

Bæredygtig udnyttelse af fornybare ressourcer: Torskefiskeriet ved Færøerne

Niels Vestergaard

Fiskeriøkonomisk Institut, Sydjysk Universitetscenter

SUMMARY: The Faroe Islands cod fishery is analyzed for the period 1985-1992. It is shown that an approximately optimal and implementable fishery policy based on sustainability could have increased the gross national income in the fishery by about 20%. This loss is due to an inoptimal organization of the fishery during that period combined with a very low cod stock at the end of 1992, which means reduced future catch possibilities. Beyond that the fishing capacity could have been reduced by about 1/3. The policy of sustainability is applied to the current situation in the fishery, and it is shown that the current quota is well above the quota suggested by the alternative policy. Finally it is demonstrated how the policy could be implemented in the current regulation by individual transferable quotas (ITQs), which the Faroes introduced in 1994.

1. Indledning

Færøerne har siden slutningen af 1980'erne oplevet en økonomisk krise, som vurderes at have sin væsentligste årsag i den førte erhvervspolitik, hvoraf fiskeripolitikken udgør langt den største del, se f.eks. Det rådgivende udvalg vedr. Færøerne (diverse år), Anon (1993a) og Paldam (1995). Dette har blandt andet medført, at de tre væsentligste fiskebestande torsk, kuller og sej i dag er på et historisk lavt niveau, jf. figur 1. Det Internationale Havforskningsråd (ICES) anbefalede i sin 1993-rapport (Anon, 1993b) at lukke torske- og kullerfiskerierne samt at reducere sejfiskeriet med ca. 40% for at opbygge bestandene til et niveau, som skønnes biologisk forsvarligt. Fiskeriet var i den første halvdel af 1980'erne begunstiget af relativt store bestande, især torskebestanden var stor i den periode. Efter 1985 har rekrutteringen til både kuller- og torskebestanden været dårlig, hvilket alt andet lige betyder ringere fiskerimuligheder. Med rekruttering menes antallet af fisk, der tilgår den fiskbare del af bestanden. Fiskeritrykket faldt imidlertid ikke efter 1985, hvilket skyldes en fejlagtig fiskeriregulering, herunder tilskud til omfattende investeringer i fiskerflåden. Den ringe bestands-

Artiklen er baseret på sekretariatsarbejde i forbindelse med udarbejdelse af Gørtz m.fl. (1994) "Krisen i den færøske økonomi – herunder bankerne". Tove Christensen, Hans Frost, Erik Gørtz, Jørgen Birk Mortensen og referee takkes for gennemlæsning og værdifulde kommentarer.

Bæredygtig udnyttelse af fornybare ressourcer: Torskefiskeriet ved Færøerne

Niels Vestergaard

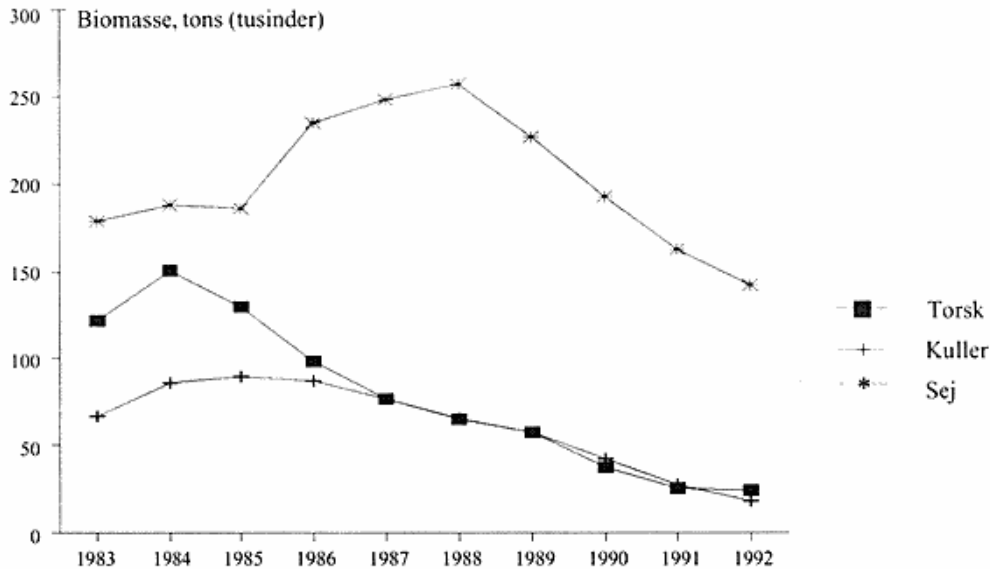
Fiskeriøkonomisk Institut, Sydjysk Universitetscenter

SUMMARY: The Faroe Islands cod fishery is analyzed for the period 1985-1992. It is shown that an approximately optimal and implementable fishery policy based on sustainability could have increased the gross national income in the fishery by about 20%. This loss is due to an inoptimal organization of the fishery during that period combined with a very low cod stock at the end of 1992, which means reduced future catch possibilities. Beyond that the fishing capacity could have been reduced by about 1/3. The policy of sustainability is applied to the current situation in the fishery, and it is shown that the current quota is well above the quota suggested by the alternative policy. Finally it is demonstrated how the policy could be implemented in the current regulation by individual transferable quotas (ITQs), which the Faroes introduced in 1994.

1. Indledning

Færøerne har siden slutningen af 1980'erne oplevet en økonomisk krise, som vurderes at have sin væsentligste årsag i den førte erhvervspolitik, hvoraf fiskeripolitikken udgør langt den største del, se f.eks. Det rådgivende udvalg vedr. Færøerne (diverse år), Anon (1993a) og Paldam (1995). Dette har blandt andet medført, at de tre væsentligste fiskebestande torsk, kuller og sej i dag er på et historisk lavt niveau, jf. figur 1. Det Internationale Havforskningsråd (ICES) anbefalede i sin 1993-rapport (Anon, 1993b) at lukke torske- og kullerfiskerierne samt at reducere sejfiskeriet med ca. 40% for at opbygge bestandene til et niveau, som skønnes biologisk forsvarligt. Fiskeriet var i den første halvdel af 1980'erne begunstiget af relativt store bestande, især torskebestanden var stor i den periode. Efter 1985 har rekrutteringen til både kuller- og torskebestanden været dårlig, hvilket alt andet lige betyder ringere fiskerimuligheder. Med rekruttering menes antallet af fisk, der tilgår den fiskbare del af bestanden. Fiskeritrykket faldt imidlertid ikke efter 1985, hvilket skyldes en fejlagtig fiskeriregulering, herunder tilskud til omfattende investeringer i fiskerflåden. Den ringe bestands-

Artiklen er baseret på sekretariatsarbejde i forbindelse med udarbejdelse af Gørtz m.fl. (1994) "Krisen i den færøske økonomi – herunder bankerne". Tove Christensen, Hans Frost, Erik Gørtz, Jørgen Birk Mortensen og referee takkes for gennemlæsning og værdifulde kommentarer.



Figur 1. Bestandsudvikling for torsk, kuller og sej.

udvikling er dermed fortsat i 1990'erne. I 1990'erne blev den økonomiske krise forværret af, at prisudviklingen på verdensmarkedet for frossen fisk ændrede sig fra stigende realpriser op gennem 1980'erne til faldende priser i 1990'erne, se Gørtz m.fl. (1994).

En fiskeristrategi, der ikke tager højde for udviklingen i fiskebestandene, dvs. de underliggende biologiske forhold, er inefficent og kan i værste fald føre til kollaps af bestandene. Tilsvarende er en strategi, som ikke tager hensyn til økonomiske forhold og adfærd, inefficent. Den færøske fiskeripolitik har ikke i tilstrækkelig grad været baseret på de underliggende faktorer, hverken biologiske eller økonomiske. I afsnit 6 beskrives den færøske fiskeripolitik nærmere.

På den baggrund er det interessant at analysere, hvorledes udnyttelsen af fiskebestandene skulle have været tilrettelagt i 1980'erne under hensyntagen til både biologiske og økonomiske forhold. Formålet er at finde en fiskeristrategi, der optimerer det økonomiske udbytte på et bæredygtigt grundlag. Bæredygtighed defineres her som et udnyttelsesniveau, som er vedvarende, dvs. at bestanden bevares intakt til efterfølgende perioder. Analysen er baseret på analytiske løsninger¹ for bl.a. at vise, at bioøkonomiske modeller og resultater kan anvendes i udformningen af praktisk fiskeriregulering.² Resultatet af disse overvejelser bliver en approksimativt optimal løsning, som

1. Det vil sige, at der ses bort fra numeriske løsninger, der ofte fremkommer ved anvendelse af sindrige løsningsalgoritmer, hvis løsninger kan være svære at forklare politikere og administratorer (og ikke mindst fiskerne).

2. Se Andersen (1981) for en sammenligning af et ureguleret og et optimalt fiskeri.

specificerer den årlige totale kvote TAC (total allowable catch) som en funktion af både biologiske og økonomiske parametre.

Den anvendte tilgangsvinkel er traditionel fiskeriøkonomisk, dvs. kapitalteoretisk. Bestandene betragtes som et almindeligt aktiv, som – via bestandenes produktivitet, dvs. rekruttering og tilvækst – genererer et overskud, som kan sammenlignes med andre aktivers afkast. I afsnit 2 gennemgås den anvendte model og sammenhængen til kapitalteorien vises. I afsnit 3 præsenteres datagrundlaget, og modellens parametre estimeres. Den empiriske analyse omfatter alene torskefiskeriet. I afsnit 4 analyseres forskellige fiskeristrategier. Valget af strategi afhænger i høj grad af den information, der er til rådighed, når strategien fastlægges. Ofte er de faktorer, som bestemmer bestandens produktivitet i bestanden, ikke kendte på forhånd, hvilket fiskeristrategien må tage højde for. Afsnit 5 indeholder resultaterne af anvendelse af den approksimativt optimal fiskeristrategi i perioden 1985-92. Desuden vises også ligevægtsresultaterne, der illustrerer de langsigtede fiskerimuligheder. I afsnit 6 gennemgås hvorledes resultaterne kan anvendes i praksis ved regulering af de færøske fiskebestande.

2. Modellen

Modellen er en dynamisk bioøkonomisk model formuleret i diskret tid. En sådan modeltype anvendes ofte til optimering af det tilbagediskonterede overskud af fiskeriet, idet de biologiske sammenhænge kan specificeres som en differensligning, se f.eks. Clark (1990).

2.1. Populationsdynamik

Der forudsættes en simpel sammenhæng mellem bestanden på et givet tidspunkt (t) og bestanden en periode senere ($t+1$):

$$X_{t+1} = e^{-m}(X_t - Y_t) + D_t(X) + R_{t+1}(X) \quad (1)$$

hvor

X_t er biomassen (tons) i begyndelsen af periode t

Y_t er fangsten (tons) i periode t

D_t er den naturlige vækst (tons) i bestanden i periode t

m er den naturlige dødelighedsrate

R_t er rekrutteringen (tons) til bestanden i begyndelsen af periode t

Tilgangen til den fiskbare del af bestanden består dels af rekrutteringen og dels af den naturlige vækst i den oprindelige bestand. Afgang fra bestanden består af fangsten samt den naturlige dødelighed. I ligning (1) forudsættes det, at fiskeriet sker i begyn-

delsen af perioden, hvorefter den ikke-fiskede del af bestanden har en naturlig dødelighedsrate på m . I ligevægt, hvor bestandens størrelse forudsættes uændret fra år til år, er væksten og rekrutteringen til bestanden lig med det, som bestanden hvert år reduceres med pga. fangst og naturlig dødelighed.

Vækst $D(X)$ og rekruttering $R(X)$ i bestanden antages i modellen at være en funktion af biomassens størrelse. Vi undersøger i afsnit 3, om denne sammenhæng er gældende for torsk ved Færøerne.

2.2. Bioøkonomisk model

Produktionsfunktionen specificeres som en funktion af bestanden og indsatsen:

$$Y_t = X_t(1 - e^{-qE_t}) \quad (2)$$

hvor

E_t er fiskeriindsatsen i periode t

q er en fangstkoefficient

Ligning (2) er en diskret tids version af den almindelige anvendte produktionsfunktion $Y = qEX$ (Conrad & Clark, 1987). Fiskeriindsatsen E_t er et samlet mål eller proxy for faktorindsatsen, omfattende antallet af fartøjer og deres fisketid og effektivitet. I diskret tid angiver E_t den totale fiskeriindsats i periode t . Nettoindtjeningen i periode t kan udtrykkes som

$$\pi_t = pY_t - cE_t \quad (3)$$

hvor

p er prisen pr. kg råvare

c er omkostninger pr. indsatsenhed

Målet er at finde en fiskeristrategi E_t , $t=0,1,\dots,T$, som vil maksimere nutidsværdien af nettoindtjeningen (eller afkastet af bestanden) i en given tidsperiode T . Ved at indsætte ligning (2) i (1) og (3) kan problemet formuleres således:

$$\text{Maksimere } \sum_{t=0}^T \alpha^t \pi_t(X_t, E_t)$$

med hensyn til (4)

$$X_{t+1} = e^{-m_t} X_t e^{-qE_t} + D_t(X) + R_{t+1}(X)$$

X_0 givet

hvor

$\alpha \left(= \frac{1}{1+v} \right)$ er diskonteringsfaktoren og v er renten

2.3. Ligevægtsegenskaber

Ligevægtsegenskaberne kan findes ved at løse problem (4) med uendelig tidshorisont $T = \infty$. Problemet kan løses ved hjælp af Lagrange-metoden (Conrad and Clark, 1987). I ligevægt, hvor X_p , E_t og λ_t er uændrede, vil følgende betingelser være gældende:

$$pXqe^{-qE} - c - \alpha\lambda e^{-m}Xqe^{-qE} = 0 \quad (5)$$

$$p(1 - e^{-qE}) = \alpha\lambda(v + 1 - e^{-m}e^{-qE} + D_X + R_X) \quad (6)$$

$$D + R = X(1 - e^{-m}e^{-qE}) \quad (7)$$

hvor

λ er Lagrange-multiplikatoren

Ligning (5) og (6) fremkommer ved differentiering af Lagrange-funktionen med henholdsvis E_t og X_t (se appendiks 1 for udledning og fortolkning). Ligning (7) udtrykker, at i ligevægt skal vækst og rekruttering være lig med forskellen mellem bestanden i begyndelsen og slutningen af perioden efter periodens fiskeri.

Af (5) og (6) kan følgende centrale ligning udledes:

$$R_X + D_X + e^{-m} + \frac{ce^{-m}(1 - e^{-qE})}{pqXe^{-qE} - c} = v + 1 \quad (8)$$

Dette udtryk kan fortolkes ud fra kapitalteoretiske overvejelser. Summen af de første led på venstre side viser hvad en marginal investering i bestanden på en enhed

Tabel 1. Observeret biomasse, fangst og rekruttering, samt beregnet vækst og fiskeriindsats.

År t	Biomasse X_t tons	Fangst Y_t tons	Rekruttering R_t tons	Vækst D_t tons	Fiskeriindsats E_t dage
1983	122048	38133	33593	25572	
1984	151238	36979	56962	20927	
1985	130033	39484	15559	13761	31587
1986	98099	34595	10203	13941	34944
1987	76810	21391	10876	10486	27781
1988	65054	23182	9195	7437	30909
1989	57380	22068	15661	4354	40124
1990	36572	13487	3307	3161	37464
1991	24877	8655	2816	6077	33288
1992	23646	6735	4287	5538 ^(a)	30614
Gennemsnit	78576	21200	16246	11125	33339

Note: (a) Antagelse baseret på Anon (1993c).

Kilde: ICES og egne beregninger.

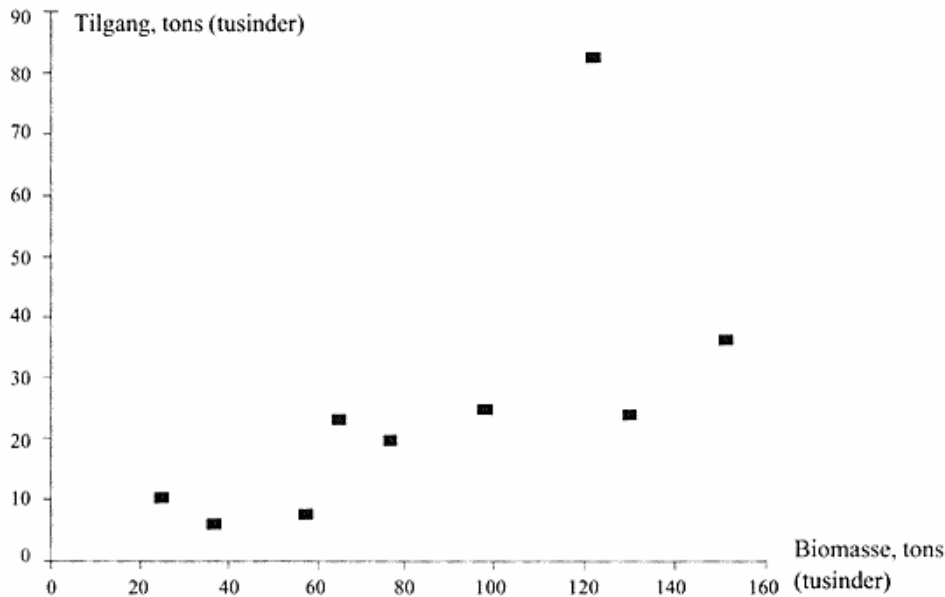
biomasse i periode t er vokset til i periode $t+1$, dvs. et udtryk for bestandens produktivitet. Højresiden viser værdien i periode $t+1$ af en alternativ investering, som indtjener renten v . Denne ligevægtsbetingelse findes ligeledes i investeringsteorien og angiver, at kapitalens marginale produktivitet er lig med renten. Men i den fortolkning er der ikke taget hensyn til sidste led på venstre side. Dette led kaldes den marginale bestandseffekt (Clark og Munro, 1975) og angiver effekten på omkostningerne af en marginal ændring i bestanden. Udtrykket er normeret i biomasse-enheder og viser, at stigende bestand reducerer enhedsomkostninger pr. fangstmængde. Tilsammen viser venstresiden den samlede værdi af en marginal investering i bestanden i periode $t+1$, som i ligevægt skal svare til værdien af den bedste alternative investering (højresiden).

Ud fra ligning (7) og (8) kan den optimale bestand X^* bestemmes sammen med den optimale indsats E^* som funktion af alle de bioøkonomiske parametre i problem (4). Det kan vises, at højere pris p , lavere omkostninger c , og større rente v fører til en stigning i den optimale indsats E^* og en reduktion i den optimale bestand X^* .

3. Datagrundlag og modelestimation

Under ICES udarbejder The North-Western Working Group oplysninger om X_t , Y_t og R_t , se tabel 1 (Anon, diverse år). Disse data danner grundlaget for bestemmelse af ligningen for populationsdynamikken (1).³

3. Rekrutteringen er i rapporterne angivet i stk. og er derfor omregnet til tons vha. en middelvægt for rekrutterer.



Figur 2. Tilgang til bestanden i perioden.

Den naturlige dødelighedsrate m forudsættes at være konstant. Dette er i overensstemmelse med antagelserne i ICES, der anvender en rate på 0,2 (Anon, 1993c). Den naturlige dødelighed svinger over tid, og er for nogle bestande større, jo større bestanden er. Da det i praksis er umuligt at bestemme, hvorledes dødeligheden ændrer sig, er antagelsen om konstant dødelighed en ofte anvendt approksimation.

Væksten D_t kan beregnes ud fra ligning (1), se tabel 1, idet X_t , Y_t , R_t og m er eksogene givet i beregningen. Den samlede tilgang til bestanden $D_t + R_{t+1}$ forudsættes, som nævnt i forrige afsnit, ofte at være afhængig af bestandens størrelse. I figur 2 ses, at ved meget store bestandsstørrelser er tilgangen relativt stor og relativt lille ved små bestandsstørrelser, men det ses også, at tilgangen over et stort bestandsinterval er nogenlunde konstant. Det er ikke muligt at finde en statistisk sammenhæng mellem tilgangen til bestanden og bestandens størrelse, jf. også Anon (1993c). At tilgangen er uafhængig af bestandens størrelse er et forhold, som gælder for mange fiskearter. Der er således andre faktorer end bestandens størrelse, som bestemmer tilgangen til bestanden.

For at estimere produktionsfunktionen (2) kræves der ud over oplysninger om biomassen og fangsten også oplysninger om indsatsen. Fiskeriindsatsen skal udtrykkes i homogene enheder. I Anon (1993c) er opgivet fangst pr. indsatsenhed (fiskedage) for forskellige fartøjsgrupper i perioden 1985 – 1992. E_t er beregnet som antal fiskedage af trawlfartøjer > 1000 Hk⁴ ved at dividere den totale fangst med fangst pr. fiskedag af

4. Dvs. trawlfartøjer hvis motoreffekt er større end 1000 hestekræfter.

Tabel 2. Beregning af pris pr. kg råvare torsk. 1992. kr.

	Pr. kg færdigvare	Pr. kg råvare(a)
Eksportpris	28,95	11,95
– direkte produktionsomkostninger(b)	4,00	1,60
Landingspris	24,95	9,98

Noter: (a) Udbytteprocent 40, (b) Ekskl. løn og råvarekøb.

trawlfartøjer > 1000 Hk. E , udtrykker således, hvor mange fiskedage der skulle anvendes for at fange Y , med fartøjer > 1000 Hk. Fangstkoefficienten q er herefter estimeret til $1,22742 \cdot 10^{-5}$.

Nettoindtjeningen, som beskrevet i ligning (3), er bestemt som torskefiskeriets direkte indenlandske værditilvækst, dvs. fiskeriets bruttonationalindkomst BNI, opgjort som eksportværdien minus omkostninger (ekskl. løn, forrentning og afskrivning) i filetindustrien og torskeflåden.

Omkostningerne i flåden (ekskl. løn, forrentning og afskrivning) forudsættes at afhænge af antallet af fiskedage. Omkostningerne pr. fiskedag c er beregnet ud fra oplysninger fra Anon (1993d) til 2500 kr. Det antages, at halvdelen af aflønningen af kapitalen (dvs. renten) tilfalder udlandet. Anslået er trawlernes anskaffelsespris 50 mill. kr., hvilket – med en realrente på 5 pct., 252 fiskedage/år og 1/6 af fangstmængden som torsk – giver 512 kr./fiskedag, der tilfalder udlandet. Omkostningerne pr. fiskedag er hermed ialt 3012 kr.

Råvareprisen p er beregnet ud fra eksportprisen på frossen torskefilet og anslåede produktionsomkostninger og udbytte-procent i filetindustrien, da omkostningerne i filet-industrien antages at afhænge af de producerede mængder. Denne beregnede pris (tabel 2) viser prisen ved ingen værditilvækst i filetindustrien.

1992-priser og -omkostninger er også anvendt for de øvrige år. Beregningerne vil derfor ikke vise den aktuelle BNI i de år, men hvad BNI ville være, hvis 1992-priser og -omkostninger var gældende.

4. Valg af fiskeristrategi

I dette afsnit ses på de betingelser, som valget af fiskeristrategi skal opfylde. Det er afgørende at finde en analytisk løsning, dvs. en beslutningsregel for, hvorledes indsatsen og fangsten skal bestemmes i et givet år. Desuden skal strategien sikre, at også de fremtidige fiskerimuligheder efter 1992 tilgodeses, dvs. at udnyttelsen skal ske på et bæredygtigt grundlag. Optimering af problem (4) uden hensyntagen til tiden efter 1992 medfører, at der fiskes på bestanden i den sidste periode (1992) så længe netto-

indtjeningsraten er positiv (dvs. at nettoindtjening i den sidste periode maksimeres), svarende til en uendelig høj diskonteringsrate.

En økonomisk vurdering af andre strategier, end den faktisk anvendte, må derfor baseres på for det første forskelle i nettoindtjeningen i perioden som følge af en bedre fiskeritilrettelæggelse og for det andet værdien af forskelle i størrelsen af bestanden ved periodens slutning, hvilket har betydning for den fremtidige indtjening. En økonomisk værdisætning af bestanden ved udgangen af 1992 kan ske ved at finde nutidsværdien af nettoindtjeningen i de fremtidige perioder af et optimalt fiskeri. Forskelle i nutidsværdien af den fremtidige indtjening afspejler derfor forskelle i bestandsstørrelser ved udgangen af 1992. Teknisk kan forskellen $D(X_{1993}^a, X_{1993}^f)$ angives på følgende måde:

$$D(X_{1993}^a, X_{1993}^f) = \sum_{t=1993}^{\infty} \alpha^{(t-1993)} \pi_t (X_t^*(X_{1993}^a), E_t^*(X_{1993}^a)) - \sum_{t=1993}^{\infty} \alpha^{(t-1993)} \pi_t (X_t^*(X_{1993}^f), E_t^*(X_{1993}^f)) \quad (9)$$

hvor

X_t^*, E_t^* er henholdsvis den optimale bestand og indsats i periode t .

X_{1993}^a, X_{1993}^f er bestanden ved udgangen af 1992 ved anvendelse af henholdsvis en alternativ strategi og den faktisk anvendte strategi i perioden.

Der er argumenteret for, at den samlede tilgang til bestanden er uafhængig af bestandens størrelse. Når strategien skal vælges, kendes den fremtidige rekruttering og vækst i bestanden ikke, og de kan variere betydeligt (jf. tabel 1), hvilket strategien må tage højde for. Dermed er problem (4) et stokastisk kontrolproblem, hvor det er den *forventede* nettoindtjening, som skal optimeres, givet populationsdynamikken i ligning (1), hvori R og D nu indgår som stokastiske variable. For at løse dette stokastiske problem kræves der sandsynlighedsfordelinger for rekrutteringen og væksten, som er ukendte. Det viser sig desuden, at analytiske løsninger kun kan findes i helt specielle tilfælde. Hertil kommer, at de opnåede resultater i den stokastiske model ikke afviger væsentligt fra resultaterne fra den deterministiske model, hvilket skyldes den relativt enkle måde, hvorpå usikkerhed er introduceret i modellen (Conrad and Clark 1987). Andersen og Sutinen (1984) konkluderer således, at stokastiske modeller, der specificerer eksempelvis ligning (1) med et stokastisk fejllid, ikke genererer strategier, der er væsentligt bedre end de tilsvarende deterministiske strategier.

4.1. Mulige strategier

De langsigtede optimale fiskerimuligheder kan bestemmes ved at løse det determi-

nistiske problem (4) med uendelig tidshorisont eller certainty-equivalent problemet, hvor de gennemsnitlige værdier for vækst og rekruttering anvendes og derefter se på ligevægtsløsningen. I afsnit 2.3 blev steady-state løsningen vist, som af Burt (1967) kaldes »den stokastiske ligevægt«. Burt bemærker, at steady-state sjældent vil forekomme, fordi svingningerne i rekruttering og væksten gør, at det vil være tilfældigt, om bestanden i en given periode er i steady-state.

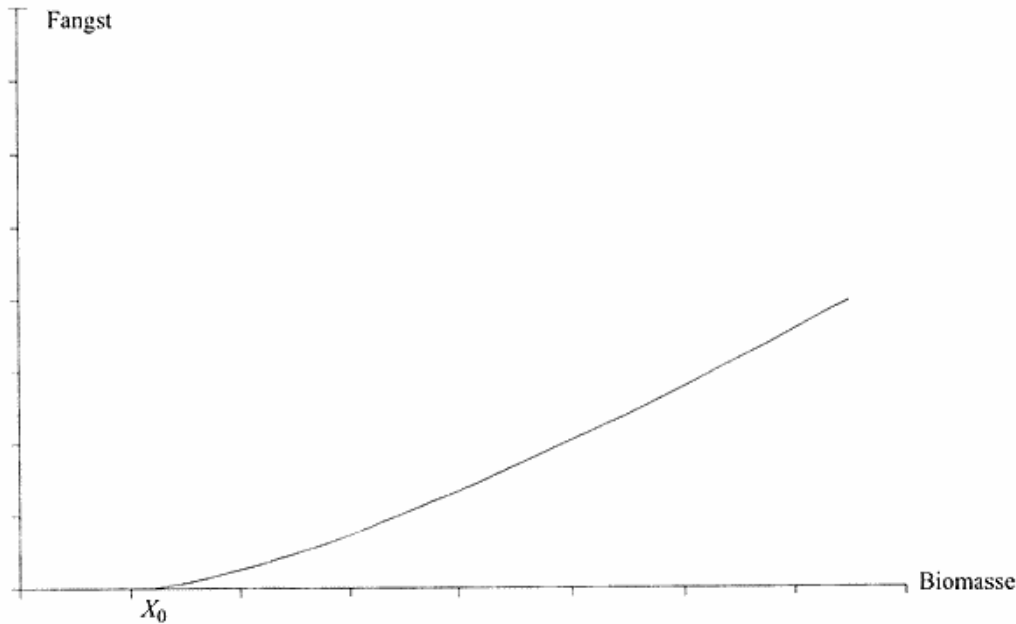
Ligevægten kan være af interesse, når de langsigtede effekter af ændringer i biologiske og økonomiske parametre skal bestemmes, men når bestanden ikke er i ligevægt, kan ligevægtsløsningen ikke anvendes i den aktuelle rådgivning om de kortsigtede fangstmuligheder. Her er der behov for rådgivning om, hvilken mængde der kan fanges, således at bestanden tilpasser sig optimalt.

Der søges en analytisk løsning. Open-loop strategier fastlægges en gang for alle givet den information, der er til rådighed på initialtidspunktet. Det kunne f.eks. være en konstant kvote, der er baseret på langsigtede estimater af rekruttering og vækst, og som derfor ikke tager hensyn til løbende information om ændringer i bestanden, se Clark (1990). Ved flere års lav rekruttering kan en konstant kvote strategi øge sandsynligheden for bestandskollaps. Førsteordensbetingelserne fra løsningen (A2-A4 i appendiks 1) af certainty-equivalent problemet, hvor de gennemsnitlige værdier for vækst og rekruttering anvendes, viser den optimale tilpasning til ligevægt, dvs. bestemmer implicit E_t . Når bestanden ikke er i ligevægt, vil løsningen give optimal tilpasning mod ligevægt. Men med ikke-lineære funktioner er det ikke muligt at løse problemet analytisk.

Kennedy (1986) har vist, at under bestemte forudsætninger kan de nødvendige betingelser (5) og (6) for steady-state løsningen omskrives og anvendes som en approksimativ optimal beslutningsregel, også når bestanden ikke er i steady-state tilstanden. Den approksimative optimale regel kan bestemmes på følgende måde. Ligning (8) med $D_X + R_X = 0$ kan løses for E . Indsættes dette udtryk for E i produktionsfunktionen (2) fås en deterministisk feedback regel:⁵

$$Y_t = \frac{(v + 1 - e^{-m})(pqX_t - c)}{(v + 1 - e^{-m})pqX_t + ce^{-m}} X_t \quad (10)$$

5. Burt (1967) har for en vandreguleringsmodel vist, at denne regel giver udnyttelsesrater, der er under 2% fra de optimale størrelser afledt fra stokastisk dynamisk programmering, når vandstanden er indenfor 42% af ligevægtsvandstanden. I en analyse af det californiske ansjofiskeri opnår Kolberg (1992) fangstrater, som er ca. 6% fra de optimale størrelser, ved bestandsstørrelser inden for 55% af ligevægtsbestanden. Endvidere har Conrad (1992) anvendt reglen i en analyse af hvillingfiskeriet i Stillehavet.



Figur 3. Feedback-reglen.

For at anvende feedback reglen kræves der dels opdaterede værdier af parametrene (p , c , v , m og q) og dels et opdateret bestandsestimater (X). Dermed kan TAC'en⁶ fastlægges via (10).

Burt and Cummings (1977) viser, at reglen er »konservativ« i den forstand, at når bestanden er mindre (større) end den optimale ligevægtsbestand, er fangstraten mindre (større) end den optimale. I reguleringssammenhæng kan dette være et attraktivt træk, idet små bestande derved beskyttes.

Reglen kan undersøges nærmere, se figur 3. For $X \leq X_0 = c/pq$ er Y nul. Y er en voksende funktion af X med stigende hældning, som går mod 1 for $X \rightarrow \infty$. For små bestandsstørrelser fiskes der altså en mindre andel af en bestandsstigning end ved større bestandsstørrelser. Hvis p stiger (falder) eller c falder (stiger) vil Y stige (falde), alt andet lige. Stigning (fald) i q eller m øger (reducerer) Y , mens en stigning (fald) i renten øger (reducerer) Y . Reglen tager øjeblikkeligt hensyn til ændringer i bestandens produktivitet, hvilket ofte sker efter en vis forsinkelse, mere herom i afsnit 6.

Når regeludtrykket (10) betragtes, kan det måske betvivles, hvorvidt fiskerne og andre grupper med interesse i fiskeriet vil anse reglen for en god beslutningsregel i over-

6. Maksimal vedvarende fangstmængde (MSY) af en bestand har ofte været det tilstræbte mål for fiskerireguleringen, og er det i øvrigt stadig i stor udstrækning. I fastlæggelsen af MSY indgår hverken økonomiske parametre eller for den sags skyld økonomiske overvejelser. Optimal udnyttelse baseret på en bioøkonomisk tilgang involverer både biologiske og økonomiske overvejelser.

ensstemmelse med deres langsigtede interesser. Det vigtige er her, for det første at interessegrupperne kan acceptere forudsætningerne bag modellen og reglen, og for det andet skal virkningerne af ændringer i både parametre og bestandsstørrelse være forståelige. Effekterne af ændringerne i parameterværdierne er lette at forklare, måske med undtagelse af den naturlige dødelighed. Når den naturlige dødelighed vokser, øges fangsten ifølge reglen, fordi det er optimalt at fange fisken inden den dør af naturlige årsager. Det har særlig interesse at belyse, hvorledes reglen kan indgå i forvaltningen af et fiskeri reguleret vha. individuelle omsættelige kvoter ITQ (individual transferable quotas) som det færøske torskefiskeri. Dette diskuteres i afsnit 6.

5. Resultater

For at få et billede af de langsigtede fiskerimuligheder er ligevægtsløsningen fundet for forskellige værdier af renten, se tabel 3.

Ved at sammenligne ligevægtsløsningerne med det faktiske fiskeri (se tabel 1) fremgår det, at bestanden indtil 1987 var større end den optimale ligevægtsbestand ved en samfundsmæssig rente $v=0$, og at bestanden efter 1990 har været mindre end ligevægtsbestanden ved et frit fiskeri. Til og med 1989 var fangsten større end eller lig med fangsterne svarende til frit fiskeri. Indsatsen lå i hele perioden klart over indsatsen ved $v=5$ pct.

Det ses endvidere af tabellen, at forskellene mellem fangstmængde og BNI ved forskellige rentesatser er mindre end forskellene i fiskeriindsats og biomasse. Dette kunne indicere, at der er et relativt stabilt optimalt udbytte af fiskeriet for større variationer i biomasse og fiskeriindsats. Hensynet til bestanden er en forholdsvis central faktor i forvaltningen af torskefiskeriet. På lang sigt »koster« en større biomasse ikke en tilsvarende reduktion i fangst og BNI.

I Anon (1993d) er de langsigtede fiskerimuligheder vurderet til at være ca. 28.000 tons. Forklaringen på dette forholdsvis høje estimat er, at det alene er baseret på biologiske overvejelser, og at den gennemsnitlige rekruttering, som er beregnet for en længere periode, er væsentligt større end gennemsnittet i den her betragtede periode.

Fiskeriets direkte bidrag til BNI i perioden findes ved at anvende de observerede fangster og den beregnede fiskeriindsats fra tabel 1 i ligning (3). Det gennemsnitlige bidrag til BNI pr. år har været 111,5 mill.kr. Anvendelse af feedback strategien giver et gennemsnitligt årligt bidrag til BNI på 120,1 mill.kr., en forbedring på 7,7%. Bestandens størrelse ved udgangen af 1992 er ved anvendelse af feedback strategien 46.876 tons, mens den faktiske bestand var ca. 23.000 tons. Gevinsten ved anvendelsen af feedback strategien er dermed større end 7,7%, idet den giver et bedre grundlag for det fremtidige torskefiskeri. Merværdien af bestanden kan ved hjælp af (9) beregnes til 117,6 mill. kr., dvs. korrigeres bidraget til BNI for nedgangen i et fremtidigt fiskeri, kunne BNI over tid være øget med 20,9 pct. ved en approksimeret optimal politik.

Tabel 3. Ligevægtsløsninger.

Rente v Pct.	Biomasse X tons	Fangst Y tons	Fiskeriindsats E dage	BNI pr. år mill. kr.
0	70493	17824	23748	106,4
3	68375	18293	25366	106,2
5	67186	18556	26334	105,9
$\infty^{(a)}$	47503	22914	53650	67,1

Note: (a) Dette svarer til et frit fiskeri.

Under feedback strategien er fiskeriindsatsen i gennemsnit kun 2/3 af periodens gennemsnitlige indsats. Overinvesteringerne i torskefiskeriet i perioden kan dermed beregnes til 366,7 mill.kr. med de i afsnit 3 anvendte forudsætninger (som er at 1/6 af fiskerikapaciteten kan knyttes til torskefiskeriet, svarende til at torsk udgør 1/6 af fangstmængden, at hvert fartøj har 252 fiskedage pr. år og at anskaffelsesprisen er 50 mill. kr.).

Resultaterne viser, at hovedparten af gevinsten ved anvendelse af feedback strategien består af en større bestand ved udgangen af 1992 og færre investeringer i fiskerikapacitet i perioden.

Anvendelse af feedback reglen, se appendiks 2, til fastlæggelse af TAC for 1994 giver med de for 1992 bestemte parameterverdier, at TAC'en skal være nul, hvilket vil være ensbetydende med en lukning af fiskeriet. I praksis er det ikke muligt at lukke fiskeriet fuldstændigt pga. bifangster, men det direkte fiskeri skal lukkes ifølge beregningerne. Hvis kun fiskeriets variable omkostninger indregnes, kan TAC'en fastsættes til 977 tons. Den årlige TAC for 1994 – 1998 er imidlertid fastsat til 7.000 tons. Det må således konkluderes, at de fastsatte TAC'er for de kommende år ikke er i overensstemmelse med en optimal fiskeristrategi. Det er klart, at en midlertidig lukning af fiskeriet har konsekvenser for flåden og forarbejdningsindustrien, men disse kunne afhjælpes ved at yde oplægningsstøtte mod at den fremtidige gevinst i form af øgede fangster beskattes.

6. Udformning af en praktisk fiskeriregulering

Den førte fiskeripolitik var i perioden 1983-1992 baseret på to hovedelementer. Et generelt erhvervspolitisk element, som havde til hensigt at stimulere investeringslysten og sikre et vist indkomstniveau i erhvervet. Midlerne var eksempelvis garantier og lånemuligheder fra Landkassen, pristilskud i form af administrativt fastsatte indhandlingspriser på fisk til videreforarbejdning i fiskeindustrien og indtægtsstøtte til både far-tøjsindehavere og mandskab. Alle midlerne gav stærke incitamenter til at forøge fiskeriindsatsen uden hensyntagen til bestandene.

Det andet element i fiskeripolitikken var den egentlige regulering af fiskeriet. Det kan her være nyttigt kort at gennemgå de forskellige metoder til regulering af fiskeriet. Det er hensigtsmæssigt at skelne mellem *open access* og *limited access* regulering, se Anderson (1986). Instrumenterne i open access regulering er eksempelvis lukkede områder og perioder, begrænsninger i redskaber (maskevidde-regulering) og TAC'er. Open access regulering søger at kontrollere og begrænse fiskernes aktiviteter ved at specificere hvornår, hvor og hvordan fiskerne kan fiske. Men open access regulering kontrollerer ikke antallet af fartøjer og fiskere. Formålet med open access regulering er i langt de fleste tilfælde at reducere fiskeritrykket. Et typisk scenario for udviklingen i et fiskeri reguleret vha. open access metoder er, at reguleringen på kort sigt måske virker efter hensigten, men efter nogen tid vil fiskerne have tilpasset sig til den nye situation. Hvis reguleringen er succesfuld på kort sigt, dvs. forbedrer bestanden og dermed det økonomiske afkast af fiskeriet, vil fiskerne have incitament til at øge deres fiskeriindsats i de retninger, som ikke er reguleret, herunder øge antallet af fartøjer eller foretage investeringer i ny teknologi. For eksempel, hvis et område lukkes i halvdelen af sæsonen, vil fiskerne udvide deres fartøjer, hvilket vil være en økonomisk fordel for den enkelte, hvis lukningen af området faktisk giver en øget produktivitet pga. forbedring af bestanden. Men denne gevinst for den enkelte er en omkostning for hele flåden, idet stigningen i flådens effektivitet fjerner gevinsten ved at lukke området.

Open access regulering vil derfor ikke og kun i begrænset omfang være effektiv til at reducere fiskeritrykket på lang sigt og vil tilmed tvinge fiskerne til at fiske på sådan en måde, at omkostningerne er større, end de ellers ville have været.

Limited access regulering regulerer i modsætning til open access regulering direkte eller indirekte antallet af fartøjer og/eller fiskere og/eller størrelsen af centrale elementer af fiskeriindsatsen (inputfaktorer), f.eks. tonnage eller maskinkraft. Der er to former for limited access regulering, input (eller indsats) og output regulering. Indsatsregulering kontrollerer eksempelvis antallet af fartøjer, deltagere, net, den samlede tonnage eller maskinkraft. Da fiskeriindsats er en flerdimensionel størrelse, vil indsatsregulering i princippet kræve kontrol af alle inputs, hvilket i de fleste tilfælde vil være umuligt. Indsatsregulering vil derfor også som open access regulering ikke reducere fiskeritrykket på lang sigt og ved at kontrollere dele af indsatsen, mens de øvrige kan tilpasses frit, »forvrides« produktionen, og omkostningerne er større end de ellers ville have været. Output regulering allokerer retten til at fange en givet mængde eller en givet andel af den samlede kvote til udvalgte fiskere. Dermed opnås en indirekte kontrol på antallet af deltagere. ITQs er et eksempel på output regulering.

I et ITQ-system er arbejdsdelingen mellem myndighederne og fiskerne klar. Myndighederne bestemmer TAC'en og dermed indirekte de individuelle kvoter, mens fiskerne bestemmer hvor, hvordan, og hvornår kvoten skal fiskes. Fiskerne har således i forhold til open access regulering og indsatsregulering en større fleksibilitet til at finde

efficiente fiskerimetoder (omkostningsminimering) og ved at fange fisken, når prisen er gunstig (omsætningsmaksimering). Heri indgår mulighederne for at købe/sælge kvote, således at de mindre effektive fiskere kan sælge til de mere effektive, hvorved de samlede omkostninger i fiskeriet nedbringes.

Færøernes fiskeripolitik var i stort omfang baseret på open access regulering. De mest anvendte midler har været lukkede områder og maskeviddebegrænsninger. Biologernes årlige kvotebefalinger blev ikke anvendt i reguleringen. Der har endvidere i begyndelsen af 1980'erne været et midlertidigt importforbud af fartøjer, som dog ikke begrænsede tilgangen til fiskeriet. Der var stadig fri adgang til fiskeriet. I 1987 blev der indført et licenssystem for færøske fartøjer over 20 bruttoregistertons med det formål at opnå balance mellem fiskerikapaciteten og fiskebestandene. På det tidspunkt blev kapaciteten anslået til at være ca. 40% for stor. Hannesson (1986) påpeger, at indførelse af et licenssystem i et fiskeri med overkapacitet ikke løser kapacitetsproblemet.

De to elementer i fiskeripolitikken var indbyrdes inkonsistente. Mens investerings- og indkomststøtten på den ene side stimulerede til øget fiskerikapacitet, søgte fiskerireguleringen på den anden side at afbøde de mest uheldige virkninger af den øgede fiskeriindsats på en ineffektiv måde. Fiskeriindsatsen blev forøget så meget, at en ekstra indsats ikke gav anledning til øget værditilvækst, men tværtimod et tab. Denne fejlallokering er en af hovedårsagerne til Færøernes økonomiske krise.

Fra og med 1994 er der indført et individuelt omsætteligt kvotesystem i det færøske fiskeri. I et sådant system tildeles fiskerne en individuel årskvote som en fast procentdel af den samlede TAC. Den individuelle kvote er dermed ikke fast, men varierer sammen med TAC'en. Stort set alle ITQ-systemer har dette træk. Derimod er der stor forskel på omsætteligheden af kvoter i de forskellige systemer. I nogle fiskerier er der fuld omsættelighed, mens omsætteligheden i andre fiskerier er stærkt begrænset, se Anderson m.fl. (1992) for en oversigt. I det Færøske ITQ-system er kvoterne ikke fuldt omsættelige. Eksempelvis kan permanente sammenlægninger af kvoter kun ske ved køb af både skib og kvote, ligesom kvoter ikke kan overføres mellem bestemte fartøjsgrupper. Desuden er der tildelt fælles kvoter i stedet for individuelle kvoter til to fartøjsgrupper. Disse fælles kvoter udgør tilsammen 51% af TAC'en (Lagtingslov nr. 28, 1994).

Et ITQ-system kan analyseres i modellen i afsnit 2. Hvis $D_X + R_X = 0$ kan det fra ligning (5) udledes, at det optimale fiskeriindsatsniveau må opfylde:

$$p - \frac{c}{X_t q e^{-qE_t}} = \alpha \lambda_{t+1} e^{-m} \quad (11)$$

Venstresiden er den marginale nettoindtjening af en enhed fangst. På højresiden er $\alpha \lambda_{t+1}$ den løbende værdi af en enhed fisk i næste periode og e^{-m} viser den overlevende

del af en enhed. Samlet viser højresiden den løbende værdi af en enhed fisk tilgængelig i næste periode. Denne størrelse, kaldet *user cost*, viser omkostningen ved nedskrivning af bestanden.

Den optimale fiskeripolitik er karakteriseret ved, at fiskerne sætter den marginale nettoindtjening af en enhed fangst lig med *user cost*. I et ITQ-system vil der på kvotemarkedet under perfekte markedsantagelser dannes en pris for en enhed kvote, som afspejler nettoværdien for fiskerne af en ekstra kvoteenhed. Muligheden for salg af kvoter skaber en alternativ omkostning for fiskerne. I ligning (11) ses det, at ved optimale valg af fangst/TAC vil nettoværdien for fiskerne af en ekstra kvoteenhed svare til venstresiden og dermed på grænsen medføre en kvotepris svarende til *user cost*.

Valget af den årlige TAC afhænger imidlertid af de fremtidige optimale fangster og biomasse; med andre ord må den optimale sti kendes på forhånd. Det betyder, at myndighederne skal løse optimeringsproblemet, og at alle de fremtidige værdier af parametrene kendes. For den økonomiske part er det især afsætningspriser og omkostninger, og for den biologiske part er det den fremtidige bestandsdynamik, der skal kendes. Bestandens størrelse på mellemlangt sigt, dvs. om 2 – 4 år, kan dog ikke bestemmes uden antagelser om den fremtidige rekruttering. Som nævnt er disse forudsætninger i praksis normalt ikke opfyldte. Myndighederne fastsætter ofte TAC'en alene baseret på en biologisk vurdering af bestanden. Resultatet er, at i praksis er den årlige TAC ikke den optimale, men i det omfang myndighederne holder bestanden inden for et interval af det optimale, vil det økonomiske udbytte være større end under open access og open access regulering. Hertil kommer gevinsten ved, at fiskerne i et ITQ-system har incitamenter til at producere så omkostningsminimerende som muligt. Realiseringen af den maksimale gevinst forudsætter kvoteomsættelighed, og et velfungerende kvotemarked. Med de begrænsninger, der er på omsætteligheden i det færøske ITQ-system og den forholdsvise store del af TAC'en, som ikke tildeles som individuelle kvoter, vil systemet sandsynligvis ikke fungere efter hensigten. Foreløbige undersøgelser bekræfter dette, jf. Det rådgivende udvalg vedr. Færøerne (1994 og 1995).

Anvendelsen af feedback strategien vil som nævnt sikre en TAC, som approksimativt er optimal. Der tages højde for ændringer i rekrutteringen og bestanden. En ringe bestandsudvikling vil således medføre en lavere TAC. Det er vigtigt at understrege, at modellen ikke erstatter de biologiske modeller, men derimod supplerer disse. Som input i modellen indgår flere biologiske parametre og et estimat af biomassen, som de biologiske modeller kan tilvejebringe. Et andet og vigtigt synspunkt er, at TAC'en ofte er politisk bestemt. Den biologiske rådgivning omkring TAC følges ikke altid, og ofte fastsættes den politiske TAC på et højere niveau end den biologiske. En kvote større end bestandens produktivitet vil føre til nedgang i bestanden uanset reguleringssystem. Et ITQ-system sikrer ikke en bæredygtig udnyttelse af bestanden, hvis TAC'en

sættes for højt.⁷ I det islandske torskefiskeri har dette eksempelvis været et problem, se Baldursson m.fl. (1993). Ved at anvende feedback reglen (hvori de relevante økonomiske og biologiske oplysninger indgår) til fastlæggelse af den politiske TAC kunne den fremtidige bestandsudvikling så at sige beskyttes.⁸ Samtidig er det synligt for fiskerne, hvorledes TAC'en bestemmes, og alt andet lige reducerer det usikkerheden om de fremtidige fiskerimuligheder.

7. Diskussion og konklusion

Forvaltningen af torskebestanden ved Færøerne i 1980'erne har givet et signifikant mindre bidrag til BNI, end en alternativ tilnærmelsesvis optimal og operationel forvaltning kunne have givet. Det samme må forventes at være tilfældet for kuller og sej.

Den alternative forvaltning er baseret på følgende overvejelser. For det første skal den inddrage biologiske og økonomiske elementer. For det andet skal den generere det størst mulige økonomiske udbytte på et bæredygtigt grundlag. For det tredje skal strategien kunne anvendes i udformningen af praktisk fiskeriregulering.

Beregningerne viser, at BNI i torskefiskeriet kunne have været øget med ca. 20%. Dette tab består dels af tabet ved en inoptimal fiskeritilrettelæggelse og dels af et tab som følge af en halv så stor bestand ved udgangen af 1992 i forhold til den alternative forvaltning. Hertil kommer et tab som følge af overinvesteringer i torskefiskeriet, som er beregnet til ca. 350 mill.kr., i forhold til den gennemsnitlige kapacitet under den alternative forvaltning. Analysen viser, at der er betydelige gevinster for Færøerne ved en optimal fiskeriregulering. Hvorvidt realiseringen af denne gevinst vil finde sted, afhænger af om ITQ-systemet kommer til at fungere efter hensigten.

Bestemmelse af den optimale fiskerikapacitet er dog noget mere kompliceret end de foretagne gennemsnitsberegninger. Usikkerhed omkring de fremtidige fiskerimuligheder medfører pga. naturlige svingninger i bestandsstørrelse, at det ikke nødvendigvis er optimalt at operere med en fangstkapacitet, som kan fange potentielt store TAC'er. Det gælder for et enkeltartsfiskeri, at en marginal investering i en enhed fiskerikapacitet er optimal, så længe sandsynligheden for at kapaciteten bliver anvendt multipliceret med marginal nettoindtjening af kapaciteten er større end kapacitetsomkostningerne, dvs. forrentning og afskrivning (Hannesson 1987). Torskefiskeriet ved Færøerne er imidlertid en del af et flerartsfiskeri, dvs. at der indgår andre arter end torsk i fangstsammensætningen, som varierer både i henhold til sæsonmæssige forhold og fra år til år pga. bestandsændringer. Disse substitutionsmuligheder gør det begrebsmæs-

7. Scott (1993) argumenterer for, at fiskerne i et ITQ-system, hvor kvoten er tildelt for en meget lang tidsperiode (f.eks. uendelig), har incitamenter til at investere i bestanden, da de fremtidige kvoter dermed vil stige. Heraf følger det, at fiskerne ikke vil presse på for kvoter ud over bestandens bæreevne.

8. Strukturudvalget (Anon, 1993d) anbefaler en fast procedure for fastsættelsen af den politiske TAC. Udvalget anbefaler også konstante kvoter, som kun ændres, når der er væsentlige ændringer i de biologiske forudsætninger.

sigt svært at knytte kapaciteten til enkelte arter. Men fiskerierne efter de andre vigtige arter, kuller og sej, har også været overudnyttet i perioden. Kullerfiskeriet har i perioden undergået den samme udvikling som torskefiskeriet, mens sejfiskeriet mængdemæssigt er stagneret på trods af øget indsats. Der har ikke været andre muligheder for kapaciteten, og konklusionen om overinvesteringer i torskefiskeriet er dermed robust.

I analysen er det implicit forudsat, at produktionen af fiskeriindsats er efficient, idet hovedsigtet med analysen har været at se på bæredygtig udnyttelse over tid. Det må dog formodes, at produktionen har været inefficent, dels fordi fiskerireguleringen har været baseret på open access regulering, der som nævnt i afsnit 6 forvrider produktionen af indsats, dvs. øger omkostningerne og dels pga. af den omfattende subsidiering af erhvervet. Der er således en anden kilde til øget økonomisk udbytte, som består i gevinsten ved omkostningsminimerende produktion. Med indførelse af ITQ-systemet og afskaffelse af de fleste subsidier må det imidlertid forventes, at produktionsomkostningerne falder. I Anon (1993d) er omkostningsfaldet antaget at blive i størrelsesordenen 10%. Anvendes det nye omkostningsestimat i feedback-reglen fås en TAC i 1994 på 1616 tons. Dette ændrer således ikke, at den aktuelle TAC på 7000 tons ikke er i overensstemmelse med at generere det størst mulige økonomiske udbytte på et bæredygtigt grundlag.

Appendiks 1

Lagrange-funktionen for optimeringsproblemet (4) med uendelig tidshorisont har følgende udseende:

$$L = \sum_{t=0}^{\infty} \alpha^t [\pi_t(X_t, E_t) + \alpha \lambda_{t+1} (e^{-m} X_t e^{-qE_t} + D_t + R_{t+1} - X_{t+1})] \quad (A1)$$

Lagrange-multiplikatoren kan fortolkes som skyggeprisen i pågældende periodes prisniveau, og den viser værdien af en marginal enhed af bestanden i perioden, dvs. værdien af en marginal enhed af X_{t+1} i periode $t+1$ vil være λ_{t+1} . Værdien er for hele den resterende del af tidshorisonten, ikke kun for periode $t+1$.

De nødvendige førsteordens betingelser er:

$$\frac{\partial L}{\partial E_t} = \alpha^t \left[\frac{\partial \pi}{\partial E_t} - \alpha \lambda_{t+1} e^{-m} X_t q e^{-qE_t} \right] = 0 \quad (A2)$$

$$\frac{\partial L}{\partial X_t} = \alpha^t \left[\frac{\partial \pi}{\partial X_t} + \alpha \lambda_{t+1} (e^{-m} e^{-qE_t} + D_X + R_X) - \alpha^t \lambda_t \right] = 0 \quad (A3)$$

$$X_{1993} = 23671 \text{ og } X_{1994} = 24293$$

Indsættes bestandsestimatet for 1994 i feedback-reglen (10) sammen med de i afsnit 3 fundne parameterverdier, fås en TAC på 0. Hvis der imidlertid ses bort fra de faste omkostninger, dvs. $c = 2500$, fås en TAC på 977 tons.

Litteratur

- Andersen P. 1981. Nogle grundtræk i fiskeri-økonomi. *Nationaløkonomisk Tidsskrift*, 119: 1-20.
- Andersen P. & J.G. Sutinen 1984. Stochastic Bioeconomics: A Review of Basic Methods and Results, *Marine Resource Economics*, 1:117 – 136.
- Anderson, L.G. 1986. *The Economic of Fisheries Management*. Revised and enlarged edition. Baltimore.
- Anderson, L.G., J. Sutinen, P. Mace, J. Kirkley, W. Depaul and S. Edwards 1992. Consideration of the Potential Use of Individual Transferable Quotas in U.S. Fisheries: Overview Document. National ITQ Study Report, vol. 1. National Marine Fisheries Service, Silver Spring.
- Anon, 1993a. *Rapport fra Udvalget vedrørende genopretning af Færøernes økonomi*. København.
- Anon, 1993b. *ACFM report*. ICES. København.
- Anon, 1993c. *Report of the North-Western Working Group, C.M. 1993/Assess:18*. ICES. København.
- Anon, 1993d. *Redegørelse fra Strukturudvalget*. Torshavn.
- Anon, diverse år. *Report of the North-Western Working Group*. ICES. København.
- Baldursson, F.M., A. Danielsson og G. Stefansson, 1993. *On the Rational Utilization of the Icelandic Cod Stock*. ICES C.M. 1993/G:56. København.
- Burt, O. 1967. Temporal Allocation of Groundwater, *Water Resources Research*, 3:45 – 56.
- Burt, O. and R.G. Cummings 1977. Natural resource management, the steady state and approximately optimal decisions rules. *Land Economics*, 53:1-22.
- Clark, C.W. 1990. *Mathematical Bioeconomics, Second edition*. New York.
- Clark, C.W. & G.R. Munro 1975. The Economics of Fishing and Modern Capital Theory: A Simplified Approach, *Journal of Environmental Economics and Management*, 2:92 – 106.
- Conrad, J.M. 1992. A Bioeconomic Model of the Pacific Whiting. *Bulletin of Mathematical Biology*, Vol. 54, No. 2/3, pp. 219-239.
- Conrad, J.M. & C.W. Clark 1987. *Natural resource economics*. Cambridge.
- Det rådgivende udvalg vedrørende Færøerne, 1994. *Beretning om den økonomiske udvikling på Færøerne i 1993*. Statsministeriet, København.
- Det rådgivende udvalg vedrørende Færøerne, 1995. *Beretning om den økonomiske udvikling på Færøerne i 1994*. Statsministeriet, København.
- Det rådgivende udvalg vedrørende Færøerne, diverse år. *Beretning om den økonomiske udvikling på Færøerne*. Statsministeriet, København.
- Gørtz, E., G. Magnússon & E. Waagstein 1994. *Krisen i den færøske økonomi - herunder bankerne*. Esbjerg.
- Hannesson, R. 1986. The Regulation of Fleet Capacity in Norwegian Purse Seining. In *Fishery Access Control Programs Worldwide: Proceedings of the Workshop on Management Options for the North Pacific Longline Fisheries*, ed. N. Mollett, pp. 65 – 82. Alaska Sea Grant, Report no. 86 – 4. University of Alaska, Fairbanks.
- Hannesson, R. 1987. Optimal Catch Capacity and Fishing Effort in Deterministic and Stochastic Fishery Models, *Fisheries Research*, 5:1 – 21.

- Kennedy, J.O.S. 1986. *Dynamic programming: Applications to agriculture and natural resources*. New York.
- Kolberg, W.C. 1992. Approach Paths to the Steady State: A Performance Test of Current Period Decision Rule Solution Methods for Models of Renewable Resource Management, *Land Economics*, 68(1):11 – 27.
- Lagtingslov nr. 28 af 10. marts 1994. Landtingslov om erhvervsmæssigt fiskeri. Færøernes Landsstyre.
- Paldam, M. 1995. *Grønlands økonomiske udvikling*. Århus.
- Scott, A. 1993. Obstacles to Fishery Self-Government, *Marine Resource Economics*, 8:187 – 199.

sigt svært at knytte kapaciteten til enkelte arter. Men fiskerierne efter de andre vigtige arter, kuller og sej, har også været overudnyttet i perioden. Kullerfiskeriet har i perioden undergået den samme udvikling som torskefiskeriet, mens sejfiskeriet mængdemæssigt er stagneret på trods af øget indsats. Der har ikke været andre muligheder for kapaciteten, og konklusionen om overinvesteringer i torskefiskeriet er dermed robust.

I analysen er det implicit forudsat, at produktionen af fiskeriindsats er efficient, idet hovedsigtet med analysen har været at se på bæredygtig udnyttelse over tid. Det må dog formodes, at produktionen har været inefficent, dels fordi fiskerireguleringen har været baseret på open access regulering, der som nævnt i afsnit 6 forvrider produktionen af indsats, dvs. øger omkostningerne og dels pga. af den omfattende subsidiering af erhvervet. Der er således en anden kilde til øget økonomisk udbytte, som består i gevinsten ved omkostningsminimerende produktion. Med indførelse af ITQ-systemet og afskaffelse af de fleste subsidier må det imidlertid forventes, at produktionsomkostningerne falder. I Anon (1993d) er omkostningsfaldet antaget at blive i størrelsesordenen 10%. Anvendes det nye omkostningsestimat i feedback-reglen fås en TAC i 1994 på 1616 tons. Dette ændrer således ikke, at den aktuelle TAC på 7000 tons ikke er i overensstemmelse med at generere det størst mulige økonomiske udbytte på et bæredygtigt grundlag.

Appendiks 1

Lagrange-funktionen for optimeringsproblemet (4) med uendelig tidshorisont har følgende udseende:

$$L = \sum_{t=0}^{\infty} \alpha^t [\pi_t(X_t, E_t) + \alpha \lambda_{t+1} (e^{-m} X_t e^{-qE_t} + D_t + R_{t+1} - X_{t+1})] \quad (A1)$$

Lagrange-multiplikatoren kan fortolkes som skyggeprisen i pågældende periodes prisniveau, og den viser værdien af en marginal enhed af bestanden i perioden, dvs. værdien af en marginal enhed af X_{t+1} i periode $t+1$ vil være λ_{t+1} . Værdien er for hele den resterende del af tidshorisonten, ikke kun for periode $t+1$.

De nødvendige førsteordens betingelser er:

$$\frac{\partial L}{\partial E_t} = \alpha^t \left[\frac{\partial \pi}{\partial E_t} - \alpha \lambda_{t+1} e^{-m} X_t q e^{-qE_t} \right] = 0 \quad (A2)$$

$$\frac{\partial L}{\partial X_t} = \alpha^t \left[\frac{\partial \pi}{\partial X_t} + \alpha \lambda_{t+1} (e^{-m} e^{-qE_t} + D_X + R_X) - \alpha^t \lambda_t \right] = 0 \quad (A3)$$

$$\frac{\partial L}{\partial(\alpha\lambda_{t+1})} = \alpha^t [e^{-m}X_t e^{-qE_t} + D_t + R_{t+1} - X_{t+1}] = 0 \quad (\text{A4})$$

Ligningerne (A2) – (A4) bestemmer sammen med randbetingelserne den optimale sti for indsatsen, bestanden og Lagrange-multiplikatoren. Randbetingelserne er en givet initialværdi for X_0 og at $\alpha^t \lambda_t X_t \rightarrow 0$ når $t \rightarrow \infty$.

Ligning (A2) udtrykker at den marginale nettoindtjening af en ekstra indsatsenhed i periode t skal være lig med de diskonterede bestandsomkostninger i periode $t+1$ af en ekstra indsatsenhed. Der er således to omkostningsled her. Ud over de sædvanlige marginale omkostninger er der også de fremtidige omkostninger, som en ekstra indsatsenhed giver anledning til (sidste led i ligning (A2)). Denne omkostning (som kaldes user cost) måles som værdien af nedgangen i bestanden, som den øgede fangst i dag medfører.

Det sidste led i ligning (A3) fremkommer ved, at alle leddene i Lagrangefunktionen (A1) skal differentieres mht. X_t . Ligning (A3) kan omskrives til:

$$\lambda_t = \frac{\partial \pi}{\partial X_t} + \alpha \lambda_{t+1} (e^{-m} e^{-qE_t} + D_X + R_X)$$

I optimum er den marginale værdi af en ekstra enhed af ressourcen i periode t lig med summen af den marginale nettoindtjening i perioden og den marginale nettoindtjening, som en ekstra enhed af ressourcen vil give i næste periode. Dette sidste led er den diskonterede værdi af summen af den overlevende del i periode $t+1$ af den ekstra enhed af ressourcen i periode t og den vækst og rekruttering den ekstra enhed af ressourcen afstedkommer.

Ligning (A4) er udtrykket for bestandsdynamikken.

I ligevægt, hvor X_t , E_t og λ_t er uændrede, kan ligninger (A2) – (A4) omskrives til ligninger (5) – (7) i afsnit 3.3.

Appendiks 2

ICES-rapporten fra 1993 (Anon, 1993b) er det senest tilgængelige materiale om torskebestanden ved fastlæggelse af TAC'en for 1994. Dvs. at det seneste bestands-estimat er fra begyndelsen af 1992. Ved hjælp af ligningen for bestandsdynamikken (2) kan et bestandsniveau for 1994 bestemmes. Fangsterne for 1992 og en stor del af 1993 kendes, og ved at anvende værdierne i 1992 for D og R opnås følgende estimater for bestanden:

$$X_{1993} = 23671 \text{ og } X_{1994} = 24293$$

Indsættes bestandsestimatet for 1994 i feedback-reglen (10) sammen med de i afsnit 3 fundne parameterverdier, fås en TAC på 0. Hvis der imidlertid ses bort fra de faste omkostninger, dvs. $c = 2500$, fås en TAC på 977 tons.

Litteratur

- Andersen P. 1981. Nogle grundtræk i fiskeri-økonomi. *Nationaløkonomisk Tidsskrift*, 119: 1-20.
- Andersen P. & J.G. Sutinen 1984. Stochastic Bioeconomics: A Review of Basic Methods and Results, *Marine Resource Economics*, 1:117 – 136.
- Anderson, L.G. 1986. *The Economic of Fisheries Management*. Revised and enlarged edition. Baltimore.
- Anderson, L.G., J. Sutinen, P. Mace, J. Kirkley, W. Depaul and S. Edwards 1992. Consideration of the Potential Use of Individual Transferable Quotas in U.S. Fisheries: Overview Document. National ITQ Study Report, vol. 1. National Marine Fisheries Service, Silver Spring.
- Anon, 1993a. *Rapport fra Udvalget vedrørende genopretning af Færøernes økonomi*. København.
- Anon, 1993b. *ACFM report*. ICES. København.
- Anon, 1993c. *Report of the North-Western Working Group, C.M. 1993/Assess:18*. ICES. København.
- Anon, 1993d. *Redegørelse fra Strukturudvalget*. Torshavn.
- Anon, diverse år. *Report of the North-Western Working Group*. ICES. København.
- Baldursson, F.M., A. Danielsson og G. Stefansson, 1993. *On the Rational Utilization of the Icelandic Cod Stock*. ICES C.M. 1993/G:56. København.
- Burt, O. 1967. Temporal Allocation of Groundwater, *Water Resources Research*, 3:45 – 56.
- Burt, O. and R.G. Cummings 1977. Natural resource management, the steady state and approximately optimal decisions rules. *Land Economics*, 53:1-22.
- Clark, C.W. 1990. *Mathematical Bioeconomics, Second edition*. New York.
- Clark, C.W. & G.R. Munro 1975. The Economics of Fishing and Modern Capital Theory: A Simplified Approach, *Journal of Environmental Economics and Management*, 2:92 – 106.
- Conrad, J.M. 1992. A Bioeconomic Model of the Pacific Whiting. *Bulletin of Mathematical Biology*, Vol. 54, No. 2/3, pp. 219-239.
- Conrad, J.M. & C.W. Clark 1987. *Natural resource economics*. Cambridge.
- Det rådgivende udvalg vedrørende Færøerne, 1994. *Beretning om den økonomiske udvikling på Færøerne i 1993*. Statsministeriet, København.
- Det rådgivende udvalg vedrørende Færøerne, 1995. *Beretning om den økonomiske udvikling på Færøerne i 1994*. Statsministeriet, København.
- Det rådgivende udvalg vedrørende Færøerne, diverse år. *Beretning om den økonomiske udvikling på Færøerne*. Statsministeriet, København.
- Gørtz, E., G. Magnússon & E. Waagstein 1994. *Krisen i den færøske økonomi - herunder bankerne*. Esbjerg.
- Hannesson, R. 1986. The Regulation of Fleet Capacity in Norwegian Purse Seining. In *Fishery Access Control Programs Worldwide: Proceedings of the Workshop on Management Options for the North Pacific Longline Fisheries*, ed. N. Mollett, pp. 65 – 82. Alaska Sea Grant, Report no. 86 – 4. University of Alaska, Fairbanks.
- Hannesson, R. 1987. Optimal Catch Capacity and Fishing Effort in Deterministic and Stochastic Fishery Models, *Fisheries Research*, 5:1 – 21.