyrelsen. København.
- Møller F. 1989. *Samfundsøkonomisk projekt-vurdering*. København.
- Scott M. FG. og J. D. MacArthur og D. M. G. Newbery. 1976. *Project Appraisal in Practice – the Little-Mirrlees Method Applied in Kenya*. London.
- United Nations. 1993. *Integrated Environmental and Economic Accounting*. New York.
- Wier, M. 1994. Environmental consequences of the consumers choice, *Nordic Journal of Environmental Economics*, s. 43-48.