

DEN KGL. VETERINÆR- OG LANDBOHØJSKOLE
Institut for økonomi, skov og landskab, Sektion for økonomi
Rolighedsvej 25C
DK-1958 Frederiksberg C

29. november 2001

**VELFÆRDSØKONOMISKE BEREKNINGER
VEDRØRENDE DE FLERSIDEDE
SAMFUNDSMÆSSIGE COSTS OG
BENEFITS VED DET GENNEMFØRTE
NATURGENOPRETNINGSPROJEKT I
SKJERNÅ-DALEN**

Alex Dubgaard, Mikkel F. Kallesøe, Mads L. Petersen, Jacob Ladenburg

Udarbejdet til Skov- og Naturstyrelsen i forbindelse med Wilhjelmudvalgets arbejde med at frembringe et grundlag for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse.

Kolofon

Titel: Velfærdsøkonomisk beregning vedrørende de flersidede samfundsmæssige costs og benefits ved det gennemførte naturgenopretningsprojekt i Skjernå-dalen

Forfatter: Alex Dubgaard; Mikkel F. Kallesøe; Mads L. Petersen og Jacob Ladenburg
Den Kgl. Veterinær- og landbohøjskole

Udgivet af: Wilhjelmudvalget,
november 2001

Sekretariat: Skov- og Naturstyrelsen
Haraldsgade 53
DK-2100 København Ø
Tlf: 39 47 20 00
E-mail: sns@sns.dk
Internet: www.sns.dk

Redaktion: Handlingsplansekretariatet

Design: Page Leroy-Cruce

Oplag: 300 eks.

ISBN: 87-7279-359-7

Tryk: Skov- og Naturstyrelsens trykkeri

Papirkvalitet: Cyclus Office 90g

Pris: Gratis

Sideantal: 36

Publikationen kan læses på Skov- og Naturstyrelsens hjemmeside eller fås i Miljøbutikken, Læderstræde 1-3, 1201 København K
Tlf: 33 95 40 00
Fax: 33 92 76 90
E-post: butik@mem.dk

Publikationen må citeres med kildeangivelse.

Kort om Wilhjelmudvalget

Wilhjelmudvalget blev nedsat af regeringen med den opgave at udarbejde et grundlag for en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Tidligere industriminister Nils Wilhjelm blev formand for udvalget.

I Wilhjelm-udvalget deltog 35 medlemmer som repræsentanter for jordbrugs- og fiskerierhvervene, natur- og friluftorganisationer, forskningsinstitutioner, berørte myndigheder mv.

Udvalgets arbejde er et bidrag til regeringens forberedelse til FNs Verdenstopmøde om Bæredygtig Udvikling i 2002. Udvalget afgav sin rapport til regeringen d. 23. august 2001. Rapporten findes på Skov- og Naturstyrelsens hjemmeside www.sns.dk.

Udvalget nedsatte 4 arbejdsgrupper for henholdsvis naturkvalitet og naturovervågning, havets natur, landbrug, økonomi og velfærd, som hver har udarbejdet en rapport. Endvidere blev der udarbejdet en række faglige udredninger af Danmarks Miljøundersøgelser, Forskningscenter for Skov og Landskab, Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole m.fl., som har dannet grundlag for udvalgets arbejde. Dette materiale udtrykker således ikke nødvendigvis i alle henseender udvalgets opfattelse.

Wilhjelmudvalgets sekretariat

Udvalget blev sekretariatmæssigt betjent af Skov- og Naturstyrelsen, der nedsatte et særligt sekretariat til løsning af opgaven. I sekretariatet deltog: kontorchef Henrik Knuth-Winterfeldt, fuldmægtig Henrik Wichmann, biolog Tine Nielsen Skafte, agronom Jørn Jensen, hortonom Lone Bjørn, overassistent Ingelise Johansen.

INDHOLDSFORTEGNELSE

| | | |
|-------------------|---|-----------|
| <u>1</u> | <u>INDLEDNING</u> | 1 |
| <u>2</u> | <u>ANALYSEFORUDSÆTNINGER</u> | 2 |
| <u>2.1</u> | <u>Formålet med Skjernåprojektet</u> | 2 |
| <u>2.2</u> | <u>Biologiske effekter af Skjernåprojektet</u> | 2 |
| <u>2.2.1</u> | <u>Flora og fauna</u> | 3 |
| <u>2.2.2</u> | <u>Økosystemets rensfunktioner</u> | 3 |
| <u>2.2.3</u> | <u>Rekreativ værdi og adgangsforhold</u> | 4 |
| <u>2.3</u> | <u>Cost-benefit analysens formål og metode</u> | 4 |
| <u>2.3.1</u> | <u>Ændringer i forhold til tidligere cost-benefit analyse</u> | 4 |
| <u>2.3.2</u> | <u>Brugs- og ikke-brugsværdier af økosystemer</u> | 5 |
| <u>2.3.3</u> | <u>Værdisætnings- og prissætningsmetoder</u> | 5 |
| <u>2.3.4</u> | <u>Overførsel af benefitestimer</u> | 6 |
| <u>2.4</u> | <u>Cost-benefit analysens forudsætninger</u> | 6 |
| <u>2.4.1</u> | <u>Tidshorisont</u> | 6 |
| <u>2.4.2</u> | <u>Kalkulationsrente</u> | 6 |
| <u>2.4.3</u> | <u>Beregningspriser</u> | 6 |
| <u>2.4.4</u> | <u>Afgrænsning af samfundet</u> | 7 |
| <u>3</u> | <u>OMKOSTNINGER</u> | 8 |
| <u>3.1</u> | <u>Anlægsomkostninger m.m.</u> | 8 |
| <u>3.2</u> | <u>Nedlæggelse af dambrug</u> | 9 |
| <u>3.3</u> | <u>Samfundsøkonomiske omkostninger ved arealanvendelse</u> | 9 |
| <u>3.3.1</u> | <u>Marginaliseringsforudsætninger</u> | 9 |
| <u>3.3.2</u> | <u>Jordrenteberegninger</u> | 10 |
| <u>3.3.3</u> | <u>Jordrente ved ekstensiv græsning</u> | 11 |
| <u>3.3.4</u> | <u>Jordrentetabet ved ændret arealanvendelse</u> | 11 |
| <u>3.4</u> | <u>Afledte virkninger af ændret arealanvendelse</u> | 12 |

4 BENEFITS

| | | |
|----------------------|---|-----------|
| <u>4.1</u> | <u>Sparede pumpeudgifter</u> | 14 |
| <u>4.2</u> | <u>Bedre arrondering</u> | 14 |
| <u>4.3</u> | <u>Ophør med organisk forurening fra dambrug</u> | 14 |
| <u>4.4</u> | <u>Tagrørsproduktion</u> | 15 |
| <u>4.5</u> | <u>Oversvømmelsesrisiko</u> | 15 |
| <u>4.6</u> | <u>Næringsstoffer og okker</u> | 15 |
| <u>4.6.1</u> | <u>Kvælstof</u> | 15 |
| <u>4.6.2</u> | <u>Fosfor</u> | 16 |
| <u>4.6.3</u> | <u>Okker</u> | 16 |
| <u>4.7</u> | <u>Grundvand</u> | 16 |
| <u>4.8</u> | <u>Klimaeffekter</u> | 16 |
| <u>4.9</u> | <u>Jagt</u> | 17 |
| <u>4.10</u> | <u>Lystfiskeri</u> | 18 |
| <u>4.11</u> | <u>Friluftsliv</u> | 19 |
| <u>4.11.1</u> | <u>Betalingsvilje for adgang</u> | 19 |
| <u>4.11.2</u> | <u>Besøgsomfang</u> | 20 |
| <u>4.11.3</u> | <u>Rekreativ værdi</u> | 21 |
| <u>4.12</u> | <u>Eksistensværdi af øget biodiversitet</u> | 21 |
| <u>4.12.1</u> | <u>Skjernåområdet og Pevensey Levels</u> | 21 |
| <u>4.12.2</u> | <u>Overførsel af benefitestimat</u> | 22 |

5 COST-BENEFIT ANALYSENS **RESULTAT**

| | | |
|-------------------|--|-----------|
| <u>5.1</u> | <u>Konkluderende bemærkninger</u> | 24 |
|-------------------|--|-----------|

LITTERATURLISTE

APPENDIKS

SÆTNINGS- OG MARGINALISERINGSBEREGNINGER

| | |
|--|----|
| <u>Sætningstyper</u> | 29 |
| <u>Sætningshastighed</u> | 29 |
| <u>Kritisk grundvandsstand</u> | 30 |
| <u>Grundvandskoter</u> | 30 |
| <u>Projektområdets areal fordelt på jordtyper</u> | 31 |
| <u>Beregnet marginaliseringsomfang</u> | 31 |
| <u>Vurdering af faktisk marginaliseringsomfang før vandstandshævning</u> | 32 |

1 INDLEDNING

Samfundet anvender en betydelig del af sine produktive ressourcer på frembringelse af offentlige goder og tjenesteydelser, der ikke omsættes på et marked - og derfor ikke kan værdibestemmes ud fra markedspriser. Markedet sender altså ingen signaler om, hvorvidt ressourceanvendelsen i disse sektorer er effektiv. I løbet af det tyvende århundredes anden halvdel blev der udviklet metoder til økonomisk vurdering af offentlige investeringsprojekters fordelagtighed for samfundet. Disse metoder betegnes i dag som *cost-benefit analyse*. Anvendelsen af cost-benefit analyse var indtil for 2-3 årtier siden forbeholdt udgiftskrævende politiske tiltag, først og fremmest større infrastrukturinvesteringer. Miljøgoder var der indtil for nylig ikke tradition for at indregne - i det mindste ikke i økonomiske størrelser.

Men det er ikke kun producerede kapitalgoder, der leverer samfundsmæssigt værdifulde ydelser. Miljøet eller naturen udgør en ressourcebeholdning, der løbende leverer en lang række ydelser, som har afgørende betydninger for menneskers velfærd. Samfundet bruger da også store beløb på forureningsbekæmpelse og miljøbeskyttelse, ligesom der i et vist omfang overføres landbrugsjord og skovarealer til miljørelaterede anvendelser. På trods af miljøpolitikkenes betydelige omkostninger, har der som sagt ikke hidtil været tradition for at inddrage cost-benefit analyser i det politiske beslutningsgrundlag - her i landet. Internationalt er der gennem de sidste 3-4 årtier udviklet analysemetoder til *økonomisk værdisætning* af miljøydelser. Formålet er at skabe grundlag for samfundsøkonomisk efficiensvurdering af miljøpolitik og -projekter i form af cost-benefit analyse m.v. USA er førende på området, og her indgår økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse direkte i den miljøpolitiske beslutningsproces. På det seneste har Det Økonomiske Råd og Finansministeriet foreslået, at sådanne analyser får plads i den miljøpolitiske beslutningsproces i Danmark.

Som led i arbejdet med en national handlingsplan for biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse bestilte Wilhjelmudvalget en udregning om det velfærdsøkonomiske teorigrundlag for værdisætning af biologisk mangfoldighed, samt en række case-studier i form af cost-benefit analyser af naturgenopretningsprojekter. Nærværende rapport beskriver en af disse case-studier - nærmere betegnet en cost-benefit analyse af Skjernåprojektet. Rapporten ligger i forlængelse af en generel udredning over det teoretiske og metodemæssige grundlag for økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse af miljøgoder (se Dubgaard et al., 2001).

Formålet med Skjernåanalysen er at sammenholde de samfundsmæssige fordele (benefits) med de samfundsmæssige omkostninger ved projektet. Analysen omfatter markedsgoder såvel som ikke-markedsomsatte goder. Værdien af ikke-markedsomsatte benefits er opgjort ved anvendelse af økonomiske værdisætningsmetoder eller ved overførsel af værdisætningsestimater fra udenlandske undersøgelser. Analysen medtager eksistensværdien af øget biodiversitet, brugsværdien af forbedrede muligheder for friluftsliv, lystfiskeri og jagt samt renses-effekter i form af okker- og næringsstoffertilbageholdelse m.m. Omkostningssiden omfatter jordrentetabet ved inddragelse af landbrugsjord samt anlægs- og driftsomkostninger.

2 ANALYSEFORUDSÆTNINGER

2.1 Formålet med Skjernåprojektet

Det primære formål med Skjernåprojektet er at genskabe et stort sammenhængende naturområde med gode levevilkår for den fauna og flora, der er tilknyttet vådområder og lavbundsarealer. Projektet omfatter ca. 2.200 ha, hvor følgende tiltag gennemføres (Skov- og Naturstyrelsen, 1998):

- De nederste 20 km af Skjern Å systemet mod Ringkøbing fjord genslynges.
- Der dannes en sø på ca. 160 ha i det lavtliggende Hestholm-område.
- Åen anlægges med flere udløb i fjorden, således at der med tiden vil kunne udvikle sig et delta på omkring 220 ha.
- Kontakten mellem åen og de vandløbsnære arealer genskabes, ved at periodevis oversvømmelser tillades på 290 ha rørsump inden for projektområdet.
- 1.550 ha overgår til ekstensiv græsning.

Der er tidligere foretaget omfattende analyser af de fysiske, kemiske og biologiske aspekter af projektet (se Danmarks Miljøundersøgelser, 1997; COWI, 1997, og Skov- og Naturstyrelsen, 1998). I det følgende gives en kort oversigt over de biologiske effekter.

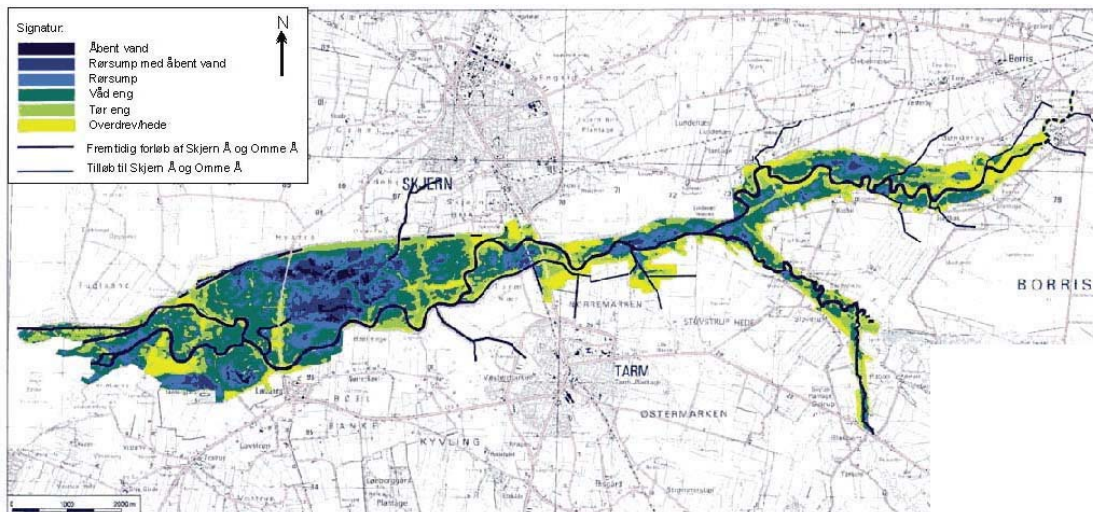
2.2 Biologiske effekter af Skjernåprojektet

Det overordnede formål med Skjernåprojektet er som nævnt at genskabe et stort sammenhængende naturområde. Projektet vil forbedre vandkvaliteten i Skjernåsystemet, levevilkårene for den vilde flora og fauna samt den rekreative værdi af området. Dertil kommer biologiske effekter i Ringkøbing Fjord i kraft af tilbageholdelse af næringsstoffer og okker i ådalens vådområder. Størrelsen og beliggenheden af de forskellige natur- og halvnaturområder fremgår af tabel 1 og figur 1.

Tabel 1: Arealfordeling i projektområdet efter naturgenopretning

| Arealkarakteristika | Areal, ha |
|-----------------------|--------------|
| Åbent vand og vandløb | 200 (9%) |
| Rørsump | 420 (19%) |
| Tør eng | 480 (22%) |
| Våd eng | 815 (37%) |
| Overdrev | 285 (13%) |
| I alt | 2.200 (100%) |

Kilde: Egne beregninger på grundlag af COWI (1997).



Figur 1. Projektområdets forskellige arealtyper (Skov- og Naturstyrelsen, 2001)

2.2.1 Flora og fauna

Projektet vil skabe væsentlig bedre betingelser for den vilde flora og fauna. Bred- og vandløbsfloraen bliver mere varieret og forventes at omfatte sjældne planter som vandranke og flodklaseskærm i det strømmende vand samt kalmus, krebsklo og gifttyde i det stillestående vand. Området vil blive mere attraktivt for ynglende og rastende fugle, specielt arter med tilknytning til sø, rørsump og eng. Her spiller det en væsentlig rolle, at der skabes et stort sammenhængende område med forbedrede mulighederne for redebygning og fødesøgning. Det forventes at isfugl, rødbrum, vandrikse, rørvagtel, rørspruv, rørsanger, skægmejse, andefugle, lappedykkere, vandhøns og gæs vil være at finde i området. Endvidere forventes rovfugle som rørhøg og hedeheg at yngle i området. Foruden et rigt fugleliv forventes en stigning i bestanden af truede padde- og krybdyrarter, der findes i ådalen. Odderen forventes at genindvandre fra bestande i Midtjylland, da vandløbets udformning ændres, ligesom menneskeskabte barrierer i landskabet enten fjernes eller afhjælpes med faunapassager.

Forbedret vandkvalitet, genskabelse af gydebanker samt skånsom vedligeholdelse af vandløbene ventes at få en positiv indvirkning på åens lakse- og ørredbestand. Endvidere vil et åløb med sving og dybere partier, kombineret med strækninger med hurtigt strømmende vand, give flere læ- og skjulesteder samt en større forekomst af byttedyr.

For at sikre at fugle og pattedyr kan udnytte raste-, fouragerings- og ynglemuligheder, oprettes der større jagt- og forstyrrelsesfrie kerneområder. Der er allerede registreret store træk af andefugle, og der forventes voksende bestande af trækkende og rastende fugle. Det betyder, at grundlaget for jagt forbedres inden for såvel som uden for projektområdet.

2.2.2 Økosystemets rensfunktioner

Skjernåprojektet vil reducere kvælstof-, fosfor- og okkerudledningerne. Det skyldes, dels at landbrugsjord overgår til ekstensiv drift, dels at etableringen af et delta samt andre periodevist oversvømmende arealer betyder, at jordbundens naturlige evne til filtrering af næringsstoffer og andre partikler genskabes. Projektet forventes således at

resultere i en væsentlig reduktion af næringsstof- og okkertilførslen til Ringkøbing Fjord, der har været stærkt belastet af disse stoffer.

2.2.3 *Rekreativ værdi og adgangsforhold*

Som følge af naturgenopretningsprojektet øges muligheder for rekreative oplevelser betydeligt. Projektområdets størrelse giver plads til aktiviteter som vandre- og cykelture, sejlads, primitiv overnatning, iagttagelse/studier af flora og fauna, sportsfiskeri, jagt m.m. Adgangsforholdene vil blive forbedret, bl.a. ved anlæg af nye stier, tilladelse til færdsel i græssede områder samt anlæg af faciliteter for friluftslivet.

2.3 *Cost-benefit analysens formål og metode*

Hensigten med cost-benefit analyser er at skabe grundlag for beslutninger, der bidrager til at sikre den bedst mulige udnyttelse af samfundets knappe ressourcer. I en cost-benefit analyse opgøres og sammenvejes et projekts kvantificerbare konsekvenser i monetære enheder, hvorefter nutidsværdien kan beregnes. Det er en central antagelse, at både markedsomsatte og ikke-markedsomsatte goder (så vidt muligt) skal medtages i en samfundsmæssig cost-benefit analyse. Et projekt anses for samfundsøkonomisk fordelagtigt, hvis summen af de tilbagediskonterede konsekvenser (dvs. benefits og omkostninger) er positiv.

2.3.1 *Ændringer i forhold til tidligere cost-benefit analyse*

I 1998 gennemførte COWI en cost-benefit analyse af Skjernåprojektet for Skov- og Naturstyrelsen. De væsentligste forskelle på nærværende cost-benefit analyse og COWIs er ændrede velfærdsøkonomiske antagelser, et forbedret empirisk grundlag for kvantificering af bl.a. de rekreative brugsværdier samt en udvidelse af benefitsiden til også at omfatte eksistensværdien af biodiversitetsforøgelsen.

Hvad de velfærdsøkonomiske antagelser angår, følger nærværende analyse anbefalingerne i Møller et al. (2000). Det betyder, at omkostninger og benefits opgøres i markedspriser (COWI-analysen var i faktorpriser), samt at EU-tilskud betragtes som en valutaindtægt for det danske samfund og derfor indgår på linje med andre benefits og omkostninger – i modsætning til COWI-analysen hvor EU-tilskud er udeladt.

Benefitsiden er som nævnt udvidet med en opgørelse af eksistensværdien af den forventede biodiversitetsforøgelse. Eksistensværdien er kvantificeret ved overførsel af betalingsviljeestimer fra et tilsvarende projektområde i UK. Biodiversitetens brugsværdi er opgjørt som forbedrede muligheder for friluftsliv, jagt og lystfiskeri. Værdien af friluftsliv er estimeret ved overførsel af betalingsviljeestimer fra en værdisætningsundersøgelse af Mols Bjerger samt skøn over det forventede besøgstal baseret på registrerede besøgshyppigheder i lignende områder. De forbedrede muligheder for lystfiskeri er opgjørt ved overførsel af benefitestimer fra en undersøgelse af lystfiskeres betalingsvilje i de nordiske lande. Gevinsten ved forbedrede jagtmuligheder er opgjørt ud fra niveauet for leje af jagtret i områder med naturkarakteristika svarende til den genoprettede Skjernådal. Projektets renses effekter i form af kvælstof-, fosfor- og okkerreduktion er prissat som de sparede omkostninger ved alternative rensesforanstaltninger.

På omkostningssiden er der gennemført detaljerede beregning af den mistede jordrente ved inddragelse af landbrugsjord. Der tages hensyn til den fremtidige marginali

sering (i fravær af projektet) som følge af en gradvis niveausænkning på en del af det afvandede areal.

2.3.2 *Brugs- og ikke-brugsværdier af økosystemer*

Menneskers direkte eller indirekte brug af økosystemets ydelser betyder, at disse kan opfattes som økonomiske goder. De væsentligste ydelseskategorier er:

- Værdi som *produktionsfaktor* (jordens frugtbarhed, fiskebestande m.m.)
- Input i *forbruget* (jagt, lystfiskeri, iagttagelse af dyrelivet og friluftsliv generelt)
- *Økologiske* ydelser (f.eks. næringsstoff tilbageholdelse og CO₂-binding)
- *Optionsværdi* (oplevet nytte af *muligheden* for at kunne bruge den pågældende ressource)
- *Eksistensværdi* (tilfredsstillelse ved bevidstheden om at arter og økosystemer m.m. findes)
- *Testamentarisk værdi* (tilfredsstillelse ved at tilgodese kommende generationer).

Mange af disse ydelser er ikke markedsomsatte. Den økonomiske værdi må derfor afdækkes gennem måling af folks (hypotetiske) betalingsvilje for de pågældende goder.

2.3.3 *Værdisætnings- og prissætningsmetoder*

Der findes forskellige teoretiske tilgange til monetarisering af ikke markedsomsatte goder, hhv. præferencebaserede og ikke-præferencebaserede metoder. De egentlige *værdisætningsmetoder* er *præferencebaserede*. Her søger man, at måle folks betalingsvilje for goder, som ikke har en markedspris. Betalingsviljen udtrykker sammenhængen mellem pris og efterspurgt mængde, som man i princippet ville kunne iagttage, hvis et gode blev omsat på et marked. I nærværende analyse er de værdisætningsundersøgelser, der anvendes, baseret på den *betingede værdisætningsmetode* (Contingent Valuation Method – eller *CVM*). Metoden opstiller *hypotetiske markeder* for tilvejebringelse af fx miljøgoder. Repræsentativt udvalgte respondenter udspørges herefter om deres betalingsvilje, f.eks. for en nærmere specificeret forøgelse af biodiversiteten i et bestemt område. Der henvises til af Dubgaard et al. (2001) for uddybende beskrivelse af CVM, samt de problemer der knytter sig til metoden.

Der findes endvidere en række *ikke-præferencebaserede* metoder til monetarisering af ikke-markedsomsatte goder. Disse metoder kan betegnes som prissætning. *Prissætningsmetoder* er som regel lettere at anvende end egentlige værdisætningsmetoder. Men de monetære skøn giver ikke nødvendigvis et velfærdsøkonomisk korrekt udtryk for de samfundsmæssige benefits ved miljøpolitiske tiltag. I fravær af egentlige værdisætningsundersøgelser kan prissætning dog ofte betragtes som et acceptabelt alternativ. I nærværende rapport anvendes alternativ- og renseomkostningsmetoden til prissætning af forskellige benefits. Alternativomkostningsmetoden prissætter benefits som omkostningerne ved opnåelse af samme effekt gennem alternative foranstaltninger, mens renseomkostningsmetoden fastsætter værdien af effekterne ud fra de omkostninger, der er forbundet ved alternativt at rense sig ud af miljøeffekterne. Der

henvises til Dubgaard et al. (2001) for uddybende forklaring af de her anvendte pris-sætningsmetoder.

2.3.4 Overførsel af benefitestimater

At gennemføre økonomiske værdisætningsundersøgelser efter *state-of-the-art* kriterier er både tidskrævende og dyrt. Derfor ses en stigende interesse for at ”genbruge” resultaterne af allerede gennemførte værdisætningsundersøgelser – betegnet som *benefit transfer* i den engelsksprogede litteratur. Ved benefit transfer foretages en overførsel af værdisætningsestimater eller værdisætningsfunktioner fra et *undersøgelsesområde* (dvs. et område, hvor der er gennemført en værdisætningsundersøgelse) til et *projektområde* (dvs. et område, hvor man ønsker at værdisætte et projekt, før det evt. gennemføres). Der knytter sig naturligvis større usikkerhed til denne form for værdiestimation. Benefit transfer anbefales dog som en acceptabel fremgangsmåde af bl.a. amerikanske og britiske miljømyndigheder (se U.S. EPA, 2000 og U.K. Treasury, 2000). Alt i alt ser det ud til, at man kan få et indtryk af miljømæssige størrelsesordner for diverse miljøgoder gennem benefit transfer, men egentlige policy-analyser bør baseres på data indsamlet gennem primære undersøgelser.

2.4 Cost-benefit analysens forudsætninger

I det følgende gives en kort oversigt over cost-benefit analysens antagelser og forudsætninger. For en mere omfattende gennemgang af det teoretiske og metodemæssige grundlag henvises til Dubgaard et al. (2001).

2.4.1 Tidshorisont

År 2000 er valgt som basisår. Det betyder, at de benefits og omkostninger, der optræder inden basisåret, inflateres (med engrosprisindekset) og rentebelastes, mens de fremtidige konsekvenser tilbagediskonteres.

Da miljømæssige ydelser oftest ikke er aftagende over tid, men fortsætter i det uendelige, baseres de primære beregninger på en uendelig tidshorisont. At opstille en kalkule for en uendelig tidshorisont er naturligvis forbundet med betydelig usikkerhed. Derfor gennemføres beregningerne også for en tidshorisont på 20 år. Det er primært usikkerheden omkring udviklingen i landbrugsstøtten (EU-tilskuddet) samt marginalisering i projektområdet som følge af jordens sætning, der er begrundelse for denne følsomhedsberegning mht. tidshorisontens længde.

2.4.2 Kalkulationsrente

Det valgte basisår medfører, som nævnt ovenfor, både en inflatering og en rentebelastning af konsekvenserne før år 2000; samt en tilbagediskontering af de fremtidige konsekvenser. Der er langt fra enighed om, hvad der kan betragtes som det relevante niveau for den samfundsmæssige diskonteringsrate (se Dubgaard et al., 2001). I nærværende COST-BENEFIT ANALYSE foretages diskontering med kalkulationsrenter inden for det spænd, der er bragt i forslag her i landet – nærmere betegnet 3%, 5% og 7%.

2.4.3 Beregningspriser

Som nævnt opgøres samtlige benefit- og omkostningskomponenter i *markedspriser* (dvs. inklusive afgifter). Det skyldes, at det er markedspriser, der ligger til grund for forbrugernes afvejninger mellem diverse alternativer, herunder betalingsviljen for miljøgoder. De fleste projektkomkostninger er imidlertid i *faktorpriser* (dvs. eksklusive

afgifter). Derfor er en forhøjelse med den såkaldte nettoafgiftsfaktor nødvendig for at få værdier, der er ækvivalente med markedsprisniveauet (se Møller et al., 2000). *Nettoafgiftsfaktoren* er et udtryk for det generelle afgiftsniveau i samfundet og udregnes som forholdet mellem bruttonationalproduktet og bruttofaktoringkomsten. Den har værdien 1,17 for den relevante periode. For internationalt handlede goder er korrektionsfaktoren 1,25.

2.4.4 Afgrænsning af samfundet

Der er foretaget en national afgrænsning af samfundet. Det betyder at EU-tilskud til landbruget m.m. opfattes som valutastrømme på linje med eksportindtægter. De indgår derfor, efter forhøjelse med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder, i cost-benefit analysen. Her afviger nærværende COST-BENEFIT ANALYSE fra den tidligere analyse udført af COWI, hvor EU-tilskud opfattes som transfereringer – og derfor er udeladt.

3 OMKOSTNINGER

De omfattende anlægsarbejder og jordrentetabet på de anvendte arealer tegner sig for hovedparten af projektets omkostninger. Anlægsomkostningerne er opgjort ud fra de afholdte eller budgetterede projektudgifter. For jordrentetabet er der gennemført beregninger, som bl.a. inddrager en fremskrivning af jordens forventede sætning og marginalisering i alternativsituationen.

3.1 Anlægsomkostninger m.m.

Genslyngningen af Skjern Å er forbundet med betydelige udgifter til projektering, anlæg, tilsyn og information, jvf. nedenstående tabel.

Tabel 2. Projektudgifter i løbende priser

| Årstal | Projektering | Information | Overvågning | Andet | Anlæg | EU-projekttilskud | Total |
|--------|--------------|-------------|-------------|-----------|-------------|-------------------|-------------|
| 1991 | 36.134 | | | -31.440 | | | 4.694 |
| 1992 | 31.250 | | | 29.370 | | | 60.620 |
| 1993 | | | | 8.836 | | | 8.836 |
| 1994 | 93.096 | 44.000 | 397.500 | 54.009 | | -6.772.370 | -6.183.765 |
| 1995 | 50.216 | 107.925 | 917.915 | 15.407 | | | 1.091.463 |
| 1996 | 4.165.932 | 281.235 | 62.382 | 38.477 | | | 4.548.026 |
| 1997 | 5.461.574 | 87.480 | 58.536 | 43.258 | | | 5.650.848 |
| 1998 | 3.837.998 | 86.546 | 183.544 | 552.865 | | | 4.660.953 |
| 1999 | 3.816.807 | 745.224 | 96.816 | 1.690.937 | 25.760.080 | -6.707.575 | 25.402.289 |
| 2000 | 1.521.394 | 864.113 | 2.808.158 | 1.412.837 | 41.550.542 | | 48.157.044 |
| 2001 | 442.000 | 2.812.000 | 1.099.000 | 1.700.000 | 36.022.000 | -6.047.500 | 36.027.500 |
| 2002 | 341.000 | 7.618.000 | 1.614.000 | 2.191.000 | 17.571.000 | | 29.335.000 |
| 2003 | | 5.122.000 | 1.919.000 | 424.000 | 50.000 | -8.125.000 | -610.000 |
| 2004 | | 500.000 | 380.000 | 200.000 | | | 1.080.000 |
| 2005 | | | | | | -4.125.000 | -4.125.000 |
| I alt | 19.797.401 | 18.268.523 | 9.536.851 | 8.329.556 | 120.953.622 | -31.777.445 | 145.108.508 |

For at gøre tallene sammenlignelige må de forskellige udgiftskomponenter omregnes til samme prisniveau - og rentebelastes eller tilbagediskonteres alt efter om de falder før eller efter basisåret for beregningerne. Projektudgifter, der falder før år 2000, er først inflateret med engrosprisindekset og dernæst rentebelastet. Budgetterede projektudgifter efter år 2000 er tilbagediskonteret med 3% p.a. I tabel 3 ses de forskellige omkostningskomponenter efter priskorrekationer og rentebelastning/diskontering. Henført til år 2000 udgør de samlede projektomkostninger godt 140 mio. kr.

Tabel 3. Projektudgifter henført til år 2000

| Årstal | Projektering | Information | Overvågning | Andet | Anlæg | EU-projekt tilskud | Nutidsværdi |
|--------|--------------|-------------|-------------|-----------|-------------|--------------------|-------------|
| 1991 | 49.677 | | | -43.224 | | | 6.453 |
| 1992 | 42.173 | | | 39.636 | | | 81.808 |
| 1993 | | | | 11.647 | | | 11.647 |
| 1994 | 117.713 | 55.635 | 502.611 | 68.291 | | -8.563.195 | -7.818.944 |
| 1995 | 59.910 | 128.759 | 1.095.109 | 18.381 | | | 1.302.158 |
| 1996 | 4.774.372 | 322.310 | 71.493 | 44.097 | | | 5.212.271 |
| 1997 | 5.962.384 | 95.502 | 63.904 | 47.225 | | | 6.169.014 |
| 1998 | 4.091.029 | 92.252 | 195.645 | 589.314 | | | 4.968.240 |
| 1999 | 3.931.311 | 767.581 | 99.720 | 1.741.665 | 26.532.882 | -6.908.802 | 26.164.358 |
| 2000 | 1.521.394 | 864.113 | 2.808.158 | 1.412.837 | 41.550.542 | | 48.157.044 |
| 2001 | 429.126 | 2.730.097 | 1.066.990 | 1.650.485 | 34.972.816 | -5.871.359 | 34.978.155 |
| 2002 | 321.425 | 7.180.696 | 1.521.350 | 2.065.228 | 16.562.353 | | 27.651.051 |
| 2003 | | 4.687.356 | 1.756.157 | 388.020 | 45.757 | -7.435.526 | -558.236 |
| 2004 | | 444.244 | 337.625 | 177.697 | | | 959.566 |
| 2005 | | | | | | -3.558.261 | -3.558.261 |
| I alt | 21.300.515 | 17.368.542 | 9.518.762 | 8.211.299 | 119.664.350 | -32.337.143 | 143.726.325 |

3.2 Nedlæggelse af dambrug

I forbindelse med projektet blev Kolbøl dambrug nedlagt i 1999. Det indebærer en samfundsøkonomisk omkostning i form af mistet afkast ("jordrente") fra dambruget. Da der ikke er fundet datagrundlag for beregning "jordrenten" ved dambrugsdriften, er den samfundsmæssige omkostning ved nedlæggelse prissat som handelsværdien af dambruget. Handelsværdien afspejler værdien af fodertilladelser (COWI, 1998). Ifølge COWI er værdien af fodertilladelser knap 12 kr./kg (efter inflatering til år 2000). For dambrugets 150 tons fodertilladelser bliver den stipulerede handelsværdi godt 2 mio. kr. – efter korrektion med nettoafgiftsfaktoren.

3.3 Samfundsøkonomiske omkostninger ved arealanvendelse

Ud over anlægs- og driftsomkostninger har staten haft udgifter til opkøb af jord. Ved jordkøb overføres ejendomsretten til arealerne fra private lodsejere til staten. Opkøb af jord repræsenterer naturligvis en *udgift* for staten, men *ikke* en *omkostning* i samfundsmæssig forstand, da de ændrede ejendomsforhold ikke i sig selv er udtryk for et ressourceforbrug. Den ændrede arealanvendelse repræsenterer imidlertid en ressourceomkostning i form af den mistede jordrente. I det følgende opgøres det kapitaliserede jordrentetab. Beregninger tager hensyn til den forventede marginalisering (i projektets fravær) som følge af jordens sætning i det afvandede område. Marginaliseringsberegningerne er udført på grundlag af kortmateriale over vandforholdene i området før genslyngningen af Skjern Å.

3.3.1 Marginaliseringsforudsætninger

Ved hovedafvandingen i 1962-68 var det målet at sænke den høje grundvandsstand til ca. 1 m under terræn, hvilket blev opnået med gravning af afvandingskanaler og etablering af pumpestationer. Ved afvanding og kultivering blev de organiske jorde iltet, og der har siden da foregået en sætning af jorderne (kold forbrænding). Denne proces mindsker gradvis afstanden mellem jordoverfladen og grundvandet. Det vurderes på den baggrund, at der er et behov for at se nærmere på sætningens indflydelse på jordrenteudviklingen i alternativsituationen (ej gennemførelse af Skjernåprojektet). Ved fortsat drift ville en stigende del af arealet blive marginaliseret og udgå af almin

delig landbrugsdrift. Det samfundsmæssige (alternativ)omkostninger ved anvendelse af jorden til projektets formål bliver mindre, jo hurtigere denne marginalisering ville have fundet sted.

Lavbundsjord antages at være marginaliseret, når jordbundsforholdene ikke længere tillader dyrkning i omdriften, idet alternative muligheder for ekstensiv græsning i bedste fald kun kan give en meget beskedne jordrente. Et areal kan betragtes som marginaliseret, når jorden har sat sig så meget, at afstanden mellem terræn og grundvand bliver kritisk - dvs. når man ikke længere kan regne med at få sået og høstet rettidigt, fordi jorden er for våd til at kunne bære maskinerne.

Af projektområdets 2.200 ha var omkring 1.750 ha dyrket jord før genslyngningen af åen. Som det fremgår af *appendiks* viser beregningerne, at godt 500 ha af dette areal kunne betragtes som marginaliseret før projektets iværksættelse, yderligere godt 400 ha ville være blevet marginaliseret inden for de næste to årtier. For omkring 100 ha er restdyrkningstiden beregnet til 40 år, mens de resterende ca. 700 ha kunnet have været dyrket mange år endnu.

3.3.2 Jordrenteberegninger

Jordrenten for dyrket jord beregnes for følgende fire jordtyper i projektområdet: klæg, humus, sand og klægsand. Størrelsen af jordrenten på de forskellige boniteter er fastsat ud fra beregninger foretaget af Schou et al. (2001). Her er den gennemsnitlige jordrente på regionalt niveau opgjort på grundlag af SJFIs regnskabsstatistik for driftsgrene. I nærværende analyse antages det, at de regionale jordrenter i Schou et al. kan benyttes som proxier for jordrenten på den fremherskende jordtype i landets forskellige regioner. Jordrenten for klægjord og humus i projektområdet antages at svare til den gennemsnitlige jordrente på de Østlige Øer (Wiborg, 2001). Jordrenten på de sandede jorder sættes til den gennemsnitlige jordrente i Syd- og Vestjylland. Klægsand antages at give en jordrente svarende til middelværdien af jordrenten i de to førnævnte områder.

Når en jord er marginaliseret, antager man normalt, at jordrenten er nul. Men det er ikke nødvendigvis tilfældet under EUs nuværende arealtilskudsordning (hektarstøtten), der omfatter en braklægningsforpligtelse. Man må gå ud fra, at den rationelle jordbruger så vidt muligt ville have placeret sin brak på de mere eller mindre marginaliserede jorde i projektområdet. Så længe den helt eller delvist marginaliserede jord kunne indgå i hektarstøtteordningen, ville den altså give et afkast. I nærværende analyse opgøres værdien af braklagt jord under hektarstøtteordningen som jordrenten fra de arealer, der alternativt skulle have været braklagt. For Skjernåprojektet antages det at være jord, der ligger uden for projektområdet. Ydermere forudsættes det, at arealfordeling og driftsforhold på de berørte bedrifter ville have muliggjort, at al marginaliseret jord i projektområdet var blevet braklagt med tilskud. De omkringliggende arealers bonitet antages at svare til gennemsnittet for Syd- og Vestjylland. Det alternative afkast af marginaliseret jord i projektområdet opgøres herefter som den gennemsnitlige jordrente i Syd- og Vestjylland.

De beregnede jordrenter for arealer i omdriften og marginaliseret jord fremgår af tabel 4. Som det ses, varierer jordrenten for arealerne i projektområdet fra 1.450 kr./ha/år for sandjord (og marginaliseret/braklagt jord) til 2.850 kr./ha/år for klæg og humus.

Tabel 4. Jordrenter for omdriftsarealer i projektområdet

| Jordtyper | |
|---------------------|--------------|
| Humus og klæg | 2.580 kr./ha |
| Sand | 1.450 kr./ha |
| Klægsand | 2.015 kr./ha |
| Marginaliseret jord | 1.450 kr./ha |

Kilde: Schou et. al (2001) samt egne beregninger.

3.3.3 Jordrente ved ekstensiv græsning

Efter projektets gennemførelse forventes 1.550 ha at blive anvendt til ekstensiv græsning (uden gødsning og pesticidanvendelse). Det antages, at malkekvægbestanden i regionen er stor nok til at skabe den nødvendige efterspørgsel efter græsningsmuligheder for opdræt (kvier) i projektområdet. Den forventede jordrente ved græsning er beregnet ud fra lignende drift på Tipperne og Skallingen, hvor malkekvægproducenter betaler for at have kvier på græs om sommeren – under hegning og tilsyn ved Skov- og Naturstyrelsen. På grundlag af oplysningen om indtægter og udgifter ved græsningsaktiviteten i disse områder (Jensen, 2001), samt beregninger af hegningsomkostninger i Rude & Dubgaard (1987), er den forventede jordrente for ekstensiv græsning i projektområdet opgjort til ca. 170 kr./ha/år. Det betyder, at græsning - alt efter boniteten - dækker 5-10% af jordrentetabet ved opgivelse af dyrkning i omdriften.

3.3.4 Jordrentetabet ved ændret arealanvendelse

De samlede velfærdsøkonomiske omkostninger ved projektets arealanvendelse opgøres som nutidsværdien af jordrentetabet ved overgangen fra landbrugsjord i omdriften til naturområder og græsningsarealer. Nutidsværdien af jordrenten i alternativsituationen (fravær af projektet) består af to komponenter: (1) den tilbagediskonterede jordrente for den pågældende jordtype i omdrift ind til det beregnede marginaliserings-tidspunkt som følge af sætning; (2) den tilbagediskonterede evighedsværdi af jordrenten ved efterfølgende braklægning (med tilskud). De samfundsøkonomiske nettoomkostninger ved ændret arealanvendelse beregnes som nutidsværdien af jordrenten i alternativsituationen minus nutidsværdien af jordrenten ved ekstensiv græsning på de arealer (1.550 ha), hvor denne aktivitet forventes at finde sted.

De beregnede samfundsøkonomiske nettoomkostninger ved projektets arealanvendelse ses i tabel 5. Ved 3% kalkulationsrente og uendelig tidshorisont repræsenterer arealforbruget en samfundsmæssig omkostning på godt 100 mio. kr., mens der ved 7% kalkulationsrente er tale om et beløb på omkring 46 mio. kr. Det svarer til en gennemsnitlig værdireduktion på 58.000 kr./ha ved 3% og 26.000 kr./ha ved 7% (for de 1.750 ha dyrket jord). Reduceres tidshorisonten til 20 år falder arealomkostningerne til ca. 45 mio. kr. ved 3% diskonteringsrate og 32 mio. kr. ved 7%.

Tabel 5. Jordrentetab ved ændret arealanvendelse i projektområdet

| Kalkulationsrente | 20-årig periode | Evighedsbetragtning |
|-------------------|-----------------|---------------------|
| 3% | 44,8 mio. kr. | 101,4 mio. kr. |
| 5% | 36,4 mio. kr. | 63,0 mio. kr. |
| 7% | 32,3 mio. kr. | 46,1 mio. kr. |

Som det ses, er størrelsen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved ændret arealanvendelse stærkt afhængig af både diskonteringsrate og tidshorisont. Der er ikke enighed om, hvilken samfundsmæssig diskonteringsrate der kan betragtes som den "rigtige". Når det drejer sig om projektvurdering for miljøgoder og naturressourcer over meget lange tidshorisonter, er der dog en tendens til, at såvel analytikere som myndigheder foretrækker diskonteringsrater i den nedre del af det her benyttede interval (se Dubgaard et al., 2001). Det taler for jordværdiestimater i den højere ende af de her viste intervaller.

På den anden side er der forhold, som taler for, at evighedsberegningerne overvurderer de faktiske alternativomkostninger ved ændret arealanvendelse. Normalt betragtes landbrugsjord som en evigtvarende produktionsfaktor, men for projektområdet er det som ovenfor beskrevet kun en rimelig antagelse for knap halvdelen af det anvendte landbrugsareal. Når hele det berørte landbrugsareal alligevel indgår i evighedsberegningerne i alternativsituationen, skyldes det som nævnt en antagelse om, at man efter marginalisering kunne have opnået tilskud ved braklægning. I realiteten ville det formentlig kun have været muligt at medtage de reelt marginaliserede arealer som tilskudsberettigede over en kortere periode. Man må derfor konkludere, at evighedsberegningerne tenderer til at overvurdere de samfundsøkonomiske omkostninger ved arealanvendelsen i forbindelse med Skjernprojektet.

3.4 Afledte virkninger af ændret arealanvendelse

Jordrenten i alternativsituationen er beregnet for planteavl under forudsætning af, at ekstensiveringen ikke begrænser husdyrproduktionen i området. For at den animalske produktion kan fortsætte uændret, skal to betingelser være opfyldt. For det første skal det være muligt for bedrifterne at opfylde de lovpligtige harmonikrav (mht. forholdet mellem husdyrproduktionens størrelse og arealer til udbringning af husdyrgødning). For det andet skal den nødvendige grovfoderproduktion på kvægbrugene kunne opretholdes. Da grovfoderafgrøder (i omdriften) ikke beslaglagde større arealer i projektområdet, påvirkes kvægproduktionens grovfoderforsyning næppe af projektet. Ifølge Fødevarerministeriet (1997) er der rigeligt med uudnyttede gødningsarealer i Skjern og Egvad kommune. Opfyldelse af harmonikravene forventes derfor ikke at nødvendiggøre indskrænkninger i den animalske produktion, men der kan evt. være behov for en øget udveksling af husdyrgødning gennem gødningsaftaler.

Man kan forestille sig, at der på længere sigt vil ske udvidelser af husdyrproduktionen i området, så landbrugsarealet efterhånden vil blive en begrænsende faktor for fortsat vækst. Da der næppe er overskud af arbejdskraft i Skjern-området, vil øget aktivitet inden for husdyrproduktion og følgeerhverv ikke i sig selv kunne betragtes som en samfundsmæssig velfærdsgevinst (jfr. gennemgangen velfærdsmål i Dubgaard et al., 2001). Set ud fra en velfærdsøkonomisk synsvinkel er det derfor kun en evt. *rent* (dvs. overnormal faktoraflønning) ved udvidelse af husdyrproduktionen, der skulle medregnes som et velfærdstab.

Det ville naturligvis ikke være uinteressant at opgøre aktivitets- og beskæftigelseseffekterne af et naturgenopretningsprojekt som genslyngningen af Skjern Å og ekstensiveringen af ådalen. En vurdering af disse effekter ville imidlertid kræve beregninger, som der ikke har været ressourcer til at gennemføre i nærværende undersøgelse. En dækkende opgørelse skulle i givet fald omfatte mere end de negative effekter inden for landbruget m.v. Den øgede turisme, der kan forventes, vil skabe større aktivitet og

flere arbejdspladser i turisterhvervene. Der er ikke på forhånd grund til at antage, at projektets nettoeffekt på den lokale beskæftigelse vil være negativ.

4 BENEFITS

Det største arbejde er lagt i værdisætning af de forbedrede rekreative muligheder, jagt og lystfiskeri samt eksistensværdien af øget biodiversitet. For de øvrige benefit-komponenter er beregningerne baseret på de værdi- eller prisestimater, som COWI har beregnet i forbindelse med den tidligere cost-benefit analyse af Skjernåprojektet (se COWI, 1998).

4.1 Sparede pumpeudgifter

Ekstensivering af de godt 1.550 ha landbrugsareal i projektområdet betyder, at pumpning for dette areal ophører. De sparede udgifter til pumpning kan betragtes som en benefit. Af COWI (1998) er denne besparelse opgjort til 300.000 kr. årligt fra 1999. Udgifter til pumpning er udtrykt i faktorpriser, hvorfor der skal korrigeres med nettoafgiftsfaktoren. Efter korrektionen og inflatering til år 2000 fås en årlig besparelse på ca. 356.000 kr. Nutidsværdien over en uendelig tidshorisont bliver med 3% diskontering godt 12 mio. kr.

4.2 Bedre arrondering

I forbindelse med projektet har staten opkøbt ca. 400 ha landbrugsjord uden for projektområdet. Hvor det har været muligt, er disse jorde indgået i bytte for afstået jord i projektområdet. Sideløbende er der gennemført en jordfordeling. De bedrifter, som arealerne i projektområdet tilhørte, er beliggende uden for ådalen (enkelte bedrifter havde mere end 10 km til deres arealer i projektområdet). Gennemgående har mageskifter og jordfordeling givet væsentlig kortere afstand til markerne. Mageskifter og jordfordeling omfatter ca. 1.000 ha i alt. Ifølge COWIs beregninger har brugerne af de omkring 1.000 ha fået reduceret afstanden til deres marker med 3 km i gennemsnit.

COWI opgør de sparede transportomkostninger til 225 kr./km/år. Besparelserne er opnået gradvis gennem den periode, hvor opkøb og jordfordeling har fundet sted. COWI forudsætter, at 25% af besparelsen er indtruffet i 1992, 50% i 1994 og resten i 1999. Den samlede årlige besparelse er opgjort til 860.000 kr. (år 2000-priser), når effekten er slået helt igennem. Nutidsværdien bliver ca. 30 mio. kr. over en uendelig tidshorisont med 3% kalkulationsrente.

4.3 Ophør med organisk forurening fra dambrug

Nedlæggelsen af Kolbøl dambrug giver miljøbenefits i form af ophør med organisk stofudledning. For projektområdet som sådan kan værdien af den reducerede forurening antages at være indeholdt i de miljøbenefits, der måles i form af forbedret fiskeri og rekreative værdier. Derudover vil der være tale om benefits i form af reduceret stofudledning til Ringkøbing fjord. Det antages, at den samlede udledning af organisk materiale ville være endt i Ringkøbing fjord i alternativsituationen.

Ophør med udledningen af organisk materiale prissættes ved anvendelse af renseomkostningsmetoden. COWI (1998) vurderer, at en tilsvarende reduktion ville kunne klares ved etablering af et rensningsanlæg til 1,3 mio. kr. med årlige driftsomkostninger på 100.000 kr. Anlæggets afskrivningsperiode antages at være 20 år. Ved 3% kalkulationsrente over en uendelig tidshorisont bliver nutidsværdien af drifts- og kapitalomkostningerne ved rensning godt 6 mio. kr.

4.4 Tagrørsproduktion

Ifølge projektforslaget forventes det, at der vil opstå 3-400 ha rørskov i projektområdet. COWI vurderer, at omkring 250 ha vil kunne høstes årligt fra år 2005. Den forventede samfundsmæssige værdi af tagrørsproduktionen har COWI beregnet til 1.400 kr./ha (inflateret til år 2000-priser og forhøjet med nettoafgiftsfaktoren) - eller 350.000 kr. årligt. Iflg. COWIs opgørelse er der tale om en nettoindtægt (jordrente), hvor samtlige driftsomkostninger er fratrukket udbyttet. Ved 3% diskontering over en uendelig tidshorisont bidrager tagrørsproduktionen med en benefit på godt 10 mio. kr.

4.5 Oversvømmelsesrisiko

Gensnoningen af Skjern Å vurderes at reducere risikoen for oversvømmelser uden for projektområdet. Ca. 30 huse påvirkes (positivt) af dette. Baseret på estimater for reduceret oversvømmelsesrisiko og oplysninger fra Statens Stormflodsråd om kompensationsudgifter har COWI beregnet den årlige benefit til omkring 30.000 kr. Det giver en nutidsværdi på godt 1 mio. kr. ved 3% diskonteringsrate over en uendelig tidshorisont.

4.6 Næringsstoffer og okker

Omlægningen fra intensivt dyrket jord til sø- og græsarealer m.v. medfører en betydelig reduktion i udledningen af kvælstof, fosfor og okker. Reduktionen skyldes såvel mindre *udvaskning* fra de omlagte arealer som *tilbageholdelse* af næringsstoffer i åvandet ved gennemstrømning af oversvømmede områder. Reduktionen i okker- og næringsstofbelastningen opgøres for slutrecipienten Ringkøbing Fjord (effekten af reduceret okker- og næringsstofbelastning i Skjern Å antages at være indeholdt i de miljøbenefits, der er værdisat for selve projektområdet). De samfundsmæssige benefits af okker- og næringsstoffreduktionen bestemmes ud fra en renseomkostningsbetragtning, hvor værdien af reduktionen opgøres som de (sparede) samfundsmæssige omkostninger ved renseforanstaltninger af samme omfang et andet sted.

4.6.1 Kvælstof

I det oprindelige projektforslag samt VVM-vurderingen for Skjernåprojektet fremgår det, at man forventede en årlig reduktion af kvælstofudledningen på 330 ton. En efterfølgende revidering af Skjernåprojektet betyder, at Skjern Å kun i perioder strømmer igennem Hestholm sø. Det har betydet, at de oprindelige forventninger til kvælstoffreduktionen er blevet nedjusteret. Ifølge Miljø- og Energiministeriet (2001a) nedjusteres kvælstoffjernelsen i de permanent vanddækkede områder således med ca. 1/3 til omkring 180 tons N årligt. For arealer, der udgår af produktion (SFL-områder), regnes fortsat med en reduktion i kvælstofudvaskningen på 30 tons N pr. år. Den samlede kvælstoffreduktion som følge af Skjernåprojektet bliver således 211 tons på årsbasis.

Kvælstoffreduktionen er som nævnt prissat ved anvendelse af alternativomkostningsmetoden. Omkostningsestimaterne stammer fra beregninger foretaget af Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut (2000). Instituttet har beregnet, at etablering af våde enge er et af de samfundsmæssigt billigste alternativer, når det drejer sig om begrænsning af kvælstofudledningen til det marine miljø. Det gennemsnitlige jordrentetab ved omlægning af dyrket jord til våde enge er opgjort til knap 1.500 kr. pr. ha (korrigeret med nettoafgiftsfaktoren), mens anlægsomkostningerne ved etablering af vådområder er opgjort til 10.000 kr. pr. ha i snit. Etablering af våde enge antages at have en kvælstoffreducerende effekt i størrelsesordenen 350 kg N per ha om året. Omregnet til enhedspris bliver reduktionsomkostningerne ved etablering af våde enge

godt 5 kr. pr. kg N. Overført til Skjernåprojektet bliver den samlede værdi af N-reduktionen 1,1 mio. kr. årligt. Med en diskonteringsfaktor på 3% over en uendelig tidshorisont svarer det til en nutidsværdi på godt 35 mio. kr.

4.6.2 Fosfor

Den årlige fosfortilbageholdelse og -reduktion i projektområdet forventes at blive 14,5 tons, svarende til ca. 6 kg P/ha (Skov- og Naturstyrelsen, 1998). COWI prissætter fosforreduktionen ud fra de gennemsnitlige omkostninger ved fjernelse af fosfor på renseanlæg, nærmere betegnet 80 kr. pr. kg. Dermed får fosforreduktionen en værdi på godt 1,3 mio. kr. om året (inkl. afgiftsfaktoren). Det giver en nutidsværdi på knap 44 mio. kr. ved anvendelse af 3% kalkulationsrente og en uendelig tidshorisont.

4.6.3 Okker

Fra drænedes pyritholdige jordlag sker der en udsivning af jernforbindelser, der omdannes til okker og udfældes i vandløb og fjorde m.v. Ifølge Skov- og Naturstyrelsens VVM-redegørelse (1998) har okkerbelastningen siden afvandingen af Skjernå dalen været et alvorligt miljøproblem i området. VVM-redegørelsen opgør den årlige reduktion i okkerudledningen til 635 tons. COWI (1998) har beregnet renseomkostningerne ved etablering af okkerrensingsanlæg. Med dette som udgangspunkt er det i denne undersøgelse beregnet, at en tilsvarende okkerreduktion ville koste 1,97 kr./kg (efter korrektion med afgiftsfaktor). For den forventede reduktion svarer det til omkring 1,3 mio. kr. årligt – eller 44 mio. kr. i nutidsværdi, ved en kalkulationsrente på 3% over en uendelig tidshorisont.

4.7 Grundvand

Ringkøbing amtsråd har gennemført en udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser, områder med drikkevandsinteresser og områder med begrænsede drikkevandsinteresser (Ringkøbing amt, 2001). Ifølge denne opgørelse repræsenterer projektområdet ingen væsentlige drikkevandsinteresser. Værdien af grundvandsbeskyttelse som følge af projektet sættes derfor til nul.

4.8 Klimaeffekter

Den øgede vandstand i projektområdet forventes at have betydning for udslippet af en række drivhusgasser – CO₂ (kuldioxid) og N₂O (lattergas) reduceres, mens CH₄ (metan) øges. COWI (1998) anslår, at det drejer sig om en årlig CO₂-reduktion på ca. 15.000 tons. Endvidere vurderes det, at effekten af den reducerede lattergas opvejes af en øget metanudledning.

Reduceret udledning af drivhusgasser er en *global* miljøbenefit. Kun hvis reduktionen kan indregnes i Danmarks internationale forpligtelser til nedsættelse af landets drivhusgasemissioner, kan projektets CO₂-effekt betragtes som en *national* samfundsmæssig benefit. Under de gældende regler anses det ikke for muligt at medtage CO₂-reduktioner af denne art. Da Skjernåprojektet således ikke bidrager til opfyldelse af Danmarks reduktionsforpligtelser, medtages CO₂-effekten ikke i nærværende cost-benefit analyse.

Her er der ikke taget hensyn til de netop afsluttede forhandlinger vedrørende Kyoto protokollen, der har åbnet mulighed for at fratække CO₂-optagelse i såkaldte dræn, dvs. skove og andre former for vegetation, i et lands CO₂-regnskab. Såfremt det viser sig, at effekten af Skjernåprojektet kan indgå i det nationale CO₂-regnskab, vil det

være relevant at værdisætte dette bidrag ved anvendelse af alternativomkostningsmetoden (se Dubgaard et al., 2001). Værdien af et ton CO₂-reduktion kunne fastsættes ud fra omkostningerne ved alternativt at reducere CO₂-udslippet gennem en udbygning af vindmøllekapaciteten (til havs for at undgå eksternaliteter i form af landskabsforringelser og div. andre gener ved landbaserede vindmøller).

4.9 Jagt

På grundlag af en brugergruppes indstilling har Miljø- og Energiministeriet udarbejdet en bekendtgørelse om offentlighedens adgang til og udnyttelse af projektområdet (Miljø- og Energiministeriet, 2001b). Ifølge bekendtgørelsen bliver det forbudt at udøve jagt i de vestlige dele af projektområdet. Skov- og Naturstyrelsen oplyser, at de jagtfrie områder vil udgøre godt 1.000 ha, mens jagt tillades på et areal svarende til knap 1.100 ha (stats- såvel som privatejede arealer). Der er forventning om voksende bestande af trækkende og rastende fugle (jfr. Madsen et al., 1995 og Laursen et al., 1997). Ifølge Larsen (2001) kan der allerede iagttages store træk af andefugle. Det forventes derfor, at jagtværdien på de jagttilgængelige arealer vil være væsentlig større efter projektets gennemførelse.

I cost-benefit analysen er det *forøgelsen* af projektområdets samlede jagtværdi som følge af projektet, der er relevant. Principielt skulle denne værdiforøgelse opgøres ved anvendelse af velfærdsmål – dvs. som summen af øget *jordrente* (producentoverskud) ved jagtudlejning og øget *konsumentoverskud* i forbindelse med jagtudøvelse (se Dubgaard et al., 2001). Så vidt vides findes der ikke værdisætningsundersøgelser, der giver mulighed for estimation af en efterspørgselsfunktion for adgang til jagt i området – eller områder med tilsvarende karakteristika. Det er derfor ikke muligt at opstille et skøn over værdien af øget konsumentoverskud. Men der er opstillet skøn over den øgede jagtlejeværdi (dvs. producentoverskuddet) af arealerne i projektområdet.

Skov- og Naturstyrelsen vurderer, at jagtlejeværdien vil stige fra ca. 200 til omkring 400 kr./ha/år for de statsejede arealer. På de privatejede arealer forventes jagtlejeværdien at stige fra 200 til 600 kr./ha/år. Forskellen skyldes, at staten udelukkende vil tilbyde jagttrettighederne til lokale jagtforeninger med en række begrænsninger på jagtudøvelsen, mens de private lodsejere kan udbyde deres jagtret uden tilsvarende indskrænkninger. Til sammenligning kan nævnes, at der blev givet beløb svarende til 500 kr./ha/år som erstatning for jagtforbud på engarealer o.l. i forbindelse med oprettelse af et naturområde ved Nissum fjord (KOFÉ, 1998).

Gennemførelsen af Skjernåprojektet reducerer som nævnt det tilgængelige jagtareal med 1.045 ha. Umiddelbart repræsenterer den derved mistede jagtværdi en samfundsmæssig omkostning. Det forventes imidlertid, at den vildtforøgelse i området, der kan tilskrives jagtforbud (samt formentlig også de indskrænkede muligheder for jagtudøvelse på de øvrige statsejede arealer), vil forøge jagtværdien på tilstødende privatejede arealer. Det er fx et kendt fænomen, at de mest attraktive standpladser for jægere på de nærliggende Værnenge er langs kanten til det jagtfrie område, der udgøres reservatet Tipperne. Værdien af den afledte jagtforbedring i randområderne anslås til 400 kr. per ha jagtfrig areal i projektområdet – svarende til en årlig jagtværdiforøgelse på 200 kr./ha. I nedenstående tabel er de årlige benefits i forbindelse med jagt opgjort for det samlede projektområde.

Tabel 6. Værdi af forbedret jagt

| | Areal | Forøget jagtværdi Kr./ha/år | Årlig forøgelse i alt |
|------------------------|-------|--------------------------------|-----------------------|
| Privatejede områder | 240 | 400 | 96.000 |
| Statsejede jagtområder | 840 | 200 | 168.000 |
| Randeffekter | 1.045 | 200 | 209.000 |
| I alt | 2.125 | - | 473.000 |

Samfundsøkonomisk giver jagtforbedringen en årlig benefit på knap en halv mio. kr. – svarende til en nutidsværdi på godt 15 mill. kr. ved en diskonteringsrate på 3 % over en uendelig tidshorizont. Som nævnt er der alene tale om et estimat af det øgede producentoverskud, mens et evt. konsumentoverskud ikke har kunnet estimeres. Principielt må den beregnede forøgelse af jagtværdien derfor betragtes som et underkant-skøn set fra en velfærdsøkonomisk synsvinkel.

4.10 Lystfiskeri

Følgende projektforanstaltninger må betegnes som særlig relevante for lystfiskeriet:

- Genslyngning af de nederste 20 km af Skjern Å.
- Etablering af sø på 160 ha.
- Dannelse af delta på 220 ha.

Tilsammen forventes disse ændringer at give væsentlige forbedringer for lystfiskeriet – ikke alene på den genslyngede strækning, men i åsystemet som helhed. Af særlig interesse er de forventede forbedringer af fiskeriet efter laks og havørred. Endvidere må man regne med, at de landskabsæstetiske værdier, som genslyngningen skaber, har en selvstændig værdi for mange lystfiskere.

Der er ikke foretaget værdisætningsundersøgelser af lystfiskernes betalingsvilje for den forbedring af fiskeriet i åsystemet, som projektet ventes at medføre. Værdisætningen af forbedret lystfiskeri baseres derfor på overførsel af benefitestimater. Den eneste undersøgelse af betalingsviljen for adgang til lystfiskeri i Danmark, der er nærværende rapport forfatteren bekendt, indgår i et projekt gennemført for Nordisk Råd af Toivonen et al. (2000). Undersøgelsen anvender forskellige varianter af den *betingede værdisætningsmetode*.

Danske lystfiskeres gennemsnitlige *konsumentoverskud* er opgjort til 616 kr. pr. fisker pr. år (målt som den hypotetiske betalingsvilje for adgang til fiskeri i hidtidigt omfang - *ud over* det fiskeren i dag har af omkostninger i forbindelse med sit fiskeri). I forbindelse med Skjernåprojektet er den relevante benefit imidlertid værdien af den forventede *forbedring* af det eksisterende fiskeri, specielt mht. laks og havørred. Det nærmeste, man kommer til et betalingsviljeestimat for en sådan ændring i Toivonen et al., er baseret på følgende spørgsmål:

”Imagine that there was a stream near your home which for many years had been closed for recreational fishing... The stream has a natural stock of salmon and sea trout, which allows for an above average chance of catching these fish species. Imagine that the stream is opened to recreational fishing with rod and line... To get access you will have to pay a rent that would grant you 12 month right to fish in the stream... What is the most you would be willing to pay....”

For Danmarks vedkommende ligger den estimerede betalingsvilje for ovennævnte scenarium i intervallet 550 til 921 kr./år pr. fisker. Forbedringen af mulighederne for fiskeri i Skjern Å svarer imidlertid ikke nøjagtigt til scenariet i ovennævnte betalingsviljespørgsmål. Den væsentligste forskel er, at der også før projektets gennemførelse var mulighed for at fange laks og havørred i Skjern Å. Principielt må den i Toivonen et al. estimerede betalingsvilje derfor betragtes som et overestimat i relation til Skjernåprojektet.

På den anden side må man gå ud fra, at flere lystfiskere vil benytte området efter projektets gennemførelse. COWI (1998) anslår, at området efter projektets gennemførelse vil blive benyttet af dobbelt så mange lystfiskere. Da dette skøn er yderst usikkert, har vi her valgt at se bort fra tilgangen af lystfiskere. Til gengæld vælger vi at opgøre projektets værdi for de eksisterende lystfiskeres ud fra betalingsviljen i Toivonen et al. for et nyt laksevand. Her må vi som sagt regne med, at der er tale om en vis overvurdering af den faktiske betalingsvilje. Om undervurderingen på den ene side opvejes af overvurderingen på den anden, er det ikke muligt at afgøre. Man må derfor betragte den resulterende værdisætning som et groft skøn.

Før projektets gennemførelse blev projektområdet ifølge COWI (1998) benyttet af ca. 5.000 lystfiskere på årsbasis. Opgørelsen er baseret på oplysninger fra lokale lystfiskerforeninger. Toivonen et al. nåede som sagt frem til et betalingsviljeskøn for et nyt laksevand i intervallet 550 til 921 kr. pr. fisker på årsbasis. Vi antager tilsvarende, at de 5.000 lystfiskere, der benytter Skjern Å i dag, i snit vil betale fra 550 til 921 kr./år *ekstra* for adgang til fiskeri i åen efter projektets gennemførelse. Det giver en værdiforøgelse af lystfiskeriet i intervallet 2,8 til 4,6 mill. kr. på årsbasis for åsystemet som helhed. Ved en kalkulationsrente på 3% over en uendelig tidshorison svarer det til nutidsværdier på 93 til 153 mill. kr. I den endelige cost-benefit analyse-opgørelse er det valgt at lade det laveste af disse beløb indgå på benefitsiden – ud fra en forsigtighedsbetragtning.

Det skal bemærkes, at det beregnede konsumentoverskud ikke er en prognose for den fremtidige merbetaling (ekstra ressourcerente) til bredejerne for adgang til fiskeri i Skjernåsystemet. I hvilket omfang det potentielle konsumentoverskud vil blive forvandlet til producentoverskud/ressourcerente afhænger af vilkårene for udlejning af fiskerettigheder – specielt om staten vil stille fiskeriet på sine arealer til rådighed for de lokale lystfiskerforeninger på favorable vilkår. Dette fordelingspørgsmål har dog ikke i sig selv betydning for cost-benefit analysens resultater, da det velfærdsøkonomisk relevante mål er den samlede samfundsmæssige velfærdsgevinst, uden hensyntagen til fordelingen på hhv. konsument- og producentoverskud.

4.11 Friluftsliv

Det antages, at der før projektet ikke var noget større friluftsliv i området - udover aktiviteter knyttet til lystfiskeri og jagt. Efter projektets gennemførelse forventes et stærkt stigende besøgsantal som følge af langt større naturværdier og bedre adgangsforhold. Som tidligere nævnt giver områdets størrelse og karakter plads til mange forskellige fritidsaktiviteter, og adgangsforholdene vil blive væsentligt forbedret.

4.11.1 Betalingsvilje for adgang

Da der er gratis adgang til naturområder, giver friluftsliv ikke noget producentoverskud til ejerne af arealerne i projektområdet. De samfundsmæssige benefits består af

de besøgendes konsumentoverskud i forbindelse med rekreative aktiviteter. Der er ikke er foretaget en værdisætningsundersøgelse af områdets forventede rekreative værdi efter naturgenopretningen. Konsumentoverskuddet opgøres derfor ved overførsel af betalingsviljeestimer. Udgangspunktet for vurderingen af friluftslivets betydning er en antagelse om, at Skjernådalene med tiden vil få status af ”nationalt naturområde” – på niveau med fx Gudenåen og Mols Bjerger. Der er tidligere gennemført en undersøgelse af publikums betalingsvilje for adgang til friluftsliv i Mols Bjerger (Dubgaard, 1996). Ved anvendelse af den betingede værdisætningsmetode blev 3.300 besøgende interviewet om deres brug af området og maksimale betalingsvilje for adgang. I det følgende vil Mols Bjerger-undersøgelsen blive benyttet som grundlag for skøn over publikums (hypotetiske) betalingsvilje for adgang til de rekreative værdier i Skjernåområdet efter projektets gennemførelse.

Mols Bjerger, der er beliggende i Østjylland ca. 40 km nord for Århus, dækker et areal på 2.500 ha. Dette område er altså lidt større end projektområdet, der er på 2.200 ha. Hvilken topografi og hvilke dyre- og plantearter, der findes i de to områder, antages at være af mindre betydning for publikums (hypotetiske) betalingsvilje for adgang. Det betragtes derimod som afgørende, at der i både Skjernådalene og Mols Bjerger er tale om, efter dansk målestok, helt unikke naturområder. Mols Bjerger ligger imidlertid tættere på større byområder end Skjernådalene. Man må derfor regne med, at publikums gennemsnitlige transportafstand til Skjernådalene vil være noget længere, end transportafstanden til Mols Bjerger. Det taler for, at betalingsviljen for adgang til Skjernåområdet vil ligge i underkanten af betalingsviljen for adgang til Mols Bjerger.

Den estimerede gennemsnitlige betalingsvilje *pr. besøg* i Mols Bjerger ligger i intervallet 30-50 kr. – alt efter spørgeformatet (se Dubgaard, 1996). Interviewene, og dermed prisniveauet, er fra perioden 1991-92. Inflateret til år 2000 bliver betalingsviljen 40-60 kr. *pr. besøg*. Vi vil i det følgende antage, at den hypotetiske betalingsvilje for adgang til Skjernådalene ligger på 40 kr. *pr. besøg* i snit.

4.11.2 Besøgsomfang

På grund af den større afstand til tætbefolkede områder kan man næppe regne med samme besøgstal i de to områder. Til estimation af det forventede besøgstal i Skjernådalene bør derfor også benyttes publikumstællinger fra lignende områder i Vestjylland. Et beslægtet område er Tipperhalvøen i den sydlige del af Ringkøbing Fjord. Tipperhalvøen består af det privatejede sydlige område Værnengene og det statsejede Tipperne i den nordlige del. Tipperne er et reservat, hvor der kun er adgang for publikum på guidede ture et begrænset antal timer i ugens løb. Guiderne registrerer antallet af gæster på hver tur. I de seneste år har antallet af besøgende ligget i intervallet 7.000 til 10.000 (Christiansen, 2001). I Værnengene er der offentlig adgang på veje og stier. Der findes en naturudstilling i området, hvor et tællværk registrerer antallet af besøgende. Ifølge Gregersen (2001) er det registrerede besøgstal mellem 30.000 og 40.000 årligt (41.000 i år 2000). Det er dog ikke alle gæster der aflægger udstilling et besøg. Gregersen vurderer, at det samlede årlige besøgstal i Værnengene er omkring 60.000. Besøgsomfanget på Tipperhalvøen er givetvis mindre, end det ville være, såfremt der havde været fri adgang til reservatet.

Skjernådalene vil formentlig få naturkvaliteter og fugleliv på linje med Tipperhalvøen, men dertil en større variation i oplevelses- og aktivitetsmuligheder takket være åen og flere publikumsfaciliteter. Besøgstallet på Tipperhalvøen må derfor betragtes som et

underkantskøn over det forventede antal besøg i Skjernådalene, når området er fuldt retableret. I Mols Bjerge er det årlige antal besøg opgjort til 160.-170.000 (Dubgaard, 1996). Som nævnt ligger Mols Bjerge i et tættere befolkede område, og besøgstallet her må antagelig betragtes som et overkantskøn for det forventede besøgsomfang i Skjernådalene. Et årligt antal besøg i størrelsesordenen 90.-100.000 er formentlig et rimeligt (forsigtigt) skøn for Skjernådalene.

4.11.3 Rekreativ værdi

Med det anslåede besøgstal og en betalingsvilje på 40 kr. pr. besøg bliver den forventede rekreative værdi af Skjernådalene i størrelsesordenen knap 4 mio. kr. om året. Ved anvendelse af en diskonteringsrate på 3% over en uendelig tidshorisont bliver nutidsværdien 120 mio. kr.

4.12 Eksistensværdi af øget biodiversitet

Som tidligere omtalt vil Skjernåprojektet forbedre levestederne for en række sjældne og truede arter i Danmark. Selv om det er relativt få arters overlevelse, der afhænger af hvad vi gør i Danmark, tillægger de fleste danskere det utvivlsomt værdi, at sjældne nationale arter bevares her i landet. Det gælder sandsynligvis også, selvom folk ikke regner med at kunne iagttage de pågældende arter – eller udnytte dem på anden vis. Man taler i den forbindelse om, at biodiversitet har *eksistensværdi*.

Eksistensværdien af biodiversitetsforøgelsen som følge af Skjernåprojektet er opgjort ved overførsel af benefitestimater fra en engelsk værdisætningsundersøgelse af naturbeskyttelse og -genopretning i et lignende område, nærmere betegnet vådområdet Pevensy Levels (se Willis et al., 1996). Pevensy Levels-undersøgelsen benytter en variant af contingent valuation metoden. Eksistensværdien af biodiversitetsforøgelsen er opgjort som ikke-besøgendes betalingsvilje for projektet. For en nærmere beskrivelse af Pevensy Levels-undersøgelsen, se Dubgaard et al. (2001).

4.12.1 Skjernåområdet og Pevensy Levels

For at opnå et realistisk værdiskøn ved overførsel af benefitestimater fra andre værdisætningsundersøgelser skal nedenstående betingelser som minimum være opfyldt:

- Områdernes karakteristika i baseline situationen (før projektets gennemførelse) skal være sammenlignelige mht. naturtype og arealstørrelse.
- Projektets basale benefits/naturydelser skal være generisk sammenlignelige.
- De berørte befolkninger skal være sammenlignelige mht. socioøkonomiske og andre præferenceskabende karakteristika.

De to områder kan betegnes som størrelsesmæssigt nogenlunde sammenlignelige (projektområdet 2.200 ha og Pevensy Levels 3.500 ha). Der vil dog blive korrigeret for størrelsesforskellen ved at overføre benefitestimater pr. ha. Hvad de basale naturydelser angår, er projekterne sammenlignelige i den forstand, at formålet begge steder er at sikre/genoprette biodiversiteten i våd- og engområder med nogenlunde samme biologiske karakteristika. Skjernåprojektet er dog mere omfattende end programmet i Pevensy Levels, idet sidstnævnte område ikke havde gennemgået en helt så gennemgribende afvanding som Skjernådalene. Hvad graden af biodiversitetsforøgelse angår, må betalingsviljeestimerne for Pevensy Levels derfor betragtes som et underkant

skøn set i relation til Skjernåprojektet. De socioøkonomiske og kulturelle forskelle Danmark og England imellem kan formentlig betragtes som så beskedne, at det ikke skulle være en hindring for overførsel af betalingsviljeestimer.

4.12.2 Overførsel af benefit-estimat

Det største problem er skalaforskelle mht. befolkningsstørrelsen i de to lande. Skalaproblemet er søgt løst ved at omregne benefit-estimerne for projektområdet til enhedsværdier pr. husstand. Dvs. at benefit-estimatet for eksistensværdien i undersøgelsesområdet divideres med antal husstande i England. For også at korrigere for afvigelser mht. arealstørrelse områderne imellem divideres betalingsviljen pr. husstand med antal ha i undersøgelsesområdet. Den således beregnede enhedsværdi pr. husstand/ha overføres til det danske projektområde, hvor den samlede eksistensværdi beregnes ved at multiplicere med antal ha i projektområdet og antal husstande i Danmark.

Fremgangsmåden er illustreret i tabel 7 nedenfor. Ifølge beregningerne repræsenterer Skjernåprojektets biodiversitetsforøgelse en eksistensværdi svarende til 2,7 mio. kr. på årsbasis. Ved 3% diskonteringsrate over en uendelig tidshorisont giver det en nutidsværdi på 86 mio. kr.

Tabel 7. Benefit-estimat af biodiversitetens eksistensværdi

| | Pevensy Levels/England 3.500 ha | Skjernåprojektet 2.200 ha |
|------------------------------|---|-------------------------------------|
| Antal husstande | 21,7 mio. | 2,4 mio. |
| Eksistensværdi/ha/år | £ 858 | 1.207 kr. |
| Eksistensværdi/husstand/år | £ 0,14 | 1,11 kr. |
| Samlet eksistensværdi per år | £ 3 mio. | 2,7 mio. kr. |

Der knytter sig naturligvis betydelig usikkerhed til det beregnede skøn over biodiversitetens eksistensværdi i Skjernåprojektet. For at efterprøve, hvor robust skønnet er, gennemføres yderligere to beregninger baseret på overførsel af benefitestimer fra værdisætningsundersøgelser af naturbeskyttelse i South Downs og Somerset Levels plus Moors (Willis et al., 1995). Disse områder, der indgår i det engelske program for Environmentally Sensitive Area Protection, er væsentligt større end Pevensy Levels. South Downs er på godt 27.000 ha, mens Somerset Levels plus Moors omfatter mere en 60.000 ha. Overførsel af benefitestimer for biodiversitetens eksistensværdi i disse områder giver således mulighed for at teste evt. følsomhed over for skalaforskelle mht. arealstørrelse.

Tabel 8. Benefit-estimer overført fra South Downs og Somerset Levels

| | The South Downs 27.170 ha | Skjern Å 2.200 ha | Somerset Levels plus Moors 61.340 ha | Skjern Å 2.200 ha |
|-----------------------------|-------------------------------------|-----------------------------|--|-----------------------------|
| Antal husstande | 16,4 mio. | 2,4 mio. | 16,4 mio. | 2,4 mio. |
| Eksistensværdi/ha/år | £ 1.196 | 2.186 kr. | £ 656 | 1.198 kr. |
| Eksistensværdi/husstand/år | £ 1,98 | 2,00 kr. | £ 2,45 | 1,10 kr. |
| Eksistensværdi i alt pr. år | £ 32,5 mio. | 4,8 mio. kr. | £ 40,2 mio. | 2,6 mio. kr. |

Tabel 8 viser de beregnede eksistensværdier for Skjernåprojektets biodiversitetsforøgelse, når de to ovennævnte undersøgelser benyttes til overførsel af benefitestimer.

Som det fremgår, resulterer benefit-overførsel fra The South Downs i et eksistensværdiestimat for Skjernåprojektet på knap 5 mio. kr. på årsbasis – dvs. hen ved det dobbelte af det beregnede beløb ved benefit-overførsel fra Pevensy Levels. Benefit-overførsel fra Somerset Levels plus Moors giver derimod næsten samme resultat som overførsel fra Pevensy Levels. Ud fra spredningen på disse beregningsresultater må skønnet på 2,7 mio. kr. (i tabel 7) betegnes som forsigtigt.

5 COST-BENEFIT ANALYSENS RESULTAT

De beregnede omkostninger og benefits er samlet i tabel 9, hvor der er opstillet i alt seks ”scenarier” for diskonteringsrater på 3%, 5% og 7% over tidshorisonter på hhv. 20 år og uendelig. Ikke overraskende er resultatet meget følsomt over for valg af såvel diskonteringsrate som tidshorizont. Lav diskonteringsrate og uendelig tidshorizont forbedrer hver især resultatet.

For en tidshorizont på 20 år opnås der en nutidsværdi af nettobenefits på knap 30 mill. kr. ved en diskonteringsrate på 3%. Ved 5% er nutidsværdien af nettobenefits nær nul, mens projektets benefits ved 7% ikke længere i stand til dække omkostningerne.

Set over en uendelig tidshorizont klarer projektet sig betydeligt bedre. Ved en diskonteringsrate på 3% er Skjernåprojektet en særdeles god "forretning" for samfundet - med en nutidsværdi af nettobenefits på 225 mill. kr. Men også ved den af Finansministeriet anbefalede samfundsmæssige diskonteringsrate på 7% klarer projektet sig igennem med en nutidsværdi på 8 mio. kr.

Tabel 9. Cost-benefit analyse af Skjernåprojektet

| Tidshorizont | Nutidsværdier | | | | | |
|-------------------------------------|-----------------|--------------|--------------|--------------------|--------------|--------------|
| | 20 år, mio. kr. | | | Uendelig, mio. kr. | | |
| Kalkulationsrente | 3% | 5% | 7% | 3% | 5% | 7% |
| Projektudgifter | 143,7 | 143,0 | 142,2 | 143,7 | 143,0 | 142,2 |
| Offentlig drift og vedligeholdelse | 12,9 | 13,3 | 14,0 | 17,0 | 14,9 | 14,7 |
| Jordrentetab | 44,8 | 36,4 | 32,3 | 101,4 | 63,0 | 46,1 |
| Nedlæggelse af dambrug | 2,2 | 2,2 | 2,2 | 2,2 | 2,2 | 2,2 |
| Omkostninger i alt | 203,6 | 194,9 | 190,7 | 264,3 | 223,1 | 205,2 |
| Udledningsophør, dambrug | 2,8 | 2,5 | 2,4 | 6,1 | 3,9 | 3,0 |
| Sparede pumpeudgifter | 6,0 | 5,1 | 4,5 | 12,1 | 7,4 | 5,4 |
| Bedre arrondering | 15,9 | 14,2 | 13,0 | 29,7 | 19,4 | 15,2 |
| Tagrørsproduktion | 4,6 | 3,6 | 2,9 | 10,1 | 5,0 | 3,0 |
| Reduceret oversvømmelsesrisiko | 0,5 | 0,4 | 0,4 | 1,1 | 0,7 | 0,5 |
| Kvælstofreduktion | 20,3 | 17,0 | 14,5 | 35,8 | 23,7 | 18,5 |
| Fosforreduktion | 20,2 | 16,9 | 14,4 | 43,9 | 25,8 | 18,1 |
| Okkerreduktion | 18,6 | 17,7 | 16,9 | 40,5 | 27,0 | 21,3 |
| Forbedret jagt | 7,0 | 5,9 | 5,0 | 15,3 | 9,0 | 6,3 |
| Forbedret lystfiskeri | 40,9 | 34,3 | 29,1 | 89,0 | 52,4 | 36,7 |
| Rekreativ værdi | 55,2 | 46,3 | 39,3 | 120,1 | 70,7 | 49,6 |
| Biodiversitet, eksistensværdi | 39,5 | 33,1 | 28,1 | 85,9 | 50,6 | 35,5 |
| Benefits i alt | 231,5 | 197,0 | 170,5 | 489,6 | 295,6 | 213,1 |
| Velfærdsændring, nutidsværdi | 28 | 2 | -20 | 225 | 73 | 8 |

5.1 Konkluderende bemærkninger

Værdisætning af ikke-markedsomsatte miljøydelse er naturligvis forbundet med usikkerhed. Dertil kommer usikkerheden mht. udviklingen i pris- eller værdirelationerne på længere sigt. At fremskrive udviklingen i prisrelationerne er forbundet med stor usikkerhed – og der er ikke gjort forsøg på det i nærværende analyse. Men antagelsen om uændrede prisrelationer over en evighedshorizont er naturligvis restriktiv.

Endelig er der spørgsmålet om valg af diskonteringsrate, hvor der hverken er faglig eller politisk enighed om niveauet.

Disse usikkerhedsfaktorer betyder, at en miljøøkonomisk cost-benefit analyses resultater ikke skal opfattes som en facitliste. Man må snarere se økonomisk værdisætning og cost-benefit analyse som eksperimenter, der kan vise, hvor robust et projekt er over for alternativer antagelser mht. størrelsen af omkostninger og benefits – samt ikke mindst forskellige krav til forrentning af den investerede kapital.

I nærværende cost-benefit analyse af Skjernåprojektet er de benyttede *benefitestimer* generelt taget fra den lavere ende af de fundne værdiintervaller. På *omkostningssiden* er der formentlig tale om temmelig ”optimistiske” antagelse om mulighederne for braklægningsstøtte i alternativsituationen – og dermed en overvurdering af jordrentetabet. Tilsammen betyder disse skøn, at der er tale om en forsigtig vurdering af projektets nettobenefits.

Hvad valget af tidshorisont angår, må resultaterne for den 20-årige beregningsperiode betragtes som meget forsigtige skøn, da strømmen af miljømæssige benefits må forventes at fortsætte over en uendelig tidshorisont. I den internationale økonomiske litteratur argumenteres der for såvel lave som høje diskonteringsrater. Når det drejer sig om langsigtede miljøvirkninger, er der dog en tendens til at foretrække diskonteringsrater i den lave ende – dvs. omkring 3% (se Dubgaard et al., 2001). Diskonteringsrater i intervallet 5%-7% må betragtes som ret høje forrentningskrav til en langsigtet miljøinvestering.

Som det fremgår af cost-benefit analysen, er det kun ved en kombination af de to stærke krav – 20-årig tidshorisont og 7% diskonteringsrate – at projektet ikke klarer nutidsværditesten. På den baggrund må det konkluderes, at økonomien i Skjernåprojektet er ganske robust. Eller med andre ord, de ressourcer, der indgår i projektet, ser ud til at være godt anvendt fra en samfundsmæssig synsvinkel.

Litteraturliste

- Christiansen, N. (2001): Personlig meddelelse. Oxbøl Statsskovdistrikt.
- COWI (1997): Skjern Å Naturprojekt, projektforslag. Natur, hydraulik og resumé af anlægsteknik. April 1997.
- COWI (1998): Skjern Å Naturprojekt, Samfundsøkonomisk Analyse, Skov- og Naturstyrelsen.
- Danmarks Hydrologiske Institut (1996): Grundvandskort Over Skjern Å-dalen, Danmark Hydrologiske Institut.
- Danmarks Hydrologiske Institut (2000): Grundvandskort Over Skjern Å-dalen, Danmark Hydrologiske Institut.
- Danmarks Miljøundersøgelser (1997): Skjern Å- Sammenfatning af den eksisterende viden om fysiske, kemiske og biologiske forhold i den nedre del af Skjern Å-systemet.
- Dubgaard, A (1996): Economic Valuation of Recreation in Mols Bjerge. SØM publication no. 11 (research report). AKF Forlaget, København.
- Dubgaard, A., Kallesøe M., Petersen, M., Damgaard C. & Erichsen E. (2001): Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbeskyttelse. Den kgl. Veterinær og Landbohøjskole. Institut for økonomi, skov og landskab.
- Fødevareministeriet (1997): Konsekvenser af Nitratdirektivets gennemførelse i Danmark.
- Gregersen, P. (2001): Personlig meddelelse. Naturvejleder i Ringkøbing Amt.
- Hedeselskabet og Geomasters (1987): Det Danske Hedeselskab 1945. Jordbundsundersøgelser. Del 1. Arealer vest for landevejen. Del 2. Arealer øst for landevejen, Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, J. H. (2001): Personlig meddelelse. Forstfuldmægtig, Skov- og Naturstyrelsen.
- KOFE (Kendelser om fast ejendom) (1998): Kendelser om fast ejendom, 4/1998, 23. årgang. Jurist- og økonomiforbundets forlag.
- Larsen, H. (2001): Personlig meddelelse. Planteavlskonsulent. Vestjydsk Landboforening.
- Laursen, K., Salvig, J. & Frikke, J. (1997): Vandfugle i relation til menneskelig aktivitet i Vadehavet 1980-1995- med vurdering af reservatbestemmelser. Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser, nr. 187.

Madsen, J., Madsen, A. & Petersen, I. (1995): Indpasning af rekreative aktiviteter i forhold til fugleliv og odder i Skjern Å Naturprojekt- en biologisk udredning. Udkast til faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser.

Miljø- og Energiministeriet (2001a): Notat med konkrete tal vedr. kvælstoftilbageholdelsen i Skjern Å-projektet. Januar 2001.

Miljø- og Energiministeriet (2001b): Brugergruppen for Skjern Å Naturprojekt. Indstilling til miljø- og energiministeren om den fremtidige, rekreative anvendelse af Skjern Å Naturprojekt. <http://www.sns.dk/natur/netpub/Skjernaa/indgrup.htm>

Møller, F., Andersen, S. P., Grau, P., Huusom, H., Madsen, T., Nielsen, J. & Strandmark, L. (2000): Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen & Skov- og Naturstyrelsen.

Pedersen, E. F. (1978): Tørvelagets sammensynkning og mineralisering i Store Vildmose, Særtryk af Tidsskrift for Planteavl 82, pp. 509-520. København.

Ringkøbing amt (2001): Grundvand og drikkevand, <http://www.ringamt.dk>.

Rude, S. & Dubgaard, A. (1987): Drifts- og samfundsøkonomiske undersøgelser af intensiv og ekstensiv anvendelse af tørre marginaljorder, Teknikerrapport nr. 15, Marginaljorder og miljøinteresser, Skov- og Naturstyrelsen.

Schou, J. S, F. Møller og K. Birr-Pedersen (2001): Omkostninger ved udvalgte landbrugstiltag til styrkelse af biodiversiteten i Danmark. Afdeling for systemanalyse, Danmarks Miljøundersøgelser.

Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut (2000): Vandmiljøplanen II, Økonomisk midtvejsevaluering. December 2000.

Skov- og Naturstyrelsen (1998): Miljøvurdering af Skjern Å Naturprojekt, teknisk VVM-redegørelse.

Skov- og Naturstyrelsen (2001): Tipperne, <http://www.sns.dk/jagt/reservatfoldere/tipperne/tippersedk.html>

Thomsen, P. K. (2001): Personlig meddelelse. Planteavlskonsulent, Sydvestjysk Landboforening.

Toivonen, A.-L., Appelblad, H., Bengtsson, B., Geertz-Hansen, P., Gudbergsson, G., Kristofersson, D., Kyrkjebø, H., Navrud, S., Roth, E., Tuunainen, P. & Weissglas, G. (2000): Economic Value of Recreational Fisheries in the Nordic Countries, TemaNord 2000:604, Nordic Council of Ministers.

U.K. Treasury (2000): The Treasury Green Book, <http://www.hm-treasury.gov.uk/pdf/2000/greenbook.pdf>.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency), (2000): Guidelines for Preparing Economic Analysis, <http://www.epa.gov/economics>.

Viborg Amt (1996): Sætninger, Sænkning af jordoverfladen på vandløbsnære arealer efter gennemført hovedafvanding, undersøgt på syv delarealer ved fem vandløb i Viborg Amt, Viborg Amt, Teknik og Miljø.

Wiborg, I. (2001): Personlig meddelelse. Konsulent, Landbrugets Rådgivningscenter. Skejby.

Willis, K. G., Garrod, G. D. & Saunders, C. M. (1995): Benefits of Environmentally Sensitive Area Policy in England: A Contingent Valuation Assessment. *Journal of Environmental Management*, 44, pp. 105-25.

Willis, K. G., Garrod, G. D., Benson, J. F. & Carter, M. (1996): Benefits and Costs of the Wildlife Enhancement Scheme: A Case Study of the Pevensy Levels, *Journal of Environmental Planning and Management*, 39 (3): 387-401.

APPENDIKS

Sætnings- og marginaliseringsberegninger

Afvanding og kultivering medfører, at jordene sætter sig, således at afstanden mellem jordoverflade og grundvand gradvis formindskes. Et areal kan betragtes som marginaliseret, når jorden har sat sig så meget, at afstanden mellem terræn og grundvand bliver kritisk - dvs. når man ikke længere kan regne med at få sået og høstet rettidigt, fordi jorden er for våd til at kunne bære maskinerne. I det følgende gennemgås beregningerne af sætnings- og marginaliseringsomfanget i projektområdet (i Skjernådal), dels i perioden fra hovedafvandingen i 1962-68 til genslyngningen af åen, dels i alternativsituationen ved fortsat afvanding og kultivering.

Sætningstyper

Afvanding og kultivering medfører sænkning af jordens niveau, dels på grund af *mekanisk sætning*, dels som følge af *kemisk svind*.

Mekanisk sætning: Udrænedede tørvejorde har et højt vandindhold (90%). Ved dræning reduceres dette betragteligt, hvorved porevolumen mindskes. Den mekaniske sætning er størst lige efter dræning. Mekanisk sætning vurderes at yde det primære bidrag til den samlede niveausænkning i forbindelse med afvanding (Pedersen, 1978).

Kemisk Svind: Stofomsætning på udrænedede tørvejorde foregår langsomt på grund af ilt- og næringsfattige forhold kombineret med et surt miljø. Disse forhold ændres drastisk ved dræning, gødskning og videre kultivering. Det øger den mikrobiologiske aktivitet og dermed omsætningen af organisk materiale i jorden (op. cit.).

Det vurderes, at begge typer sætning har gjort sig gældende i det afvandede område i Skjernådal, om end i meget meget forskelligt omfang fra sted til sted (Skov- og Naturstyrelsen, 1998). Da begge sætningstyper er knyttet til grundvandssænkning og kultivering, antages det, at sætning af jorden ville være fortsat i alternativsituationen.

Sætningshastighed

For at kunne beregne en teoretisk marginalisering af jorderne inden for projektområdet, er det nødvendigt at vurdere sætningshastigheden. Med udgangspunkt i Skov- og Naturstyrelsen (1998), Pedersen (1978) og Viborg Amt (1996) antages det, at sætningsgraderne målt for tilsvarende jordtyper (klægsand, klæg og humus) i Viborg Amt kan overføres til projektområdet. Tabel A.1 viser variationsbredden i det beregnede sætningsomfang siden hovedafvandingen og de forventede fremtidige sætningshastigheder.

Tabel A.1. Intervaller for sætningshastigheder i projektområdet

| Hidtidige sætning | Fremtidige sætningsrate |
|-------------------|-------------------------|
| 0-45 cm | 0,50 cm/år |
| 45-90 cm | 1,0 cm/år |
| 90-150 cm | 1,75 cm/år |

Kritisk grundvandsstand

For at kunne beregne de enkelte jordes marginaliseringstidspunkt, er det nødvendigt at fastslå, hvordan grundvandsstanden påvirker dyrkningssikkerheden. Den grundvandsstand, hvor en given jordtype marginaliseres på grund af dyrkningsvanskeligheder, kaldes i nedenstående for den *kritiske grundvandsstand*. Den kritiske grundvandsstand varierer hen over året. Således er den lavere i sånings- og høstperioderne (på grund af krav til jordens bæreevne) end i vækstfasen.

Ifølge jordkort fra Danmarks Hydrologiske Institut (1996; 2000) står grundvandet højest i efteråret. Der tages i de følgende marginaliseringsberegninger udgangspunkt i grundvandsstanden om foråret, da der derved opnås et konservativt skøn over grundvandets indflydelse på marginaliseringsomfanget. Efter drøftelse med planteavlskon-sulent Peder K. Thomsen (2001) benyttes der i marginaliseringsberegningerne følgende vejledende grænser for den kritiske grundvandsstand: klæg 30 cm, humus 50-70 cm og sand 50 cm.

Grundvandskoter

Jo tættere grundvandspejlet i udgangssituationen er på overfladen, desto hurtigere vil marginalisering indtræffe - alt andet lige. I kortmaterialet fra Danmarks Hydrologiske Institut (2000) varierede grundvandspejlet i projektområdet meget. Grundvandspejlet i den østlige del lå således 5-6 meter under terræn, mens der mod vest ved udmund-ning til tider har været frit vandspejl. Som fikspunkt for beregningerne benyttes grundvandsstanden om foråret (marts) 2000. År 2000 var relativt tørt, hvorfor der generelt er tale om et konservativt skøn over højden af grundvandspejlet i projektom-rådet før genslyngningen af åen.

Projektområdet kan opdeles i to hovedområder, hhv. området vest og området øst for Skjern. Området vest for byen omfatter godt 1.300 ha, mens området øst for byen er på knap 900 ha. Hele projektområdet vest for Skjern lå mellem kote 0-1 i marts må-ned. I området, der ligger nærmest udmundingen, var der ifølge Danmarks Hydrologi-ske Institut (2000) frit vandspejl i marts.

Som udgangspunkt for sætnings- og marginaliseringsberegningerne foretages en yderligere opdeling af det vestlige område i delområder efter grundvandsstand: Vest 1, Vest 2 og Vest 3. Vest 1 er området vest for Skjern-Lønborgvejen og nord for den sydlige parallelkanal. Vest 2 er området vest for Skjern-Lønborgvejen og syd for den sydlige parallelkanal. Vest 3 er området øst for Skjern-Lønborgvejen og vest for Skjern by. Grundvandskoten i område Øst (for Skjern) var 1-5 m. Den falder ret hur-tigt efter Ånum.

På grundlag af kortmaterialet fra Danmarks Hydrologiske Institut (2000) er grund-vandskoterne for de enkelte delområder sat til følgende *gennemsnitsniveauer*:

- Vest 1: 50 cm i marts
- Vest 2: 0 cm i marts
- Vest 3: 50 cm i marts
- Øst: 150 cm i marts.

Projektområdets areal fordelt på jordtyper

Af projektområdets 2.200 ha figurerede 1.750 som dyrket areal før projektets gennemførelse, hvilket svarer til ca. 80%. Det er for dyrkningsarealet, der i det følgende skal foretages marginaliseringsberegninger.

For at kunne beregne jordrenten er det nødvendigt at kende jordens bonitet. I det følgende benyttes jordtypen som indikator for boniteten. Hedeselskabet og Geomasters (1987) har foretaget en jordtyperegistrering i projektområdet ved visuel vurdering af jordens sammensætning. Den resulterende procentuelle fordeling af arealet på jordtyper omfatter imidlertid hele projektområdet – ikke de 1.750 ha dyrket jord specifikt. I det følgende antages det, at jordtypefordelingen for dyrkede arealer er den samme som for området som helhed. Endvidere antages det, at andelen af dyrket jord var den samme i de enkelte delområder. Under disse forudsætninger er det dyrkede areal opdelt på delområder og jordtyper i tabel A.2.

Tabel A.2. Dyrket areal i delområder fordelt på jordtyper

| Vest 1 | 141 ha | Vest 2 | 257 ha | Vest 3 | 650 ha | Øst | 696 ha |
|----------|--------|----------|--------|----------|--------|----------|--------|
| Klæg | 108 ha | Klæg | 107 ha | Klæg | 376 ha | Klæg | 99 ha |
| Humus | 13 ha | Humus | 8 ha | Humus | 212 ha | Humus | 329 ha |
| Klægsand | 17 ha | Klægsand | 87 ha | Klægsand | 34 ha | Klægsand | 101 ha |
| Sand | 3 ha | Sand | 56 ha | Sand | 28 ha | Sand | 168 ha |

Beregnet marginaliseringsomfang

Marginaliseringsomfang og -tidspunkt er beregnet ved sammenkædning af de områdespecifikke oplysninger om grundvandskoter og jordtyper/sætningshastighed. Da der er tale om modelberegninger på grundlag af kortmateriale, kan der forekomme afvigelser mellem beregningsresultaterne og det faktiske dyrkningsomfang i de enkelte delområder. Det antages dog, at beregningerne giver et korrekt billede af det overordnede niveau, således at en evt. overvurdering af marginaliseringsomfanget i et delområde modsvares af en undervurdering i andre delområder.

I tabel A.3 ses resultaterne for områderne Vest 1 og Vest 2, hvor marginaliseringsprocessen er mest fremskreden. I Vest 1 var ca. 20 af de godt 140 ha marginaliseret før projektets iværksættelse, mens resten af arealet ifølge beregningerne ville være blevet marginaliseret i løbet af de næste 40 år ved fortsat dyrkning. Samtlige 257 ha i Vest 2 kunne ifølge beregningerne betragtes som marginaliseret før projektets iværksættelse, hvilket ikke er overraskende, da grundvandskoten som tidligere nævnt er opgjort til nul i marts.

Tabel A.3. Marginalisering i Vest 1 og Vest 2

| Vest 1 | 141 ha | Marginaliseringstid | Vest 2 | 257 ha | Marginaliseringstid |
|----------|--------|---------------------|----------|--------|---------------------|
| Klæg | 108 ha | 40 år | Klæg | 107 ha | marginal |
| Humus | 13 ha | marginal | Humus | 8 ha | marginal |
| Klægsand | 17 ha | marginal | Klægsand | 87 ha | marginal |
| Sand | 3 ha | 20 år | Sand | 56 ha | marginal |

Af tabel A.4 fremgår det, at marginaliseringen var ret fremskreden i Vest 3. Ifølge beregningerne var hen ved 250 af de 650 ha marginaliseret før projektets iværksættelse. Resten af arealet ville ifølge beregningerne være blevet marginaliseret i løbet af de næste knap 20 år. De omkring 700 ha i område Øst var derimod ifølge beregningerne

dyrknings sikker jord, hvor marginaliseringstidspunktet lå så langt ude i fremtiden, at det ikke har nogen praktisk betydning for arealernes økonomisk værdi.

Tabel A.4. Marginalisering i Vest 3 og Øst

| Vest 3 | 650 ha | Marginaliseringstid | Øst | 696 ha | Marginaliseringstid |
|---------------|---------------|----------------------------|------------|---------------|----------------------------|
| Klæg | 376 ha | 18 år | Klæg | 99 ha | 240 år |
| Humus | 212 ha | marginal | Humus | 329 ha | 180 år |
| Sand | 34 ha | marginal | Sand | 101 ha | 200 år |
| Klægsand | 28 ha | 9 år | Klægsand | 168 ha | 220 år |

Sammenfattende viser beregningerne, at ca. 30% af omdriftsarealet kunne betragtes som marginaliseret før projektets iværksættelse, knap en fjerdedel ville være blevet marginaliseret inden for de næste to årtier, mens omkring 40% kunnet have været dyrket mange år endnu.

Vurdering af faktisk marginaliseringsomfang før vandstandshævning

Som nævnt må man regne med, at der kan forekomme afvigelser mellem modelresultaterne ovenfor og det faktiske dyrkningsomfang i de enkelte delområder, før projektet medførte vandstandshævning og dyrkningsophør. Ud fra uformelle vurderinger baseret på lokalkendskab danner der sig følgende indtryk af projektområdets tilstand i årene umiddelbart før vandstandshævningen.

Vest 1: Ca. 20 ha i den nordøstlige del af arealet havde ligget brak i flere år og var meget vandlidende. Hertil kommer mindre lavninger og et vandlidende område i den vestlige del op mod diget. Modelberegningernes resultat på 30 ha marginaliseret areal svarer tilsyneladende godt til de faktiske forhold før vandstandshævningen.

Vest 2: Modelberegningernes resultat (100% marginaliseret) overvurderer det faktiske marginaliseringsomfang. En pæn del af arealet blev dyrket op til gravearbejdet. I området nordvest for Lønborggård er der et højtliggende, sandet areal, som virkede dyrkningsikkert. I området nord og øst for Lønborggård blev der dyrket korn på flere arealer, men med stigende vanskeligheder på grund af høj grundvandsstand. Formentlig var højst 50% af arealet marginaliseret, mens yderligere 30-40% ville være blevet marginaliseret i løbet af 10-20 år.

Vest 3: Store arealer havde ligget i brak i flere år. Lidt mere tørre arealer blev dyrket, men det lykkedes ikke at få høstet det hele i 98 (våd sensommer). Flere arealer lå i græs til grøntpiller. Modelresultaterne virker realistiske.

Øst : Ingen marginalisering ifølge modelberegningerne. Men flere mindre arealer var tilsyneladende marginaliserede. I alt formentlig 75-100 ha. Herudover var der synlige problemer på flere arealer, som man derfor må forvente ville være blevet marginaliseret indenfor 20-40 år.

Samlet vurdering: Modelberegningerne overvurderer givetvis marginaliseringsomfanget i Vest 2 - formentlig med 100-150 ha. Denne overvurdering modsvarer dog tilsyneladende af en undervurdering af omfanget af marginaliserede og nær marginale arealer i område Øst. Det vurderes derfor, at de modelbereggede marginaliseringsskøn i tabel A.3 og A.4 giver et realistisk grundlag for beregning af det samlede jordrente

tab. Derimod er antagelsen om, at samtlige marginaliserede jorde kunne indgå som braklægningsarealer under hektarstøtteordningen, mere tvivlsom. Tilsyneladende har en del af arealerne været så vandlidende/tilgroede, at de næppe har kunnet godkendes som støtteberettigede brakarealer. Men da der ikke har været ressourcer til at undersøge de enkelte lodsejeres arealdisponering, fastholdes beregningsforudsætningen om fuld støtteberettigelse.