

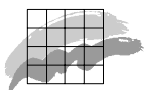


Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevands-beskyttelse

Faglig rapport fra DMU, nr. 443

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevands-beskyttelse

*Faglig rapport fra DMU, nr. 443
2003*

Jesper Sølvér Schou

Datablad

Titel:	Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevandsbeskyttelse
Forfatter:	Jesper Sølvér Schou
Afdeling:	Afdeling for Systemanalyse
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 443
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt: Redaktionen afsluttet:	Maj 2003 Januar 2003
Faglig kommentering:	Flemming Møller, Jens Abildtrup, Tommy Dalgaard, Hanne Bach
Finansiell støtte:	Forskningsprogrammet: Arealanvendelse – jordbrugeren som landskabsforvalter.
Bedes citeret:	Schou, J.S. 2003. Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevandsbeskyttelse. Danmarks Miljøundersøgelser. 45 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 443. http://faglige-rapporter.dmu.dk Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	I rapporten foretages en miljøøkonomisk analyse af strategier for udtagning af landbrugsjord i drikkevandsområder. Braklægning under EUs landbrugsordninger (hvor dette er muligt) viser sig at være den strategi, som fører til de laveste velfærdsøkonomiske omkostninger, medens skovrejsning fører til de højeste. Kun hvor der rejses skov i umiddelbart nærhed af boligområder, kan skovrejsning konkurrere med braklægning.
Emneord:	Drikkevandsbeskyttelse, Udtagning af landbrugsjord, Miljøøkonomi.
Layout: Korrektur:	Ann-Katrine Holme Christoffersen Hanne Bach og Ann-Katrine Holme Christoffersen
ISBN: ISSN (elektronisk):	87-7772-735-5 1600-0048
Sideantal:	46
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR443.pdf
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Strandgade 29 1401 København K Tlf. 32 66 02 00 Frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

Summary 8

1 Indledning 10

- 1.1 Introduktion til analyserne 10
- 1.2 Miljøøkonomisk scenarieanalyse 10
- 1.3 Scenarier og beslutningsregler 12
- 1.4 Budget- og velfærdsøkonomisk analyse 14
- 1.5 Resultatvariable og diskonteringsrate 15
- 1.6 Referencesituationen 16

2 Skovrejsning i drikkevandsområder 20

- 2.1 Grundlaget for de budgetøkonomiske analyser 20
- 2.2 Budgetøkonomiske konsekvenser ved skovrejsning på landbrugsjord 22
- 2.3 Velfærdsøkonomi 23

3 Braklægning i drikkevandsområder 28

- 3.1 Regler for braklægning 28
- 3.2 Budgetøkonomiske konsekvenser ved braklægning i drikkevandsområder 29
- 3.3 Velfærdsøkonomiske konsekvenser ved braklægning i drikkevandsområder 30

4 Kombineret skovrejsning og braklægning 32

5 Administrative omkostninger 34

- 5.1 Afgrænsning af de administrative omkostninger 34
- 5.2 Administrative omkostninger ved MVJ-brak 35
- 5.3 Administrative omkostninger ved skovrejsning 35
- 5.4 De enkelte scenariers administrative omkostninger 36

6 Samlet vurdering af scenarierne 38

- 6.1 Scenariernes samlede omkostninger 38
- 6.2 Omkostningseffektivitets-analyse 39
- 6.3 Følsomhedsanalyse 40
- 6.4 Perspektivering 41

[Tom side]

Forord

Denne rapport er udarbejdet i regi af projektet ARLAS: Arealanvendelse og landskabsudvikling belyst ved scenariestudier, som er et tværinstitutionelt projekt under forskningsprogrammet Arealanvendelse – jordbrugeren som landskabsforvalter. Projektet forløb fra 1996 til 2002.

I rapporten dokumenteres de miljøøkonomiske analyser af udvalgte strategier til beskyttelse af drikkevandsressourcerne i et studieområde beliggende i Bjerringbro/Hvorslev kommuner. Resultaterne har indgået i projektets samlede scenarieudvikling med henblik på at illustrere perspektiverne ved en helhedsdækkende analyse af miljøpolitiske initiativer i relation til arealanvendelsen i det åbne land.

Analyserne er udarbejdet af Jesper S. Schou. Tommy Dalgaard fra Danmarks JordbrugsForskning har bidraget med data til brug for beskrivelse af scenarierne og har desuden sammen med Flemming Møller (Danmarks Miljøundersøgelser) og Jens Abildtrup (Fødevarerøkonomisk Institut) kommenteret rapporten.

Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Systemanalyse

April 2003

Sammenfatning

Formålet med rapporten er at dokumentere analyserne af de budget- og velfærdsøkonomiske konsekvenser af ændret arealanvendelse i områder med særlige drikkevandsinteresser. Analyserne er en del af aktiviteterne i ARLAS-projektet, hvor der været arbejdet med udvikling af redskaber til scenarieanalyser for et 10x10 km stort studieområde i Bjerringbro/Hvorslev kommuner. Nærværende analyser omfatter de områder, der er udpeget af Viborg amt med henblik på særlig drikkevandsbeskyttelse. Arealanvendelsen i områderne består i dag af landbrugsproduktion, hvor ca. 90 procent af arealet er i omdrift, og den alternative arealanvendelse, som indgår i scenarierne er skovproduktion, braklægning samt kombinationer heraf.

De analyserede strategier omfatter: Skovrejsning: Etablering af skov på alle landbrugsarealer, der er udpeget som drikkevandsområde. Braklægning: Braklægning af alle landbrugsarealer, der er udpeget som drikkevandsområde. Kombineret skovrejsning og braklægning: Skovrejsning på alle landbrugsarealer, der er udpeget som drikkevandsområde og prioriteret skovrejsningsområde samt braklægning af alle øvrige landbrugsarealer, der er udpeget som drikkevandsområde. For scenarier, hvor braklægning indgår gennemføres analyserne både for braklægning under EUs hektarstøtteordning og braklægning under de danske ordninger for MiljøVenlig Jordbrug (MVJ-ordningerne).

Alle de analyserede scenarier medfører, at gødnings- og pesticid anvendelsen ophører på de udtagne arealer. Derfor forventes effekten i form af reduceret grundvandsbelastning at være tilnærmelsesvis ens. Som følge heraf gives rangordningen af de enkelte scenariers omkostningseffektivitet af de velfærdsøkonomiske omkostninger (tabel 0.1). Det mest omkostningseffektive af de analyserede scenarier er således braklægning under EUs hektarstøtteordning, efterfulgt af kombineret skovrejsning og EU-brak. Det mindst omkostningseffektive scenarie er skovrejsning, hvor reduktionsomkostningerne er næsten 3 gange højere end ved det mest omkostningseffektive alternativ.

Tabel 0.1. Årlige budget- og velfærdsøkonomiske konsekvenser af scenarier for ændret arealanvendelse i drikkevandsområder (1.300 ha i alt)

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk
	1000 kr.	1000 kr.
Skovrejsning	-5.562	-5.687
Braklægning med EU-tilskud	-1.131	-2.123
Braklægning med MVJ-tilskud	215	-3.295
Kombineret skovrejsning og brak med EU-tilskud	-1.064	-2.886
Kombineret skovrejsning og brak med MVJ-tilskud	-804	-3.738

Ved sammenligning af de forskellige scenariers omkostningseffektivitet bør de *velfærdsøkonomiske* omkostninger anvendes sat i forhold til den opnåede miljøeffekt i form af reduceret grundvandsbelastning.

Af denne grund vil en sammenligning af disse resultater med tidligere foretagne budgetøkonomiske analyser – som fx den økonomiske midsvejsevaluering af VMPII - ikke være metodisk konsistent, bl.a. også fordi de her analyserede scenarier har konsekvenser for både pesticid- og kvælstofbelastning. Braklægning under EUs hektarstøtteordning er den arealanvendelse på de udtagne arealer, der fører til de laveste velfærdsøkonomiske omkostninger, og repræsenterer således det mest omkostningseffektive tiltag af de, der er omfattet af analysen.

Det er en væsentlig pointe, at resultatet ændrer sig, såfremt de budgetøkonomiske omkostninger anvendes ved sammenligningen. Dette betyder, at som ordningerne er sammensat i dag, vil de valg som producenterne træffer ud fra ønsket om at minimere deres tilpasningsomkostninger, ikke være sammenfaldende med de valg, der ud fra en samfundsmæssig velfærdsbetragtning fører til de laveste omkostninger.

Ved analysen af scenarierne er det ikke inddraget, hvorvidt de forventede ændringer i kvælstof- og pesticidudvaskningen vil være tilstrækkelige til at opnå en tilfredsstillende grundvandsbeskyttelse. Det er heller ikke analyseret om den ønskede grundvandsbeskyttelse kunne være opnået til lavere velfærdsøkonomiske omkostninger gennem andre tiltag, som fx reduceret kvælstof- og pesticidanvendelse eller andre områdeudpegninger. Derfor kunne det være særdeles interessant set fra en miljøøkonomisk synsvinkel, at supplere analyserne med scenarier, der omfatter kombinationer af styringsmidler og som tillader en mere udbredt fortsættelse af landbrugsdriften samtidigt med, at der opnås en tilfredsstillende grundvandsbeskyttelse.

Summary

In this report the economic costs of land use changes aimed at protecting groundwater resources from agricultural pollution are analysed. The study is part of the ARLAS-project which aims at developing models for scenario analysis of agricultural land use changes. Results refer to a 10x10-km study area in the county of Viborg located in the middle of Jutland.

The scenarios imply changing land use from conventional cash crop and husbandry farming to afforestation and set-aside on areas appointed as high priority with respect to groundwater. The following land use changes are Afforestation: Forests are established on agricultural land in the appointed areas. Set-aside: Set-aside of all agricultural land in the appointed areas. Combined afforestation and set-aside: Forests are established on agricultural land which are appointed by Viborg county as having high priority with respect to both groundwater protection and establishment of forest and set-aside on all other appointed areas. For the set-aside scenarios the analyses are performed for both set-aside subsidised by the hectare premiums of the CAP and for the partially nationally financed subsidies under the accompanying measures.

Table 0.1 shows the financial and welfare economic costs (measured as economic rent) of each scenario.

Table 0.1. Cost efficiency comparison of scenarios for local ground water protection (1300 ha in total)

	Financial Costs ¹	Welfare Economic Costs ¹
	1000 DKK	1000 DKK
Afforestation	-5.562	-5.687
Set-aside with EU hectare premiums	-1.131	-2.123
Set-aside under the accompanying measures	215	-3.295
Combined afforestation and Set-aside with EU hectare premiums	-1.064	-2.886
Combined afforestation and Set-aside under the accompanying measures	-804	-3.738

1) The economic rent equals the residual after remuneration of all factors and input but land.

Because both set-aside and afforestation results in the same protection of groundwater from nitrogen and pesticide leaching (fertilizer and pesticide use cease), the differences in the cost efficiency of the scenarios are given by the differences in welfare economic costs. The most cost-efficient scenario is set-aside under the EU hectare premiums, which is followed by the scenario with combined set-aside and afforestation. The least cost efficient scenario is the afforestation scenario. The cost efficient scenario i.e. the set-aside under the EU hectare premiums is a result mainly driven by the fact, that the subsidies are 100 percent financed by the EU and therefore represent an net currency income to the Danish economy. If the financial costs to the

farmers were used in stead of the welfare economic costs the cost efficiency ranking at the scenarios would change in favour of set-aside under the accompanying measures. This is an important result as it points out that the choices made by the farmers - given that they are minimising costs – will differ from the welfare economic efficient priorities of the society.

In the analyses no explicit evaluation are made as to whether reductions in nitrate and pesticide leaching will be enough to obtain a satisfactory ground water quality. Neither the analysis includes whether the changes in nitrate and pesticide leaching could be reached at lesser costs by use of other measures than land use changes. Therefore future analysis of the effects of combined measures aiming at e.g. reducing the intensity of agricultural production would be very useful from an environmental economics point of view in order to broaden the basis of cost efficient policy recommendations for local ground water protection from nitrate leaching.

1 Indledning

1.1 Introduktion til analyserne

Den danske drikkevandsressource består overvejende af grundvand, der stort set ubehandlet kan anvendes i drikkevandsforsyningen. Der er et stærkt politisk ønske om, at dette også skal være tilfældet i fremtiden, og derfor har der været fokus på kilder til forurening af grundvandet. En stor del af drikkevandet indvindes i områder domineret af landbrugsproduktion, hvorfor der naturligt har været opmærksomhed på landbrugsproduktionens betydning som forureningskilde af grundvandet. Særligt har udvaskning af kvælstof og pesticider vist sig at kunne give problemer i denne forbindelse, og der er bl.a. derfor iværksat handlingsplaner med det formål, at reducere anvendelsen og belastningen med kvælstof og pesticider fra landbruget.

Både Vandmiljøplan I+II og Pesticidhandlingsplan I+II har ført til en markant reduktion af gødnings- og pesticidanvendelsen i dansk landbrug. Samtidigt er det erkendt, at det lokalt kan være nødvendigt at iværksætte mere vidtgående virkemidler end de, der er indeholdt i de nationale handlingsplaner, såfremt der skal opnås en høj grad af sikkerhed for beskyttelse af grundvandsressourcerne. Med henblik for at tilvejebringe et grundlag for lokal beskyttelse af grundvandsressourcen har amterne derfor udpeget områder med særlige drikkevandsinteresser, og det er specifikt i tilknytning til disse områder, at der gennemføres analyser i denne rapport. Analyserne fokuserer på beskyttelse af grundvandskvaliteten – dvs. reduktion af udvaskningen af kvælstof og pesticider, medens forhold som tilgængelighed af grundvand og grundvandsindvindingens betydning for andre økosystemer ikke inddrages.

Formålet med rapporten er at dokumentere analyserne af de budget- og velfærdsøkonomiske konsekvenser af ændret arealanvendelse i områder med særlige drikkevandsinteresser. Analyserne er en del af aktiviteterne i ARLAS-projektet, hvor der er arbejdet med udvikling af redskaber til scenarieanalyser for et 10x10 km stort studieområde i Bjerringbro/Hvorslev kommuner. Hidtil er der i regi af projektet gennemført analyser af et pilotscenarie vedr. ekstensivering af landbrugsdriften på marginaljorde. Nærværende analyser omfatter de områder, der er udpeget af Viborg amt med henblik på særlig drikkevandsbeskyttelse. Arealanvendelsen i områderne består i dag af landbrugsproduktion, hvor ca. 90 procent er arealer i omdrift, og den alternative arealanvendelse, som indgår i scenarierne er skovproduktion, braklægning samt kombinationer heraf.

1.2 Miljøøkonomisk scenarieanalyse

I dette afsnit gives en introduktion til principperne bag miljøøkonomisk scenarieanalyse. Afsnittet har et anvendelsesorienteret fokus,

medens der henvises til Møller et al. (2000) for en dansk gennemgang af teorigrundlaget.

Formålet med miljøøkonomisk scenarieanalyse er at give et konsistent kvantitativt grundlag for at sammenligne miljøpolitiske initiativer. Derfor indbefatter miljøøkonomisk analyse konsekvenserne både for markedsomsatte goder (varer, produktionsfaktorer mv.) samt for ikke-markedsomsatte goder (miljøkvalitet, biodiversitet, rekreative muligheder, mv.). Miljøøkonomiens forskningsmæssige sigte retter sig derfor primært mod at udvikle metoder og gennemføre analyser, der kan øge forståelsen af sammenhængen mellem samfundets økonomiske aktiviteter og effekterne på natur og miljø samt at kvantificere disse sammenhænge. Herved styrkes grundlaget for at opnå en omkostningseffektiv udnyttelse af samfundets ressourcer, hvilket er det centrale udgangspunkt for det velfærdsøkonomiske teorigrundlag, som miljøøkonomien bygger på.

Miljøøkonomi har både et deskriptivt og et normativt sigte. Den deskriptive analyse retter sig først og fremmest mod at beskrive og kvantificere de økonomiske aktiviteters påvirkninger af miljø- og naturgoderne. Resultaterne herfra kan indgå i sammenlignende analyser af forskellige tiltag og reguleringsstrategiers økonomiske og miljømæssige konsekvenser eller i værdisætningsstudier, der har til formål at belyse befolkningens præferencer for ændringer i natur- og miljøpåvirkningerne. Den normative analyse sigter mod at opgøre de velfærds-mæssige nettogevinsten ved mulige miljøpolitiske tiltag gennem cost-benefit analyse samt at sammenligne omkostningseffektiviteten af forskellige former for miljøregulering (omkostningseffektivitets-analyse). De normative analyser giver således en evaluering af, hvad der er "bedst" vurderet ud fra præcist formulerede velfærdskriterier.

Analyserne i nærværende rapport omfatter omkostningseffektivitetsanalyser af tiltag (eller scenarier) for beskyttelse af grundvandsressourcen i prioriterede drikkevandsområder. Modsat cost-benefit analysen, hvor samtlige effekter af de analyserede tiltag søges prissat, dvs. omregnet til monetære enheder, foretages der ved omkostningseffektivitets-analysen ikke en prissætning af effekterne på det gode (drikkevandsressourcen) som tiltaget er rettet mod. Effekterne på drikkevandsressourcen er bestemt af ændringen i kvælstof- og pesticidudvaskningen, som er det overordnede mål i de danske vandmiljøplaner. Da effekterne af de analyserede scenarier må forventes at være ens, idet både kvælstof- og pesticidanvendelsen helt ophører på arealerne, kan omkostningseffektiviteten af de analyserede tiltag evalueres på et konsistent grundlag ved at sammenligne de velfærdsøkonomisk omkostninger for de enkelte scenarier.

Udgangspunktet for omkostningseffektivitets-analysen er typisk ønsket om at nå et givet niveau for miljøbeskyttelse – der skal så-at-sige være et fælles "anker" for tiltagene. Dette er centralt, idet der ved omkostningseffektivitets-analysen som nævnt ikke foretages en værdisætning af gevinsterne ved at opfylde målet, hvorfor tiltag, der ikke fører til samme målopfyldelse ikke altid kan sammenlignes konsistent. Der vil dog være situationer, hvor der alligevel kan drages entydige konklusioner, jf. tabel 1.

Tabel 1.1. Principper for rangordning af tiltag gennem omkostningseffektivitets-analyse

Velfærdsøkonomisk omkostning	Effekt på miljømål	
	A = B	A < B
A < B	A er omkostningseffektiv i forhold til B	Omkostningseffektiviteten kan ikke vurderes
A = B	A og B er indbyrdes omkostningseffektive	B er omkostningseffektiv i forhold til A

Det ses, at hvor miljøeffekten af de analyserede tiltag er ens, vil tiltaget, der fører til de laveste velfærdsøkonomiske omkostninger, være omkostningseffektivt. Tilsvarende, hvor de velfærdsøkonomiske omkostninger af de analyserede tiltag er ens, vil tiltaget, der fører til den højeste miljøeffekt være omkostningseffektivt. Derimod kan der ikke drages konklusioner vedr. omkostningseffektiviteten, hvis det ene tiltag både fører til lavere velfærdsøkonomiske omkostninger og lavere miljøeffekter.

Efter denne omtale af principperne bag miljøøkonomisk scenarieanalyse gennemgås de analyserede scenarier samt de anvendte analysemetoder i den resterende del af kapitlet.

1.3 Scenarier og beslutningsregler

I scenarieanalyserne fokuseres på strategier for ændret arealanvendelse på landbrugsarealer, der er udpeget med henblik på særlig drikkevandsbeskyttelse. Ændringerne i arealanvendelsen – eller rettere: scenarierne - forudsættes irreversible, dvs. at den resulterende arealanvendelse (principielt) fastholdes i al fremtid. Dette betyder bl.a. at de arealer, der berøres af den ændrede arealanvendelse fremover ikke kan indgå i bedriftens aktiviteter, dvs. anvendes som harmoniareal mv. Konsekvenserne af at gennemføre scenarierne sammenlignes i en statisk komparativ analyse med referencesituationen, som er den eksisterende landbrugsdrift.

De analyserede strategier omfatter:

- Skovrejsning: Etablering af skov på alle landbrugsarealer, der er udpeget som drikkevandsområde.
- Braklægning: Braklægning af alle landbrugsarealer, der er udpeget som drikkevandsområde.

Foruden analysen af strategierne med skovrejsning og braklægning analyseres også en kombineret strategi omfattende:

- Kombineret skovrejsning og braklægning: Skovrejsning på alle landbrugsarealer, der er udpeget som drikkevandsområde og prioriteret skovrejsningsområde samt braklægning af alle øvrige landbrugsarealer, der er udpeget som drikkevandsområde.

Ved de to strategier er det centrale element for bedriftstilpasningen, hvor stor en andel af bedriftens landbrugsareal, der berøres af scena-

riet. Hvor det kun er en mindre del af arealet der berøres, kan det være rimeligt at antage, at produktionen på bedriftens øvrige arealer fortsætter uændret efter en proportional kapacitetstilpasning. Dette betyder, at arealet med enkeltafgrøder og husdyrholdet reduceres proportionalt med andelen af bedriftens areal, der udtages af omdrift. For husdyrproduktionen vil dette være en rimelig forudsætning, såfremt bedriftens husdyrintensitet ligger tæt på (eller over) de gældende arealkrav til eje af harmoniarealer. For de bedrifter, hvor dyreintensiteten ligger under arealkravene kunne det alternativt antages, at husdyrholdet ændres svarende til et evt. "underskud" i egne harmoniarealer. I denne analyse anvendes som udgangspunkt antagelsen om proportionalitet mellem bedriftstilpasningen og det udtagne areal, idet det vurderes, at en yderligere nuancering af beslutningsreglerne vil have meget begrænset betydning for det samlede resultat.

Hvor en større del af bedriftens areal berøres af tiltagene, vil det være rimeligt at antage, at husdyrproduktionen helt ophører.

Med dette udgangspunkt foreslås følgende beslutningsregler for drikkevandsscenarierne:

- Hvis mindre end 25% af bedriftens areal er udtaget, antages at bedriften kan tilpasse sig, således at afgrøde- og husdyrproduktionen reduceres proportionalt med det udtagne areal.
- Hvis mellem 25% og 75% af bedriftens areal udtages, antages at bedriften tilpasser sig, således at husdyrproduktionen ophører, medens det resterende landbrugsareal anvendes til fortsættelse af den eksisterende salgsafgrødeproduktion.
- Hvis mere end 75% af bedriftens areal udtages, antages at landbrugsproduktionen ophører på hele bedriften.

Beslutningsreglerne er blevet vurderet i forhold til eksisterende erfaringer hos Landbrugets Rådgivningscenter (personlig kommunikation) med udtagning af landbrugsjord i drikkevandsområder, og dette har understøttet antagelsen om, at andelen af bedriftens areal der udtages, udgør den determinerende faktor for bedriftstilpasningen. Endvidere viser erfaringerne, at der typisk sker et fuldt driftsophør, såfremt hovedparten af en bedrifts areal udtages, hvilket understøtter beslutningsregel nr. 3.

Det skal bemærkes, at beslutningsreglerne formodentligt vil medføre, at der bliver tale om overkantsskøn for de driftsmæssige tilpasninger og de deraf følgende omkostninger, særligt for bedrifter der falder under beslutningsregel 1. Argumentet herfor er, at den reelle tilpasning må forventes at ske ved ophør med de mindst rentable aktiviteter først. Dette har det ikke været muligt at afspejle i de foreliggende konsekvensanalyser, idet det ville kræve, at driften på hver enkelt bedrift blev modelleret i detaljen og efterfølgende underkastet forudsætningerne for de enkelte scenarier. Denne tilgang har til gengæld den ulempe, at sammensætningen af aktiviteterne i referencesituationen ville være modelleret, og ikke som nu baseret på den observerede produktionsstruktur. Begge metoder har således fordele og ulemper, og den anvendte tilgang er valgt ud fra hensynet om at anvende en

forholdsvis enkel og operationel modellering af de økonomiske konsekvenser.

I projektets pilotscenarie, der omhandlede etablering af ekstensiv husdyrdrift på potentielle marginaljorder, blev der ligeledes anvendt beslutningsregler til beskrivelse af bedrifternes tilpasninger. En væsentlig forskel fra drikkevandsanalyserne var her, at de ekstensiverede arealer fortsat kunne indgå i landbrugsdriften – dog som ekstensivt drevne arealer. Dette er ikke tilfældet for drikkevandsscenerierne. Ligeledes må det forventes at landbrugsdriften helt vil ophøre ved udtagning af hovedparten af bedrifts areal. Derfor adskiller de her præsenterede beslutningsregler sig fra de, der anvendtes i pilotscenariet.

Ved analyse af konsekvenserne af de to strategier antages det, jf. beslutningsreglerne, at jordrentetabet fra landbrugsproduktionen kan beregnes som en funktion af andelen af landbrugsjord, som udgår af produktion for hver enkelt af bedrift. De økonomiske konsekvenser af de udvalgte strategier i form af tabt jordrente fra landbrugsdriften vil således være ens mellem strategierne, men da den resulterende anvendelse af de udtagne arealer (skovproduktion og braklægning) udløser forskellige tilskud og forskellige naturgoder, vil strategierne samlet set have forskellige konsekvenser. Dette inddrages i analyserne, idet følgende elementer analyseres:

Skovrejsning: tabt jordrente fra landbrugsproduktion, jordrente ved skovproduktion (herunder tilskud til skovrejsning og øget jagtværdi), øget udbud af naturgoder ved skovrejsning (rekreativ anvendelse, biodiversitet, mm.).

Braklægning: tabt jordrente fra landbrugsproduktion, jordrente ved braklægning (EU-tilskud og øget jagtværdi), øget udbud af naturgoder ved braklægning (biodiversitet, mm.).

1.4 Budget- og velfærdsøkonomisk analyse

De økonomiske konsekvenser af scenarierne belyses ved både en budget- og velfærdsøkonomisk analyse. Den budgetøkonomiske analyse har til formål at kvantificere konsekvenserne for de berørte virksomheder, dvs. hvorledes den enkelte landbrugsbedrifts produktion og indtjening påvirkes af det analyserede scenario. Derfor omfatter den budgetøkonomiske analyse alene effekterne på markedsomsatte goder samt tilskudsbetalinger, og analysen baseres på observerede faktorpriser. Budgetøkonomiske analyser kan også omfatte de økonomiske konsekvenser for forskellige offentlige kasser: stat, kommuner og amter, og disse søges så vidt muligt også inddraget i analyserne.

Den velfærdsøkonomiske analyse tager udgangspunkt i den budgetøkonomiske, idet der foretages en omregning til velfærdsøkonomiske beregningspriser. Omregningen fra driftsøkonomiske til velfærdsøkonomiske priser foretages ved at multiplicere priserne for de enkelte produkter og varer med nettoafgiftsfaktoren for indenlandsk og internationalt handlede goder (bortset for forbrugsgoder), som er hhv. 1,17 og 1,25. Herved fås en approksimation for forbrugernes

marginale nytte af de enkelte goder. Der henvises til Birr-Pedersen (2000a) for en nærmere gennemgang af analyser og beregningsmetoder.

Målet med den velfærdsøkonomiske analyse er at vurdere, hvorledes samfundets samlede velstand påvirkes af de betragtede scenarier. Velstanden i samfundet antages at afhænge af forbrugsmulighederne, og disse afhænger af, hvorledes samfundets knappe produktionsfaktorer (arbejdskraft, kapital og jord) bliver benyttet. Enhver omallokering af disse faktorer - fx gennem en ændret arealanvendelse - påvirker forbrugsmulighederne og dermed velstanden. Den relative marginale velfærdsmæssige værdi af de forskellige forbrugsgoder antages at blive udtrykt gennem befolkningens relative betalingsvilighed for goderne, dvs. gennem disses priser. Det er derfor, de velfærdsøkonomiske effekter kan udtrykkes i kroner og ører.

De velfærdsøkonomiske konsekvenser omfatter ud over ændringen i værdien af de forbrugsgoder, som omsættes på et marked, også ikke-markedsomsatte goder såsom fx natur- og miljøgoder. Påvirker de betragtede tiltag udbudet af andre miljø- og naturgoder, end dem tiltagene direkte sigter mod at øge - i dette tilfælde kvaliteten af drikkevandsressourcen - bør værdien af disse goder indgå i de velfærdsøkonomiske analyser. Effekten på de afledte ikke-markedsomsatte goder søges kvantificeret ved anvendelse af *benefit transfer*, idet muligheder og begrænsninger herfor diskuteres. Hvor det ikke er muligt at værdisætte de afledte miljøkonsekvenser beskrives disse så vidt muligt kvantitativt i fysiske størrelser. Den velfærdsøkonomiske analyse belyser således den velfærdsøkonomiske nettoomkostning af de enkelte scenarier, som sat i forhold til deres bidrag til beskyttelse af drikkevandsressourcen kan indgå i en omkostnings-efficiens analyse.

Produktions- og miljøtilskud behandles forskelligt i den budget- og velfærdsøkonomiske analyse. I den budgetøkonomiske analyse indgår alle tilskud fuldt som bidrag til bedrifternes samlede indtjening. I modsætning hertil er den velfærdsøkonomiske værdi af tilskuddene afhængig af deres finansiering. Såfremt et tilskud finansieres fuldt af den danske stat eller andre nationale kasser, udgør tilskuddet alene en national omfordeling uden en direkte velfærdsøkonomisk effekt. Derimod er tilskud fx under EUs hektarstøtteordning fuldt finansieret af EU, og repræsenterer derved en ren valutaindtjening til Danmark, forudsat Danmarks betalinger til EU fortsat er uafhængige af de modtagne tilskud. Derfor indgår EU-finansierede tilskud fuldt som en velfærdsøkonomisk indtjening.

1.5 Resultatvariable og diskonteringsrate

De betragtede miljø- og naturpolitiske tiltag vedrører alle landbrugsaktiviteter, som er betinget af anvendelse af den primære produktionsfaktor *jord*. Tiltagenes omkostninger opgøres derfor som forskellen mellem jordrenten ved den hidtidige arealanvendelse og jordrenten ved den nye arealanvendelse. Jordrenten er det beløb, som er tilbage til aflønning af produktionsfaktoren jord efter at de to øvrige produktionsfaktorer arbejdskraft og kapital er aflønnet og samtlige

udgifter til producerede råvarer er afholdt. Jordrenten beregnes derfor som forskellen mellem værdien af de på arealet producerede produkter og udgifterne derved i form af de anvendte input.

De økonomiske konsekvenser opgøres alle som ændringen i den årlige jordrente pr. hektar i 1997-priser, dvs. som den annuierede værdi. Hvor der er tale om aktiviteter og betalinger med uendelig tidshorisont, som det typisk er tilfældet med landbrugsproduktion, vil 1. års jordrenten svare til den annuierede værdi. Hvis betalingerne derimod varierer over årene, som det eksempelvis er tilfældet med et tidsbegrænset tilskud, beregnes den annuierede værdi af betalingerne ved først at beregne nutidsværdien af disse og herefter beregne den årlige (annuierede) betaling ved brug af kapitalindvindingsfaktoren. For en nærmere beskrivelse af nutidsværdiberegninger og annuiering se Møller et al. (2000) kapitel 4.

Der anvendes forskellige diskonteringsrater i de budget- og velfærdsøkonomiske analyser, hvilket skyldes grundlæggende teoretiske overvejelser. I den velfærdsøkonomisk analyse foretages diskontering med det formål, at afspejle befolkningens tidsmæssige præferencer, dvs. at der er større præference for at afholde et givet forbrug i år frem for næste år. I den budgetøkonomiske analyse foretages diskontering med henblik på at afspejle investeringens alternative afkaste – dvs. alternativomkostningen af investeringen. Som approksimation for den velfærdsøkonomiske diskonteringsrate anvendes den effektive reale rente efter skat på konvertible obligationer, idet denne udtrykker den årlige betaling, som obligationsejerne skal have for at udlåne penge og derved udskyde deres forbrug. I den budgetøkonomiske analyse anvendes den reale lånerente før skat som diskonteringsrate, idet denne viser alternativintjeningen af at udlåne et givet beløb frem for at investere det i den planlagte aktivitet. Der kan henvises til Møller et al. (2000) s. 135-149 for en mere omfattende argumentation og diskussion.

1.6 Referencesituationen

Modelleringen af den økonomiske referencesituation følger metoden, som er beskrevet i Schou & Abildtrup (2001) og Schou & Birr-Pedersen (2001), og skal derfor kun omtales kort her. På grundlag af GLR (det Generelle LandbrugsRegister) og CHR (det Centrale HusdyrbrugsRegister) kendes de landbrugsmæssige aktiviteter på enkeltbedrifterne i studieområdet (produktionsstrukturen), men der findes ikke tilsvarende opgørelser af udbytter og faktorindsats, som er nødvendige ved beregning af det økonomiske resultat. Derfor approksimeres dette ved at kombinere oplysningerne om produktionsstrukturen med nøgletal for produktionsværdi, dækningsbidrag og jordrente for de enkelte aktiviteter beregnet på grundlag af Fødevareøkonomisk Instituts driftsgrensstatisik.

Beregningsrutinen er beskrevet i formel 1 med jordrenten som eksempel.

$$\Pi_i = \sum_{j=n} x_{ij} \cdot \Pi_j(x_{ij}) \quad (1)$$

hvor

Π_i er jordrenten for bedrift i

x_{ij} er omfanget (ha eller antal dyr) af driftsgren j på bedrift i

$\Pi_j(x_{ij})$ er nøgletallet for jordrenten pr. enhed af driftsgren i beregnet som funktion af x_{ij} , idet udtrykket er stigende med x_{ij}

n er antal driftsgrene

Det ses af formel 1, at nøgletallene for aktiviteternes økonomiske bidrag også afspejler størrelsesøkonomiske forhold, idet der tages hensyn til aktivitetens størrelse ved beregningen af hver driftsgrens bidrag til bedriftens økonomi (se Birr-Pedersen, 2000b, for nærmere diskussion heraf). Dette er gjort ved at de økonomiske nøgletal (fx jordrenten pr. ha) er beregnet for forskellige størrelsesgrupper, dvs. antal ha eller antal dyr, for de enkelte aktiviteter. Herefter opstilles resultaterne i en såkaldt *look-up table*, hvorfra nøgletallene hentes på grundlag af størrelsen af de enkelte aktiviteter på hver bedrift (fx antal ha med vårbyg eller antal slagtesvin).

Nøgletallene beregnes både som budget- og velfærdsøkonomiske størrelser, og til illustration er beregningen for gennemsnitlig vårbygproduktion i tabel 1.2. Det ses, at den gennemsnitligt jordrente ved vårbygproduktion i 1997 var på 250 kr. pr. ha jf. den budgetøkonomiske opgørelse, men 1.500 kr. pr. ha i den velfærdsøkonomiske. Beregningerne følger principperne, der blev beskrevet i afsnit 1.4 og er i øvrigt gennemgået i detaljer i Birr-Pedersen (2000a), så her skal kun omtales enkelte væsentligt forskelle mellem den budget- og velfærdsøkonomiske beregning.

Tabel 1.2. Budget- og velfærdsøkonomisk beregning for vårbygproduktion, 1997-priser

Vårbyg	Reale konsekvenser		Budgetøkonomisk beregning		Velfærdsøkonomisk beregning	
	Enhed	Værdi	Pris pr. enhed	Kr. i alt	Netto afgiftsfaktor (NAF)	Kr. i alt
Indtægter						
Kerneudbytte	Hkg	51,6	94	4.834	1,25	6.042
Halm	FE	424	1,0	424	1,17	496
Tilskud	Kr	2.161		2.161	1,25	2.701
I alt				7.419		9.239
Omkostninger						
Udsæd				430	1,17	503
Kunstgødning				651	1,25	813
Husdyrgødning				390	1,25	487
Kemikalier				332	1,25	415
Energi				177	1,25	221
Maskinstation				439	1,17	513
Øvrige planteavlsomkostninger				85	1,17	99
Alternativomkostning, beholdninger				94	(1,17)	82
Omkostninger I				2.598		3.136
Dækningsbidrag I				4.821		6.103
Arbejdsindsats	Timer	14,2	134	1.901	1,17	2.224
Vedligeholdelse, inventar				381	1,17	445
Afskrivning, inventar				684	(1,25)	343
Rentebelastning, inventar				157		
Skatter og afgifter				238		
Forsikringer				144	1,17	168
Diverse				266	1,17	311
Vedligeholdelse, bygninger				86	1,17	100
Afskrivning, bygninger				270	(1,17)	1.055
Vedl. og afskr., grundforbedringer				132		
Rentebelastning, bygninger				516		
Faste omkostninger i alt				4.575		4.646
Jordrente				246		1.457

Den budgetøkonomiske opgørelse foretages i faktorpriser og omfatter alle indtægter og udgifter, som er forbundet med produktionen af vårbyg. Der er således tale om et gennemsnitligt driftsregnskab for vårbygproduktion i 1997. Den velfærdsøkonomiske opgørelse skal derimod give en approksimation for værdien af forbrugerpræferencerne for produktion af vårbyg, hvorfor de budgetøkonomiske værdier multipliceres med nettoafgiftsfaktoren for hhv. indenlandsk og internationalt handlede varer. Endvidere indgår driftsomkostninger, som alene repræsenterer en omfordeling i det danske samfund og ikke et egentligt forbrug af produktionsfaktorer og varer – dvs. afgifter, skatter og renter – ikke i den velfærdsøkonomiske opgørelse. Sidst anvendes som nævnt forskellige kalkulationsrenter i den budget- og velfærdsøkonomiske opgørelse, hvilket har betydning for værdien af afskrivninger og alternativomkostningen af beholdninger. Derfor er NAF sat i parentes for disse poster, for at markere, at der

ikke er tale om en simpel multiplicering med den driftsøkonomisk værdi.

I tabel 1.3 er referencesituationen beskrevet som summen for alle de bedrifter, der berøres af drikkevandsscenariet. Husdyrproduktionen står gennemsnitligt for 60 procent af den landbrugsøkonomiske indtjening i scenarieområdet, hvilket svarer til landsgennemsnittet.

I studieområdet findes 25 bedrifter under 5 hektar med drikkevandsudpegninger, og totalt omfatter disse et areal på 31,9 ha. Da bedrifter af denne størrelse (gennemsnitligt 1,3 ha pr. bedrift) ikke forventes at have nogen produktionsmæssig betydning, er de udtaget af de økonomiske analyser, som således omfatter bedrifter på 5 hektar og derover.

Tabel 1.3. Økonomisk referencesituation for bedrifter i drikkevandsscenerierne

Antal bedrifter	47
Samlet areal	2.635 ha
heraf drikkevandsområde	1.275 ha
skovrejsningsområde	368 ha
Driftsøkonomisk jordrente	
Afgrødeproduktion	3.470.000 kr.
Husdyrproduktion	4.926.000 kr.
I alt	8.396.000 kr.
Velfærdsøkonomisk jordrente	
Afgrødeprodukton	4.559.000 kr.
Husdyrproduktion	7.121.000 kr.
I alt	11.680.000 kr.

NB. Omfatter bedrifter på 5 hektar og derover.

I de følgende kapitler præsenteres de budget- og velfærdsøkonomiske analyser for de tre strategier til drikkevandsbeskyttelse, idet beregningsforudsætninger og resultater gennemgås. Præsentationen er struktureret således, at de direkte driftsrelaterede konsekvenser af scenarierne gennemgås i kapitlerne 2, 3 og 4, medens de administrative omkostninger behandles i kapitel 5. I kapitel 6 sammenfattes resultaterne, og de samlede nettoomkostninger ved scenarierne præsenteres.

2 Skovrejsning i drikkevandsområder

2.1 Grundlaget for de budgetøkonomiske analyser

De driftsøkonomiske konsekvenser på den enkelte bedrift opstår som følge af ophøret med landbrugsproduktion samt etableringen af skovdrift på de af bedriftens arealer, der er omfattet af drikkevandsbeskyttelse. Endvidere kan ophøret med landbrugsdrift have afledte driftsmæssige virkninger på den resterende del af bedrifter, som det er beskrevet ved beslutningsreglerne.

Den driftsøkonomiske analyse omfatter alene konsekvenserne for de markedsomsatte aktiviteter og goder samt tilskud, og kan opdeles på følgende komponenter:

- Tab af indtjening ved ophør af landbrugsdrift på de udpegede arealer samt evt. ændret landbrugsdrift på bedriftens øvrige arealer.
- Indtjening fra skovproduktion på de omlagte arealer.
- Indtjening fra tilskud til skovrejsning.

Tab af indtjening ved ophør af landbrugsdrift

Opgørelsen af de økonomiske konsekvenser ved ophør og ændringer i landbrugsdriften på de berørte bedrifter følger beslutningsreglerne, der er beskrevet tidligere. Udgangspunktet er den modellerede økonomiske reference for de enkelte bedrifter.

Indtjening fra skovproduktion

Indtjeningen ved skovproduktion opgøres for en blanding af træarter, hvilket svarer overens med analyser foretaget af Møller et al. (2000) og Damgaard et al. (2001) for skovrejsningsprojektet Vollerup skov ved Kalundborg. Analyserne forudsætter kontinuert skovdrift, idet der foretages genplantning efter skovning. Analyserne omfatter både etablerings- og driftsomkostninger samt indtjening ved salg af produktionen, idet alle poster opgøres som annuierede værdier ved en kalkulationsrente på 7 procent i 1997-priser. Resultaterne er således baseret på samme forudsætninger som de landbrugsøkonomiske analyser og er derfor direkte sammenlignelige med disse.

I den anvendte analyse af skovrejsning indgår en blanding af 8 træarter, hvoraf langsomt voksende arter (eg og bøg) udgør 66 procent af arealet og hurtigt voksende arter udgør resten fordelt på 9 procent med ask og brik og 25 procent nåletræ.¹ Med den anvendte kalkulationsrente er det kun Nobilis, som giver en positiv jordrente (ca. 2.200 kr/ha), og gennemsnitligt fås en negativ jordrente på -2.600 kr/ha fra skovdriften.

En afledt driftsøkonomisk effekt af skovrejsning er, at værdien af jagten på arealet forøges. Denne anslås til 200 kr. pr. ha, og forud-

¹ De 9 procent hurtigtvoksende løvtræ plantes iblandet nåletræerne, hvilket er en betingelse for at modtage tilskud til skovrejsning.

sættes realiseret på samtlige arealer svarende til at jagten udlejes – dvs. der er tale om et overkantsskøn i den budgetøkonomiske analyse, idet ejeren i en række tilfælde enten må forventes at drive jagten selv eller holde arealerne fri for jagt.

Skovrejsningstilskud

Ved privat skovrejsning er det muligt at få tilskud til dækning af etableringsudgifterne for skove på 2 ha og derover samt at få en indkomstkompensation. Tilskuddet gives jf. EU rådsforordningen nr. 1257/1999, og finansieres med 50 procent af den danske stat og 50 procent af EU. En betingelse for at få tilskuddene er, at de arealer hvor der rejses skov, ligger i prioriterede skovrejsningsområder eller neutrale områder, jf. regionsplanlægningen. Det er endvidere muligt for amter, kommuner, mv. at få at statstilskud til skovrejsning. I det følgende antages det, at den skovrejsning, som modtager tilskud, foretages i privat regi. Tilskud til privat skovrejsning kan gives efter flere modeller, men generelt skelnes mellem om arealerne ligger i skovrejsningsområde eller neutralt område (tabel 2.1).

Tabel 2.1. Tilskud til skovrejsning

	Skovrejsningsområde	Neutralt område
Anlæg og pleje (1. og 2. rate)		
plantning af løvskov	14.000 + 8.000 kr./ha	9.000 + 5.000 kr./ha
plantning af nåleskov (samt såning)	9.000 + 5.000 kr./ha	6.000 + 3.000 kr./ha
Indkomstkompensation i 20 år	2.600 kr./ha	

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen

På grundlag af værdierne i tabel 2.1 kan den samlede annuierede værdi af både tilskuddene til anlæg og pleje samt indkomstkompensationen beregnes forudsat en kalkulationsrente på 7 procent og en uendelig tidshorisont. For arealer i et skovrejsningsområde udgør det annuierede tilskud 3.430 kr/ha for løvtræ og 2.890 kr/ha for nåletræ. For arealer i neutralt område udgør det annuierede tilskud 960 kr/ha for løvtræ og 620 kr/ha for nåletræ.

Ved en blanding på 75 procent løvtræ og 25 procent nåletræ, fås den annuierede værdi af tilskuddet til 3.300 kr. pr. ha i skovrejsningsområde (højt skovrejsningstilskud) og 870 kr. pr. ha i neutralt område (lavt skovrejsningstilskud).

I det betragtede studieområde er der et delvist sammenfald mellem områder med drikkevandsbeskyttelse og skovrejsningsområder. Desuden er der områder, hvor skovrejsning ikke er ønsket. Bedrifter i studieområdet, der berøres af drikkevandsudpegninger, dækker et samlet areal på 2.635 ha, hvoraf de udpegede drikkevandsområder andrager 1.275 ha (48 procent). Som følge af beslutningsregel nr. 3, der tilsiger, at hele bedriften udtages såfremt mere end 75 procent af bedriftens areal ligger i drikkevandsområde, omfatter scenariet reelt 1.300 ha. På de berørte bedrifter er 368 ha (14 procent) udpeget som

skovrejsningsområde og 278 ha (11 procent) udpeget som område, hvor skovrejsning er uønsket.

Beregningen af det mulige tilskud til skovrejsning på enkeltbedrifterne baseres på følgende forudsætninger, idet disse forholdsvis nemt kan tilpasses:

- hvis $a_i^U \leq a_i^S$, hvor a_i^U er arealet der udtages grundet drikkevandsinteresser på bedrift i og a_i^S er arealet i prioriteret skovrejsningsområde på samme bedrift (i), kan der ydes højt skovrejsningstilskud til hele det omlagte areal (a_i^U)
- hvis $a_i^U > a_i^S$ kan der ydes højt skovrejsningstilskud til et areal svarende til a_i^S og lavt skovrejsningstilskud til det øvrige areal ($a_i^U - a_i^S$), svarende til at dette ligger i neutralt område

Det vil sige, at det forudsættes, at der er fuldt sammenfald mellem skovrejsningsområdet og drikkevandsområdet på de enkelte bedrifter, samt at der ingen sammenfald er mellem områder med drikkevandsudpegning og områder, hvor skovrejsning er uønsket. Rimeligheden i denne forudsætning understøttes af, at der kun er 5 bedrifter, hvor der er et (beskedent) sammenfald mellem drikkevandsområde og ikke-skovrejsningsområde.

Sidst skal det nævnes, at nogle få af de udpegede drikkevandsarealer på enkeltbedrifterne er mindre end 2 ha, som er minimumsgrænsen for tildeling af skovrejsningstilskud. Dog kan der ydes tilskud, hvis flere arealer udgør en sammenhængende enhed på over 2 ha. Dette vil generelt være tilfældet, idet drikkevandsområderne udgør sammenhængende enheder, og alle arealerne i scenariet antages derfor at kunne modtage tilskud jf. reglerne ovenfor.

Med disse forudsætninger fås et samlet areal på 368 ha på de berørte bedrifter, som kan modtage den høje støttesats og 932 ha, som er berettigede til den lave sats.

2.2 Budgetøkonomiske konsekvenser ved skovrejsning på landbrugsjord

Med forudsætningerne beskrevet i afsnit 2.1 kan de driftsøkonomiske konsekvenser af skovrejsning med 75 procent løvtræ og 25 procent nåletræ i drikkevandsområderne opstilles som i tabel 2.2. Indledningsvis skal det bemærkes, at der i scenariet reelt forudsættes rejst skov på 1.300 ha, hvilket er et lidt større område end de 1.275 ha, der er udpeget til drikkevandsområde. Dette skyldes som førnævnt beslutningsregel nr. 3 om, at såfremt 75 procent eller der over af bedriftens areal berøres af skovrejsning, omlægges hele bedriftens areal til skov.

Tabel 2.2. Årlige budgetøkonomiske konsekvenser af skovrejsning i drikkevandsområder

	Areal	I alt	Gns. pr. ha
	ha	Kr.	Kr.
Tabt jordrente fra landbrugsproduktion	1.300	-4.451.000	-3.420
Jordrente fra skovproduktion	1.300	-3.380.000	-2.600
Merværdi ved jagt	1.300	260.000	200
Tilskud, skovrejsning	368	1.214.000	3.300
Tilskud, neutralt areal	932	811.000	870
Samlet driftsøkonomisk konsekvens	1.300	-5.546.000	-4.270

Reduktionen i landbrugsproduktionen fører til et årligt tab af jordrente på ca. 4,5 mio. kr. eller 3.420 kr/ha. Dette er en noget større end den gennemsnitligt årlige jordrente pr. ha for hele Bjerringbro/Hvorslev på 3.700 kr. pr. ha (Schou & Abildtrup, 2001), hvilket bl.a. skyldes, at et stort antal bedrifter med husdyrproduktion indgår i scenariet.

Endvidere fører den resulterende arealanvendelse – skovproduktion – til en negativ jordrente, bl.a. som følge af den store andel løvtræer, der har et stort tidsspænd mellem udgifter og indtægter i produktionen. Selv når tilskuddet til skovrejsning medregnes fås et negativt jordrentebidrag fra skovproduktionen.

Samlet fås et årligt budgetøkonomisk tab ved den ændrede arealanvendelse på godt 5,5 mio. kr. eller 4.270 kr. pr ha.

2.3 Velfærdsøkonomi

De velfærdsøkonomiske konsekvenser udarbejdes på grundlag af den driftsøkonomiske opgørelse i afsnit 2.2, idet der foretages en omregning af de driftsøkonomiske konsekvenser til velfærdsøkonomiske priser, ligesom de velfærdsøkonomiske gevinster ved strategierne kvantificeres.

De ikke-markedsomsatte værdier ved skovrejsning

I den velfærdsøkonomisk analyse er kvantificering af gevinsterne i form af effekter på ikke-markedsomsatte goder et væsentligt element. Ved skovrejsning vil de ikke-markedsomsatte goder, som påvirkes af scenariet, omfatte:

- Rekreativ værdi (brugsværdi).
- Optionsværdi.
- Ikke-brugs værdi som fx testamentarisk værdi.
- Miljøkonsekvenser.

Ad 1. Den rekreative værdi opstår som følge af, at der er bedre adgangsmuligheder for offentligheden i skovområder sammenholdt med landbrugsarealer. Den rekreative værdi vil afhænge af en lang

række karakteristika ved skoven som adgangsforhold, afstand til byer, naturindhold, mv. Der har i Danmark været gennemført en række studier med det formål at værdisætte både eksisterende skov og skovrejsningsprojekter. De seneste år er der i Danmark gennemført en række værdisætningsstudier af skov og skovrejsning, hvor den hedoniske værdisætning (husprismetoden) er anvendt. Her anvendes forskelle i huspriser afhængigt af skovnærhed til at estimere den velfærdsøkonomiske værdi af et givet skovområde (se fx Hasler et al., 2002). Denne metode opfanger alene brugsværdierne, men har til gengæld den fordel, at den baserer sig på observeret markedsadfærd.

Den afgørende parameter for den rekreative værdi er befolkningsgrundlaget, herunder skovens beliggenhed i forhold til bebyggelse, idet den rekreative værdi afhænger af den konkrete anvendelse - dvs. det forventede besøgstal. Skovområderne i det betragtede scenario er samlet inden for de udpegede drikkevandsområder, og afstand til beboelse samt skovens størrelse er derfor eksogent givet i analysen. Det er derfor valgt at anvende en konstant pris pr. husstand for den rekreative værdi. Denne udledes på grundlag af Hasler et al. (*op cit.*), som for et skovrejsningsprojekt ved Ålborg har estimeret en stigning i priserne på skovnære huse på gennemsnitligt 20 procent. Værdien er udledt for enfamiliehuse, hvilket også er den dominerende bebyggelse i scenarieområdet.

Da der findes flere skovområder i Bjerringbro/Hvorslev kommuner, eksisterer der også i referencesituationen rekreative muligheder for skovbesøg i området. Derfor vil den øgede rekreative værdi af ny skov kun knytte sig til de husstande, som reelt får lettere adgang - her forstået ved kortede vej - til skov. I Hasler et al. (*op cit.*) findes en signifikant effekt på huspriserne ved en afstand indtil 600 m fra skov. Det anslås på dette grundlag, at denne merværdi i scenariet vil realiseres for 31 boliger foruden de 47 huse, der knytter sig til bedrifterne i scenariet, dvs. i alt 78 huse. Beregninger er som følger: Der er 47 huse, der knytter sig til skovrejsningsarealet på 1.300 ha. Antages det, at skovarealet er tilnærmelsesvis cirkulært, fås med en forøgelse af radius med 600 m rundt om dette et samlet areal med skovnærhed på 2.180 ha. Samlet giver dette 78 huse med skovnærhed, forudsat der gennemsnitligt er 0,036 huse pr. ha svarende til gennemsnittet i scenarieområdet.

Den gennemsnitlige ejendomsværdi i 1997 for parcel- og rækkehuse i Bjerringbro var 4.800 kr. pr. m², og med en gennemsnitlig boligstørrelse på 110 m² fås en gennemsnitlig ejendomsværdi på 528.000 kr. Med en 20 procent stigning som proxy for den rekreative værdi svarende til 105.600 kr. pr. hus, fås en samlet rekreativ nutidsværdi for skovrejsningsområdet på 8.237.000 kr. Den samlede annuierede værdi heraf beregnet med en diskonteringsrate på 3 procent er 247.000 kr. svarende til 3.200 kr. pr. hus eller 190 kr. pr. ha.

Ad 2 og 3. Optionsværdierne og ikke-brugsværdierne omfatter dels værdien af, at man selv samt fremtidige generationer kan anvende skoven rekreativt i fremtiden, dels at skoven yder et bidrag til den biologiske mangfoldighed. Disse goder kan kun værdisættes ved anvendelse af de hypotetiske metoder, og der foreligger ingen danske studier, hvor værdien af disse goder er analyseret eksplicit for skov-

rejsning. Samtidigt knytter disse værdier sig til muligheden til at anvende skov rekreativt samt bevarelse af skovens biologiske mangfoldighed, hvilket er goder, som kun påvirkes i ubetydelig grad, idet der som nævnt allerede findes større skovområder i Viborg amt. Derfor antages det, at marginalværdien af disse goder ved det betragtede scenario er nul. Den valgte løsning svarer til, at effekterne på biodiversiteten alene værdisættes gennem ændringerne i jagtens værdi på arealerne – dvs. i form af ændringerne i de markedsomsatte brugsgoder, der er knyttet til biodiversiteten.

Ad 4. Værdien af miljøkonsekvenserne knytter sig dels til beskyttelsen af drikkevand samt reduktion af ammoniak- og drivhusgasemissioner. Idet der her er tale om en omkostningseffektivitets-analyse med det formål at belyse konsekvenserne af scenarier til grund- og drikkevandsbeskyttelse medtages værdien heraf ikke i analysen. Hvad angår reduktion af drivhusgasemissioner er der i Damgaard et al. (2001) anvendt en værdi på 750 kr. pr. ha, hvilket baserer sig på en pris på 100 kr. pr. ton CO₂-ækvivalent. Der er imidlertid en betydelig usikkerhed på denne pris udtrykt ved et stort variationsinterval for eksisterende prisestimer i litteraturen, og ved at hovedparten af estimerne er baseret på ældre studier.

For ammoniak vil det være muligt at estimere effekten i form af ændrede emissioner på grundlag af de modellerede ændringer i husdyrhold, afgrødesammensætning og handelsgødningforbrug. Denne emissionsændring kunne efterfølgende prissættes på grundlag af den gennemsnitlige skyggepris for de tiltag, der er under implementering i forbindelse med Ammoniakhandlingsplanen. Denne skyggepris er imidlertid givet af den fastsatte målsætning samt en antagelse om, at denne nås med de fastlagte virkemidler, men der er senest opstået tvivl om hvorvidt dette er tilfældet (Illerup et al., 2002). Derfor er der her valgt at se bort fra værdien af de afledte miljøeffekter grundet den usikkerhed der er forbundet med deres prissætning. Se i øvrigt følsomhedsanalysen i kapitel 6.

Et væsentligt aspekt ved anvendelse af benefitestimer ved scenarie-analyse er, hvorvidt der skal anvendes gennemsnits- eller marginalværdier. Problemet kan anskueliggøres ved følgende to eksempler: a. etablering af en selvstændig skov på 10 ha, eller b. etablering 10 ha skov i sammenhæng med en eksisterende større skov. Principielt tilsliger økonomisk teori, at der skal anvendes marginale priser ved alle typer af konsekvensanalyser. I det første tilfælde kan der dog argumenteres for anvendelse af en gennemsnitlig værdi for eksisterende skovområder (med samme karakteristika som de ny område), dvs. at det antages, at efterspørgslen efter rekreative goder fra ny skov er forholdsvis uelastisk. I det andet tilfælde, vil det derimod ikke være rimeligt at anvende en gennemsnitsværdi. Dette skyldes, at der allerede er et eksisterende udbud af rekreative muligheder fra skoven, hvorfor marginalværdien af en udvidelse af skovarealet må forventes at være lavere end gennemsnittet for den eksisterende skov.

En tilsvarende argumentation kan gennemføres for options- og ikke-brugsværdierne, idet der her er det yderligere aspekt knyttet til ikke-brugsværdierne (fx biodiversitet), at en ændring af arealanvendelsen betyder, at én type naturgoder fjernes til fordel for andre. I tilfældet

med skovrejsning vil "skov natur" erstatte "agerlands natur". Hvorvidt dette netto giver en positiv eller negativ værdi i form af biodiversitetsgoder vil afhænge af præferencerne for biodiversitetsbidraget fra de forskellige naturtyper, hvilket også omfatter eventuelle afledte natureffekter. Således vil skovrejsning typisk ikke kun have betydning for naturen på skovrejsningsområdet, idet levevilkårene for dyre- og plantelivet på de tilstødende landbrugsarealer også påvirkes.

Denne problemstilling er central ved økonomiske analyser af biodiversitetsændringer. Eksisterende værdisætningsstudier af ændret biodiversitet har overvejende haft fokus på lokalt eller globalt truede (dyre)arter eller unikke naturområdet med betydelig symbolværdi (se fx Nunes & van den Bergh, 2001). Derimod findes der ingen danske empiriske studier og kun ganske få udenlandske studier, der belyser omfanget af disse problemstillinger i forhold til almindeligt forekommende dyre- og plantearter eller naturtyper og landskaber. Dette understreger de forbehold, anvendelse af *benefit transfer* er forbundet med i denne type scenarieanalyser. Endvidere viser det et betydeligt behov for en mere omfattende teoretisk og empirisk dansk forskning på området.

Velfærdsøkonomiske konsekvenser

I tabel 2.3 er de velfærdsøkonomiske konsekvenser opgjort. Som en væsentlig forskel fra de driftsøkonomiske analyser, bidrager skovproduktionen væsentligt mindre til omkostningerne ved scenariet. Dette skyldes, at der ved de velfærdsøkonomiske analyser anvendes en lavere diskonteringsfaktor end ved de driftsøkonomiske, hvilket reducerer effekten af diskontering på forskellen mellem omkostninger og indtjening i skovproduktionen. Værdien af den øgede jagtleje er multipliceret med nettoafgiftsfaktoren for nationalt handlede goder på 1,17.

Det skal bemærkes, at det ved beregningen er antaget at 50 procent af skovrejsningstilskuddet finansieres af EU og dermed indgår som en velfærdsøkonomisk gevinst for det danske samfund. Til illustration er beregningen af den velfærdsøkonomiske effekt af tilskuddet i prioriterede skovrejsningsområder vist herunder:

- Annuiseret værdi af tilskuddene ved en diskonteringsrate på 3 procent og 75/25 mix af løv- og nåletræ = 1.750 kr/ha.
- 50 procent EU finansiering: $1/2 \cdot 1.750kr / ha = 875kr / ha$.
- Multiplikering med nettoafgiftsfaktoren for internationalt handlede goder: $1,25 \cdot 875kr / ha = 1.100kr / ha$.

Tabel 2.3. Årlige velfærdsøkonomiske konsekvenser af skovrejsning i drikkevandsområder

	Areal	I alt	Gns. pr. ha
	<i>ha</i>	<i>Kr.</i>	<i>Kr.</i>
Tabt jordrente fra landbrugsproduktion	1.300	-6.267.000	-4.820
Jordrente fra skovproduktion	1.300	-572.000	-440
Merværdi ved jagt	1.300	304.000	230
Værdi af tilskud, skovrejsningsareal	368	405.000	1.100
Værdi af tilskud, neutralt areal	932	224.000	240
Rekreativ værdi	1.300	247.000	190
Velfærdsøkonomisk konsekvens	1.300	-5.659.000	-4.350

Samlet resulterer scenariet i en negativ jordrente på ca. 5,7 mio. kr. pr. år eller ca. 4.350 kr. pr. ha. De ikke-markedsomsatte goder i form af øgede rekreative muligheder har en ikke uvæsentlig betydning for resultatet. Samtidigt viser analysen, at summen af de poster, der vedrører skov (jordrente fra skov, jagt, tilskud samt rekreativ værdi), fører til et positivt velfærdsøkonomisk resultat på ca. 500 kr. pr. ha. Men sættes dette i forhold til tabet ved ophør med landbrugsproduktion på 4.820 kr. pr. ha fås det negative nettoresultat.

3 Braklægning i drikkevandsområder

3.1 Regler for braklægning

Ved braklægning af landbrugsjord gælder flere love og bestemmelser. Generelt fastlægger Landbrugsloven, at landbrugsjord skal drives i overensstemmelse med god landbrugspraksis. Det vil sige, at man ikke uden videre kan ophøre med at drive et landbrugsareal, med mindre der er givet et lovgrundlag herfor.

I tabel 3.1 er mulighederne for tilskud til braklægning opsummeret, og disse gennemgås efterfølgende.

Tabel 3.1. Årlige tilskud til braklægning under forskellige ordninger

	EUs braklægningsstøtte	MVJ-ordninger
Grundlag for tilskud	EUs hektarstøtteordning Maksimalt 21,6% af arealet, som der er søgt hektartilskud til. Dog op til 100% i Viborg Amt.	EUs ledsageforanstaltninger. Arealet skal være beliggende i udpeget SFL-område. Minimum for en periode på 20 år.
Generelle tilskud	2.454 kr./ha	2.600 kr./ha
Tilskud i SFL-område med drikkevandsinteresser		
udbytte under 45 hkg	-	2.780 kr./ha
udbytte 45-60 hkg	-	3.500 kr./ha
udbytte 60-70 hkg	-	4.500 kr./ha
udbytte over 70 hkg	-	5.000 kr./ha
EU og national finansiering	1000% EU-finansieret	50% EU-finansieret

I forbindelse med EUs markedsordninger for landbrugsafgrøder, er der fastsat et krav om, at såfremt man ønskede udbetalt hektarstøtte i 2002 skulle mindst 10 procent af det areal, der søgtes støtte til, braklægges eller dyrkes med non-food afgrøder. Det er frivilligt om braklægningen er enårig – dvs. at der roteres fra år til år mellem hvilke marker der braklægges – eller flerårig, dvs. hvor de samme marker braklægges i flere år. Som hovedregel må en bedrift maksimalt braklægge 21,6 procent af det samlede areal, der søges hektarstøtte til, men for en række amter er denne regel lempet for arealer beliggende i SFL-områder (Særligt Følsomme Landbrugsområder), hvortil drikkevandsområder hører. Således er det muligt at braklægge 100 procent af de arealer der søges hektarstøtte til i Viborg amt, såfremt de ligger i et SFL-område. Tilskuddet til braklægning under EUs hektarstøtte var i 2002 på 2.454 kr. pr. ha og hele tilskuddet finansieredes af EU.

Alternativt til EUs braklægningsordning kan der søges tilskud til 20-årig udtagning for arealer beliggende i SFL-områder med drikkevandsinteresser. Dette tilskud gives under programmet for Miljøvenlige Jordbrugsordninger (MVJ) og dets størrelse afhænger af SFL-områdets beliggenhed og eventuelt af det hidtidige udbytte på arealet. Grundtilskuddet er på 2.600 kr. pr. ha, hvoraf 50 procent finansie-

res af EU og 50 af den danske stat. For SFL-områder med drikkevandsbeskyttelse, er tilskuddet noget højere og graduret afhængigt af det hidtidige udbytniveau.

I de følgende afsnit præsenteres de budget- og velfærdsøkonomiske konsekvenser af braklægning af landbrugsjord i drikkevandsområder. Analyserne følger beslutningsreglerne og forudsætningerne beskrevet i kapitel 1 og 2. Omkostningerne i form af tabt jordrente fra landbrugsproduktionen er identisk med skovrejsningsscenariet, men det økonomiske udbytte af aktiviteterne efter udtagning af landbrugsjorden adskiller sig herfra. Dette gælder dels, fordi der ikke er en egentlig produktionsrelateret indtjening fra arealerne, dels fordi kompensationen er forskellig, og dels fordi de resulterende rekreative- og naturværdier er forskellige.

3.2 Budgetøkonomiske konsekvenser ved braklægning i drikkevandsområder

I den budgetøkonomiske analyse af konsekvenserne af braklægning af udtaget landbrugsjord i drikkevandsområder fordeles bidragene sig på følgende poster:

- Tabt jordrente fra landbrugsproduktion.
- Øget værdi af jagt.
- Indtjening fra tilskud til braklægning.

Omkostningen som følge af ophørt landbrugsproduktion opgøres ved samme metode som for skovrejsning. Ligesom ved skovrejsning forventes det, at værdien af jagten øges ved braklægning. Dog er denne merværdi nok noget mindre, hvorfor den sættes til 100 kr. pr. ha. Indtjeningen som følge af tilskud til braklægning afhænger naturligvis af, hvilken ordning der vælges. Derfor analyseres scenariet for begge typer tilskud – dvs. EUs braklægningstilskud og MVJ-ordningen for 20 årig udtagning af landbrugsjord. For udtagning under MVJ-ordningen anvendes et kærneudbytte på 57,4 hkg pr. ha svarende til gennemsnittet for Viborg amt i 2001 ved udmåling af tilskuddet.

EUs braklægningstilskud kan kun gives til arealer, der hidtil har været i omdrift og hører inden for bedriftens basisareal. For de bedrifter, der falder under beslutningsregel 1 og 2, og hvor under 75 procent af arealet skal udtages, antages det, at hele det udtagne areal kan dækkes af EUs braklægningsordning. Holdbarheden af denne antagelse bestyrkes af, at basisarealet udgør 81 procent af det samlede landbrugsareal i scenarieområdet. Da det samtidigt kun er 38 procent af det totale areal på bedrifterne under beslutningsregel 1 og 2, der berøres af scenariet, er der reelt et "overskud" af basisareal på 925 ha i forhold til behovet for braklægning under scenariet. For bedrifterne under beslutningsregel nr. 3, hvor 100 procent af arealet udtages, udgør basisarealet 91 procent af bedrifternes samlede arealer. Dette svarer til, at 43 ha ikke kan modtage braklægningsstøtte under EUs hektarstøtteordning. Da dette areal rigeligt kan dækkes af "overskuddet" af basisareal for bedrifterne under beslutningsregel 1 og 2 antages det, at samtlige arealer, der falder under beslutningsregel 3,

også kan få braklægningsstøtte under EUs hektarstøtteordning. Dette kan fortolkes som en vis fleksibilitet i områdeudpegnen.

I tabel 3.2 er resultaterne af den budgetøkonomiske analyse vist. Ikke overraskende viser beregningen, at det driftsøkonomiske resultat ved braklægning under EUs hektarstøtteordning er lavere end når MVJ-ordningerne anvendes. Rent faktisk fås et lille positivt driftsøkonomisk nettoresultat ved udtagning under MVJ-ordningen, medens braklægning under hektarstøtteordningen giver en negativ jordrente på 900 kr. pr. ha. Ud fra et driftsøkonomisk synspunkt er braklægning under MVJ-ordningerne således at foretrække.

Tabel 3.2. Årlige budgetøkonomiske konsekvenser af braklægning i drikkevandsområder

	Areal	I alt	Gns. pr. ha
	ha	Kr.	Kr.
Tabt jordrente fra landbrugsproduktion	1.300	-4.451.000	-3.420
Merværdi ved jagt	1.300	130.000	100
Værdi af EU-tilskud	1.300	3.190.000	2.454
Driftsøkonomisk konsekvens v. EU-tilskud	1.300	-1.130.000	-870
Værdi af MVJ-tilskud	1.300	4.550.000	3.500
Driftsøkonomisk konsekvens v. MVJ-tilskud	1.300	99.000	80

3.3 Velfærdsøkonomiske konsekvenser ved braklægning i drikkevandsområder

Den velfærdsøkonomiske analyse følger også principperne fra skovrejsningsscenariet. Det vil sige, at tilskuddene korrigeres for at afspejle den reelle netto valutaindtjening for Danmark, ligesom de ikke-markedsomsatte værdier søges inddraget.

Til forskel fra skovrejsningsanalyserne omfatter de ikke-markedsomsatte værdier kun ikke-brugsværdier der kan henføres til effekter i form af øget biodiversitet, dvs. eksistensværdien. Dette skyldes, at der ikke er offentlig adgang til de braklagte arealer, hvorfor den eneste rekreative gevinst er den, der er afspejlet ved den øgede værdi af jagten. Ligesom ved analyserne af skovrejsning findes der ikke danske studier, som direkte kan anvendes til at fastsætte en pris på biodiversitetsgevinsterne ved varig braklægning af landbrugsjord.

Dubgaard et al. (2001) har set på forskellige studier, hvor eksistensværdien af ekstensivt drevne landbrugsområder er analyseret, og finder eksistensværdier på mellem 8.000 og 14.000 kr. pr. ha. Disse estimater knytter sig dog til velkendte (unikke) lokaliteter, og det er derfor tvivlsomt, om disse meningsfuldt kan overføres til braklægning af almindelig dansk landbrugsland. Der er ligeledes i litteraturen en diskussion om, i hvilke tilfælde ikke-brugsværdier reelt er relevante at medtage i analysen (Freemann, 1993, s. 162-163). Dette er ud fra overvejelser om, hvorvidt en marginal ændring af en eksisterende naturtype reelt giver anledning til andet end brugsværdier. På

grundlag af disse overvejelser er det valgt at sætte eksistensværdien af ændringen i biodiversitet til nul i nærværende analyse.

I tabel 3.3 er resultatet af den velfærdsøkonomiske analyse vist. Det ses at både ved braklægning under EUs hektarstøtteordning og under MVJ-ordningen med 20 årig udtagning, fører braklægning af landbrugsjord i drikkevandsområder til en negativ velfærdsøkonomisk jordrente. Det skal erindres, at værdien af drikkevandsbeskyttelse ikke indgår i opgørelsen, idet der er tale om en omkostningseffektivitets-analyse.

Tabel 3.3. Årlige velfærdsøkonomiske konsekvenser af braklægning i drikkevandsområder

	Areal	I alt	Gns. pr. ha
	<i>ha</i>	<i>Kr.</i>	<i>Kr.</i>
Tabt jordrente fra landbrugsproduktion	1.300	-6.267.000	-4.820
Merværdi ved jagt	1.300	187.000	120
Værdi af EU-tilskud	1.300	3.991.000	3.070
Velfærdssøkonomisk konsekvens v. EU-tilskud	1.300	-2.134.000	-1.660
Værdi af MVJ-tilskud	1.300	2.834.000	2.180
Velfærdsøkonomisk konsekvens v. MVJ-tilskud	1.300	-3.281.000	-2.520

I modsætning til ved de driftsøkonomiske analyser vil det være velfærdsøkonomisk fordelagtigt, at braklægningen sker under EUs hektarstøtteordning. Dette skyldes finansieringen af tilskuddene, idet braklægningstilskuddet under EUs hektarstøtteordning fuldt finansieres af EU, og derved repræsenterer en ren valutaindtjening til Danmark. Tilskuddene under MVJ-ordningen finansieres med 50 procent af EU og med 50 procent national finansiering og indgår derfor kun med 50 procent i den velfærdsøkonomiske opgørelse.

4 Kombineret skovrejsning og braklægning

I dette scenario kombineres analyserne beskrevet i kapitel 2 og 3. Det forudsættes, at der rejses skov på alle de udtagne områder, hvor der kan opnås det høje tilskud til skovrejsning, medens der braklægges på de øvrige udtagne arealer. Samlet betyder dette, at der rejses skov på 368 ha fordelt på 26 bedrifter medens de øvrige 932 ha braklægges fordelt på 41 bedrifter. Bemærk, at på 20 bedrifter gennemføres både skovrejsning og braklægning. Analyserne følger de øvrige forudsætninger, der er opstillet i kapitel 2 og 3, og gennemføres både for braklægning under EUs hektarstøtteordning og MVJ-ordningen. I tabel 4.1 og 4.2 er resultaterne vist.

Tabel 4.1. Årlige budgetøkonomiske konsekvenser af kombineret skovrejsning og braklægning i drikkevandsområder

	Areal	I alt	Gns. pr. ha
	ha	Kr.	Kr.
Tabt jordrente fra landbrugsproduktion	1.300	-4.451.000	-3.920
Jordrente ved skovproduktion	368	-961.000	-2.600
Merværdi ved jagt, skov	368	74.000	200
Merværdi ved jagt, brak	932	93.000	100
Skovrejsningstilskud (høj sats)	368	1.214.000	3.300
Værdi af EU-tilskud	932	2.287.000	2.454
Driftsøkonomisk konsekvens v. EU-tilskud	1.300	-1.744.000	-1.340
Værdi af MVJ-tilskud	932	3.262.000	3.500
Driftsøkonomisk konsekvens v. MVJ-tilskud	1.300	-769.000	-590

Den budgetøkonomiske analyse viser at den laveste driftsmæssige omkostning fås ved skovrejsning i kombination med MVJ-tilskud, idet jordrentetabet herved bliver på ca. 600 kr. pr. ha.

I modsætning hertil viser tabel 4.2, at skovrejsning i kombination med EUs braklægningstilskud fører til det laveste velfærdsøkonomiske jordrentetab. Dette skyldes ligesom ved braklægningsscenarierne, at EUs hektarstøtte er indgår som en fuldt valutaindtægt i den velfærdsøkonomiske analyse, medens MVJ-tilskudet kun indgår med 50 procent.

Sammenlignes med den velfærdsøkonomiske analyse af skovrejsning i hele scenarieområdet (kapitel 2) ses det, at den rekreative værdi pr. hektar skov er højere i nærværende scenarie. Beregningen af den rekreative værdi er identisk i de to scenarier, men i det kombinerede scenarie rejses 368 ha skov, men det samlede areal med skovnærhed er beregnet til 889 ha. Antallet af boliger med skovnærhed kan således beregnes til 32 (0,036 huse/ha x 889 ha), og med en gennemsnitlig

stigning i den rekreative værdi på 105.600 kr. pr. hus, fås en samlet rekreativ nutidsværdi for skovrejsningen i det kombinerede scenarie på 3.380.000 kr. Dette svarer til en samlet annuiterede værdi på 101.000 eller 280 kr. pr. ha skov.

Tabel 4.2. Årlige velfærdøkonomiske konsekvenser af kombineret skovrejsning og braklægning i drikkevandsområder.

	Areal	I alt	Gns. pr. ha
	ha	Kr.	Kr.
Tabt jordrente fra landbrugsproduktion	1.300	-6.267.000	-4.820
Jordrente ved skovproduktion	368	-162.000	-440
Merværdi ved jagt, skov	368	84.000	230
Merværdi ved jagt, brak	932	112.000	120
Rekreativ værdi af skov	368	101.000	280
Skovrejsningstilskud	368	405.000	1.100
Braklægning med EU-tilskud	932	2.861.000	3.070
Velfærdssøkonomisk konsekvens v. EU-tilskud	1.300	-2.866.000	-2.200
Braklægning med MVJ-tilskud	932	2.032.000	2.180
Velfærdøkonomisk konsekvens v. MVJ-tilskud	1.300	-3.695.000	-2.800

Den rekreative værdi pr. hektar skov i dette scenario er således 1/3 større end ved skovrejsningsscenariet. Dette er en følge om forudsætningen om, at forøgelsen af den rekreative værdi knytter sig til boliger i en afstand indtil 600 m fra skovrejsningsområdet, hvorfor antal af boliger med skovnærhed falder relativt, når skovens størrelse øges. Således er forholdet mellem arealet med skov og arealet med skovnærhed 2,4 i dette scenarie mod kun 1,7 i skovrejsningsscenariet. Resultatet stemmer overens med den økonomiske efterspørgselsteori, der siger, at den marginal nytte af et gode falder med stigende udbud.

I den foreliggende beregning, er ændringen i den marginale rekreative værdi givet af arealsammenhængene – dvs. beregningen af arealet med skovnærhed. Et relevant spørgsmål er dog, om dette er fuldt retvisende. For eksempel kunne det tænkes, at der er en sammenhæng mellem skovens størrelse og den afstand, inden for hvilken den rekreative værdi afspejles i huspriserne, ligesom den marginale rekreative værdi må forventes at aftage med afstanden til skoven, jf. Powe et al. (1997). Der foreligger dog ingen danske studier, hvor sammenhængen mellem afstand, skovstørrelse og rekreativ værdi er belyst, men dette kunne være særdeles relevant til brug for fremtidige scenarieanalyser af skovrejsning og naturbeskyttelse.

5 Administrative omkostninger

5.1 Afgrænsning af de administrative omkostninger

Dels med henblik på fuldt at belyse konsekvenserne af scenarierne for producenterne og de offentlige myndigheder i den budgetøkonomiske analyse, samt for at opgøre de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger, er det af betydning at kvantificere de administrative omkostninger ved at realisere scenarierne. De administrative omkostninger afgrænses her til at omfatte følgende:

- Tidsforbrug for landmand og konsulent ved udarbejdelse af ansøgning.
- Tidsforbrug for amtet og statslige myndigheder ved behandling af ansøgning og administration af udbetalinger.
- Skatteforvridningstab ved finansiering af udgifterne under punkt b.

Grundlaget for at opgøre de administrative omkostninger er ressourceforbruget, der følger af de enkelte aktiviteter. Dette må typisk baseres på skønsmæssige vurderinger, idet der ikke findes detaljerede opgørelser eller statistikker, der belyser dette. Nogen information kan dog hentes i virksomhedsregnskaberne fra Direktoratet For Fødevarer Erhverv (DFFE) og Skov- og Naturstyrelsen (SNS), ligesom der er et stort erfaringsgrundlag hos Landbrugsts Rådgivningscenter og i amterne.

Skatteforvridningstab opstår som følge af, at de administrative omkostninger samt de udbetalte tilskud skal finansieres gennem indrivning af skatter i Danmark. Skatter og afgifter fører til en forvridning af de relative priser og dermed en ikke-optimal ressourceanvendelse. Endvidere er skatteopkrævningen forbundet med administrative omkostninger, som betyder, at der reelt skal indrives et større beløb end den direkte omkostning, der skal dækkes.

Det er disse to typer omkostninger, som indgår i skatteforvridningstab. Der er dog en del diskussion om, hvorvidt skatteforvridningstab skal indgå i cost-benefitanalyser og i givet fald, størrelsen af tabet. Et væsentligt element er, om det analyserede projekt (scenario) fører til ekstra omkostninger udover de, der er indeholdt i det eksisterende budget. I den tværministerielle analyse: *Miljøpolitikens økonomiske omkostninger og fordele* anvendes et skatteforvridningstab på 20 procent, men da der stadig er en del uafklarede spørgsmål om størrelsesordenen mv. (se fx Jensen, 2002) er det valgt ikke at medtage skatteforvridningstab i denne opgørelse. Det kan dog umiddelbart gøres på grundlag af de præsenterede resultater.

Tabel 5.1 viser de beregnede administrative omkostninger pr. sag for hhv. skovrejsning og braklægning fordelt på de enkelte aktører, idet beregningen gennemgås i det følgende.

Table 5.1. Ressourceforbrug og administrative omkostninger pr. sag (annuierede værdier)

	1.år	Tidsforbrug Følgende år	Budgetøkonomisk omkostning	Velfærdsøkonomisk omkostning
	<i>Timer</i>	<i>Timer</i>	<i>Kr.</i>	<i>Kr.</i>
Skovrejsning				
Landmand og konsulent	-	-	620	310
Amt	5,5	1	290	290
Stat	1	1	230	250
I alt	-	-	1.120	850
MVJ-braklægning				
Landmand og konsulent	1	0	20	10
Amt	5,5	1	290	290
Stat	1	1	230	250
I alt	-	-	540	550

5.2 Administrative omkostninger ved MVJ-brak

Tidsforbruget for landmand og konsulent ved ansøgning om tilskud under MVJ-ordningen anslås af Landbrugets Rådgivningscenter (personlig kommunikation) til 1 time pr. ansøgning for landmand og konsulent fordelt med ½ time på hver. Tidsforbruget for amtet ved forberedelse og behandling af en ansøgning anslås af Viborg amt til 5,5 timer pr. ansøgning og 1 time for DFFE (personlig kommunikation). Administrationen af den årlige udbetaling af MVJ-tilskud medførte, jf. DFFEs virksomhedsregnskab, enhedsomkostninger på 220 kr. pr. sag i 2001 svarende til 200 kr. i 1997-priser og amtet anslår til lige at anvende 1 time pr. år.

På grundlag af det anslåede ressourceforbrug kan de administrative omkostninger beregnes. Der er anvendt samme timepriser som i Schou et al. (2002) omregnet til 1997-priser, dvs. 140 kr. pr. time for landmandens egen indsats, 460 kr. pr. time for konsulenter samt 210 kr. pr. time for medarbejdere i amtet. Med disse forudsætninger bliver den annuierede værdi af de administrative omkostninger 540 kr. pr. sag opgjort i budgetøkonomiske priser. Den velfærdsøkonomiske værdi af de administrative omkostninger, beregnes ligeledes på grundlag af det anslåede ressourceforbrug, idet annuieringen foretages med en diskonteringsrate på 3 procent og priserne multipliceres med nettoafgiftsfaktoren på indenlandsk handlede varer på 1,17. Herved fås de annuierede administrative omkostninger til i alt 550 kr. pr. sag opgjort i velfærdsøkonomiske priser.

5.3 Administrative omkostninger ved skovrejsning

Tidsforbruget for landmand og konsulent ved ansøgning om tilskud til skovrejsning forventes at være noget højere end ved ansøgning under MVJ-ordningerne. Dette skyldes, at der foruden kortbilag og ansøgningsskema skal vedlægges en detaljeret tilplantningsplan.

Ifølge Småskovforeningen Danmark tilbydes projektering af skovrejsning til en grundtakst på 500 kr. plus 50 kr. pr. ha. Med et potentielt skovrejsningsareal i scenariet på 1.300 ha fås de samlede projekteringsomkostninger til 65.500 kr. eller gennemsnitligt 1.400 kr. pr. sag (bedrift). Disse omkostninger afholdes i år 1 og antages også at dække landmandens ressourceforbrug.

Ressourceforbruget ved behandling af ansøgningen og udbetaling af tilskud ved skovrejsning kan ikke umiddelbart ses af SNS virksomhedsregnskab. Derfor antages de årlige omkostninger til tilskudsbetaling at være svarende til MVJ-ordningerne (220 kr. pr. sag pr. år). Tidsforbruget ved behandling af ansøgningen anslås til 5 timer.

I den budgetøkonomiske opgørelse bliver den annuierede værdi af de samlede omkostninger på 590 kr. pr. sag, medens den er 840 kr. pr. sag i den velfærdsøkonomiske opgørelse.

5.4 De enkelte scenariers administrative omkostninger

I tabel 5.2 er de administrative omkostninger for de analyserede scenarier beregnet på grundlag af resultaterne fra de forrige afsnit. De administrative omkostninger beregnes på grundlag af antallet af sager, der falder under de enkelte tilskudsordninger. Der er tale om en nettoberegning, hvorfor opgørelsen kun omfatter de ekstra administrative omkostninger, som er forbundet med scenarierne. Dette har betydning for de 20 bedrifter, hvor landbrugsproduktionen helt ophører fordi mere end 75 procent af deres areal udtages, og de derfor falder under beslutningsregel nr. 3. Her vil de eksisterende administrative omkostninger, der er forbundet med modtagelsen af EUs hektarstøtte, bortfalde og erstattes af de administrative omkostninger forbundet med MVJ og skovrejsning. I disse tilfælde antages de sparede administrative omkostninger at svare til de, der er forbundet med MVJ udtagningen.

De højeste administrative omkostninger fås ved kombineret skovrejsning og MVJ-braklægning. Dette skyldes, at der både braklægges og rejses skov på 26 af bedrifterne i dette scenarie, hvilket fører til administrative omkostninger for begge ordninger. De laveste administrative omkostninger fås ved braklægning under EUs hektarstøtteordning, idet de administrative omkostninger her er sat til nul. Ræsonnementet bag dette er, at bedrifterne i dette scenarie allerede i udgangssituationen modtager tilskud under hektarstøtteordningen, hvorfor der ikke forventes ekstra administrative omkostninger.

Tabel 5.2. Administrative omkostninger ved ændret arealanvendelse (annuiserede værdier)

	Antal sager	Budgetøkonomisk omkostning i alt	Velfærdsøkonomisk omkostning i alt
	<i>Stk.</i>	<i>Kr.</i>	<i>Kr.</i>
Skovrejsning	47	17.000	28.000
Braklægning			
EU-tilskud	47	0	0
MVJ-tilskud	47	14.000	15.000
Kombineret skovrejsning og EU-braklægning	Skov: 26; brak: 41	13.000	20.000
Kombineret skovrejsning og MVJ-braklægning	Skov: 26; brak: 41	35.000	42.000

6 Samlet vurdering af scenarierne

6.1 Scenariernes samlede omkostninger

I dette kapitel foretages en samlet miljøøkonomisk vurdering af de analyserede scenarier. Resultaterne fra de foregående kapitler indgår i en beregning af de samlede nettoomkostninger. Dette er vist i tabel 6.1, som omfatter summen af de enkelte konsekvenser for de enkelte scenarier, dvs. at de driftsrelaterede konsekvenser plus de administrative omkostninger af de beskrevne ændringer i arealanvendelsen.

Tabel 6.1. Årlige budget- og velfærdsøkonomiske konsekvenser af scenarier for ændret arealanvendelse i drikkevandsområder (1.300 ha i alt)

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk
	1000 kr.	1000 kr.
Skovrejsning	-5.562	-5.687
Braklægning med EU-tilskud	-1.131	-2.123
Braklægning med MVJ-tilskud	215	-3.295
Kombineret skovrejsning og brak med EU-tilskud	-1.064	-2.886
Kombineret skovrejsning og brak med MVJ-tilskud	-804	-3.738

Det ses, at det scenario, der fører til de laveste *velfærdsøkonomiske* omkostninger er det, hvor alle arealer braklægges under EUs hektarstøtteordning. Dette scenario er efterfulgt af kombinationen af skovrejsning på de højt prioriterede skovrejsningsarealer og braklægning under EUs hektarstøtteordning. Det velfærdsøkonomisk dyreste scenario er skovrejsning i hele drikkevandsområdet, idet omkostningerne herved er næsten 3 gange højere end ved braklægning med EU-tilskud.

Ses der i stedet på den *budgetøkonomiske* opgørelse, som viser nettoresultatet for de berørte producenter og myndigheder, er scenariet med braklægning under MVJ-ordningerne mest fordelagtigt med en lille positiv jordrente. Dette scenario er efterfulgt af skovrejsning i kombination med MVJ-brak. Eneste fælles resultat for de budget- og velfærdsøkonomiske opgørelser er, at skovrejsning i hele scenarieområdet giver det største jordrentetab.

Det er således bemærkelsesværdigt, at der er en grundlæggende anderledes prioriteringsrækkefølge mellem scenarierne afhængigt af, om der ses på de budget- eller velfærdsøkonomiske konsekvenser. Således vil de valg, som producenterne træffer ud fra ønsket om at minimere deres tilpasningsomkostninger, under de eksisterende ordninger ikke være sammenfaldende med de valg, der ud fra en samfundsmæssig velfærdsbetragtning fører til de laveste omkostninger.

Dette skyldes altovervejende forskelle i finansieringen af de forskellige tilskudsordninger. Således finansieres tilskuddet til både skovrejsning og MVJ-braklægning med 50 procent fra EU og 50 procent fra

den danske stat, medens tilskuddet til braklægning under EUs hektarstøtteordninger er fuldt finansieret af EU. Dermed er det velfærdsøkonomiske bidrag fra EUs hektarstøtteordninger alt andet lige velfærdsøkonomisk fordelagtigt, idet det udgør en ren nettovalutaindtjening for Danmark.²

Dette ræsonnement er gældende såfremt scenarierne med rimelighed kan antages ikke at have betydning for Danmarks samlede basisareal³ og Danmarks samlede bidrag til EU. Såfremt basisarealet overskrides nedsættes støtten proportionalt med overskridelsen, hvilket vil påvirke resultatet af analysen. Samtidigt vil konklusionen naturligvis være følsom over for ændringer i EUs fælles landbrugspolitik samt finansieringen heraf.

6.2 Omkostningseffektivitets-analyse

Som omtalt i det indledende kapitel er det endemålet med nærværende analyser, at belyse omkostningseffektiviteten af de opstillede scenarier ved at sammenligne de velfærdsøkonomiske omkostninger pr. enhed reduceret kvælstof- og pesticidudvaskning. For begge mål (hhv. kvælstof- og pesticidudvaskning) vurderes den resulterende arealanvendelse – braklægning og skovrejsning – på grundlag af den eksisterende viden at føre til samme beskyttelsesniveau af grundvandsressourcen. Dette skyldes, at alle scenarier medfører et totalt ophør med anvendelse af gødning og pesticider på de udtagne arealer. Hvad angår pesticidudvaskningen vil bidraget fra de berørte arealer helt falde bort, og reduktionen i kvælstofudvaskningen pr. ha er af (Dalgaard, 2002) vurderet til at være stort set ens for omlægning til hhv. skov og permanent brak.

Som følge af de ensartede reduktioner i kvælstof- og pesticidudvaskningen mellem scenarierne, følger rangordningen af de enkelte scenariers omkostningseffektivitet den samlede omkostningsberegning. Således er det mest omkostningseffektive af de analyserede scenarier braklægning under EUs hektarstøtteordning, efterfulgt af kombineret skovrejsning og EU-brak. For kombinationsscenarioerne er det vigtigt at understrege, at resultaterne er bestemt af fordelingen af de udtagne arealer på de enkelte anvendelser, hvorfor de er meget afhængige af forudsætningerne for de enkelte scenarier. Det mindst omkostningseffektive scenarie er skovrejsning, hvor reduktionsomkostningerne er næsten 3 gange højere end ved det omkostningseffektive alternativ.

I sammenhæng med omkostningseffektivitets betragtningerne er de velfærdsøkonomiske omkostninger pr. kg reduceret kvælstofudvaskning ikke beregnet. Dette skyldes, at for at et sådant tal meningsfuldt skal kunne sammenlignes med fx tiltag i regi af VMPII, kræver det, at værdien af den reducerede pesticidbelastning også indregnes. I modsat fald er sammenligninger inkonsistente, da de vil omfatte forskellige miljøeffekter. Derfor bør resultaterne alene anvendes til en indbyrdes sammenligning af de analyserede scenarier.

² Denne konklusion er sammenfaldende med analysen i Schou og Vetter (1995).

³ Basisarealet er det maksimale areal, som EU udbetaler fuld støtte til i Danmark.

6.3 Følsomhedsanalyse

Det er en væsentlig pointe, at skovrejsning i den analyserede case viser sig at være den velfærdsøkonomisk mindst fordelagtige løsning, selv når rekreative værdier er medtaget i analysen. Dette er i modstrid med det ofte fremførte argument, at skovrejsning er ønskelig i drikkevandsområder på grund af de flersidige gevinster herfra. Der er derfor foretaget en følsomhedsanalyse af betydningen af de rekreative gevinster. Denne viser, at den rekreative gevinst ved skovrejsningen i det analyserede scenarie skal øges med faktor 15 såfremt dette tiltag skal være omkostningseffektivt. Således skal der opnås forbedret adgang til skov for ca. 1.300 husstande frem for de 78, som det er tilfældet i analysen.

Ligeledes skal det bemærkes at de analyserede strategier fører til samme grad af beskyttelse af drikkevandsressourcen, ligesom effekten på hovedparten af de afledte miljøgevinster (fx reduceret pesticidanvendelse, reduceret ammoniakemissioner og reducerede emissioner af SO₂ og NO_x) må forventes at være tilnærmelsesvis ens for scenarierne. Skovrejsning vil dog have nogle yderligere afledte miljøgevinster i form af øget CO₂-binding sammenlignet med braklægning. Disse er ikke medtaget i denne analyse, idet der er en betydelig usikkerhed på værdien af CO₂-binding både som følge af et stort variationsinterval for eksisterende prisestimer fundet i litteraturen samt det forhold, at hovedparten af estimerne er baseret på ældre studier. At medtage dette vil dog næppe ændre ved rangordningen af scenariernes velfærdsøkonomiske omkostning. Således er forskellen mellem den velfærdsøkonomiske jordrente ved skovrejsning og den omkostningsminimerende strategi - braklægning under EUs hektarstøtteordning - på 3,6 mio. kr. eller 2.700 kr. pr. ha. Dette er væsentligt større end estimerne for værdien af CO₂-binding, der er anvendt i tidligere danske studier af skovrejsning på landbrugsjord.⁴ Samlet set må konklusionen derfor anses for ganske robuste også selv om effekterne på de primære miljømål (kvælstof- og pesticidudvaskning) skulle variere en smule mellem scenarierne.

Skovrejsning som eneste strategi for drikkevandsbeskyttelse synes således ud fra nærværende analyse at være velfærdsøkonomisk ufordelagtig sammenlignet med braklægning, med mindre skoven samtidigt forbedrer de rekreative muligheder for et betydeligt større antal husstande end i denne analyse. Braklægning under EUs hektarstøtteordning er den strategi, der fører til de laveste velfærdsøkonomiske omkostninger, men også braklægning under MVJ-ordninger (som kun er 50 procent finansieret af EU) fører til markant lavere omkostninger. Dette viser, at konklusionen også er robust over for ændringer i EUs landbrugsordninger.

⁴ I Damgaard et al. (2001) er den annuierede værdi af CO₂-binding fx anslået til ca. 750 kr. pr. ha.

6.4 Perspektivering

De gennemførte analyser viser, at der er betydelige forskelle i både de budgetøkonomiske og de velfærdsøkonomiske omkostninger ved udtagning af landbrugsarealer. Forskellene skyldes pris- og støtterelationerne for de forskellige former for arealanvendelse – skov og brak – som etableres på de udtagne arealer.

Ved sammenligning af de forskellige scenariers omkostningseffektivitet bør de velfærdsøkonomiske omkostninger anvendes sat i forhold til den opnåede miljøeffekt i form af reduceret grundvandsbelastning. Braklægning under EUs hektarstøtteordning er den arealanvendelse på de udtagne arealer, der fører til de laveste velfærdsøkonomiske omkostninger, og repræsenterer således det omkostningseffektive scenarie. Det er her væsentligt at bemærke, at resultatet ændrer sig, såfremt de budgetøkonomiske omkostninger anvendes ved sammenligningen. Dette betyder, at som ordningerne er sammensat i dag vil de valg, som producenterne træffer ud fra ønsket om at minimere deres tilpasningsomkostninger, ikke være sammenfaldende med de valg, der ud fra en samfundsmæssig velfærdsbetragtning fører til de laveste omkostninger.

Af samme grund foretages der ingen sammenligning mellem resultaterne i denne rapport og i den økonomiske midtvejsevaluering af Vandmiljøplan II (Jacobsen, 2000). Således er vurderinger af omkostningseffektivitet i Jacobsen (*op cit.*) baseret på budgetøkonomiske opgørelser, ligesom de kun vedrører effekter på kvælstofudvaskning, hvorfor en sammenligning ville være metodisk inkonsistent.

Ved analysen af scenarierne er det ikke inddraget, hvorvidt de forventede ændringer i kvælstof- og pesticidudvaskningen vil være tilstrækkelige til at opnå en tilfredsstillende grundvandsbeskyttelse - eller om effekten overstiger det ønskede mål. Der er heller ikke foretaget analyser af, om den ønskede grundvandsbeskyttelse kunne være opnået gennem andre tiltag, som fx fortsat landbrugsdrift med reduceret kvælstof- og pesticidanvendelse.

Det er klart, at der er en meget stor grad af målbarhed af adfærdsændringerne ved udtagning af landbrugsjord og dermed en stor sikkerhed for miljøeffekterne, hvilket er administrativt attraktivt. Omvendt lægges udtagningen af landbrugsjorden - så at sige - oven i eksisterende reguleringer, hvorfor risikoen for en overopfyldelse af miljømålene er til stede. Derfor kunne det være særdeles interessant set fra en miljøøkonomisk synsvinkel, at supplere analyserne med scenarier, der omfatter kombinationer af styringsmidler og som tillader en mere udbredt fortsættelse af landbrugsdriften samtidigt med, at der opnås en tilfredsstillende grundvandsbeskyttelse.

Referencer

- Birr-Pedersen, K. 2000a. *Welfare Economic Cost-Benefit Analysis*. Working Paper from the project "ARLAS". National Environmental Research Institute. December 2000.
- Birr-Pedersen, K. 2000b. *Scale Effects in Agricultural Production - Using a Least Square Prediction Equation for Estimating Output and Gross Margin per ha or Animal*. Working Paper from the project "ARLAS". National Environmental Research Institute. June 2000.
- Dalgaard, T. 2002. *Notat vedr. effekter på N.udvaskning ved drikkevands-scenarier i ARLAS-projektet*. Notat fra ARLAS-projektet, Danmarks Jordbrugsforskning.
- Damgaard, C. E. Erichsen & H. Huusom, 2001. *Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup*. Udredning for Wilhelmudvalget.
- Dubgaard, A, M.F. Kallesøe, M.L. Petersen, C. Damgaard & E. Erichsen. 2001. *Velfærd og økonomi i relation til biologisk mangfoldighed og naturbrskyttelse*. Udredning for Wilhelmudvalget, pp. 60-66.
- Freeman, A.M. 1993. *The measurement of environmental and resource values: theory and methods*. Resources for the Future, Washington, D.C.
- Hasler, B., C. Damgaard, E. Erichsen, H.E. Kristoffersen & J.J. Jørgensen. 2002. *Rekreative værdier fra skov, sø og naturgenopretning*. AKF Forlaget.
- Illerup, J. B., Birr-Pedersen, K., Mikkelsen, M. H., Winther, M., Bruun, H. G., Gyldenkerne, S. and Fenhann, J. 2002. *Projection Models 2010*. Faglig rapport nr. 414 fra DMU.
- Jacobsen, B. 2000. *Vandmiljøplan II – Økonomisk midtvejsevaluering*. Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut.
- Jensen, D. 2002. *Miljøpolitikens omkostninger - en diskussion af omkostningsopgørelsen i rapporten "Miljøpolitikens økonomiske omkostninger og fordele"*. Notat. Afdeling for Systemanalyse, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Møller, F., S.P. Andersen, P. Grau, H. Huusum, T. Madsen, J. Nielsen & L. Strandmark. 2000. *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*. Miljø- og Energiministeriet.
- Nunes, P.A.L.D. & J.C.J.M. van den Bergh. 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics*, 39, 203-22.
- Paaby, H., Møller, F., Skop, E., Jensen, J.J., Hasler, B. and Bruun, H.G. 1996. *Omkostninger ved reduktion af næringsstofbelastningen af havområderne*. Rapport nr. 165/1996, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Powe, N. A., G.D. Garrod, C.F. Brunsdon and K.G. Willis (1997): Using a geographic information system to estimate an hedonic price model of the benefits of woodland access. *Forestry*, 70(2), pp. 139-149.

Schou, J.S. & H, Vetter. 1995. EU, miljø og kassetænkning. *National-økonomisk Tidsskrift* nr. 1/1995, pp.111-115.

Schou, J.S. & K. Birr-Pedersen. 2001. The Cost of Spatial Planning. *European Environment*, 11, 211-219 (2001).

Schou, J.S. & J. Abildtrup. 2001. *Økonomiske konsekvenser ved omlægning af marginaljorder til vedvarende græs – metode og resultater*. Arbejdsrapport i ARLAS-projektet. Danmarks Miljøundersøgelser og Statens Jordbrugs- og Fiskeriøkonomiske Institut, p. 21.

Schou, J.S., F. Møller & K. Birr-Pedersen. 2002. *Omkostninger ved udvalgte landbrugstiltag til styrkelse af biodiversiteten i Danmark*. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 158, 2002, p 55; www.dmu.dk.

[Tom side]

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Overvågningssektionen
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi
Projektchef for det akvatiske område*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger og en årlig årsrapport. Endvidere udgiver DMU i samarbejde med Gads Forlag den en populærfaglig serie af bøger, MiljøBiblioteket. En oversigt over DMU's publikationer og et katalog over aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter kan findes på DMU's hjemmeside.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2002

- Nr. 403: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2001/02 i Danmark. Wing Survey from the 2001/02 hunting season in Denmark. Af Clausager, I. 62 s., 50,00 kr.
- Nr. 404: Analytical Chemical Control of Phtalates in Toys. Analytical Chemical Control of Chemical Substances and Products. By Rastogi, S.C., Jensen, G.H. & Worsøe, I.M. 25 pp. (electronic)
- Nr. 405: Indikatorer for Bæredygtig Transport – oplæg til indhold og strategi. Af Gudmundsen, H. 112 s., 100,00 kr.
- Nr. 406: Det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram (LMP). Årsrapport for 2001. Af Kemp, K. & Palmgren, F. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 407: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2000. By Kemp, K. & Palmgren, F. 32 pp. (electronic)
- Nr. 408: Blykontaminering af havfugle i Grønland fra jagt med blyhagl. Af Johansen, P., Asmund, G. & Riget, F. 31 s. (elektronisk)
- Nr. 409: The State of the Environment in Denmark 2001. By Bach, H., Christensen, N. & Kristensen, P. (eds). 368 pp., 200,00 DKK
- Nr. 410: Biodiversity in Glyphosate Tolerant Fodder Beet Fields. Timing of Herbicide Application. By Strandberg, B. & Bruus Pedersen, M. 36 pp. (electronic)
- Nr. 411: Satellite Tracking of Humpback Whales in West Greenland. By Dietz, R. et al. 38 pp. (electronic)
- Nr. 412: Control of Pesticides 2001. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krøngård, T. Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp. (electronic)
- Nr. 413: Vegetation i farvandet omkring Fyn 2001. Af Rasmussen, M.B. 138 s. (elektronisk)
- Nr. 414: Projection Models 2010. Danish Emissions of SO₂, NO_x, NMVOC and NH₃. By Illerup, J.B. et al. 194 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 415: Potential Environmental Impacts of Soil Spills in Greenland. An Assessment of Information Status and Research Needs. By Mosbech, A. (ed.) 116 pp. (electronic)
- Nr. 416: Ilt- og næringsstoffluxmodel for Århus Bugt og Mariager Fjord. Modelopsætning. Af Fossing, H. et al. 72 s., 100,00 kr.
- Nr. 417: Ilt- og næringsstoffluxmodel for Århus Bugt og Mariager Fjord. Modelopsætning og scenarier. Af Fossing, H. et al. 178 s. (elektronisk)
- Nr. 418: Atmosfærisk deposition 2001. NOVA 2003. Af Ellermann, T. (elektronisk)
- Nr. 419: Marine områder 2001 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Ærtebjerg, G. (red.) (elektronisk)
- Nr. 420: Landovervågningsoplande 2001. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (elektronisk)
- Nr. 421: Søer 2001. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. (elektronisk)
- Nr. 422: Vandløb og kilder 2001. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (elektronisk)
- Nr. 423: Vandmiljø 2002. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 56 s., 100,00 kr.
- Nr. 424: Burden Sharing in the Context of Global Climate Change. A North-South Perspective. By Ringius, L., Frederiksen, P. & Birr-Pedersen, K. 90 pp. (electronic)
- Nr. 425: Interkalibrering af marine målemetoder 2002. Af Stæhr, P.A. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 426: Statistisk optimering af monitoringsprogrammer på miljøområdet. Eksempler fra NOVA-2003. Af Larsen, S.E., Jensen, C. & Carstensen, J. 195 s. (elektronisk)
- Nr. 427: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2001. By Kemp, K. & Palmgren, F. 32 pp. (electronic)

2003

- Nr. 428: Vildtbestande, jagt og jagttider i Danmark 2002. En biologisk vurdering af jagtens bæredygtighed som grundlag for jagttidsrevisionen 2003. Af Bregnballe, T. et al. 227 s. (elektronisk)
- Nr. 429: Movements of Seals from Rødsand Seal Sanctuary Monitored by Satellite Telemetry. Relative Importance of the Nysted Offshore Wind Farm Area to the Seals. By Dietz, R. et al. 44 pp. (electronic)
- Nr. 430: Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i gylle. Af Schwærter, R.C. & Grant, R. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 432: Metoder til miljøkonsekvensvurdering af økonomisk politik. Møller, F. 65 s. (elektronisk)

I rapporten foretages en miljøøkonomisk analyse af strategier for udtagning af landbrugsjord i drikkevandsområder. Braklægning under EUs landbrugsordninger (hvor dette er muligt) viser sig at være den strategi, som fører til de laveste velfærdsøkonomiske omkostninger, medens skovrejsning fører til de højeste. Kun hvor der rejses skov i umiddelbart nærhed af boligområder, kan skovrejsning konkurrere med braklægning.