

**En diskussion af hvorledes
fiskerireguleringer påvirker
biodiversitet, økonomi og social
tilpasning**

**Frank Jensen
Henning Peter Jørgensen
Eva Roth (koordinator)**

Januar 2002

Alle rettigheder forbeholdes instituttet (IME). Mekanisk eller fotografisk gengivelse af denne REPORT eller dele heraf er uden instituttets skriftlige samtykke forbudt ifølge gældende dansk lov om ophavsret. Undtaget herfra er uddrag til anmeldelser.

© Syddansk Universitet, Esbjerg og forfatterne, 2002.

Institut for Miljø- og Erhvervsøkonomi
IME REPORT 5/02

ISSN 1399-3232

Key words: Biodiversitet, økonomi, marine reserves, fiskeri

Frank Jensen

Henning P. Jørgensen

Eva Roth

Institut for Miljø- og Erhvervsøkonomi

Syddansk Universitet, Esbjerg

Niels Bohrs Vej 9-10

6700 Esbjerg

Tlf.: 6550 4208

6550 4187

6550 4186

Fax: 6550 1091

Email: fje@sam.sdu.dk

hpi@sam.sdu.dk

er@sam.sdu.dk

Indholdsfortegnelse

1. Indledning	5
2. Formål	6
3. Metode	7
4. Det økonomiske indhold i begrebet biologisk mangfoldighed/biodiversitet	8
5. Samspillet mellem biodiversitet, økonomi og sociale forhold	12
5.1. Resultater for en torskekasse	13
5.2. Resultater af en kasse for kuller i den nordlige Nordsø.....	16
5.3. Problemstillinger vedr. effort reallokering	19
6. Scenarier for kommerciel tilpasning til ”lukkede områder”	20
6.1. EU's TAC og kvotepolitik	23
6.2. Forskellige TAC'er	24
6.2.1. Biologiske anbefalinger	24
6.2.2. Bioøkonomiske TAC'er.....	25
6.2.3. Den faktiske TAC	26
6.3. En sammenligning	27
6.4. Lukkede områder	31
6.5. Optimal lukning.....	34
7. Konklusion.....	34
8. Litteratur	37
Appendix 1. (til afsnit 5).....	40
Appendix 2: Den teoretiske model (til afsnit 6)	43
Appendix 3. Data analyse (til afsnit 6)	45

1. Indledning

Med ratificeringen af Konventionen for Biodiversitet i juni 1992 er biodiversitet i lighed med bæredygtighed og forsigtighedsprincippet blevet identificeret som et af samfundets bevaringsmål. Biodiversitet har endnu ikke fundet sin plads i dansk fiskeriforvaltningspraksis eller blevet generelt bredere identificeret, analyseret og implementeret i forvaltningen af de danske marine økosystemer.

Biodiversitet, på dansk ofte beskrevet som biologisk mangfoldighed, refererer til mangfoldigheden på alle niveauer (for liv) i det biologiske hierarki. Traditionelt behandles biodiversitet på 3 distinkte niveauer:

1. *Genetisk diversitet* (ofte beskrevet som genetisk variation indenfor en enkelt art: f.eks. populationer). Produktivitet og robusthed kan være knyttet til en populations genetiske sammensætning.
2. *Artsdiversitet* refererer til antallet af arter indenfor et specifikt afgrænset område. Både beskyttelse af de enkelte arter og deres mangfoldighed, samt den geografiske dimension opfattes som væsentlig for bevarelse af genpuljen og for overordnet at beskytte arterne mod udefrakommende påvirkninger f.eks. epidemier eller rovdyr.
3. *Økosystem diversitet* refererer til variationen af biotoper (biotic communities), habitater og til mangfoldigheden i økosystemer. Dette område er teoretisk meget komplekst, da det i modsætning til forskningen i arts- og genetisk diversitet forventes og forudsættes at være i konstant forandring.

Tacconi (2000) understreger dog, at ”på trods af mangel på viden om forskellige aspekter af biodiversitet, understreger økologer, at den væsentligste funktion af biodiversitet er opretholdelse af robusthed i økosystemer.....da disse funktioner understøtter både de funktionelle egenskaber i økosystemerne og gør dem mere robuste overfor udefrakommende ændringer. Økosystemer og deres specielle egenskaber opretholder liv på jorden og bidrager til forbedringer af velfærd (oversat fra engelsk)”.

Herudover påpeges oftest, at biodiversiteten skal beskyttes, fordi den indeholder et potentiale af helt eller delvis ukendte genpuljer, der kan få betydning for fremtiden. Oftest anføres medicinalindustrien som potentiel for senere kommerciel udnyttelse af en stadig ukendt genpulje (f.eks. nye kure mod kræft), og diskussionen af muligheden for at udnytte gener til forbedring af udbyttet i det traditionelle landbrug i specielt u-landene forventes i fremtiden at løse nogle af de sult og fattigdomsproblemer der ses i dag (genmodificerede planter f.eks. med resistens overfor plantesygdomme/skadedyr eller større udbytte).

Wilhjelm-udvalgets rapport gør status over vor viden om biodiversiteten i de danske marine områder. Det er ikke en opdateret præcis viden, vi har om den økologiske, arts- og genetiske diversitet i danske marine områder. På den anden side gøres en stor, systematisk indsats for at sikre en viden, som kan sikre en forvaltning (bæredygtig udvikling i) af de kommercielle fiskearter (Danmarks Fiskeriundersøgelser), samt en økologisk orienteret overvågning af de kystnære områder og fjorde (amterne, Danmarks miljøundersøgelser). Denne prioritering af overvågningsindsatsen synes intuitivt rationel, og er i overensstemmelse med den prioritering Agenda 21 lagde for beskyttelse af havområder (høj prioritet til bl.a. flodmundinger, gyde- og opvækstområder for fisk).

Yderligere er de direkte kommercielle interesser knyttet til fiskeri efter et begrænset antal arter af spise- og industrifisk. Lukning af større områder kan udelukke fiskere fra fiskeri, som er afgørende for økonomien i flåder og fiskerisamfund lokaliseret i udkantområder, hvor det økonomiske udviklingspotentiale i øvrigt er begrænset og de sociale konsekvenser af sådanne ændringer derfor lokalt kan være meget store.

Danmark er gennem sit medlemskab af EU forpligtet til et helhedssyn og en økosystemtankegang gennem Vandrammedirektivet (som senest 22. december 2003 skal være implementeret i dansk lovgivning), Fuglebeskyttelsesdirektivet og Habitatdirektivet. Internationalt er disse principper bærende i bl.a. de to internationale konventioner; Biodiversitetskonventionen og Ramsar-konventionen, som Danmark har ratificeret. Wilhjelm-udvalgets arbejdsgruppe for Havet (2000) har i detaljer beskrevet, hvorledes principperne i disse konventioner og specielt EU-direktiver kan overføres til økologiske samfundsmålsætninger, og hvorledes det fremadskridende arbejde for at overføre disse principper til det daglige arbejde med forvaltning af naturen og naturressourcerne forventes at udvikle sig.

2. Formål

Med udgangspunkt i Wilhjelm-udvalgets mødedokument 6-2, Havets natur, Mål og midler, er formålet med dette papir at beskrive og diskutere hvorledes gængs fiskeri forvaltning (herunder brugen af ”lukkede områder”) stemmer overens med målsætningen for beskyttelse af havets natur og biologiske mangfoldighed. Dette sker ud fra en økonomisk reference ramme, der derfor naturligt inddrager målsætninger for økonomisk efficiens og omkostninger ved social tilpasning i diskussionen af forskellige beskyttelsesforanstaltninger.

Projektets formål er derfor at:

- Klarlægge det økonomiske indhold i begrebet biologisk mangfoldighed/biodiversitet.
- Diskutere samspillet mellem biodiversitet, økonomi og sociale forhold ved anvendelse af

forskellige gængse reguleringsmetoder for fiskeri og dermed påpege konflikter og mulig trade-off for forskellige fiskerireguleringer og deres konsekvenser.

- Modellere forskellige scenarier for kommerciel tilpasning til ”lukkede områder”.

3. Metode

Projektet vil tage udgangspunkt i en litteraturgennemgang, hvor biodiversitet søges afgrænset i forhold til økonomisk tænkning. Primært er der knyttet en række økonomiske fordele (benefits) til biodiversitet, som teoretisk er økonomisk målelige (værdifastsættelse af ofte ikke markedsbestemte goder og eksistensværdier). Samtidig udløser konservering af biodiversitet en række økonomiske ulemper (costs) oftest gennem begrænsninger af kommerciel og rekreativ udnyttelse af et geografisk område. Biodiversitets målsætningen er central for miljødebatten, fordi den omspænder komplekse økologiske og økonomiske sammenhænge. Økologisk er diversitet væsentligt, fordi en mangel på variation i et økosystem gør det meget sårbart (reducerer livskraft/robusthed, på engelsk kaldt resilience). Økonomisk skelner man mellem eksistensværdien, som er den værdi mennesker sætter på en viden om at arterne eksisterer. Dette beskrives ofte som ”intrinsic value of nature” og korresponderer med den økologiske tankegang, hvor naturen har en værdi i sig selv. Yderligere forventes den genpulje, der findes, i fremtiden at kunne bidrage til både at øge produktionen af fødevarer og kunne bidrage med f.eks. udvikling af ny medicin (Options værdi). Større opmærksomhed knytter sig til fordelingsmæssige aspekter af bevaring af naturens mangfoldighed og den nødvendige prioritering af hvilke arter der specielt skal bruges ressourcer på at beskytte.

Den anvendelsesorienterede analyse af biodiversitet i forhold til den økonomiske (efficiens) og sociale (f.eks. fordeling mellem regionerne i EU) udvikling vil tage udgangspunkt i kendte forvaltnings metoder, både fysiske og økonomiske. Formålet er at påvise indbyggede konflikter og trade-offs mellem den økologiske målsætning (biodiversitet) og de økonomiske og sociale målsætninger, som kan beskrives som f.eks. indkomst, vækst, beskæftigelse eller behov for at sikre udviklinger i specielt udsatte regionale områder.

Da vi fokuserer på fiskeriudnyttelsen og gennemfører en scenarieanalyse på torsk i Nordsøen, gennemføres en modelberegning af alternative tilpasninger til ”lukkede områder”. ”Lukkede områder” bliver ofte kaldet ”kasser” og er den mest begrænsende beskyttelsesforanstaltning for fisk, da den totalt forbyder fiskeri i de pågældende områder. Formålet er at beregne både de kortsigtede og langsigtede bio-økonomiske konsekvenser af en lukning ud fra en feed-back-model (Arnason *et al*, 2000), hvor der tages hensyn til de dynamiske effekter på fiskebestand og dermed fremtidige fiskerimuligheder af at beskytte visse bestande i afgrænsede områder. Ved hjælp af feed-back modeller kan den økonomisk hensigtsmæssige fangst i en region fastlægges som funktion af variable i sidste periode. Ud fra denne fangst kan den opnåelige profit i regionen udregnes. Den opnåelige profit

med og uden lukkede områder kan også udregnes for alle fremtidige perioder. Det må forventes at lukkede områder generer et kortsigtet økonomisk tab, da det reducerer fangstmulighederne. Den dynamiske effekt på fiskebestanden uden for det lukkede område gør dog, at bestanden vil stige på længere sigt. Herved forbedres fiskemulighederne og en langsigtet profitgevinst opnås. Det er nu muligt at sammenligne det kortsigtede profit tab med den lang sigtede profitgevinst (Jensen, 2001). Lukkede områder anvendes ofte i danske fiskeriforvaltning, men oftest som tidsmæssigt begrænsede lukninger eller lukninger, som kun gælder visse redskabstyper eller fartøjer. Formålet er normalt afgrænset til at sikre målarternes opvækstvilkår. I begyndelsen af 1990'erne pågik der et arbejde med at afklare de økonomiske effekter på de involverede fiskeflåder af lukninger af bestemte områder i Nordsøen. Dette arbejde vil blive refereret og relateret til diskussionen af konsekvenser af "lukkede områder" (Jørgensen et al., 1991, 1993).

4. Det økonomiske indhold i begrebet biologisk mangfoldighed/biodiversitet

Traditionel neoklassisk økonomisk tankegang forudsætter, at biodiversitet kan værdifastsættes, så denne samfundsmålsætning konsistent kan sammenlignes og prioriteres i forhold til andre velfærdsmål – og så det er muligt at prioritere beskyttelsesindsatsen. I erkendelse af, at alle arter og habitater ikke kan beskyttes (f.eks. på grund af artssamspil, manglende overvågningsmuligheder eller omkostninger), bør der ske en afvejning af benefits ved biodiversitet i forhold til omkostningerne ved at beskytte specifikke arter og habitater.

Der er en række faktorer, der gør det endog meget vanskeligt at benytte standardværdifastsættelses teknikker og cost-benefit analyser. Først og fremmest er ændringer i biodiversitet ofte en irreversibel proces. Dette kan gælde både enkeltarter, men også hele økosystemer, hvor økologiske funktioner så at sige bryder sammen. Denne biologisk-tekniske irreversibilitet forstærkes yderligere af en økonomisk irreversibilitet. Hvis det er muligt at genskabe et økosystem og ikke mindst systemets funktioner, er det ofte meget omkostningstungt (f.eks. vådområder). Hvis omkostningerne ved at genskabe et økosystem er større end de benefits det genererer, er projektet økonomisk irreversibelt. For det andet er der knyttet en usikkerhed til både den fremtidige sociale udvikling og de naturlige økologiske processer. Vi kender simpelthen ikke fremtidens indkomstniveau, teknologi, eller behov og ønsker hos fremtidens befolkning, som kan føre til ændringer i udnyttelse og beskyttelse af naturen. Økologisk er usikkerheden knyttet til mangel på viden om økosystemernes funktion – kender vi sandsynligheden for at et økosystem "bryder sammen" ved forskellige påvirkninger? Tacconi (2000) nævner også uvidenhed og ubeslutsomhed som væsentlige usikkerhedsmomenter for en økonomisk vurdering af biodiversitet.

Der er ingen entydig samstemmighed mellem førende økonomer for, hvilke elementer der bør indgå i en økonomisk vurdering af biodiversitet. Nedenstående giver således kun et overordnet indtryk af, hvilke værdibegreber der kunne indgå i en beregning af f.eks. tab af biodiversitet.

Brugsværdi (*Use Value*) er bedst beskrevet, da den omfatter udbytte, der kan forbruges. Den kan opdeles i 3 forskellige værdibegreber herunder:

- Direkte brugsværdi (*Direct Use Value*), som omfatter udbytte til direkte forbrug, f.eks. mad, råvarer til en produktion, rekreation og til omsætning af stoffer til brug i naturens kredsløb (*sink of waste*).
- Indirekte brugsværdi (*Indirect Use Value*) omfatter funktionelle benefits, som økologiske funktioner og naturlig stormflodsbarriere.
- Optionsværdi (*Option Value*) er en mulig fremtidig brugsværdi.

Værdi, som ikke er en brugsværdi (*Non-Use Value*), beskrives ofte udfra den samfundsmæssige målsætning herunder:

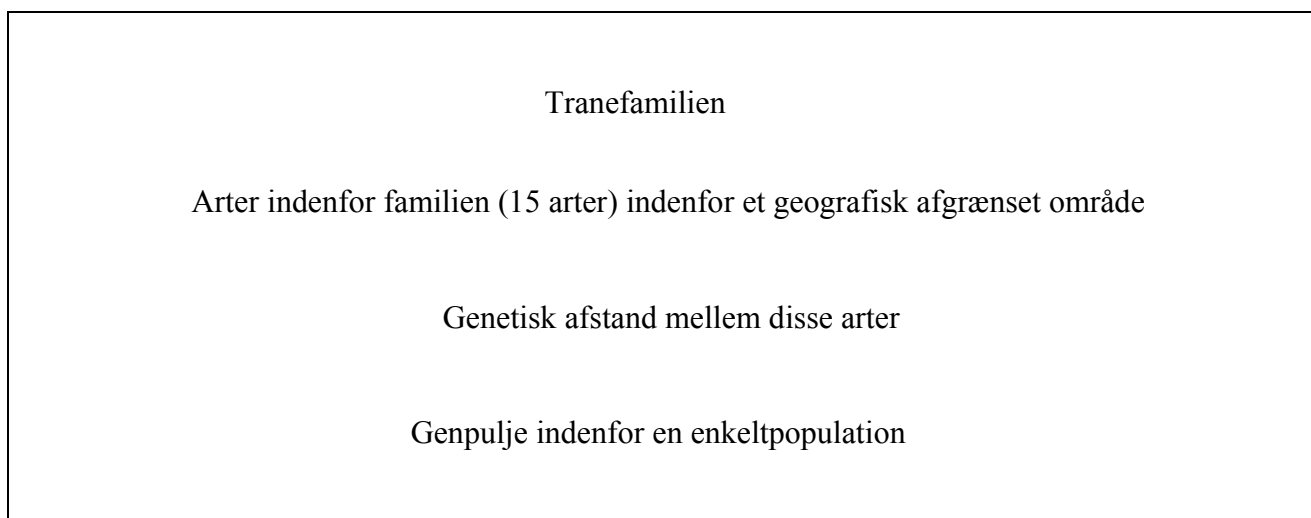
- *Bequest value*, som er beskrevet som værdien af at efterlade både brugs- og ikke-brugs værdi til de næste generationer. Dette værdibegreb dækker samfundets målsætning om ”lighed” mellem generationer.
- *Contributory value of biological diversity* dækker værdien af robusthed og langsigtet bæredygtighed (Devlin and Grafton, 1998).
- Eksistens værdi (*Existence value of biodiversity*) dækker værdien af menneskers vurdering af genetisk diversitet ”as an end in itself”. Det er værdien af naturens mangfoldighed for naturens egen skyld og alene i kraft af egen eksistens, deraf navnet.

Traditionelt har man argumenteret for, at beskyttelsen af enkeltarter (artsdiversiteten) skulle tage udgangspunkt i eksistensværdien. Det har resulteret i fredning og ophjælpning af udryddelsestruede arter, som har en høj eksistensværdi, herunder pandaen, elefanten og tigeren. Indsatsen har dog ofte været resultatløs, ofte fordi incitamentet for at udnytte brugsværdien af enten dyret selv eller deres levesteder har været udslagsgivende. Generelt kan dog understreges, at den politiske vilje og de ressourcer der er blevet brugt til at beskytte artsdiversiteten først og fremmest er gået til dyr der ligner mennesker mest enten i størrelse eller egenskaber.

Andre forfattere har søgt at inddrage genetisk diversitet og økologisk diversitet i en økonomisk vurdering af biodiversitet. 3 eksempler på hvordan økonomer har fortolket værdien af biodiversitet bliver derfor kort beskrevet.

Som et første eksempel er medtaget en kort beskrivelse af Weitzmans artikler fra 1992 og 1993. Weitzman (1992) og (1993) har arbejdet med det økonomiske indhold i begrebet biodiversitet. I Weitzman (1992) udvikles en diversitetsfunktion, mens Weitzman (1993) anvender den teoretiske analyse til at belyse biodiversitet blandt traner. Traner er truet af udviklingen i det industrialiserede samfund og er blevet et symbol i naturbevaringspolitikken. Strukturen indenfor tranefamilien er skitseret i figur 1.

Figur 1: Strukturen i tranefamilien



Tranefamilien består af 15 tranearter. Den genetiske diversitet er både defineret indenfor den enkelte art og mellem arterne.

Mangfoldigheden af de 15 arter indenfor et geografisk område defineres som artsdiversitet. Indenfor et område eksisterer således flere population af traner. Til belysning af genetisk diversitet indenfor den enkelte art fastsætter Weitzman (1992) arbitrært en række hypotetiske sandsynligheder for, at de enkelte tranepopulationer uddør inden for de næste 50 år. Genetisk diversitet indenfor den enkelte art får således kun en behandling i form af hypotetiske sandsynligheder for, at populationer skal uddø i Weitzman (1993). Genetisk diversitet mellem arterne fastlægges derimod udfra DNA-DNA tekniske (hibridization) eksperimenter.

Weitzman konstruerer en diversitetsfunktion på basis af den genetiske afstand mellem de 15 arter af trane familien. Vurderingen bygger intuitivt på, at flere arter er bedre end færre arter, og at stor genetisk spredning er bedre end lille genetisk spredning. Resultaterne vises som "conservation diagnostics", hvor afvejning mellem sandsynligheden for udryddelse og den marginale genetiske spredning mellem arterne er beregnet (Det sidstnævnte er udtryk for det relative afkast i form af genetisk diversitet, beskrevet som diskonteret diversitet, af at øge sandsynligheden for overlevelse hos

den enkelte art). I praksis viser resultaterne, at indenfor gruppen af tæt beslægtede arter er enkelte meget udryddelsestruede, men bidraget til biodiversitet af at øge disse truede arters overlevelseshance er forholdsvis lav. Hvis man samtidig kender omkostningerne ved forskellige programmer til bevarelse af de forskellige tranearter, kan man foretage en prioritering mellem disse programmer.

Perrings *et al* (1995) vælger en anden tilgangsvinkel til økologisk diversitet end den beskrevet for Weitzman. I stedet for genetisk afstand tager Perrings *et al* udgangspunkt i det argument, at ”det fundamentale mål for beskyttelse af biodiversitet ikke er beskyttelse af arter for deres egen skyld, men beskyttelsen af det produktive potentiale af disse økosystemer, som menneskers aktiviteter er afhængige af” (Perrings *et al*, 1995, p. 301) Perrings *et al* fortsætter argumentationen: Dette er en funktion af robusthed i sådanne økosystemer, hvor robusthed er et mål for grænsen af lokal stabilitet af selvorganiseringen af et system. De argumenterer ud fra det faktum, at hvis formålet er at bevare et økosystems robusthed, så er det ikke den genetiske afstand i sig selv, men derimod den funktionelle afstand mellem arterne, der er udslagsgivende. Et økosystem kan have flere arter der udfylder den samme eller beslægtede funktioner, og hvis en art er under pres vil en anden art kunne udfylde den funktion. Omvendt kan enkelte arter være meget robuste overfor ændringer i miljøet og ikke have nogle funktionelt nært beslægtede arter. Dette er specielt tilfældet for robuste ”lagune” områder hvor antallet af arter der udfylder en funktion er få, men tilpasningsdygtigheden af den enkelte er meget stor. Den funktionelle overflod kan således både have en arts- og en overflods- og kapacitets dimension.

Det økonomiske rationale af denne tilgangsvinkel bliver af forfatterne selv beskrevet som:

- At arter der funktionelt er nært beslægtede med en økologisk ”nøgle”-art kan have en forsikringsværdi/optionsværdi, da disse arter kan få en øget funktionel betydning, hvis der sker ændringer i de økologiske forhold.
- At de enkelte arter uafhængigt af deres funktionelle egenskaber i forhold til systemets robusthed, i sig selv har en eksistensværdi, fordi mennesker sætter pris på at beskytte den enkelte art.

Et sidste eksempel knytter sig til forvaltning af rettigheder (ejendomsret) til biodiversitet – og muligheden for i fremtiden at kapitalisere naturlige gener. Det forudsættes, at der findes en potentiel værdi i den endnu ikke udnyttede del af genpuljen (options værdi). Men uden incitament eller tilskyndelse til at beskytte fremtidige mulige afkast, er sandsynligheden for beskyttelsen af biodiversitet begrænset. Devlin and Grafton (1998) beskriver, hvorledes Biodiversitetskonventionen af 1992 gennem at tillade fri handel med genetiske ressourcer, har skabt et incitament til at beskytte biodiversitet ved at sikre mulighed for fremtidige indtægter af en beskyttelsesforanstaltning – eller som

et eksempel fra Costa Rica viser, at kapitalisere mulighederne gennem en kontrakt med et amerikansk medicinalvare firma.

5. Samspillet mellem biodiversitet, økonomi og sociale forhold

Fordelingsmæssige og stabilitetsmæssige konsekvenser

Ved beskyttelse af et område enten totalt eller i f.eks. et kvartal eller ved begrænsninger i redskabsanvendelse m.v. vil der typisk på kort sigt ske en forringelse af økonomien for visse flåder, som hidtil har haft deres fiskeri i det pågældende område. Samtidig kan der efter lukningen ske forringelse af økonomien i flåder, som fisker i områder hvortil den fortrængte flåde omallokerer sin aktivitet. Til gengæld kan der ske en forbedring - typisk på lidt længere sigt - af økonomien i flåder, som drager fordel af at en eller flere bestande vokser på grund af den beskyttelse, der er foretaget indenfor boks-området.

Hvor meget en flåde rammes af indførelse af et beskyttet område (en boks) afhænger dels af hvor stor en del af nettoomsætningen, flåden har hentet i området, dels af flådens evne til at omlægge effort, således at tabet i boks-området kompenseres ved indtægter andre steder.

Disse problemstillinger har været analyseret for Nordsøens vedkommende bl.a. i rapporter fra en arbejdsgruppe under EU's videnskabelige, tekniske og økonomiske komite. I en af analyserne blev der foretaget beregninger for 6 forskellige scenarier med hver sit specifikke formål. Blandt disse har to særlig relevans for den foreliggende problemstilling vedr. naturreservater og biodiversitet. Det drejer sig dels om indførelsen af en torskekasse, dels om indførelsen af en kasse til beskyttelse af kulleryngel. Resultaterne heraf danner baggrund for følgende beskrivelse af de fordelingsmæssige konsekvenser af en lukning af et område. Selv om der er tale om konkrete tilfælde og tilfælde, hvor et område kun delvist lukkes, viser resultaterne alligevel nogle typiske effekter (bl.a. flerarts-samspil), som også vil gælde for total lukninger. Total lukning vil blot være den ekstreme form af en boks lukning, hvor man ændrer de tekniske regler, så fiskeriet stopper. For eksempel kunne man forøge maskevidden så meget mere end i eksemplerne nedenfor, at det i praksis ikke er muligt at drive et rentabelt fiskeri.

I tilfælde af total lukning er det i øvrigt ikke udelukket, at der opstår en virkning, så en arts levevilkår forringes så meget, at den udryddes i området, fordi prædatorernes vilkår forbedres, eller der opstår fødekongurrence fra en art, der med beskyttelsen viser sig meget succesfuld i området. I de tilfælde, der er analyseret her, sker der en vis forskydning i bestandsstørrelserne for de arter, der er i området, men effekten er begrænset, da der kun er tale om delvise lukninger.

Der er jo heller ikke nødvendigvis tale om reversibilitet, sådan at hvis man lukker fiskeriet nu, vil økosystemet returnere til en tilstand, der svarer til, hvad der var gældende før fiskeriet blev intensiveret. I princippet kan økosystemet ende i en helt anden naturlig ligevægt end den, der eksisterede før fiskeriet intensiveredes. Det afhænger jo af det indbyrdes styrkeforhold for de bestande, der findes i området på lukningstidspunktet. Den langsigtede beskyttelseseffekt for bestandene kan derfor være vanskelig at forudse, og dermed kan det være vanskeligt at forudse de gevinster, som visse flåder kan få ved en beskyttelse af de bestande, som de vælger at fiske på efter lukningen. I eksemplerne nedenfor er der dog en vis indikation af de forventelige effekter.

Med hensyn til de økonomiske virkninger af lukning, vil der naturligvis i hvert enkelt tilfælde være særlige forhold, der betinger, at bestemte flåder bliver hårdere ramt end andre. Først når man har fastlagt den konkrete geografiske placering af en boks, samt eventuelle vilkår for tilladt aktivitet, vil man kunne sige noget om påvirkningen af flådernes økonomi. Imidlertid vil resultaterne fra de to scenarier, som er omtalt i det følgende, sige noget om omfanget af de typiske virkninger.

Når man skal se på, hvor stor en effekt lukning af et område har for en given flåde, er der i øvrigt to kriterier, som kan have betydning. Dels kan flåden blive ramt i et stort omfang målt ved den relative ændring i flådens resultat. En nedgang på mere end 20 procent vil f.eks. for mange flåder være en væsentlig nedgang. Det andet kriterium er en måling i et absolut antal kr. Det kan sige noget om, hvorvidt der er tale om en kraftig effekt, f.eks. for økonomien i et område, hvor flåden hjemhører.

5.1. Resultater for en torskekasse

Med henblik på at vurdere konsekvenserne for en torskekasse blev der foretaget beregninger af en kasse, der geografisk var placeret svarende til den kasse som er angivet i EU Council Resolution No 4034/86 artikel 9, defineret ved en kasse i den sydøstlige del af Nordsøen (tyske bugt) hvori maskevadden sættes op, således at mindre torsk beskyttes. Rekrutteringen for et enkelt år blev så sat til en meget høj værdi, svarende til virkningen af et enkelt års særlig høj rekruttering. Sådanne år med høj rekrutteringssucces forekommer, selv når bestanden er meget lav. Når de forekommer, er det væsentligt at beskytte dem, således at de ikke opfiskes før de bliver så gamle, at de kan tilgå gydebestanden og dermed være med til at sikre bestandens overlevelse.

Torskekassens omfang

- _ from the coast of Denmark at 55°00' N
- _ 55°00' N, 7°00' E,
- _ 54°30' N, 7°00' E,
- _ 54°30' N, 6°00' E,
- _ 53°30' N, 6°00' E,

_ 53°30' N, 4°00' E,
_ to the coast of the Netherlands at 4°00' E.

Beskyttelsesforanstaltningen i boksen var en forøgelse af maskevidden til 120 mm, hvilket formodes at have positiv indvirkning på overlevelseschancen for mindre torsk.

Resultatet af beregningerne viser, at området overvejende befiskes af flåder fra Danmark, Tyskland, Holland og i et ganske lille omfang Belgien. Kun disse flåder påvirkes. Da den initiale maskevidde var 100, er der kun tale om en beskeden merbeskyttelse af ungfisk. Derfor er virkningen ret begrænset, når der sammenlignes med baseline forløbet, jf. appendix 1.

Med hensyn til vægt af landingerne sker der et fald i den landede vægt af torsk på 12 % for en af de tyske flåder. For bundtrawlfiskerierne sker der et markant fald i fangsterne af hvilling, for en enkelt flåde helt op til 75% reduktion af den vægtmæssige fangst. Da hvilling er en rovfisk, hvis føde bl.a. omfatter mindre torsk og kuller, kan dette modvirke den positive effekt på torskeynglen af nedsættelse af fiskeridødeligheden. Der er mindre vægtmæssige tab af landinger af tunge på 3-5% for hollandske flåder.

Med hensyn til ændringer af biomasse viser der sig en positiv effekt på biomassen af tunge, men ellers er der ikke nævneværdig virkninger.

Det viser sig altså her at en kasse, som er indført for at beskytte torsk, ifølge beregningerne viser sig i stedet at beskytte tunge og til en vis grad også rovfisken hvilling. De flåder, som på kort sigt rammes, er flåder der fanger torsk, især tyske fartøjer, hvilket er forventeligt, da kassen er placeret ud for den tyske kyst. Men herudover rammes andre flåder, der fanger hvilling og tunge. På længere sigt har tungeflåden gavn af den øgede gydebestand af tunge, mens der ikke er en positiv langtidsvirkning for hvilling. Det skyldes formodentligt, at det er vanskeligt overhovedet at fange hvilling med den maskevidde, der er tilladt.

Indførelse af et naturreservat svarer til en uendelig stor forøgelse af maskevidden, således at ingen fisk kan fanges. Men resultatet kan være en lidt mere markant påvirkning end forøgelsen til 120 mm. Ved at studere effekten af en delvis forøgelse får man en indikation af, hvilke arter der især drager fordel af beskyttelsen, samt hvilke flåder der på kort sigt rammes af beskyttelsen.

Species Cod		Category Human	Weight relative to baseline							Value relative to baseline						
			Year							Year						
Country			1989	1990	1991	1992	1993	1994	1999	2004	1989	1990	1991	1992	1993	1994
			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
All			1.00	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.09	1.98	1.28	1.19	1.14
Belgium			1.00	1.00	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.00	1.12	2.71	1.33	1.08	1.00
Denmark			1.00	1.00	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.00	1.01	1.68	1.24	1.31	1.47
England			1.00	1.00	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.00	1.06	1.80	1.24	1.26	1.12
France			1.00	1.00	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.00	1.07	2.29	1.37	1.12	1.14
Germany			1.00	0.93	0.98	0.97	0.97	0.96	0.97	0.96	1.00	1.27	2.79	1.10	1.00	0.97
Netherlands			1.00	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.10	2.60	1.30	1.13	0.99
Other			1.00	1.00	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01						
Scotland			1.00	1.00	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.00	1.10	1.52	1.37	1.22	1.12
			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Major Fleets			1989	1990	1991	1992	1993	1994	1999	2004	1989	1990	1991	1992	1993	1994
			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Denmark	A		1.00	1.00	1.00	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.00	1.00	1.22	1.23	1.46	1.76
Germany	D		1.00	0.88	0.94	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	1.00	1.47	2.39	1.01	0.94	0.92
Netherlands	P		1.00	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.07	1.55	1.31	1.19	1.13
Scotland	B		1.00	1.00	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.00	1.06	2.55	1.39	1.14	0.99
	D		1.00	1.00	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.01	1.00	1.14	1.40	1.47	1.26	1.15
			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Spawning Stock Biomass			1.00	1.00	1.00	1.00	1.01	1.01	1.01	1.01						
			+	+	+	+	+	+	+	+						

Kilde: Anon. (1991).

Fleet categories:

Denmark	A	Gill Net
England	2	Otter trawlers
France	C	High Sea trawlers, Otter trawl
Germany	D	-
Netherlands	P	Pair Trawlers
Scotland	B	Trawlers >80 feet
Scotland	D	Demersal seine
Scotland	E	Demersal Pair Trawlers

5.2. Resultater af en kasse for kuller i den nordlige Nordsø

I det konkrete tilfælde sker der lukning af et kvadratisk område afgrænset af ICES rektangler 50F0 (nordvestlige hjørne) til 47F2 (sydøstlige område). Området ligger mellem Shetlandsøerne og Norge og er nogenlunde på størrelse med Jylland.

I dette område sættes maskevidden i konsumfiskeriet op til 120 mm, mens industrifiskeri med småmaskede net stadig tillades. Effekten er en umiddelbar kortsigtsreduktion af kullerfangsterne for den franske og hollandske flåde og en stigning for andre flåder og for alle flåder på længere sigt. Der sker ligeledes et mindre fald i torskelandingerne og et mere markant fald i landingerne af hvilling. Hvillingfangsterne reduceres med op til 12% på kort sigt for en af de skotske flåder.

På længere sigt er der både stigninger og fald for flådernes fangster af hvilling.

Gydebestanden af kuller vokser med 5% på langt sigt og hvillingbestanden vokser med 4%. Discard (genudsætning) af kuller falder gennemgående.

Men effekten vurderes til at være beskeden, idet væksten i bestanden ikke er så stor som ventet. Og her er der ikke taget hensyn til, at væksten i hvillingbestanden vil modvirke væksten i kullerbestanden, da hvilling er rovfisk i forhold til kulleryngel, jf. appendix 1.

Generelt kan man sige, at effekten af restriktioner på bestemte områder af begrænset størrelse i Nordsøen er knap så stor som ventet. Herudover er der flerartssamspil og bifangstproblemstillinger som gør, at effekten på de enkelte arter kan være overraskende. Det samme vil naturligvis gælde naturreservater, hvor en totalfredning vil medføre, at visse arter vil gå frem, mens andre vil gå tilbage eller blive fortrængt. Afhængig af områdets beliggenhed og omfang vil der være fordele for bestemte arter. Ligeledes vil flådernes økonomi blive påvirket i forskellig grad af lukningen, afhængig af

deres hidtidige aktivitet i området og de muligheder de har for at drage fordele af de bestandsændringer, der vil forekomme efter en lukning. Visse flåder vil omallokere effekten til andre dele af Nordsøen eller finde alternativer udenfor Nordsøen eller på land.

Species Haddock	Category Human	Weight relative to baseline								Value relative to baseline					
		Year								Year					
Country		1989	1990	1991	1992	1993	1994	1999	2004	1989	1990	1991	1992	1993	1994
		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
All		1.00	1.01	1.02	1.03	1.05	1.05	1.05	1.05	1.00	1.00	1.01	1.02	1.03	1.03
Denmark		1.00	1.01	1.03	1.04	1.05	1.06	1.06	1.06	1.00	1.01	1.02	1.04	1.05	1.05
England		1.00	1.00	1.02	1.03	1.05	1.05	1.05	1.05	1.00	1.00	1.01	1.02	1.02	1.03
France		1.00	0.99	1.00	1.00	1.02	1.03	1.03	1.04	1.00	0.99	0.99	0.99	1.01	1.02
Germany		1.00	1.01	1.02	1.03	1.04	1.04	1.04	1.04	1.00	1.01	1.02	1.03	1.04	1.05
Netherlands		1.00	0.99	1.01	1.02	1.05	1.06	1.05	1.05	1.00	1.00	1.01	1.02	1.04	1.05
Other		1.00	1.02	1.03	1.05	1.06	1.06	1.06	1.06						
Scotland		1.00	1.01	1.02	1.03	1.04	1.05	1.04	1.04	1.00	1.00	1.01	1.01	1.02	1.03
		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Major Fleets		1989	1990	1991	1992	1993	1994	1999	2004	1989	1990	1991	1992	1993	1994
		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
England	2	1.00	1.00	1.01	1.03	1.05	1.05	1.05	1.05	1.00	1.00	1.00	1.01	1.02	1.02
France	C	1.00	0.99	0.99	0.99	1.01	1.03	1.03	1.03	1.00	0.99	0.99	0.99	1.01	1.02
Scotland	B	1.00	1.01	1.02	1.04	1.05	1.06	1.06	1.06	1.00	1.00	1.01	1.02	1.03	1.04
	D	1.00	1.01	1.02	1.03	1.04	1.04	1.04	1.04	1.00	1.00	1.01	1.01	1.02	1.02
	E	1.00	1.01	1.03	1.03	1.05	1.05	1.05	1.05	1.00	1.00	1.01	1.01	1.03	1.03
		+	+	+	+	+	+	+	+	+					
Spawning Stock Biomass		1.00	1.00	1.02	1.02	1.04	1.05	1.05	1.05						
		+	+	+	+	+	+	+	+	+					
Mean Weight of Catch															

Kilde: Anon.(1991).

5.3. Problemstillinger vedr. effort reallokering

I forbindelse med en lukning af et område vil den del af flåden, som hidtil havde aktivitet i området, flytte indsatsen til andre områder. En sådan effort reallokering kan, såfremt der er tale om en delvis lukning, som reducerer udbyttet pr. tidsenhed anvendt i boksområdet, betragtes som et valg af produktmix for en multiprodukt virksomhed, idet hvert område kan siges at udgøre en produktgruppe, og beslutningen derfor må svare til at vælge ny produktsammensætning, når prisen på en enkelt produktgruppe falder.

Er der tale om en fuldstændig lukning, kan den del af efforten, som fortsat er aktiv, tilsvarende antages at blive omallokeret i resten af Nordsøen (eller udenfor) ud fra samme betragtning.

En simpel måde at betragte denne omallokering vil være at beskrive den relative ændring i efforten inden for boksområdet (her antages delvis lukning) ved:

$$\hat{E}_{XA} = \sum_j (\alpha_{XAj} \cdot \hat{R}_{Xj}) \quad j = A, B$$

$$\hat{E}_{XB} = \sum_j (\alpha_{XBj} \cdot \hat{R}_{Xj}) \quad j = A, B$$

E er effort. Hat over E udtrykker, at der er tale om den relative eller procentvise ændring. Tilsvarende for $\hat{R}$, som er den relative ændring i nettoomsætningen.

A og B står for områder. Her er det valgt, at A er et område udenfor boksen, mens B betegner Boks området. R er α_{XAj} er den betingede udbudselasticitet med hensyn til nettoomsætning i område j.

Med andre ord: Hvis nettoomsætningen per enhed effort i et område stiger, vil flåden øge aktiviteten (målt ved effort) i området og reducere aktiviteten udenfor.

Den relative ændring i omsætning pr. enhed effort kan beregnes ved følgende formel:

$$\hat{R}_{XA} = \sum_i (\Omega_{XiA} (cpue_{XiA} + \hat{P}_i)) - \Omega_{XCA} \cdot \hat{C}_{XCA}$$

hvor Ω_{XiA} er andelen af art i i nettoomsætningen i område A. Ω_{XiA} er tilsvarende andelen af turomkostninger af nettoomsætningen. Cpue, eller catch per unit effort,

er det fysiske mål for fangst af en art i området per efforthenhed, mens P er et prisindeks for den pågældende art.

Beregninger af denne type blev foretaget for de flåder, som var aktive i boksen til beskyttelse af kulleryngel og viste, at med den givne maskeviddeforøgelse og øvrige antagelser, ville visse hollandske og franske flåder reducere aktiviteten med op til 50-70%, hvis omallokeringen sker ud fra økonomiske betragtninger. For de fleste flåder var der dog tale om beskedne omlægninger af indsatsen.

Den økonomiske tilgang lægger op til, at der er to forhold, som spiller ind ved valget af effort reallokering, dels hvor stor en andel af nettoomsætning som hentes i området, og dels omlægningsevnen, teknisk kaldet substitutionselasticiteten, der udtrykker flådens evne til at omlægge til alternativt fiskeri. Er det forbundet med store omkostninger at lægge om, vil denne evne være mindre end hvis det relativt let lader sig gøre at skifte til et andet område og eventuelt andre arter.

I et senere studie (Anon, 1993) er der foretaget estimationer af flådernes evne til at omlægge. Der er i to cases dels set på forholdet mellem store og små fartøjers evne til at omlægge og dels på spørgsmålet om kystflåder og højsøflådernes evne til at lægge om, d.v.s. flytte aktiviteten fra en art til en anden eller fra et område til et andet.

Der blev ikke i det givne tilfælde fundet væsentlige forskelle i store og små fartøjers evne til at lægge om. Derimod var der tegn på, at der var komplementaritet i visse valg, således at effort lagt i et område var komplementært til effort lagt i et andet område. Det peger på, at når et område lukkes for en flåde, vil den reducere sin indsats også i de områder (f.eks. på vej til og fra den pågældende fiskegrund), som befiskes sammen med det område, der lukkes. I en dansk sammenhæng er det også væsentligt, at et alternativ til fiskeri i et bestemt område i Nordsøen kan være at omlægge til et område udenfor Nordsøen. Presset på andre farvande, f.eks. Østersøen, vil derfor sandsynligvis øges. Endelig er der jo det alternativ at flåden går ud af fiskeriet ved ophør.

6. Scenarier for kommerciel tilpasning til ”lukkede områder”

I praksis er en af mulighederne for at beskytte udvalgte økosystemer (økosystem diversitet), at begrænse menneskers indflydelse på netop denne naturtype. At lukke et område fuldstændigt er den mest vidtgående reguleringsform. Terrestrisk udlægges naturparker, mens udbredelsen af ”marine reserves” (”havparker”) er mere begrænset. Beskyttelsesforanstaltningerne har flere formål: Både at beskytte et

udvalgt økosystem, men ofte begrundet i enkeltartsfredninger af truede fugle, padder, slanger og pattedyr, hvor forudsætningen for deres overlevelse er beskyttelse af deres levesteder (F.eks. RAMSAR-områder for fugle).

Udlægning af "marine reserves" må forventes som led i beskyttelsen af biodiversitet, specielt økosystem diversitet. Det kan dog kun delvis opfylde de langsigtede målsætninger for lighed mellem generationer, da disse beskyttede områder udelukkende er møntet på at sikre et "sikkert biologisk minimum" for et eller flere sjældne typer af økosystemer og et eller flere arter af truede dyr eller planter. Hvis der er tale om kommercielt udnyttede arter, som er væsentlige for samfundsøkonomien, er et sikkert biologisk minimum af kommercielt udnyttede fiskebestande ikke tilstrækkeligt. De samfundsøkonomiske konsekvenser for fiskeriet af at lukke et område for fiskeri må derfor også begrundes i ønsket om et større afkast af den bestående kommercielle fiskebestand.

Vi har valgt en traditionel bioøkonomisk model for fiskeriregulering med profitmaksimering som målfunktion. Det vil sige, at vi implicit forudsætter en fiskeresource, som kun ændres ud fra påvirkninger fra fiskeriet og naturlig vækst. De naturlige stokastiske variationer i fiskebestandene afspejles derfor ikke i modellen.

I det følgende analyseres de bioøkonomiske gevinster, der er forbundet med lukning af visse områder i Nordsøen for torskefiskeriet. Analysen fokuserer på en enkeltarts model. I virkelighedens verden er torskefiskeriet i Nordsøen et flerartsfiskeri. Enkeltarts forudsætningen vælges imidlertid, da torsk er den mest betydningsfulde art udnyttet ved kommercielt fiskeri, men en mere avanceret analyse vil dog tage hensyn til den effekt lukning har på andre arter.

De forskellige hypotetiske scenarier tager udgangspunkt i en procentvis reduktion af fangsterne i samtlige perioder. Dette kan ikke direkte overføres til et tilsvarende proportionalt geografisk område, da en lukning af f.eks. områder med en lav koncentration af torsk kan medføre, at der ikke opnås en reduktion i fangsten af torsk. Samtidig kan en lukning af et tilsvarende torskerigt område medføre en drastisk reduktion i fangsten af torsk. Desuden vil der være et flow af torsk mellem det lukkede område og det ikke lukkede område. Sammenhængen mellem fangst og lukning kræver et præcist estimat for, hvor stor effekten af lukning af et givet område giver. De bioøkonomiske konsekvenser af en lukning kan derfor bedst opfattes som en målsætning for begrænsningen i fiskeritrykket gennem lukning af et område, der medfører en på forhånd fastsat begrænsning af fangsterne. Det er blot et af midlerne til at opnå et bioøkonomisk optimalt fiskeri – og et middel der ikke kan stå alene.

Det skal bemærkes, at realisering af de bioøkonomiske gevinster, der er forbundet med lukkede områder, kræver, at lukning kombineres med et økonomisk styringsinstrument som for eksempel individuelt omsættelige kvoter. Et fundamentalt problem indenfor fiskeriet er, at fri adgang driver profitterne mod nul. Et lukket område med fri adgang vil blot øge omkostningerne ved at fiske, men stadig generere nul profit. Derfor må fri adgangs problemet løses og individuelt omsættelige kvoter udgør en sådan løsning.

Der fokuseres i analysen på EU's total allowable catch (TAC) politik for torsk i Nordsøen, da flere nationer deler dette fiskeri. En ensidig dansk lukning vil således have afledte effekter på andre fiskerier. Desuden vil en ensidig dansk lukning næppe være mulig indenfor rammerne af EU's fiskeripolitik. Lukningsargumentet er dog ligeså relevant for de indre danske farvande, og her kan en ensidig dansk lukning komme på tale. En sådan beslutning bør dog være baseret på tilsvarende kalkuler, som præsenteres i de følgende.

I det følgende estimeres bioøkonomisk optimale TAC'er. Denne estimation forudsætter en diskonteringsrate på nul, samt at samfundet har uendelig tidshorisont. En antagelse om uendelig tidshorisont kan begrundes ud fra forsigtighedsprincippet, da fremtidige generationer spiller en rolle ved antagelse af uendelig tidshorisont. En tilsvarende begrundelse kan anvendes ved en diskonteringsrate på nul, idet nutidige og fremtidige generationer har samme vægt ved en diskonteringsrate på nul.

Polacheck (1990) analyserer den beskyttelse et lukket område kan give en bestand og anvender en model, hvor en population kan repræsenteres af to diskrete komponenter med bevægelse mellem disse komponenter. Disse to områder kan være et lukket område og et område, hvor der må fiskes. I Polacheck's model er graden af beskyttelse, der ydes af et lukket område, transfereringsraten mellem det lukkede og åbne område og den samlede fiskeaktivitet bestemmende for effekten af at lukke område. Analysen i denne rapport er forskellig fra analysen i Polacheck (1990). Polacheck (1990) fokuserer udelukkende på den beskyttelse det lukkede område giver, mens der i denne rapport fokuseres på de aggregerede bioøkonomiske gevinster, der er forbundet med lukning.

En bioøkonomisk analyse af lukkede områder er at finde i Hanneson (1999). Hanneson (1999) og sammenligner tre scenarier:

- Fri adgang i hele området
- Fri adgang udenfor det lukkede område
- Bioøkonomisk optimal udnyttelse

Hovedkonklusionen i Hanneson (1999) er, at uden løsning af fri adgang problemet har lukkede områder ingen effekt. Analysen i denne rapport er forskellig fra analysen i Hanneson (1999). I denne rapport forudsættes fri adgangs-problemet løst med for eksempel et ITQ system. Herefter vises, at der kan være bioøkonomiske gevinster forbundet med lukning af visse områder.

Det følgende er disponeret som følger. I afsnit 6.1 gives en introduktion til EU's totale tilladte fangst (TAC) og kvotepolitik, mens afsnit 6.2. indeholder en gennemgang af forskellige TAC'er. En sammenligning af forskellige TAC'er foretages i afsnit 6.3., og i afsnit 6.4. belyses lukning af visse områder. Spørgsmålet om optimal lukning belyses i afsnit 6.5., mens afsnit 6.6. afrunder dette afsnit.

6.1. EU's TAC og kvotepolitik

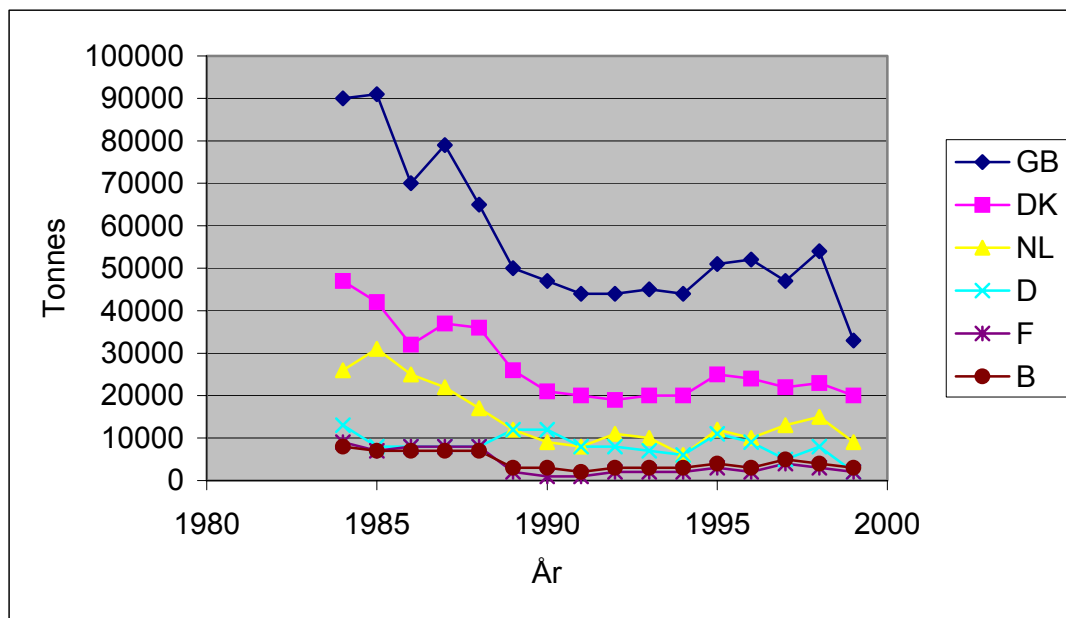
EU's TAC og kvotepolitik er en del af bevaringspolitikken. Udover TAC og kvotepolitikken består bevaringspolitikken af regler for beskyttede områder (regulering nr. 3782/92), regulering af fiskeindsats (regulering nr. 685/95) og tekniske bevaringsforanstaltninger (regulering nr. 850/98). Bevaringspolitikken er den mest vidtgående del af den fælles fiskeripolitik. I bevaringspolitikken fastlægges fundamentale regler for fordeling af ressourcerne mellem medlemslande (regulering nr. 33760/92). Medlemslandene har overladt deres kompetence til at regulere til ministerrådet. I artikel 4 i regulering nr. 33760/92 fastlægges, at ministerrådet skal igangsætte EU initiativer, der fastlægger betingelser for adgang til ressourcerne. Artikel 100 i regulering nr. 33760/92 udtrykker, at medlemslandene har kompetence til at regulere indenfor egne regioner, hvis reguleringsinitiativer er strengere end EU's initiativer. En national bevaringspolitik må derfor være i tråd med EU's bevaringspolitik, idet kun strengere reguleringer tillades. Et eksempel på dette er, at EU fastlægger en total tilladelig fangst for torsk i Nordsøen, mens de danske reguleringsmyndigheder regulerer med rationer til de enkelte fiskere. De nationale initiativer gælder kun for fiskere i de pågældende medlemslande. Således anvender Danmark rationsregulering for torsk i Nordsøen, mens Storbritannien anvender individuelt ikke omsættelige kvoter.

Formålet med EU's bevaringspolitik er at sikre rationel udnyttelse af ressourcerne og tilgodese fiskernes kommercielle interesser. Det sidste implicerer, at en bevaringspolitik må tage højde for økonomisk konsekvenser af fiskerireguleringerne, specielt i fiskeriafhængige regioner. Den nuværende regulering er gældende indtil d. 31. januar 2002, og herefter må ministerrådet blive enige om en ny bevaringspolitik. Hovedinstrumentet i bevaringspolitikken er TAC'er og kvoter. TAC'erne fastlægges for et år og fordeles som kvoter til medlemslande efter et princip om

relativ stabilitet. Dette princip sikrer medlemslandene en konstant andel af TAC'erne, og fordelingsnøglen af TAC'erne er ikke blevet ændret siden 1983.

Men hvilke medlemslande deltager i torskefiskeriet i Nordsøen? For at klargøre dette præsenteres nogle data fra Anon (1999).

Figur 2: Medlemslandenes fangster af torsk i Nordsøen, 1984-1999



Kilde: Anon (1999).

Figur 2 viser, at hovedparten af torsk i Nordsøen fanges af kuttere registeret i Storbritannien. Faktisk fanger Storbritanniens kuttere ligeså meget som summen af resten af EU's medlemslandes kuttere. Danske fiskere fanger næstmest mængder af torsk i Nordsøen.

6.2. Forskellige TAC'er

For at vurdere den bioøkonomiske effekt af lukkede områder må en vurdering af den eksisterende politik foretages. Derfor gennemgås principper for biologiske anbefalinger angående TAC'erne (afsnit 6.2.1.). Yderligere diskuteres økonomisk optimale TAC'er (afsnit 6.2.2.). Til sidst diskuteres målene bag den faktiske fastlæggelse af TAC'erne.

6.2.1. Biologiske anbefalinger

For torsk i Nordsøen anbefaler ICES Advisory Committee on Fisheries Management (ACFM) TAC'er hvert år baseret på kommercielle fangstdata og stikprøveundersøgelser blandt kuttere, for at vurdere bestanden. TAC'erne udregnet af ACFM er en biologisk anbefaling baseret på forsigtigheds princippet, og referen-

cepunkter udtrykt fiskedødelighed og gydebestand er nøglebegreber. To slags referencepunkter udregnes:

”Sikre biologiske grænse” (safe biological limits, B_{LIM} og F_{LIM})

”Forsigtigheds referencepunkter” (precautionary reference points, B_{PA} og F_{PA})

Begrebet ”sikre biologiske grænser” blev introduceret i ACFM rådgivning i 1982. Hvis en bestand skal være indenfor ”sikre biologiske grænser”, skal to betingelser være opfyldt. For det første skal der være en høj sandsynlighed for, at fiskedødeligheden er under en dødelighedsrate, der må undgås. Den dødelighedsrate, der må undgås, måles på gydebestanden, og det er således gydebestanden usikkerheden er knyttet til i ACFM anbefalinger. For det andet må der være en høj sandsynlighed for, at gydebestanden er over et niveau, hvor rekruttering af nye fisk er mulig. Det biologiske referencepunkt for gydebestanden kan kaldes B_{LIM} og F_{LIM} kan betegne referencepunktet for fiskedødeligheden. Formelt er F_{LIM} fiskedødeligheden, der må undgås med høj sandsynlighed, mens B_{LIM} er gydebestanden, under hvilken dynamikken af bestanden er ukendt. For at have en høj sandsynlighed for at undgå B_{LIM} og F_{LIM} , må reguleringstiltag tages før referencepunkterne nås.

Præcisionen med hvilken referencepunkter nås, og risikoen, der er acceptabel, er vigtige faktorer i bestemmelse af afstanden fra referencepunkterne. Derfor introduceres ”forsigtigheds referencepunkter”, B_{PA} og F_{PA} . Formelt er B_{PA} gydebestanden under hvilken reguleringstiltag skal træffes efter forsigtighedsprincippet, og F_{PA} er forsigtigheds referencepunktet for fiskedødeligheden. ”Forsigtigheds referencepunktet” sikrer en høj sandsynlighed for F_{LIM} og B_{LIM} . I de årlige anbefalinger vedrørende TAC'erne agerer ”forsigtigheds referencepunkterne” som restriktioner. Overskridelse af F_{PA} indikerer, at overfiskeri finder sted samt, at TAC'en ikke er konsistent med forsigtigheds princippet. Hvis ACFMs biologiske modeller viser, at gydebestanden er under B_{PA} forslås også en genopbygningsplan.

6.2.2. Bioøkonomiske TAC'er

Ud fra en samfundsøkonomisk betragtning er det værdien af den kommercielle udnyttelse af fiskeressourcer, der skal styre TAC'erne (bioøkonomi). Implikationen af dette er, at profit eller ressource rente er målet med fiskeriaktiviteterne i en bioøkonomisk model, og for at beregne bioøkonomisk optimale TAC'er anvendes en feed-back regel fra Arnason *et al* (2000). En feed-back regel kan defineres som et udtryk for, hvad den optimale kvote i næste periode skal være som funktion af nuværende variable. Ønsket om at finde mere realistiske kvoter har fået mange forfattere til at anbefale brugen af feed-back regler, se Clark og Munro (1978) og Conrad og Clark (1987).

Den teoretiske model, der bruges, er præsenteret i appendix 1 og er fra Sandal og Steinshamn (1997a), (1997b), (1997c) og (1997d). Det nye i denne model er, at i mange tilfælde, hvor det før blev anset for umuligt at udregne den optimale kvote, er det nu muligt. I modellen antages uendelig tidshorisont, og et tilfælde uden diskontering analyseres. Diskontering betyder kun små korrektioner af den optimale sti (se Mendelsohn (1982) og Sandal og Steinshamn (1997a) og (1997c)) samtidig med at nutidige og fremtidige generationer får samme vægt, mens uendelige tidshorisont implicerer, at der tages højde for fremtidige generationer. Dette er konsistent med forsigtighedsprincippet.

Den teoretiske model muliggør en negativt hældende efterspørgselskurve. Imidlertid er en negativ hældende efterspørgselskurve insignifikant uanset valget af funktionel form (appendix 2). Derfor er analysen udført med en konstant pris. Årsagen til at efterspørgselskurven bliver insignifikant er, at analysen er gennemført udelukkende for det danske markedet. Det danske marked er en del af verdensmarkedet, og resultatet af beregningen på dette delmarked er en insignifikant negativt hældende efterspørgselskurve.

6.2.3. Den faktiske TAC

I artikel 4 af regulering nr. 37760/92 er nedfældet, at:

"Measures shall be drawn in the light of available biological, socio-economic and technical analyses"

Dette indebærer, at videnskabelig rådgivning skal inddrages, når beslutninger om TAC'erne træffes. Det væsentligste problem forbundet med at præsentere videnskabelig rådgivning er, at der mangler specifikke målsætninger. Yderligere skal rådgivningen præsenteres på en måde, så budskabet opfattes uden at væsentlige detaljer går tabt.

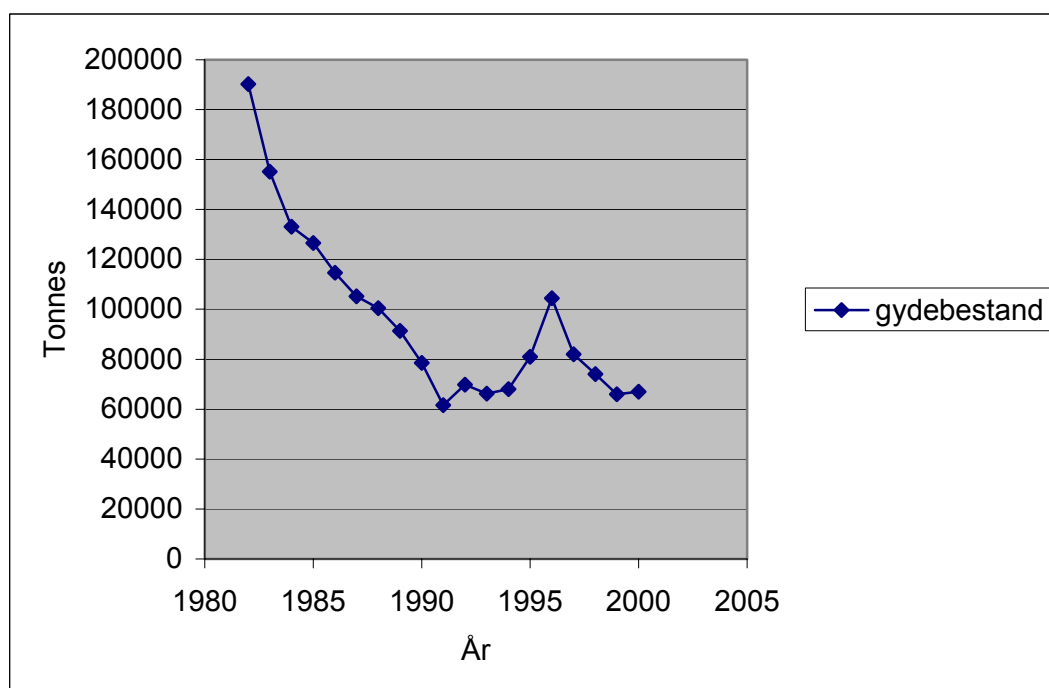
Der er en række indbyggende modsætninger mellem de tre aktører, der indgår i fastlæggelsen af EU's TAC'er. Mellem fiskere og økonomer er modsætningen, at fiskere ofte er styret af kortsigtede interesser, mens økonomer anlægger et langsigtet perspektiv, idet profit i alle fremtidige perioder inddrages. Mellem biologer og fiskere er modsætningen, at fiskere driver fiskeriet ud fra kommercielle interesser, mens biologer er interesseret i at sikre en gydebestand, der er konsistent med forsigtighedsprincippet. Mellem biologer og økonomer er modsætningen, at der ikke er enighed om målsætningen med reguleringen. Økonomer tager oftest udgangspunkt i optimal samfundsøkonomisk ressourcerente med bæredygtighed som bibetingelse, mens biologer primært ønsker at tage naturbevaringshensyn gennem an-

vendelsen af forsigtighedsprincippet. Det er derfor nyttigt at belyse, hvilke målsætninger der styre EU's fiskeripolitik, og derfor foretages en sammenligning af den faktiske TAC, den biologiske anbefaling angående TAC'erne og den bioøkonomisk optimale TAC.

6.3. En sammenligning¹

Før sammenligningerne præsenteres er det nyttigt at præsentere ACFMs estimat for gydebestanden. Dette gøres i figur 3.

Figur 3. Gydebestanden



Kilde Anon (1999).

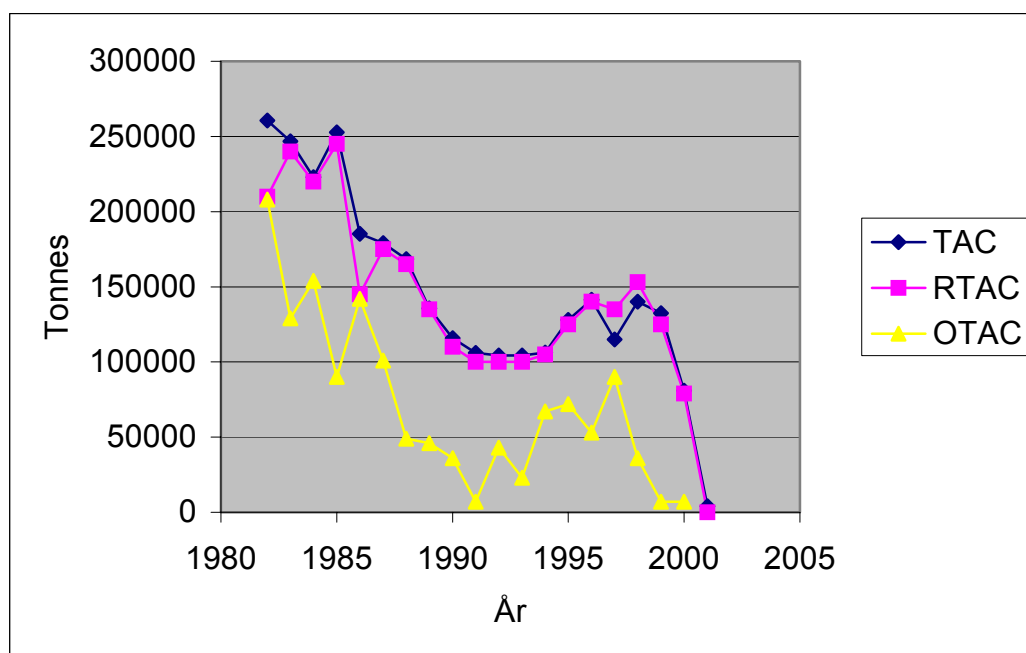
Figur 3 viser, at gydebestanden aftager i perioden 1982-1994. I perioden 1995-1996 starter bestanden med at genopbygges, men i perioden 1996 og frem aftager gydebestanden igen. I Anon (1999) estimeres, at $B_{LIM} = 70000$ tons mens $B_{PA} = 150000$ tons. På nuværende tidspunkt er bestanden derfor under den sikrer biologiske grænse, og bestanden har været under forsigtigheds referencepunktet, der sikrer en høj sandsynlighed for B_{LIM} siden 1983. Yderligere estimeres i Anon (1999), at antallet af rekrutter i år 2000 er lille. Af disse årsager anbefaler ACFM, at fangsten af torsk i Nordsøen i år 2001 skal være mindst mulig. Yderligere foreslås en genopbygningsplan bestående af forbud mod direkte fiskeri, reduktion af

¹ Alle beregninger der er nødvendige for resultaterne i dette og de følgende afsnit er placeret i appendix 2. Desuden er dataserierne også at finde i dette appendix.

bifangster og forbud mod genudsætninger (lovlig discard). Af disse grunde indførte EU en torskekasse (et lukket område) i år 2001.

Nu sammenlignes den anbefalede TAC, den bioøkonomisk optimale TAC og den faktiske TAC. Dette gøres i figur 4.

Figur 4. Sammenligning af den anbefalede TAC (RTAC), den bioøkonomisk optimale TAC (OTAC) og den faktiske TAC (TAC)

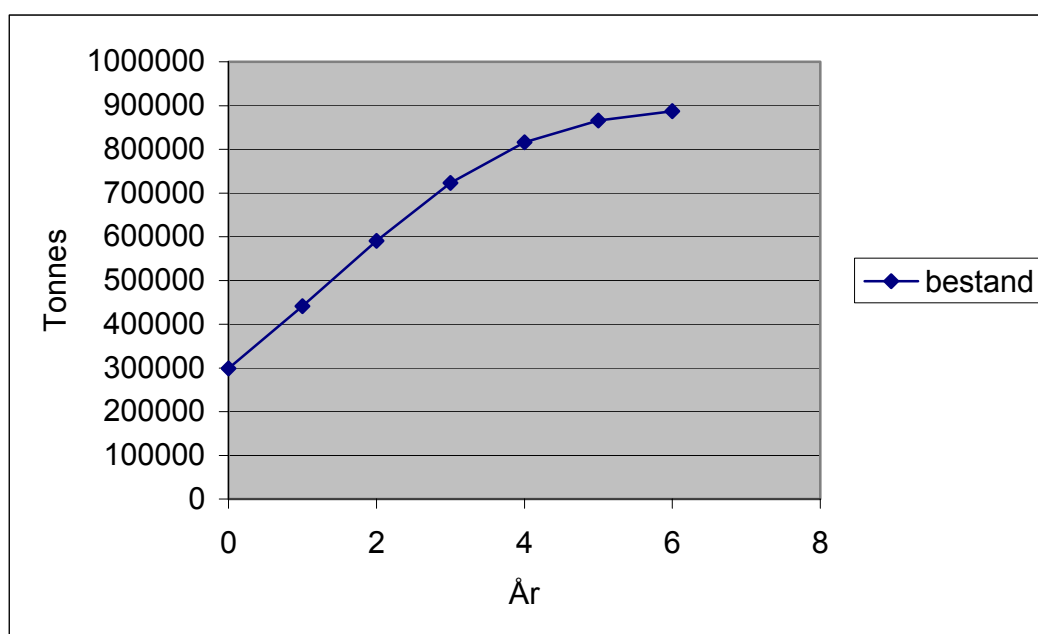


Kilde: Anon (1999) og egne beregninger.

Figur 4 viser, at den faktiske TAC følger den anbefalede TAC rimeligt tæt. Dette indikerer, at biologiske principper spiller en hovedrolle, når TAC'erne bestemmes. Den første afvigelse indtræder i 1982, da de første TAC'er blev vedtaget. For at få alle medlemslande til at tilslutte sig TAC systemet blev de første TAC'er fastlagt så højt, at ingen kunne gøre indsigelser, se Holden (1996). Den anden afvigelse indtræder i 1986, mens den tredje afvigelse opstår i år 2001. De sidste to afvigelser skyldes, at fiskernes kortsigtede kommercielle interesser påvirker de politiske beslutninger omkring TAC'erne, og at fiskerne opfatter højere fangster som værende i deres interesser. Ovenfor blev nævnt, at målsætningen med TAC politikken kunne fortolkes på en måde, så bioøkonomiske principper skulle afspejles i TAC'erne. Figur 4 afslører, at dette ikke er tilfældet. Den bioøkonomisk optimale TAC er meget mindre end den faktiske TAC. Imidlertid kan man argumentere for, at hvis de to kurver følger hinanden, vil bioøkonomiske optimale TAC'er afspejles i den faktiske TAC. En sådan konklusion er imidlertid ikke korrekt. På grund af den måde bioøkonomisk optimale TAC'er er udregnet, er de delvist bestemt af bestanden. Men faktiske TAC'er afspejler også bestanden. Derfor udtrykker det fak-

tum, at der er stor forskel mellem bioøkonomisk optimale TAC'er og faktiske TAC'er, at bioøkonomiske principper ikke er afspejlet i de faktiske TAC'er. Dette kan kritiseres, da torskefiskeriet i Nordsøen også er en kommerciel aktivitet. Derfor bør den faktiske fiskeriregulering afspejle de langsigtede profitter, der kan opnås. Imidlertid kan det være vanskeligt at overbevise politikere om, at fiskeriet skal reguleres efter maksimal ressourcerente. Et naturligt spørgsmål er derfor, om lukkede områder kan trække samfundet i retning af et bioøkonomisk optimum. Dette vurderes i afsnit 6.4 og 6.5 hvor fangster, bestand og profit fremskrives indenfor rammerne af den eksisterende regulering. Imidlertid kræver en sådan vurdering, at den bioøkonomiske model også fremskrives, hvilket gøres i det følgende (de følgende fremskrivninger er modelberegninger og figur 5 fremskriver udviklingen i bestanden).

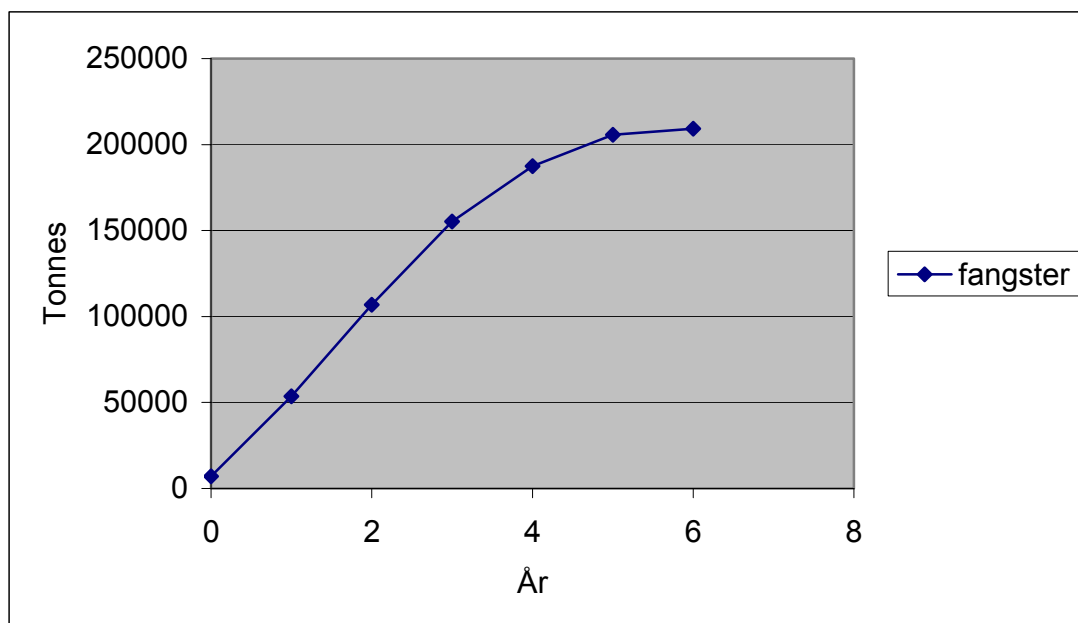
Figur 5. Udviklingen i bestanden



Kilde: Egne beregninger.

Det ses af figur 5, at bestanden starter på et lavt niveau. Imidlertid er de bioøkonomisk optimale fangster også små, så bestanden gendannes hurtigt på grund af den naturlige vækst. I starten gendannes bestanden hurtigt, men herefter aftager væksten i bestanden, da den naturlige vækstrate aftager meget. Efter 6 år er en langsigtet bioøkonomisk ligevægt approksimativt nået. Udviklingen i fangsterne fremgår af figur 6.

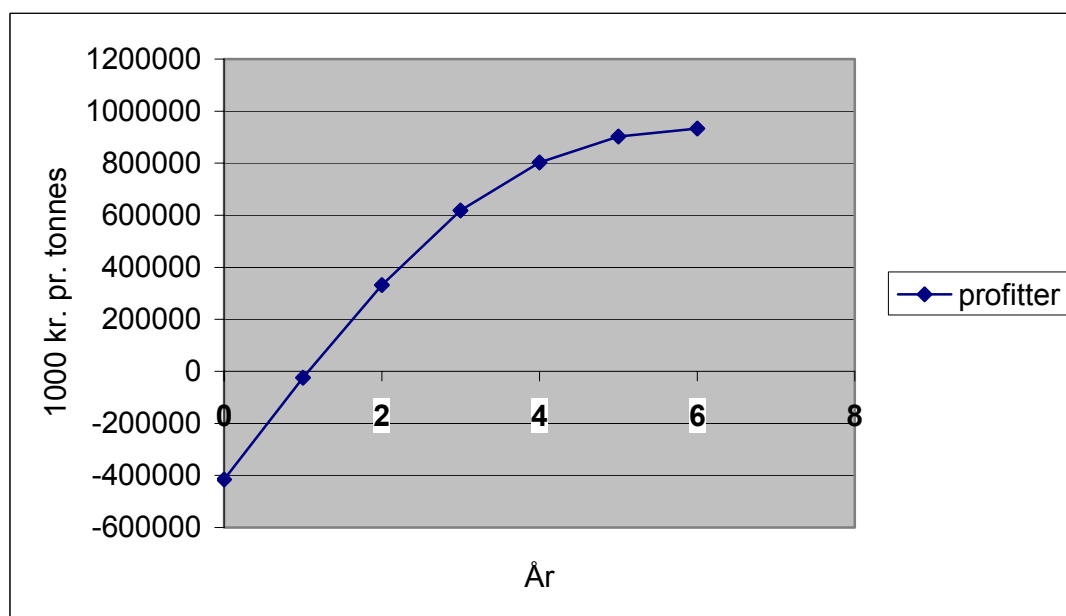
Figur 6. *Udviklingen i fangster*



Kilde: Egne beregninger.

Det ses af figur 6, at udviklingen i fangsterne følger udviklingen i bestanden rimeligt tæt. I starten stiger de bioøkonomisk optimale fangster. Herefter aftager væksten og efter 6 år nås en bioøkonomisk ligevægt. Den langsigtede bioøkonomiske ligevægt er en fangst på 220.000 tons og efter 6 år kan en fast TAC af denne størrelse fastlægges. Udviklingen i profitterne fremgår af figur 7.

Figur 7. *Udviklingen i profitterne*



Kilde: Egne beregninger.

Det ses, at profitterne starter med at være negative, hvorefter de vokser kraftigt. Væksten aftager herefter, og efter 6 år stabiliseres udviklingen. Figur 6 viser en egenskab ved en bioøkonomisk model. I en sådan betragtes torsk som en kapital ressource således, at kortsigtede tab accepteres for at realisere langsigtede gevinster. En løsning for at få fiskerne til at acceptere den bioøkonomiske TAC kunne være at give en kortsigtet oplægningsstøtte. Det er dog vigtigt at pointere, at en sådan støtte kun skal gives en gang. Hvorvidt lukkede områder kan trække udnyttelsen af torskebestanden i Nordsøen mod et bioøkonomisk optimum belyses i det efterfølgende afsnit.

6.4. Lukkede områder

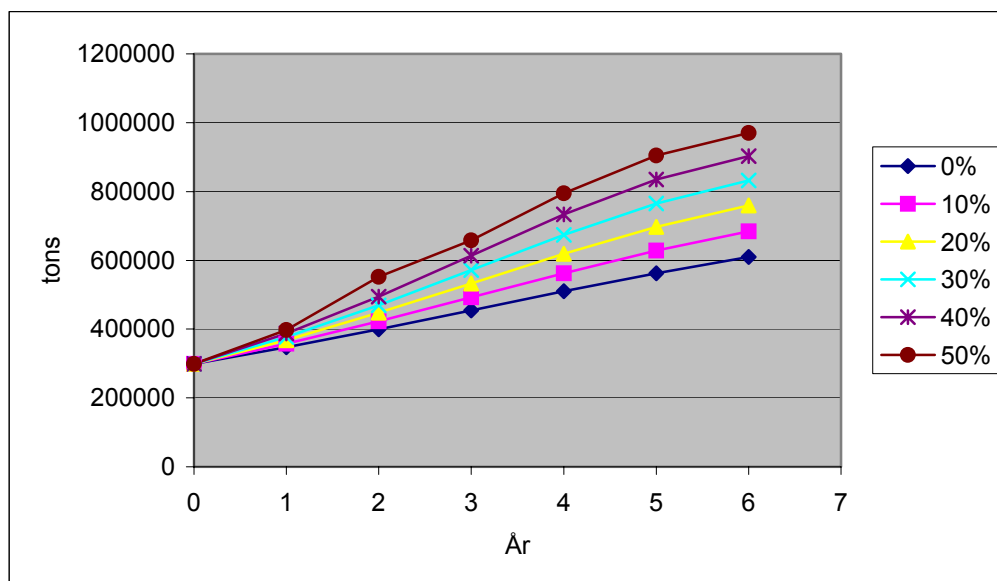
For at belyse konsekvenserne af indførelsen af lukkede områder, fremskrives de eksisterende fangster for en 6-årig periode som funktion af bestanden. Herefter reduceres fangsterne i hver periode med henholdsvis:

10 %
20%
30%
40%
50%

Med andre ord er der tale om permanent lukkede områder. Det har i debatten af torskekassen været nævnt, at lukning af områder blot skaber øget fiskeri uden for de lukkede områder, hvilket kraftigt reducerer den positive effekt af lukning. En 10% reduktion af fangsterne af torsk i Nordsøen kan af denne grund kræve, at et ganske stort område lukkes. Hvor stort området skal være og hvilke områder, der skal lukkes, afhænger af omkostningerne knyttet til at fiske i enkelte områder samt andre samfundsmæssige værdier såsom options og eksistens værdier knyttet til de enkelte områder, og omkostninger forbundet med reguleringen. En sådan analyse gennemføres dog ikke i denne fremstilling (en analyse med de angivne procentsatser gennemføres).

I det følgende fremskrives fangst, bestand og profitter for lukkede områder samt uden lukkede områder. Disse tilfælde sammenlignes med den bioøkonomisk optimale udvikling skitseret i afsnit 4. Udviklingen i bestanden er vist i figur 8.

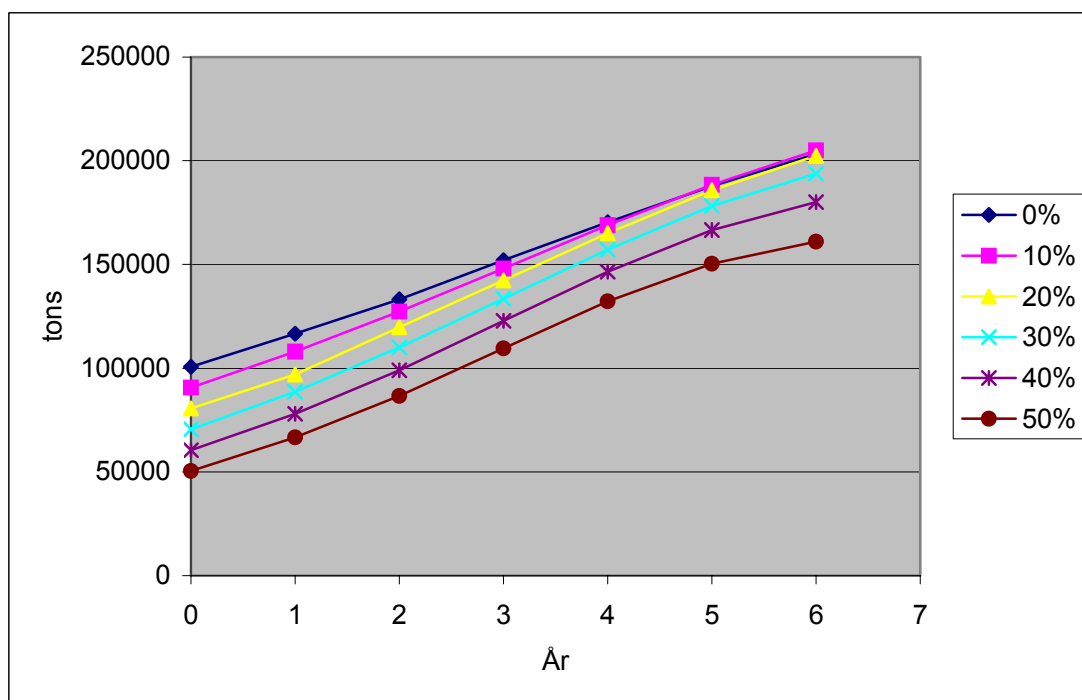
Figur 8. Bestanden med lukkede områder



Kilde: Egne beregninger.

Det er intuitivt klart, at jo større fangstreduktionen (jo større lukning), jo større vil bestanden være på lang sigt. Den lukning, der nærmer sig den bioøkonomiske optimale bestand mest, er en lukning på 30%. Det er imidlertid muligt, at en 30% reduktion af fangsterne er for meget til at realisere den langsigtede bioøkonomiske ligevægt. Derfor ses på udviklingen i fangsterne i figur 9.

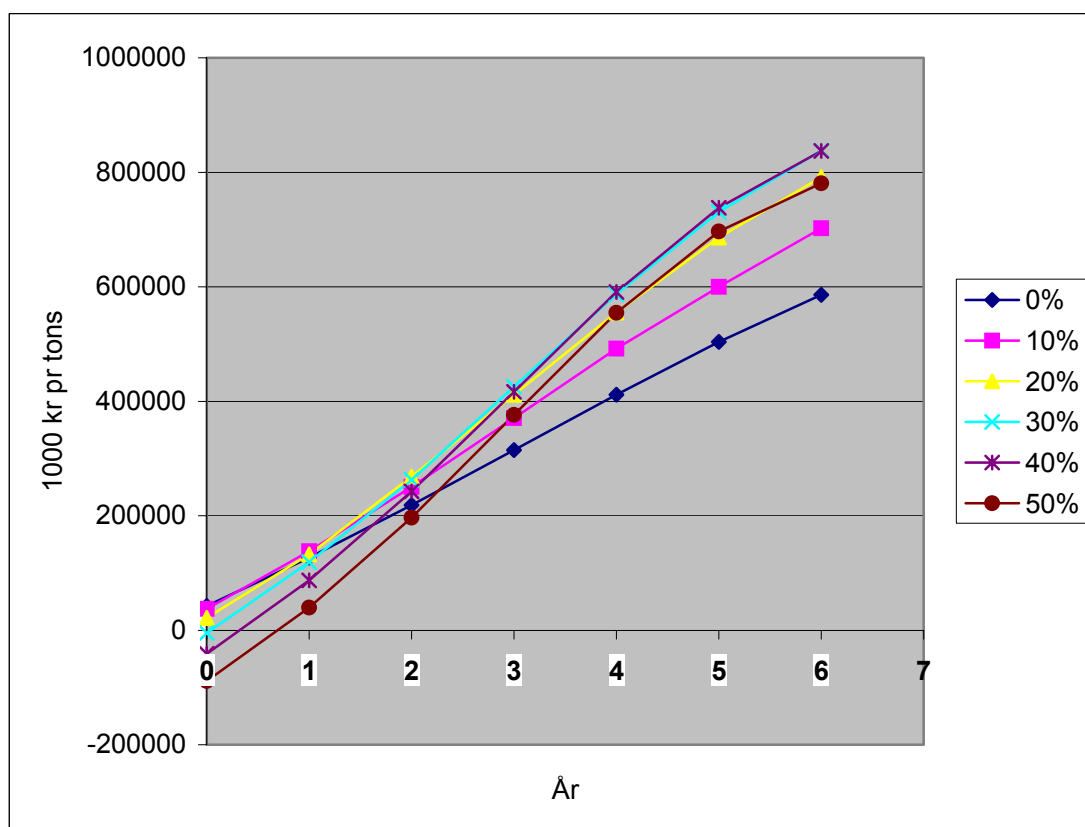
Figur 9. Fangsterne med lukkede områder



Kilde: Egne beregninger.

Naturligvis er den kortsigtede reduktion i fangsterne større, jo større det lukkede område er. Imidlertid mindskes forskellen i fangsterne på lang sigt, da bestanden bliver større på grund af stigningen i den naturlige vækst. Faktisk er fangsten efter 6 år størst for en 10% lukning. Imidlertid er det hverken udviklingen i fangsten eller bestanden, der afgør om man realiserer bioøkonomiske gevinster. Det er udviklingen i profitterne. Disse er skitseret i figur 10.

Figur 10. Profitterne med lukkede områder



Kilde: Egne beregninger.

Af figur 10 ses, at jo større lukning, jo større er det kortsigtede profittab. Dette skyldes, at bestanden er den samme, mens fangsterne er mindre. Den langsigtede profitgevinst er størst ved en lukning på 20% og 30% og derved nærmest den bioøkonomiske ligevægt. Imidlertid ses ved sammenligning med figur 7, at profitterne ikke er bioøkonomisk optimale. Spørgsmålet er derfor hvilken størrelse lukning, der er hensigtsmæssig, og om lukning overhovedet kan betale sig. Til belysning af disse spørgsmål sammenvejes nutidige og fremtidige gevinster ved beregning af nutidsværdier. Dette gøres i det følgende afsnit.

6.5. Optimal lukning

Det er velkendt i økonomisk teori, at resultaterne af nutidsværdikalkuler kan være følsom for valget af diskonteringsrate. Derfor udregnes nutidsværdier for kalkulationsrentefødder på:

0%

3%

7%

Det vil nu gælde, at den lukning, hvor nutidsværdien er størst til en given kalkulationsrente, er den optimale lukning. Resultaterne fremgår af tabel 1.

Tabel 1. Nutidsværdier, 1000 kr pr tons

	7%	3%	0%
0	1672221	1950520	2203827
10%	1957372	2561284	2589126
20%	2124342	2690722	2866342
30%	2212215	270666	2960161
40%	2045327	2515952	2871146
50%	1867061	250586	2555528

Kilde: Egne beregninger.

Af tabel 1 ses, at uanset valget af kalkulationsrentefod er en lukning på 30% optimal. Bemærk også at en lukning på 50% er at foretrække frem for ingen lukning, samt en kalkulationsrentefod på 7% må betegnes som meget høj.

7. Konklusion

Scenarieanalysen, som er gennemført i afsnit 6 i denne rapport, viser, at der er bioøkonomiske gevinster forbundet med lukning af visse områder. En lukning på 30 % af fangsterne af torsk i Nordsøen er den mest hensigtsmæssige. Realisering af de bioøkonomiske gevinster forudsætter dog, at lukning kombineres med begrænset adgang til fiskeressourcerne, f.eks. individuelt omsættelige kvoter.

Konklusionerne er baseret på en enkeltarts model. I virkelighedens verden er fiskeriet i Nordsøen et flerarts fiskeri, og lukning af visse områder i Nordsøen får afledte effekter på andre arter. Disse effekter bør inddrages i en fuldstændig analyse. Enkeltarts modellen skal dog betragtes som en illustration af nogle centrale sammenhænge i diskussion af lukning. Det er muligt, at resultatet angående en 30% lukning vil ændre sig ved udvidelse af modellen til flere art. Hvis et område

lukkes for fiskeri vil bestanden af andre arter også blive større, hvilket vil trække i retning af, at en større lukning er optimal. Konkurrence mellem arterne og samspillet mellem rov- og byttedyr vil dog principielt virke den modsatte vej. Derfor vil konklusionen angående en 30% lukning muligvis også holde, selv hvis de afledte effekter på andre arter inddrages.

Scenarieanalysen er baseret på hypotetiske scenarier, hvor fangstbegrænsninger ikke direkte kan relateres til geografiske områder. Hvis man forestiller sig, at to områder af samme størrelse lukkes kan effekten på fangsterne være væsentligt forskellige afhængig af om det er et torskerigt eller torskefattigt område. Hvilke områder der skal lukkes og hvor stort et område, der skal lukkes, kan også vurderes økonomisk. Her kan en cost-benefit analyse være til hjælp. Faktorer, der skal inddrages, er den relative forskel i omkostningerne ved at fiske i enkelte områder samt options og eksistens værdier knyttet til de enkelte områder.

Analysen i den bioøkonomiske model er baseret på et tilfælde uden diskontering samt en antagelse om uendelig tidshorisont. Begge antagelser trække de bioøkonomiske anbefalinger i retning af små TAC'er. Imidlertid betyder disse antagelser ikke ret meget for konklusionerne. F.eks. vil antagelser om en positiv diskonteringsrate kun betyde små korrektioner af den optimale sti, se for eksempel Mendelsohn (1982).

Hvor scenarieanalysen i afsnit 6 giver et entydigt resultat under de givne forenklede forudsætninger, er resultaterne af konsekvensberegningerne i afsnit 5 mere komplekse. De ”faktiske” tilpasninger til et ”kendt lukket område” eller fiskerireguleringer, som i praksis svarer til at lukke et område, kan have meget forskellige fordelingsmæssige og bestandsmæssige konsekvenser, afhængigt af placeringen af den konkrete kasse.

Hvis vi rekapitulerer hovedkonklusionerne vil lukning af et område have en umiddelbar negativ økonomisk effekt på fiskernes indkomster på kort sigt. Fordelingen af dette tab mellem de deltagende landes flåder er forskellig fra område til område. Yderligere vil en beskyttelse af en enkelt art (f.eks. torsk) i praksis kunne vise sig at beskytte andre arter end den tilsigtede, i dette eksempel rovfisken hvilling (som har en lavere markedsværdi end torsk) og tunge i stedet. Generelt kan det derfor konkluderes, at flerartssamspillet og bifangster har en væsentlig indflydelse på resultaterne af indførelse af lukkede områder. Det påpeges yderligere, at det er nødvendigt at kende den effort-reallokering som naturligt finder sted ved begrænsninger af et fiskeri eller et fiskeområde. Hvis et område lukkes vil fiskerne søge andre fiskerimuligheder og dette kan skabe utilsigtede konsekvenser i andre fiskerier.

Afsnit 5 og 6 viser således henholdsvis de fordelingsmæssige og økonomiske konsekvenser af at bruge lukkede områder som reguleringsmiddel i fiskeripolitikken. Lukkede områder i form af fredede havområder er en klassisk beskyttelsesforanstaltning, når det gælder biodiversitet. De indledende afsnit viser dog, at der er et stort behov for at inddrage andre benefits i overvejelserne af, hvordan vi i fremtiden skal beskytte vore havområder, end blot den brugsværdi det kommercielle fiskeri er udtryk for.

8. Litteratur

- [1] Anon (1991a): "Report of the Meeting of the STCF Working Group on Improvements of the Exploitation Pattern of the North Sea Fish Stocks", Henning Joergensen (ed). Danish institute of Fisheries Economics Research. South Jutland University Centre.
- [2] Anon (1991b): "Fiskeristatistisk Årbog", Danmarks Statistik.
- [3] Anon (1993): "Impact of Changes in regulation on Capacity Utilization and Effort Allocation of Fishing Fleets", Report from an EC FAR project. Contract No. MA 3.632.
- [4] Anon (1996): "Fiskeriregnskabsstatistik", SJFI.
- [5] Anon (1998): "Fiskeristatistisk Årbog", Danmarks Statistik.
- [6] Anon (1999): "Report of the Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerak", ICES.
- [7] Arnason, R., L.K. Sandal, S.I. Steinshamn, N. Vestergaard, S. Agnason, og F. Jensen (1999): "Comparative Evaluation of Cod and Herring Fisheries in Denmark, Iceland and Norway", Rapport til Nordisk Ministerråd.
- [8] Atkinson, G., R. Dubourg, K. Hamilton, M. Munasinghe, D. Pearce og C. Young (1999): "Measuring Sustainable Development, Macroeconomics and the Environment", Edward Elgar Publishing Ltd, Cheltenham.
- [9] Bailey, R. (ed.) (1995): "The True State of the Planet", The Free Press, New York.
- [10] Clark, C.W. og G.R. Munro (1978): "Economics of Fishing and Modern Capital Theory: A Simplified Approach", Journal of Environmental Economics and Management, 2, pp. 92-106.
- [11] Common, M. (1995): "Sustainability and Policy, Limits to Economics", Cambridge University Press, Cambridge.
- [12] Conrad, J.M. og C.W. Clark (1991): "Natural Resource Economics. Notes and Problems", Cambridge University Press.

- [13] Devlin, R.A. og R.Q. Grafton (1998): "Economic Rights and Environmental Wrongs", Edward Elgar, Cheltenham.
- [14] Freeman, A.M. III (1994): "The Measurement of Environmental and Resource Values", Resources for the Future, Washington DC.
- [15] Frost, H., S. Christensen, C.L. Jensen og H.P. Jørgensen (1996): "The Common Fisheries Policy and Cohesion", DIFER.
- [16] Hannesson, R. (1998): Marine Reserves: What would they Accomplish?, Paper presented at the IIFET-conference, Bergen 1999.
- [17] Holden, M. (1996): "The Common Fisheries Policy", Fishing News Books.
- [18] Jensen, F. (2001): "A Critical Review of the Fisheries Policy: Total Allowable Catches and Rations for Cod in the North Sea", IME Working Paper no. 16.
- [19] Jørgensen, H. P.: Report of the Meeting of the STCF Working group on Improvements of the Exploitation Pattern of the North Sea Fish Stocks.
- [20] Jørgensen, H., G. Valatin, J. Smit, J.W. de Wilde og C.L. Jensen (1993): "Impact of Changes in Regulation on Capacity Utilisation and Effort Allocation of Fishing Fleets". EC Contract FAR Research Programme MA 3.632.
- [21] Kaufman, L. og K. Mallory (eds.) (1993): "Last Extinction", The MIT Press, London.
- [22] Mendelsohn, R. (1982): "Discount Factors and Risk Aversion in Managing Random Fish Populations", Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, s. 1252-1257.
- [23] Møller, F. (1996): "Værdisætning af miljøgoder", Jurist- og Økonomforbundets Forlag, Printed in Denmark.
- [24] Perrings, C., C.S. Hoilling, K.G. Mäler, B.O. Jansson og C. Folke (eds.) (1995): "Biodiversity loss, Economic and ecological issues", Cambridge University Press.
- [25] Polacheck, T. (1990): Year around Closed Areas as a Management Tool,

- [26] Sandal, L.K. og S.I. Steinshamn (1997a): "A Feedback Model for the Optimal Management of Renewable Natural Capital Stocks", Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 54, s. 2475-2482.
- [27] Sandal, L.K. og S.I. Steinshamn (1997b): "A Stochastic Feedback Model for Optimal Management of Renewable Resources", Natural Resource Modelling, 10, s. 31-52.
- [28] Sandal, L.K. og S.I. Steinshamn (1997c): "Optimal Steady States and the Effects of Discounting", Natural Resource Modelling, 10, s. 95-105.
- [29] Sandal, L.K. og S.I. Steinshamn (1997d): "En ikke-Lineær Modell for Optimal Ressursforvaltning" (ikke publiceret papir).
- [30] Tacconi, L. (2000): "Biodiversity and Ecological Economics, Participation, Values and Resource Management", Earthscan Publications Ltd, London.
- [31] Weitzman, M. L (1992): "On Diversity", Quarterly Journal of Economics, CVII, pp 363-406.
- [32] Weitzman, M. L. (1993): "What to preserve? An application of Diversity theory to Crane Conservation", Quarterly Journal of Economics, 108/1, p. 157-183.

Appendix 1. (til afsnit 5)

Uddrag af resultater af beregninger for Torskekassen og en kasse til beskyttelse af kulleryngel.

Kilde: Anon (1991a) p. 58, 64.

A. Torskekassen. (Cod box)

Results

At present the cod box is exploited mainly by some coastal fleets from Denmark, Germany, the Netherlands and, to a lesser extend, Belgium. So only these fleets have been affected. Furthermore, the current minimum mesh size in the box is 100 mm. Hence the changes compared to the baseline are rather limited for all species except whiting. The results of the scenario are as follow:

_ changes in weight of the catch

cod and whiting:

The only catches of cod that are affected are those made by fleet D of Germany (_ 12 %). For the bottom trawlers working in that area (Denmark E, Germany D, the Netherlands O and P), the short term losses of whiting are very important, ranging from 13% to 75 % without any recovering in the long term.

sole

Small short term losses (3 to 5 %) of sole were observed for the Belgium and Dutch beam trawlers but in the long term the catches of sole for these two fleets are comparable to the baseline.

_ changes in the biomass

The only change which can be observed is a little increase (4%) of both total and spawning stocks of sole.

_ changes in prices

Because of the very small overall changes in the total weights landed by species, the present scenario does not make the prices to change compared to the baseline.

General comments

Because the discards of cod have not been taken into account, the above results could be biased. If the discards of cod had been included, it is likely that some positive effect could have been observed in the biomasses of that species but the Group is not in situation to determine to what extent.

B. En kullerkasse (A box to protect juvenile haddock).

Results:

The results in terms of relative change compared to the baseline scenario are shown in the text.

The most prominent results are an increase in the SSB for haddock of 5% and of whiting of 4 % compared to the baseline. The SSB of the other species does not differ from the baseline.

There is an improvement in the catch of haddock for human consumption and industrial by catch, while there is a reduction of discards, compared to the baseline. For whiting, the human consumption catches were lower initially, but approached the baseline gradually. The industrial catches were slightly higher than in the baseline. The discards were lower. The catches of other species were close to the baseline level.

In terms of value, there was an increase for haddock and a decrease for whiting, corresponding to the catches. In particular for the French and Scottish trawlers, the gain in value of haddock was less than the loss in value of whiting.

Comparing with scenario 1 where the mesh size was increased to 120 mm in the whole North Sea, the same trends are seen for catches and values for haddock and whiting in both scenarios, but far more pronounced in scenario 1. The changes in other stocks are avoided by restricting the 120 mm mesh rule to the box used here.

Comments.

The improvement of the spawning stock of haddock is not very impressive. This may to some extent be due to the selectivity pattern of the Scottish trawlers, which do not discriminate very well between 2 and 3 year old haddock, and also to the fact that a major part of the catches of haddock are taken outside the box.

A by-product of this regulation is an increase of the whiting stock, since whiting is caught in the same area. In a multispecies model, this would reduce the beneficial effect of this regulation on the haddock, since the whiting is known to predate on haddock.

In the present scenario, industrial fishing with small-meshed gear is presumed to carry on as previously.

Appendix 2: Den teoretiske model (til afsnit 6)

Maksimeringsproblemet kan skrives som:

$$\text{Max} \left(\int_0^{\infty} \pi(y, x, t) dt \right) \quad (1)$$

s.t.

$$\frac{dx}{dt} = G(x) - y \quad (2)$$

hvor:

y er fangsten

x er fiskebestanden

t er tiden

G(x) er den naturlige vækst

$\pi(y, x, t)$ er profit.

En generel formulering af profitfunktionen er:

$$\pi(y, x) = p(y)y - c(y, x) \quad (3)$$

hvor:

p(y) er en invers efterspørgselskurve

c(y,x) er en omkostningsfunktion.

Det antages, at profitfunktionen er kvadratisk i y. Imidlertid kan profitfunktionen være enhver tilfældig funktion af x. Disse antagelser betyder, at efterspørgselsfunktionen må approksimeres med en lineær efterspørgselskurve eller at priserne er konstante. Desuden betyder antagelserne, at omkostningsfunktionen er maksimal kvadratisk i y. I sammenligning med traditionelle modeller er disse antagelser mindre restriktive, da ikke konstante priser og stigende marginale omkostninger tillades. En model med konstante priser og marginale omkostninger vil anbefale bang-bang kontrol som tilpasningsproces mod ligevægt. Den praktiske betydning af dette for fiskeripolitik er begrænset. Modellen, der bruges i denne rapport, an-

befaler lidt fiskeri selvom den faktiske fiskebestand er meget mindre end den optimale bestand. Størrelsen af dette afhænger af samfundets præferencer med hensyn til tid. Hvis samfundet har uendelig tidshorisont, som antaget her, får fiskerne størst mulig profit, men en assymptotisk tilpasning til ligevægt opnås.

Da både $p(y)$ og $c(x, y)$ er kvadratisk i y , kan (3) skrives som:

$$\pi(y, x) = g(x)y - K(x)y^2 \quad (4)$$

hvor:

$g(x)$ er lineære led

$K(x)$ er kvadratiske led.

Den optimale ligevægt er karakteriseret ved steady-state ligevægt og maksimering af profitfunktionen. Denne ligevægt kan kaldes (x^*, y^*) , hvor $y^* = G(x^*)$. Nu defineres det vedvarende afkast som:

$$S(x) = \pi(G(x), x) \quad (5)$$

$S(x)$ er profitten forbundet med enhver bestand givet biologisk ligevægt og x^* er bestanden, der maksimerer $S(x)$. For at finde den optimale TAC, $y(x)$, er det nødvendigt at beskrive, hvorledes x^* nås. Det kan vises (Sandal og Steinshamn (1997d)), at hvis samfundet har uendelig tidshorisont er $y(x)$ givet som:

$$y(x) = G(x) + / - ((S(x^*) - S(x)) / K(x))^{0,5} \quad (6)$$

Appendix 3. Data analyse (til afsnit 6)

1. En vækstfunktion

Først præsenteres data på basis af hvilke udregningerne i afsnit 6 er baseret.

Tabel 1. Gydebestand, bestand, fangster, anbefalet TAC og TAC for torsk i Nordsøen

År	TAC (tons)	Fangster (tons)	Gydebestand (tons)	Anbefalet TAC(tons)	Bestand (tons)
1982	260600	303251	190267	210000	840287
1983	246670	252287	155113	240000	649374
1984	222920	228286	133669	220000	718477
1985	252770	214629	126553	245000	503183
1986	185220	204053	114619	145000	685575
1987	179100	216213	105190	175000	571797
1988	168390	184240	100389	165000	426804
1989	135650	139936	91308	135000	417331
1990	115850	125314	78553	110000	329129
1991	105945	102478	61659	100000	297724
1992	104345	114020	69786	100000	410010
1993	104345	121749	66227	100000	349938
1994	106165	110634	67972	105000	478719
1995	127950	138523	80981	125000	490099
1996	141370	126423	104369	140000	438419
1997	115000	124000	82000	135000	503000
1998	140000	146000	74000	153000	321000
1999	132400	96000	66000	125000	290000
2000	81000		67000	79000	299000
2001	40000			0	

Kilde: Anon (1999).

For at beregne den bioøkonomisk optimale TAC er det nødvendigt at estimere en vækstfunktion, en efterspørgselsfunktion og en omkostningsfunktion.

Angående vækstfunktionen udnyttes at:

$$\frac{dx}{dt} = G(x) - h \quad (1)$$

Forskellige varianter af en logistisk vækstfunktion er forsøgt estimeret. Da data for x i et år er fra 1. januar, mens data for h er fra 31. januar, bruges approksimationen:

$$D_{t+1} = X_{t+1} + h_t = (1+r)X_t - \frac{r}{C} X_t^2 \quad (2)$$

hvor r er den indre vækstrate og C er den bæredygtige kapacitet.

Nu kan estimationer foretages ved hjælp af ikke-lineær mindste kvadraters metode. Funktionen, der giver det bedste fit, er:

$$D_t = (1+r)X_t - \frac{r}{C^2} X_t^3 \quad (3)$$

Følgende parameterestimerer opnås:

$$r = 0,53 \text{ (6,85)}$$

$$C = 1218680 \text{ tonnes (11,48)}$$

hvor tallene i parenteserne er t-værdier.

2. Efterspørgselsfunktioner

Ved hjælp af Anon (1991) og Anon (1998) kan data for mængder og priser udregnes, se tabel 2. Priserne er reale priser, der er deflateret ved hjælp af forbruger prisindekset.

Tabel 2. Reale priser og mængder for torsk

År	Fangster (tons)	Priser (1000 kr. pr. tons)
1982	192848	8,82
1983	186101	8,73
1984	192767	8,79
1985	175421	9,29
1986	154100	10,91
1987	149959	10,47
1988	128074	9,81
1989	115794	10,1
1990	98817	12,45
1991	84695	13,23
1992	64067	12,56
1993	47924	10,52
1994	55221	10,05
1995	78221	8,49
1996	90742	7,6
1997	80491	9,02

Kilde: Anon (1991b) og (1998).

Forskellige efterspørgselsfunktioner er forsøgt estimeret og de viste sig at være insignifikante. Analysen forsætter derfor med en konstant pris på 10,4 1000 kr. pr. tons.

3. Omkostningsfunktionen

Profitfunktionen er:

$$\pi(h, x) = p(h)h - c(x, h) \quad (4)$$

Omkostningsfunktionen antages at være lineær i indsatsen:

$$c(x, h) = ke(h, x) \quad (5)$$

hvor:

k er omkostninger pr. enhed indsats

$e(h, x)$ er en indsatsfunktion, der specificerer indsatsen, der er nødvendig for at fange en given mængde med en given bestand.

Indsatsfunktionen antages at være givet som:

$$e(h, x) = a + \frac{bh^2}{x} \quad (6)$$

Indsættes indsatsfunktionen, (6), i omkostningsfunktionen, (5), og omkostningsfunktionen, (5), i profitfunktionen, (4), fås:

$$\pi(h, x) = ph - ak - \frac{bkh^2}{x} \quad (7)$$

Data fra 1996 bruges til at kalibrere parametrene i denne model. Førsteordens betingelsen af profitfunktionen er:

$$p - \frac{2bkh}{x} = 0 \quad (8)$$

Der er kun data tilgængelig for gennemsnitlige priser, p , omkostninger, s og fangster, h . Derfor er en LP model baseret på disse data:

$$\text{Max}(p - s)h \quad (9)$$

s.t.

$$h \leq \underline{h} \quad (10)$$

Restriktionen afspejler, at en TAC regulerer torskefiskeriet. Førsteordens af LP modellen er:

$$p - s - \lambda = 0 \quad (11)$$

Kombineres (8) og (11) fås:

$$b_k = \frac{(\lambda + s)x}{2h} \quad (12)$$

$$a_k = h\left(p - \frac{b_k h}{x}\right) \quad (13)$$

Ved at køre LP modellen kan et estimat for λ findes. Dette kan indsættes i (12) og herefter kan en værdi for b_k findes.

Ud fra Anon (1996) kan information om priser og omkostninger findes. Garnbåde større end 20 BT er udvalgt da torskefiskeriet vejer tungt for denne gruppe, idet 62% af fangsten er baseret på torsk. Tabel 3 opsummerer resultaterne.

Tabel 3. Information til kalibrering, 1996

Revenue, torsk	9294000 kr.
Fangst af torsk	89400 kg
Gennemsnitlig pris for torsk	10,4 (1000 kr pr tons)
Variable omkostninger	1598800 kr.
Andel af torsk	46, 16 %
Variable omkostninger i forbindelse med torsk	738006 kr.
Gennemsnitlige omkostninger	8,26 (1000 kr. pr. tons)

Kilde: Anon (1996).

Køres modellen af basis af tabel 3 fås følgende estimer:

$$b_k = 15,442 \text{ (1000 kr. pr. tons)}$$

$$a_k = 481315, 05 \text{ (1000 kr. pr. tons)}$$

4. Bioøkonomisk optimal TAC

Profitfunktionen kan udtrykkes som:

$$py - ak - \frac{bkh^2}{x} \quad (14)$$

Indsættes vækstfunktionen fås:

$$S(x) = \frac{-kbr^2}{C^4} x^5 + \left(\frac{2kbr^2 - pr}{C^2}\right)x^3 + (pr - kbr^2)x - ak \quad (15)$$

x^* er værdien af x der maksimerer (15). Derfor må (15) differentieres:

$$\frac{-5kbr^2}{C^4} x^4 + 3\left(\frac{2kbr^2 - pr}{C^2}\right)x^2 + (pr - kbr^2) \quad (16)$$

Kaldes x^2 for y fås en 2. grads ligning. Løses denne fås $x^* = 894026$. Herefter fås $S(x^*) = 969399$ (1000 kr. pr. tons). Yderligere kan værdierne for $G(x)$, $K(x)$ og $S(x)$ findes for hvert år ved hjælp af parametrene samt bestandsværdierne i tabel 1. Nu kan den bioøkonomisk optimale TAC for perioden 1982-2000 findes, se tabel 4.

Tabel 4. Bioøkonomisk optimal TAC

År	Optimal TAC Tons
1982	208000
1983	129000
1984	154000
1985	90000
1986	142000
1987	101000
1988	49000
1989	46000
1990	36000
1991	7000
1992	43000
1993	23000
1994	67000
1995	72000
1996	53000
1997	90000
1998	36000
1999	7000
2000	7000

Kilde: Egne beregninger.

Ved hjælp af bestandsestimatet kan $G(x)$ findes for år 2000. Yderligere er en op-

timal fangst blevet udregnet. Nu er:

$$x_{2001} = x_{2000} + G(x_{2000}) - h_{2000} \quad (17)$$

På denne måde kan bestand, fangster og profitter for fremtidige perioder beregnes. Resultatet fremgår af tabel 5.

Tabel 5. Fremskrivning af den bioøkonomiske model

År	Bestand Tons	Fangst Tons	Profit 1000kr. pr. tons
0	299000	7000	-415660
1	440931	53567	-24710
2	590465	106861	331399
3	723086	155235	618502
4	816170	187413	803328
5	865722	205616	902974
6	887936	209295	933092

Kilde: Egne beregninger.

5. Lukkede områder

Først estimeres en relation mellem bestand og fangster ud fra data i tabel 1. denne giver:

$$\text{Fangst} = 2066 + 0,33 \cdot \text{bestand} \quad R^2 = 0,75$$

(0,08) (6,99)

Denne relation kan bruges til at estimere fangsten for 2000. Desuden kan $G(x)$ samt profitten beregnes for år 2000. x for 2001 kan herefter beregnes ved hjælp af 18 og modellen kan køres frem. Som påpeget i hovedteksten forestilles fem lukkede områder svarende til 10%, 20%, 30%, 40% og 50% reduktioner af fangsterne. I første periode reduceres fangsterne med disse procentsatser. For år 2001 beregnes nu en x og $G(x)$. Herefter beregnes fangsterne ved hjælp af den estimerede relation og reduceres med procentsatserne. Profitten kan også beregnes for hver periode. Resultaterne fremgår af tabel 6-11.

Tabel 6. Fremskrivning af den biologiske model

År	Bestand Tons	Fangst Tons	Profit 1000kr. pr. tons
0	299000	100736	42354
1	347195	116640	126644
2	399633	133123	218454
3	454717	152123	314892
4	510042	170389	411746
5	562635	187735	503815
6	609538	203313	585922

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 7. 10% reduktion af fangsterne

År	Bestand Tons	Fangst Tons	Profit 1000kr. pr. tons
0	299000	90662	37065
1	357270	107968	137707
2	422381	127307	250157
3	492045	147996	370461
4	562321	168869	491819
5	628030	188384	599799
6	684105	205039	702118

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 8. 20% reduktion af fangsterne

År	Bestand Tons	Fangst Tons	Profit 1000kr. pr. tons
0	299000	80589	21395
1	367342	96978	132231
2	447366	119757	268115
3	532762	142302	411687
4	618861	165033	555430
5	697243	185725	686283
6	760095	202318	791211

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 9. 30% reduktion af fangsterne

År	Bestand Tons	Fangst Tons	Profit 1000kr. pr. tons
0	299000	70515	-4759
1	377416	88629	119035
2	469633	109931	264606
3	571644	133496	425634
4	674458	157246	586884
5	765188	178205	731139
6	832650	193788	837622

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 10. 40% reduktion af fangsterne

År	Bestand Tons	Fangst Tons	Profit 1000 kr. pr. tons
0	299000	60442	-41391
1	387489	77962	872700
2	494134	990781	242326
3	613891	122790	416440
4	733903	146552	590920
5	835257	166620	738273
6	903374	180108	837308

Kilde: Egne beregninger.

Tabel 11. 50% reduktion af fangsterne

År	Bestand Tons	Fangst Tons	Profit 100 kr. pr. tons
0	299000	50368	-88509
1	397563	66631	392030
2	5519216	867041	196826
3	657746	109561	376309
4	795242	132248	554453
5	905001	150358	696657
6	969783	161047	780589

Kilde: Egne beregninger.

Omfanget af det lukkede område kan nu findes ved at tilbage diskontere profitterne for de lukkede områder.

Department of Environmental and Business Economics
Institut for Miljø- og Erhvervsøkonomi (IME)

IME REPORTS

ISSN: 1399-3232

Issued reports from IME

Udgivne rapporter fra IME

No.

1/99	Niels Kold Olesen Eva Roth	<i>Det danske dambrugserhverv – en strukturanalyse</i>
2/00	Pernille Eskerod (red.)	<i>Projektstyring og -ledelse - de bedste cand.merc. bidrag fra 1998-99</i>
3/00	Hanne W. Tanvig Chris Kjeldsen	<i>Aktuel forskning om danske landdistrikter</i>
4/00	Birgit Nahrstedt Finn Olesen	<i>EU, ØMU'en og den europæiske beskæftigelse</i>
5/02	Frank Jensen Henning Peter Jørgensen Eva Roth (koordinator)	<i>En diskussion af hvorledes fiskerireguleringer påvirker biodiversitet, økonomi og social tilpasning</i>