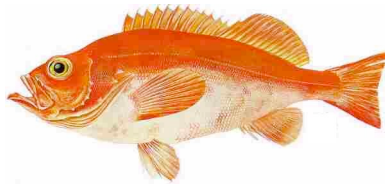


En bioøkonomisk analyse av det norske uerfisket

**Master i fiskerifag – studieretning fiskeriforvaltning
(60 studiepoeng)**



Av Inga Wigdahl Kaspersen

Institutt for økonomi
Norges fiskerihøgskole
Universitetet i Tromsø



Mai 2008

SAMMENDRAG

Det norske fisket etter uer var i en begrenset tidsperiode et direkte fiskeri uten reguleringer. På bakgrunn av et lavt bestandsnivå som følge av rekrutteringssvikt hos de kommersielle norske bestandene av vanlig uer og snabeluer, har det norske uerfisket blitt karakterisert som et biologisk overfiske av Artsdatabanken, som i 2006 plasserte de to artene på Norsk Rødliste.

Formålet med denne studien var å opparbeide datamateriale for det norske uerfisket som skulle benyttes i en enbestands bioøkonomisk analyse. En overskuddsproduksjonsmodell som beskrev biologisk vekst hos den samlede bestanden av nordøst arktisk vanlig uer og nordøst arktisk snabeluer ville bli utledet. En sammenlikning av likevektsfangst i den biologiske vekstmodellen og faktisk fangst ville finne om det norske uerfisket hadde overbeskattet bestandene av uer. På bakgrunn av overskuddsproduksjonsmodellen skulle det norske uerfiskets økonomiske tilpasning analyseres ved hjelp av Gordons økonomiske modell for et fritt fiske.

Studiet fant at det norske uerfisket ikke har vært et biologisk overfiske i noen særlig grad, og at rekrutteringssvikt og følgende lave bestandsnivå kan ha en annen bakgrunn enn nedfisking av gytebestanden. Studiet fant også at det direkte norske uerfisket foregikk på en slik måte at fiskeriet ble fullt utnyttet med tanke på maksimal fangst og maksimal profitt.

Nøkkelord: bioøkonomi, fiskeri, uer, forvaltning, Norge, biologisk overfiske.

FORORD

Jeg ønsker først og fremst å takke familien min, og da særskilt mine foreldre, for all den støtte de har gitt, ikke bare i arbeidet med hovedfagsoppgaven, men i livet. Dere har alltid hatt den største tro på meg, og jeg kunne aldri ha fått gjennomført utdanningen min uten deres kjærlige oppmuntring i ryggen.

Min oppriktige takknemlighet får også min veileder Professor Claire Armstrong, for rettleiding og råd som har vært enestående fra begynnelse til slutt. Jeg skylder også Professor Armstrong en takk for å ha inspirert meg til å finne bioøkonomi særskilt interessant gjennom undervisning og for å ha oppmuntret til interessen gjennom et nærmere samarbeid.

En spesiell takk må også Kjell Nedreaas ved Havforskningsinstituttet i Bergen ha. Han må kunne kalles Norges fremste forsker på uer, og har hjulpet meg med innhenting av biologiske data.

Jeg ønsker også å takke kjæresten min, som har sett svært lite til meg i det siste. Han har vært tålmodigheten selv og en utmerket klagemur.

Sist, men ikke minst, ønsker jeg å takke kontor- og klassekameratene mine. Dere har vært flotte å ha på sene kvelder med leveringsangst. Jeg tror jeg aldri har drukket så mye kaffe i mitt liv...

Inga Wigdahl Kaspersen

INNHOLDSFORTEGNELSE

SAMMENDRAG	2
FORORD	3
INNHOLDSFORTEGNELSE	4
LISTE OVER FIGURER	7
LISTE OVER TABELLER	10
1. INTRODUKSJON	12
1.1. BAKGRUNN FOR VALG AV TEMA	12
1.2. PROBLEMSTILLING OG METODEDESIGN	14
1.2.1. AVGRENSNING	14
1.2.2. FORMÅL	15
1.2.3. FORSKNINGSMESSIG TILNÆRMING OG VALG AV METODE	15
1.2.4. VIDERE DISPOSISJON	16
2. BAKGRUNN	17
2.1. BIOLOGI	17
2.1.1. GENERELT	17
2.1.2. NORDØST ARKTISK VANLIG UER (<i>SEBASTES MARINUS</i>)	17
2.1.3. NORDØST ARKTISK SNABELUER (<i>SEBASTES MENTELLA</i>)	20
2.1.4. LUSUER (<i>SEBASTES VIVIPARUS</i>)	23
2.1.5. BLÅKJEFT (<i>HELICOLENUS DACTYLOPTERUS DACTYLOPTERUS</i>)	24
2.2. FISKERIET	25
2.3. FORVALTNING	30
2.3.1. FISKET ETTER UER I OMRÅDER UNDER NORSK JURISDIKSJON	30
2.3.1.1. REGULERING AV FISKET ETTER UER MED TRÅL NORD FOR 62° N	30
2.3.1.1.1. FISKET MED STORMASKET TRÅL	30
2.3.1.1.2. INNBLANDING AV UER I TRÅLFISKET ETTER REKER	32
2.3.1.1.3. BIFANGST AV UER I TRÅLFISKET ETTER VASSILD OG KOLMULE	33
2.3.1.2. REGULERING AV KYSTFISKET ETTER UER NORD FOR 62° N	34

2.3.2.	FISKET ETTER UER I OMRÅDER UTENFOR NORSK JURISDIKSJON	35
2.4.	MARKED	37
3.	BIOØKONOMI	39
3.1.	BEREGNING AV BIOLOGISK PRODUKSJON OG FANGST	39
3.1.1.	BEREGNING AV BIOLOGISK PRODUKSJON	39
3.1.1.1.	DEN LOGISTISKE VEKSTLIKNING (VERHULSTS VEKSTLIKNING)	41
3.1.1.2.	GOMPERTZ' VEKSTLIKNING	42
3.1.1.3.	DEN GENERELLE VEKSTLIKNING (PELLAS OG TOMLINSONS VEKSTLIKNING)	43
3.1.1.4.	SAMMENLIKNING AV VEKSTLIKNINGER FOR BEREGNING AV BIOLOGISK PRODUKSJON	43
3.1.2.	BEREGNING AV FANGST	45
3.1.2.1.	MAKSIMALT VEDVARENDE UTBYTTE (MSY)	47
3.2.	FISKETS ØKONOMISKE TILPASNING	49
3.2.2.	ØKONOMISK TILPASNING UNDER ET FRITT FISKE (OA)	50
3.2.3.	MAKSIMALT ØKONOMISK UTBYTTE (MEY)	53
3.2.4.	OPTIMAL FORVALTNING	55
3.2.4.1.	NÅVERDI	55
3.2.4.2.	UTLEDNING AV INVESTERINGSREGEL	56
3.2.4.3.	OPTIMALT UTBYTTE (*)	59
4.	ESTIMERING AV DATA OG PARAMETERE	65
4.1.	BEREGNING AV UERFAKTOR	65
4.2.	BEREGNING AV INNSATS (E)	66
4.2.1.	STANDARDISERING AV INNSATS	68
4.2.2.	TEKNOLOGISK FREMGANG I FISKERIENE	68
4.3.	PARAMETERE FOR VERHULST-SCHAEFERMODELL	69
4.4.	KOSTNAD PER ENHET INNSATS (C)	72
4.5.	PRIS (P)	74
4.6.	ESTIMERING AV PARAMETRENE q, K OG R	75
5.	RESULTATER	77
5.1.	VERHULST-SCHAEFERMODELL OG MAKSIMALT VEDVARENDE UTBYTTE (MSY)	77
5.2.	FISKETS ØKONOMISKE TILPASNING	78

5.2.1.	TILPASNING UNDER ET FRITT FISKE (OA)	79
5.2.2.	TILPASNING VED MAKSIMALT ØKONOMISK UTBYTTE (MEY)	80
5.3.	SENSITIVITETSANALYSE	80
5.4.	OPTIMAL FORVALTNING (*)	81
6.	<u>DISKUSJON</u>	83
7.	<u>KONKLUSJON</u>	87
7.1.	VIDERE ARBEID	87
	<u>REFERANSER</u>	88
	<u>ANNEKS: TABELLVERK</u>	95

LISTE OVER FIGURER

Figur 1: Vanlig uer (<i>Sebastes marinus</i>). Foto: Thomas de Lange Wenneck.....	18
Figur 2: Utbredelse og gyteområde for nordøst arktisk vanlig uer. Kilde: Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet.	19
Figur 3: Bestandsberegninger for nordøst arktisk vanlig uer i ICES område I (Barentshavet) og II (Norskehavet), basert på utviklingen observert på Havforskningsinstituttets tokt og data samlet inn fra fiskeriene. Mørkt område viser umoden bestand bestående av individer fra 3 år og opp til 15, lyst område viser gytebestand bestående av individer fra 15 år og eldre og søyler viser rekrutteringen til bestanden gitt i antall individer mellom 3 og 6 år. Alle tall i perioden 2004-2006 er foreløpige tall. Kilde: Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet.....	20
Figur 4: Snabeluer (<i>Sebastes mentella</i>). Foto: Thomas de Lange Wenneck.	21
Figur 5: Utbredelse og gyteområde for nordøst arktisk snabeluer. Kilde: Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet.	21
Figur 6: Bestandsutvikling hos nordøst arktisk snabeluer slik den er registrert på Havforskningsinstituttets tokt nord for 69°N i Barentshavet og ved Svalbard (ICES område I). Mørkt område viser umoden bestand, målt i antall millioner individer med lengde 15-29 cm. Lyst område viser moden bestand, målt i antall millioner individer lengre enn 30 cm. Søyler viser rekruttering til bestanden målt i antall millioner individer i 0-gruppeindeksen. Kilde: Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet.....	22
Figur 7: Lusuer (<i>Sebastes viviparus</i>). Foto: Thomas de Lange Wenneck.....	24
Figur 8: Blåkjeft (<i>Helicolenus dactylopterus dactylopterus</i>). Foto: Thomas de Lange Wenneck.	24
Figur 9: Norsk fangststatistikk for uer (alle arter) for årene 1918-2006 (Tabell 12 i Anneks).....	25
Figur 10: Norsk fangststatistikk for uer (alle arter) fordelt på redskapsgrupper for årene 1977-2005 (Tabell 13 i Anneks).....	26
Figur 11: Norsk fangststatistikk for uer (alle arter) fordelt på ulike konvensjonelle redskap for årene 1977-2005 (Tabell 13 i Anneks).....	26
Figur 12: Bestandsutvikling hos nordøst arktisk torsk (<i>Gadus morhua</i>) i årene 1967-1987 (ICES 2007b).....	27

Figur 13: Norsk fangst av torsk og uer i perioden 1977-2006. Kilde: Statistisk sentralbyrå.....	28
Figur 14: Norsk fangst av nordøst arktisk uer (alle arter) i årene 1980-2005 (Tabell 19 i Anneks).....	29
Figur 15: Oversikt over Norges økonomiske soner. Kilde: Fiskeri- og kystdepartementet.....	30
Figur 16: Områder stengt for bunntåling. Område 2 avgrenset i svart. Område 1 avgrenset i rødt og utvidelsen av område 1 avgrenset i blått. Grensen for 70° N vist på kart. Designet med programmet Google Maps (Tabell 15 i Anneks).	32
Figur 17: Estimert antall og vekt av uer i det norske reketrålfisket i Barentshavet (ICES 2007b).	33
Figur 18: Oversikt over NEAFCs konvensjons- og reguleringsområde (i oransje). Kilde: NEAFC (www.neafc.org).	35
Figur 19: Norsk fangst og eksport av uer (alle arter) i årene 1988-2007 (Tabell 17 i Anneks).	38
Figur 20: Sammenlikning av Verhulsts og Gompertz' funksjon for en bestands størrelse over tid.	44
Figur 21: Sammenlikning av Verhulsts og Gompertz' vekstlikning for beregning av en bestands biologisk produksjon.....	44
Figur 22: Verhulst-Schaefermodell. Maksimal vedvarende innsats (E_{MSY}) og tilhørende maksimalt vedvarende utbytte ($h(E_{MSY})$) er vist med stiplet linje.....	49
Figur 23: Mulige økonomiske tilpasninger ved et fritt fiske. Kurve over fiskets totale inntekt som en funksjon av fiskeinnsats og ulik bioøkonomisk likevektsinnsats som korresponderer med et gradvis lavere forhold mellom kostnad og pris.....	52
Figur 24: Fiskets økonomiske tilpasning ved maksimering av profitt.....	54
Figur 25: Fangst per enhet innsats (CPUE) beregnet av faktisk fangst og standardisert innsats uten noen årlig teknologisk fremgang for perioden 1980-2005 med trendlinje.	70
Figur 26: Fangst per enhet innsats (CPUE) beregnet av faktisk fangst og teknologisk justert standardinnsats med årlig teknologisk fremgang på 7% for perioden 1980-2005 med trendlinje.....	71
Figur 27: Scatterplot av CPUE-verdier og lineær trendlinje tilpasset CPUE-verdiene. Innsats (E) er gitt i tråldøgn og er teknologisk relativ standardinnsats med 7% årlig teknologisk fremgang.	72

Figur 28: Verhulst-Schaefermodell for nordøst arktisk uer (alle arter) med plott over faktisk fangst og teknisk justert og standardisert innsats for årene 1980-2005. ...	78
Figur 29: Totale inntekter og kostnader for fisket av nordøst arktisk uer (alle arter) vist med maksimal profitt og referansepunkter for maksimal vedvarende innsats, maksimal økonomisk innsats og innsats ved fritt fiske.	79
Figur 30: Distribusjon av korallrev i Norge (Fosså et al. 2002).	116

LISTE OVER TABELLER

Tabell 1: Oversikt over antall fartøy som har deltatt i fisket etter pelagisk snabeluer i Irmingerhavet og fangsten (Fiskeri- og kystdepartementet 2007a; 2006; 2005b, Fiskeridepartementet 2004; 2003; 2002; 2001; 2000; 1999; 1998; 1997 og ICES 2007d).....	29
Tabell 2: Parametere estimert for Verhulst-Schaefermodellen ved lineær regresjonsanalyse av teknologisk relativ standardinnsats med 7% årlig teknologisk fremgang og CPUE.....	72
Tabell 3: Uttrykk for likevektsfangst og maksimal vedvarende innsats.	77
Tabell 4: Uttrykk for totalinntekt og totalkostnad	79
Tabell 5: Uttrykk for likevektsfangst og innsats under et fritt fiske.	80
Tabell 6: Uttrykk for likevektsfangst og maksimalt økonomisk utbytte.....	80
Tabell 7: Sensitivitetsanalyse av parametrene	81
Tabell 8: Referansepunkter for optimal forvaltning ved diskontering.....	81
Tabell 9: Mengde og verdi (førstehånd) av uer i norske fiskerier for årene 1977-2006. Kilde: Statistisk sentralbyrå.	95
Tabell 10: Viktigste fiskeslag etter fangst og verdi for Norge for året 1991. Kilde: Statistisk sentralbyrå.....	96
Tabell 11: Bestandsestimering av nordøst arktisk snabeluer. Beregnet på bakgrunn av datamateriale tilsendt fra Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet.....	96
Tabell 12: Norsk fangst av uer for årene 1918-2006. Kilde: Statistisk sentralbyrå.....	97
Tabell 13: Norsk fangst av uer fordelt på redskapstype (tonn) for årene 1977-2005. Kilde: Statistisk sentralbyrå.	98
Tabell 14: Alle lands fangst av uer (tonn) i Barentshavet og Norskehavet (ICES område I og II) (ICES 2007a).	99
Tabell 15: Oversikt over posisjoner brukt til å avgrense områder stengt for bunntråling (Fiskeridirektoratet 2006a).....	99
Tabell 16: Norsk eksport av uer (tonn). Kilde: Eksportutvalget for fisk (EFF). Omregnet til råfiskvekt med omregningsfaktor=4,77 (Fiskeridirektoratet 2003b).	100
Tabell 17: Norsk fangst (tonn) og eksport (tonn) av uer for årene 1988-2007. Beregnet på bakgrunn av Tabell 13 og Tabell 16 i Anneks.	100

Tabell 18: Pris for produkter av uer i 2007-kroner. Kilde: Eksportutvalget for fisk. Førstehåndspris for uer fra Tabell 9 i Anneks (kr/kg) i 2007-kroner.	101
Tabell 19: Beregning av uerfaktor. Beregnet av Tabell 13 i Anneks, Tabell 1 og fangsttall fra Statistisk sentralbyrå.	102
Tabell 20: Beregning av uerinnsats. Innsats er gitt i fiskedøgn. Kilde: Lønnsomhetsundersøkelser for fiskefartøyer av Budsjettnemnda for fiskenæringen 1980-2005.	103
Tabell 21: Standardisering av uerinnsats. Basert på Tabell 19 og Tabell 20 i Anneks.	112
Tabell 22: Beregning av teknologisk justert standardinnsats (TJSE) med årlig teknologisk fremgang (ÅTF) fra 0-9%. Basert på Tabell 21 i Anneks.	113
Tabell 23: Beregning av fangst per enhet utbytte, CPUE (tonn/tråldøgn) av teknologisk justert standardinnsats med årlig teknologisk fremgang 0-7% fra Tabell 22 i Anneks og fangstmengde fra Tabell 21 i Anneks.	114
Tabell 24: Beregning av total kostnad i kroner for det norske uerfisket. Kilde: Lønnsomhetsundersøkelser for fiskeflåten fra Budsjettnemnda for fiskenæringen 2005.	115
Tabell 25: Beregning av enhetskostnad c (kr/tråldøgn). Basert på Tabell 21, Tabell 22 og Tabell 24 i Anneks.	115
Tabell 26: Beregning av enhetspris (kr/tonn). Kilde: Lønnsomhetsundersøkelser for fiskeflåten av Budsjettnemnda for fiskenæring 2005.	115

1. INTRODUKSJON

1.1. Bakgrunn for valg av tema

For fiskeriforvaltere er bioøkonomi et særs viktig analyseverktøy. Fagfeltet studerer dynamikken hos levende naturressurser ved å benytte økonomiske modeller, og forsøker særlig å beskrive fiskeriaktivitetens biologiske og økonomiske påvirkningskraft.

Valg av bioøkonomisk analyseobjekt falt på det norske fisket av vanlig uer (*Sebastes marinus*) og snabeluer (*Sebastes mentella*). Det lå både økonomiske, forvaltningsmessige og biologiske forhold til grunn for at fisket av disse artene ble valgt.

Det norske uerfisket gikk over fra å være et typisk blandingsfiskeri til å bli et direkte fiskeri på midten av 1980-tallet (Kapittel 2.2. Fiskeriet). I toppåret 1991 ble det fisket 55 661 tonn uer, noe som utgjorde 2,8% av norske fartøys totale fangstmengde. Fangsten genererte en førstehåndsverdi¹ på 208 millioner norske kroner, 3,5% av den totale verdiskapningen i norske fiskerier (Tabell 9 i Anneks). I 1991 var uer den niende viktigste arten i norsk fiskerinæring, både i henhold til fangstmengde og verdi (Tabell 10 i Anneks), og dermed en betydelig økonomisk ressurs.

I Norges økonomiske sone (NØS) og i fiskevernsonen ved Svalbard var det direkte norske uerfisket et uregulert fiske frem til 1997. En bekymringsfull bestandsutvikling, spesielt hos snabeluer, førte til at man i 1997 innførte en innskrenkning i fisket ved å stenge for et direkte trålfiske nord for 70°N. I 2003 ble det innført totalforbud mot et trålfiske etter uer i hele NØS og fiskevernsonen, og det direkte fisket i områder under norsk jurisdiksjon er nå begrenset til et sesongbasert konvensjonelt fiske. I internasjonalt farvann foregikk det norske uerfisket uten reguleringer fra 1990 til 1996 i Irmingerhavet. Det direkte fisket ble da kvoteregulert av NEAFC. Siden 2006 har noen norske fartøy også deltatt i et totalkvotefisket i internasjonalt område i Norskehavet (Kapittel 2.3. Forvaltning).

¹ Verdi på første hånd er den verdi fiskerne får for fangsten.

Uerfamilien har en uvanlig reproduksjonsstrategi der yngelen fødes levende. En slik reproduksjonsstrategi innebærer en lavere reproduksjonsrate enn den man finner hos eggleggende fiskearter. Mange arter innenfor uerfamilien har i tillegg et langt livsløp med en særlig lang pre-reproduktiv periode sett i forhold til andre fiskearter, noe som videre er med på å senke reproduksjonsraten. Slike biologiske trekk gjør uerfamilien sårbare ovenfor beskatning (Kapittel 2.1. Biologi).

I 2006 ble både vanlig uer og snabeluer innlemmet i Norsk Rødliste. Norsk Rødliste er en oversikt over arter i Norge, på Svalbard og i norske havområder som vurderes til å ha begrenset levedyktighet over tid. Artene ble innført på listen med sviktende rekruttering som følge av overfiske som begrunnelse (Artsdatabanken 2006).

Imidlertid er det ikke etablert over enhver tvil at rekrutteringssvikten skyldes et overfiske. Det Internasjonale Havforskningsrådet (ICES) har ikke definert biologiske referansepunkter for fisket av verken vanlig uer eller snabeluer, og angir derfor ikke i sine rådgivningsrapporter overbeskatning som årsak til at bestandene er på et historisk lavmål (ICES 2007a).

Motivet bak driften av ethvert kommersielt fiskeri er utelukkende økonomisk, og bioøkonomisk teori forklarer med økonomiske modeller hvorfor enkelte fiskebestander blir biologisk overutnyttet mens andre utnyttes svakt eller ikke i det hele tatt. Ved å gjennomføre en bioøkonomisk analyse av det norske uerfisket kan det etableres om det direkte fisket har vært den avgjørende årsaken til det lave bestandsnivået som er observert hos både vanlig uer og snabeluer, samt forklare et eventuelt biologisk overfiske med økonomisk teori.

Til min kjennskap har det ikke tidligere blitt utført noen bioøkonomiske studier av det norske uerfisket. Den forskningen som finnes har kun blitt utført på et biologisk grunnlag.

1.2. Problemstilling og metodedesign

1.2.1. Avgrensning

Det overordnede formålet med denne oppgaven er å foreta en bioøkonomisk analyse av det totale norske uerfisket. Men datamangel og tidsbegrensninger gjør det nødvendig å avgrense analysematerialet noe.

Det ble bestemt at analyseperioden skulle omfatte årene 1980-2005. For denne perioden finnes det et sikkert og tilgjengelig analysemateriale som beskriver den totale utviklingen i det norske uerfisket.

Det finnes tre ulike uerbestander som beskattes av norske fiskere; nordøst arktisk vanlig uer og nordøst arktisk snabeluer i Barentshavet og Norskehavet, samt pelagisk snabeluer i Irmingerhavet. På grunn av begrenset datamateriale for fisket i Irmingerhavet, ble det norske uerfisket i denne oppgaven begrenset til å omfatte kun de to uerbestandene i Barentshavet og Norskehavet.

I praktisk fiske skilles det ikke mellom nordøst arktisk vanlig uer og nordøst arktisk snabeluer. De to ulike artene deler i all hovedsak habitat og er like av utseende. Offisiell norsk fangststatistikk foreligger derfor ikke for artene spesifikt, men Havforskningsinstituttet har siden 1995 estimert andel vanlig uer og andel snabeluer i fangst basert på fangstredskap, fangstdybde og fangstområde (Fiskeridirektoratet 2003a). Imidlertid oppstod det direkte uerfisket på midten av 1980-tallet. En god bioøkonomisk analyse bør baseres på data som i størst mulig grad reflekterer fiskeriets forløp. Dersom den bioøkonomiske analysen av det norske uerfisket skulle ha blitt utført separat for hver uerart, måtte det ha foreligget fangststatistikk for de to artene spesifikt for tidligere år enn 1995. I denne oppgaven blir derfor bestandene av vanlig uer og snabeluer i Barentshavet og Norskehavet slått sammen til en bestand med fellesbetegnelsen nordøst arktisk uer.

1.2.2. Formål

Gitt avgrensningene ovenfor, er formålet med denne oppgaven å:

- gjennomføre en bioøkonomisk analyse av det norske uerfisket
 - opparbeide nødvendig datamateriale
 - modellere biologisk produksjon hos nordøst arktisk uer
 - vurdere grad av biologisk overfiske i det norske uerfisket
 - modellere det norske uerfiskets økonomiske tilpasning
 - gi tilstrekkelig bakgrunn for en tolkning av den bioøkonomiske analysen

1.2.3. Forskningsmessig tilnærming og valg av metode

En bioøkonomisk analyse kan gjennomføres ved å benytte seg av en rekke metoder. Valg av metode bestemmes av hva som er forvaltningsobjektet. Mulige metoder er enbestandsanalyse, flerbestandsanalyse, fiskesoneanalyse og økosystemanalyse. I denne oppgaven benyttes en enbestandsanalyse. Enbestandsanalyser tar sikte på å forklare virkningen ulike forvaltningstiltak har på en bestemt bestand.

Bioøkonomisk teori er en sammenfatning av både biologisk og økonomisk vitenskap. I forvaltningssammenheng kan man si at biologien gir et grunnlag for forvaltning, mens økonomien sørger for forvaltningsmotivene. Bioøkonomiske modeller benyttes for å forklare biologiske og økonomiske prosesser innenfor et fiskeri. De biologiske prosessene beskrives med en matematisk modell for biologisk produksjon, mens de økonomiske prosessene beskrives med en matematisk modell som forklarer de økonomiske tilpasningene i et fiskeri.

Det finnes hovedsaklig to ulike typer modeller for beregning av biologisk produksjon; overskuddsproduksjonsmodeller og aldersstrukturerte modeller. Aldersstrukturerte modeller benyttes når det foreligger gode bestands- og individdata. Ved mangelfull biologisk informasjon, kan man benytte overskuddsproduksjonsmodeller, forutsatt at man har veletablerte dataserier for fangstutbytte og fangstinnstans. I denne oppgaven vil en overskuddsproduksjonsmodell benyttes. Bruk av en aldersstrukturert modell ble utelukket, da problemer med å aldersbestemme individer (Stransky et al. 2005), lave bestandskonsentrasjoner og felles fangststatistikk har gitt usikre bestands- og individdata for både vanlig uer og snabeluer.

Teorien som benyttes for å beskrive aktørers økonomiske tilpasning i et fritt fiske ble utviklet av H. S. Gordon (1954). Siden det direkte uerfisket var helt uregulert frem til 1997 og delvis uregulert frem til 2003, brukes Gordons modell av et fritt fiske i denne oppgaven til å foreta en økonomisk analyse av det norske uerfisket.

Datamaterialet som er nødvendig for utarbeidelsen av en overskuddsproduksjonsmodell og Gordons modell av et fritt fiske vil utarbeides gjennom et eget forskningsarbeid, basert på primærdata slik som offentlig statistikk. Bakgrunnen for en tolkning av den bioøkonomiske analysen vil bli gitt gjennom et litteraturstudium basert på primærdata slik som forskrifter og sekundærdata slik som faglige publikasjoner og rapporter.

1.2.4. Videre disposisjon

Kapittel to i den videre oppbyggingen av denne oppgaven vil gi bakgrunnsinformasjon nødvendig for en tolkning av den bioøkonomiske analysen av det norske uerfisket. Kapitlet vil gjøre rede for de ulike uerartenes biologi, utviklingen av uerfisket, forvaltningstiltak rettet mot uer og eksportmarkedet.

Kapittel tre vil forklare bioøkonomisk teori benyttet i oppgaven, herunder utledning av overskuddsproduksjonsmodeller og Gordons modell av et fritt fiske.

Kapittel fire vil vise opparbeidelsen av datamateriale nødvendig for den bioøkonomiske analysen. Datamaterialet omfatter innsatsdata, funksjonsparametere for en overskuddsproduksjonsmodell samt uerfiskets kostnader og inntekter.

Kapittel fem vil gi analyseresultatene. Disse vil diskuteres i kapittel seks og kapittel syv vil inneholde en konklusjon.

2. BAKGRUNN

2.1. Biologi

2.1.1. Generelt

Familien *Sebastidae* består av fire slekter som til sammen inneholder 128 arter. Flesteparten av disse artene holder til i det nordlige Stillehavet, men medlemmer av familien finnes også i resten av Stillehavet, Atlanterhavet og Det Indiske Hav. Fiskene i denne familien kjennetegnes av en komprimert kropp og piggstråler i rygg-, buk- og gattfinner som er tilknyttet giftkjertler (Fishbase 2008a).

Sebastidae er vivipare fisk (Fishbase 2008a). Vivipare fisk har innvendig klekking av egg slik at larvene gytes levende. Fisk som gyter på denne måten har typisk et lavere antall egg enn fisk er som ovipare (eggleggende). Noen arter innenfor familien har også et svært langt livsløp sett i forhold til andre fiskearter, noe som fører til langsom vekst og sen kjønnsmodning. Sammen med en lav reproduksjonsrate gjør slike biologiske trekk at disse artene er særlig utsatte for et biologisk overfiske.

I norske farvann finnes det fire arter innenfor *Sebastidae*-familien: vanlig uer, snabeluer, lusuer og blåkjeft (Pethon 2005). Vanlig uer, snabeluer og lusuer er av slekten *Sebastes*, mens blåkjeft tilhører slekten *Helicolenus*. Kun vanlig uer og snabeluer er kommersielle arter, men det kan forekomme innblanding av lusuer og blåkjeft i fangster tatt henholdsvis nært norskekysten og i Nordsjøen.

2.1.2. Nordøst arktisk vanlig uer (*Sebastes marinus*)

Vanlig uer er den største arten innenfor *Sebastidae*-familien som finnes i norske farvann. Vanlig uer kan bli opptil 60 år gammel og kan vokse inntil 1 meter lang og 15 kilo tung (Fishbase 2008b; Pethon 2005; Skogen et. al 2007). Imidlertid blir bare et fåtall over 60 centimeter lang (Pethon 2005).

Nordøst arktisk vanlig uer lever på 100 til 500 meters dyp på kontinentalsokkelen i Nordsjøen, Barentshavet og Norskehavet. Den lever også langs kysten og til dels inne i de norske fjordene. Vanlig uer finnes sjeldent i fiskbare mengder nord for Tromsøflaket/Bjørnøya (Skogen et al. 2007).



Figur 1: Vanlig uer (*Sebastes marinus*). Foto: Thomas de Lange Wenneck.

Kjønnsmoden nordøst arktisk vanlig uer har sitt næringsområde i Barentshavet der den beiter på krill, lodde, sild og torskfisk. Etter paringen, som foregår på høsten i august-oktober, vandrer fisken sørover mot gytefeltene. Hunnene bærer med seg spermene på gytevandringen, selve befruktningen skjer først i februar-mars. Utviklingen fra befruktet egg til yngel tar ca. 2 måneder (Pethon 2005).

På vandringen sørover stanser hannene opp utenfor Vest-Finnmark og Nord-Troms, og blir i dette området mens hunnene siger videre sørover til gyteområdene på eggakanten utenfor Vesterålen (Pethon 2005). Det gytes også på Haltenbanken og på Storegga (Skogen et al. 2007).

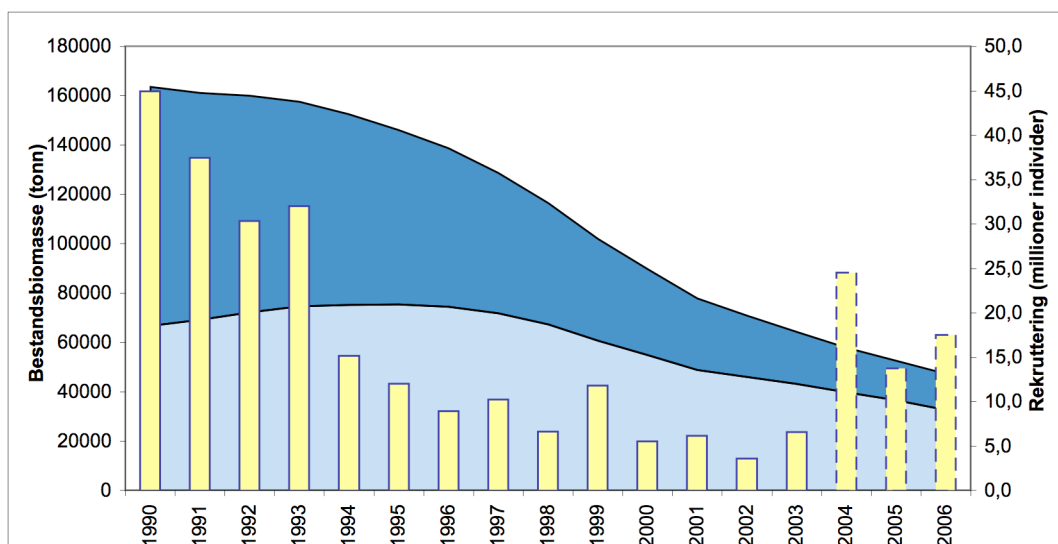
På våren inneholder gyteområdene rene konsentrasjoner av hunnfisk. De levende ungene slippes i april-juni, med hovedtyngden i mai. Etter gytingen trekker hunnene nordover, møter hannene og drar samlet tilbake til næringsområdene i Barentshavet (Pethon 2005). Utbredelse og gyteområde for nordøst arktisk vanlig uer er vist i Figur 2.



Figur 2: Utbredelse og gyteområde for nordøst arktisk vanlig uer. Kilde: Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet.

Yngelen er rundt 4-6 mm lange ved gyting (Skogen et al. 2007), og i løpet av sommeren driver larvene pelagisk nordover til oppvekstområdene som finnes ved Svalbard og i det nordøstlige Barentshavet. Yngelen ernærer seg på zooplankton og oppholder seg vanligvis pelagisk på 10-160 meters dyp. Når yngelen er rundt 60 mm lange bunnsetter de seg på grunnere dyp enn 100 meter (Pethon 2005).

Som toåring er nordøst arktisk vanlig uer 10-12 cm lang. Den vokser deretter omtrent 2 cm per år til den når kjønnsmoden alder. Ved 11-12 års alderen er halvparten av all nordøst arktisk vanlig uer kjønnsmoden. Den er da rundt 30-35 cm lang (Skogen et al. 2007). Alder for knivskarp kjønnsmodning, det vil si den alder der alle individer har nådd modenhet, er antatt til å være 15 år (ICES 2007b).



Figur 3: Bestandsberegninger for nordøst arktisk vanlig uer i ICES område I (Barentshavet) og II (Norskehavet), basert på utviklingen observert på Havforskningsinstituttets tokt og data samlet inn fra fiskeriene. Mørkt område viser umoden bestand bestående av individer fra 3 år og opp til 15, lyst område viser gytebestand bestående av individer fra 15 år og eldre og søyler viser rekrutteringen til bestanden gitt i antall individer mellom 3 og 6 år. Alle tall i perioden 2004-2006 er foreløpige tall. Kilde: Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet.

Figur 3 viser at nordøst arktisk uer har hatt sviktende rekruttering til bestanden siden tidlig 1990-tall. Rekrutteringen sank fra rundt 45 millioner individer i 1990 til 3,5 millioner individer i 2002. Det ser nå ut til at rekrutteringen til bestanden er på vei opp etter at bunnivået var nådd i 2002. Totalbestanden av uer minket fra rundt 160 000 tonn til 52 545 tonn fra 1990 til 2005. Det er den umodne bestanden som har minket mest, noe som er i samsvar med rekrutteringssvikten.

2.1.3. Nordøst arktisk snabeluer (*Sebastes mentella*)

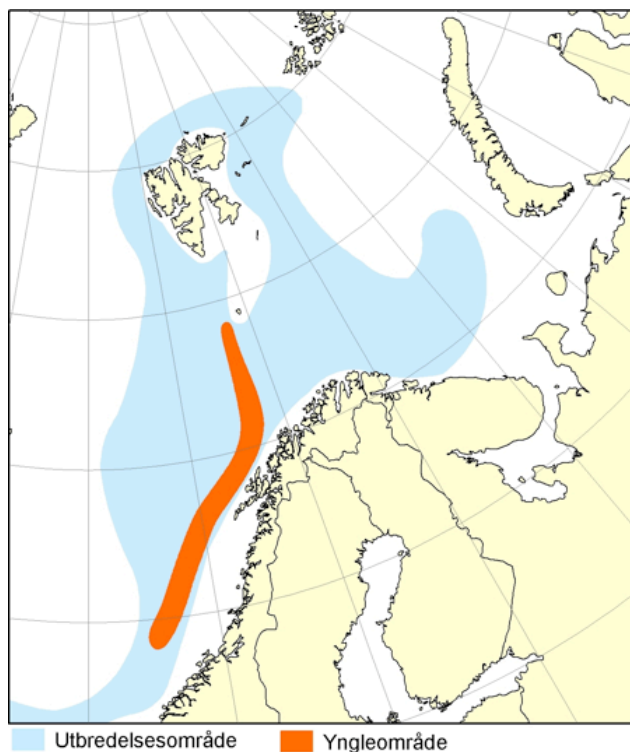
Snabelueren skiller seg fra vanlig uer ved at den har en tydelig, spiss tapp som peker fremover ut fra midten på underkjeven. Øynene er dessuten større, og fargen har et mer rosa anstrøk (Pethon 2005).

Nordøst arktisk snabeluer kan nå en lengde på 47 centimeter og en vekt på 1,3 kilo (Skogen et al. 2007), men voksne fisker blir vanligvis 35-40 centimeter lange (Pethon 2005). I denne bestanden er det funnet individer som har vært over 70 år gamle (Skogen et al. 2007).



Figur 4: Snabeluer (*Sebastes mentella*). Foto: Thomas de Lange Wenneck.

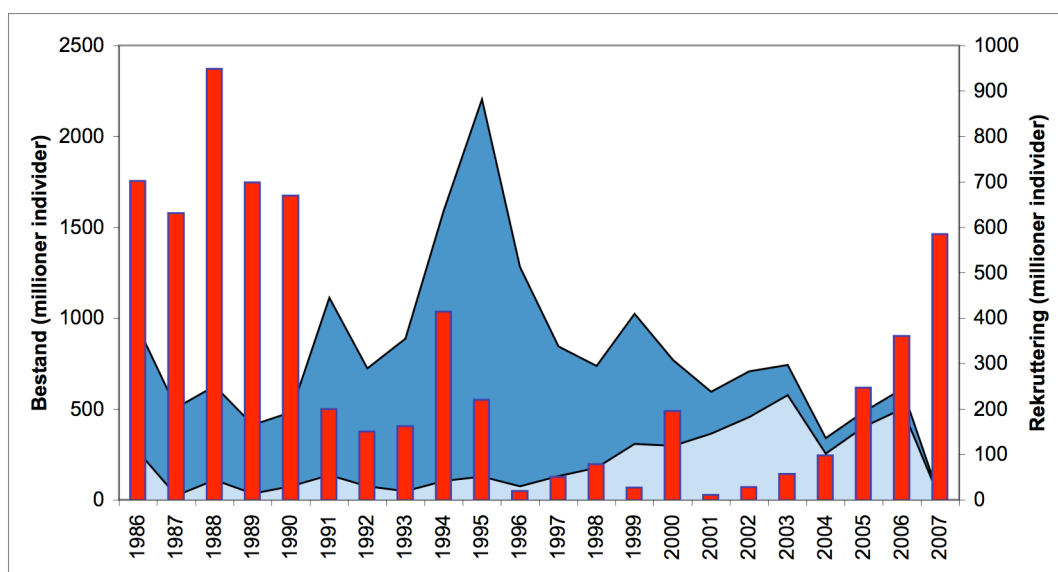
Nordøst arktisk snabeluer lever på 400-600 meters dyp i Barentshavet, ved Svalbard og i Norskehavet. I Norskehavet lever bestanden langs kontinentalskråningen fra Shetland i sør til Andøya i nord, men den kan foreta næringsvandring ut til det osea²iske Norskehavet der den oppholder seg pelagisk på 300-450 meters dyp (Skogen et al. 2007).



Figur 5: Utbredelse og gyteområde for nordøst arktisk snabeluer. Kilde: Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet.

² Oseanisk: marine vannmasser som befinner seg forbi kontinentalhyllen.

Ved en lengde på 30-34 centimeter, noe som tilsvarer en alder på 12-13 år, har halvparten av all nordøst arktisk snabeluer blitt kjønnsmoden (Saborido-Rey og Nedreaas 2000). Hunnene gyter i mars-april, hovedsaklig langs eggkanten fra britisk sone til Bjørnøya (Skogen et al. 2007). Larvene driver så nordover mot oppvekstområdet i det sørvestlige Barentshavet og ved Svalbard (Saborido-Rey og Nedreaas 2000). Yngelstørrelse og vekst frem til kjønnsmodning hos nordøst arktisk snabeluer er svært lik den man kan observere hos nordøst arktisk vanlig uer (Skogen et al. 2007). Utbredelse og gyteområde for nordøst arktisk snabeluer er vist i Figur 5.



Figur 6: Bestandsutvikling hos nordøst arktisk snabeluer slik den er registrert på Havforskningsinstituttets tokt nord for 69°N i Barentshavet og ved Svalbard (ICES område I). Mørkt område viser umoden bestand, målt i antall millioner individer med lengde 15-29 cm. Lyst område viser moden bestand, målt i antall millioner individer lengre enn 30 cm. Søylar viser rekruttering til bestanden målt i antall millioner individer i 0-gruppeindeksen. Kilde: Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet.

Figur 6 viser bestandsberegninger for nordøst arktisk snabeluer i Barentshavet (ICES område I). I likhet med nordøst arktisk vanlig uer opplevde også nordøst arktisk snabeluer en betydelig rekrutteringssvikt tidlig på 1990-tallet. Fra toppåret 1988 til bunnåret 2001 sank antall rekrutterer til bestanden fra 950 millioner individer til 11 millioner individer. Etter 2001 har rekrutteringsnivået økt. Foreløpige tall viser at det ble rekruttert 585 millioner individer til bestanden i 2007.

Umoden nordøst arktisk snabeluer under 30 centimeter kan være så gammel som 7-8 år (Saborido-Rey og Nedreaas 2000). Som følge av en særlig god rekruttering i 1988 ble det i 1995 observert en rekordstor umoden bestand på hele 2 078 millioner individer. Til sammenlikning var moden bestand på 128 millioner individer dette året.

Etter hvert som 0-gruppen fra 1988 nådde gytemoden alder, skjedde det en gradvis økning i moden bestand fra slutten av 90-tallet. Imidlertid minket gytebestanden i Barentshavet betydelig fra 2003 til 2004, og igjen fra 2006 til 2007. I 2003 ble det for første gang registrert en stor økning i fangst av snabeluer i internasjonalt farvann i Norskehavet, så nedgangen i moden bestand i Barentshavet i den senere tid skyldes mest sannsynlig at gytemoden snabeluer har foretatt næringsvandring ut i det oseaniske Norskehavet (Skogen et al. 2007).

I 2005 ble det estimert at biomassen av nordøst arktisk snabeluer i Norskehavet var på 300 000 tonn (pers. med. Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet). Biomasse av nordøst arktisk snabeluer i Barentshavet ble beregnet av undertegnede til 213 598 tonn. Beregningene (Tabell 11) ble basert på tilsendte datafiler med lengde- og vektforhold for denne bestanden, opparbeidet av Havforskningsinstituttet på et forskningstokt i Barentshavet i 2005 samt data fra Figur 6. Til sammen gir dette en bestandsbiomasse på 513 598 tonn for nordøst arktisk snabeluer i Barentshavet (ICES område I) og Norskehavet (ICES område II) i 2005.

2.1.4. Lusuer (*Sebastes viviparus*)

Lusueren er den minste arten av *Sebastidae*-familien i nordeuropeiske farvann (Pethon 2005). Lusueren kan bli inntil 35 centimeter lang og kan veie inntil 1 kilo. Arten kan bli så gammel som 40 år (Fishbase 2008c).

Lusueren finnes langs norskekysten fra Kattegat til Tanafjorden og i den nordlige delen av Nordsjøen (Fishbase 2008c). Yngre individer forekommer ofte pelagisk, mens voksne fisker stimer over steinete bunnsstrat nært kysten på 10-200 meters dyp (Pethon 2005).



Figur 7: Lusuer (*Sebastes viviparus*). Foto: Thomas de Lange Wenneck.

Den levende yngelen fødes i juni-august. Yngelen er 4-5 mm lange ved fødselen og lever pelagisk til de bunnsetter seg ved 60 millimeters lengde. Veksten hos lusueren er langsom, et 27 centimeter langt individ kan være så mye som 18 år gammelt. Kjønnsmodning inntreffer ved cirka 18 centimeters lengde (Pethon 2005).

2.1.5. Blåkjeft (*Helicolenus dactylopterus dactylopterus*)

Blåkjeften har fått navn etter munnhulen og innsiden av gjellelokkene, som er blåsvarte (Pethon 2005). Blåkjeft kan bli inntil 47 centimeter lang og kan veie inntil 1,55 kilo. Arten kan over 40 år gammel (Fishbase 2008d).

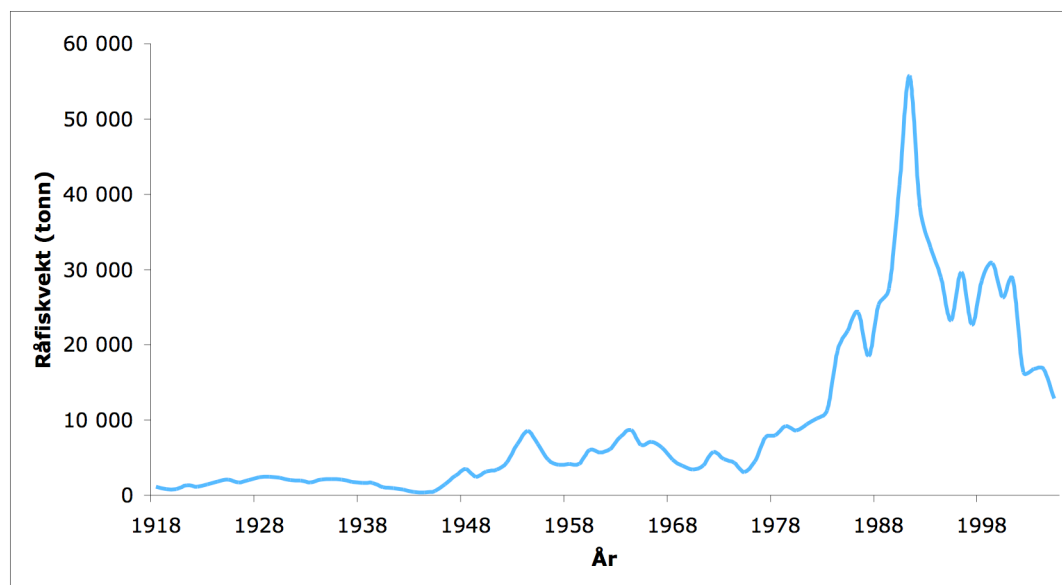


Figur 8: Blåkjeft (*Helicolenus dactylopterus dactylopterus*). Foto: Thomas de Lange Wenneck.

Blåkjeft er utbredt fra Middelhavet i sør til Finnmark i nord. Voksne individer forekommer på 200-800 meters dyp, men av og til blir eksemplarer fanget pelagisk på grunnere vann. Larvene gytes i mars til juli. Jo lengre nord man kommer, jo senere er gytetidspunktet (Pethon 2005). Blåkjeften blir kjønnsmoden ved 13-16 års alderen (Fishbase 2008d).

2.2. Fiskeriet

Norsk fangststatistikk for uer finnes helt tilbake til 1918, og presenteres i Figur 9. Videre finnes fangststatistikk for uer fordelt på ulike redskapstyper fra 1977. Denne statistikken presenteres i Figur 10 og Figur 11.

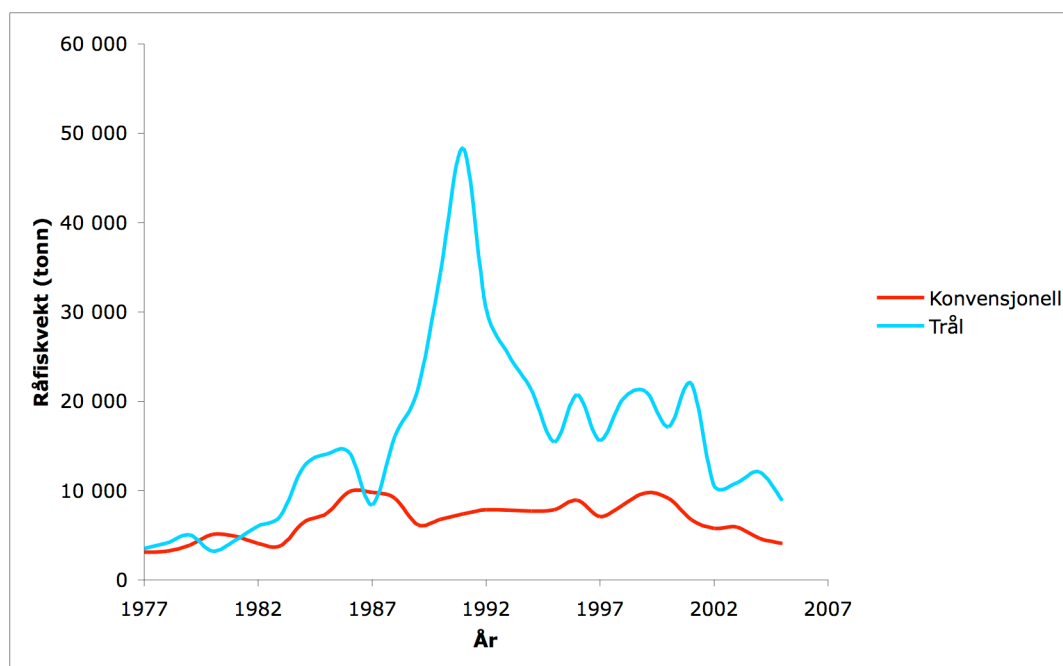


Figur 9: Norsk fangststatistikk for uer (alle arter) for årene 1918-2006 (Tabell 12 i Anneks).

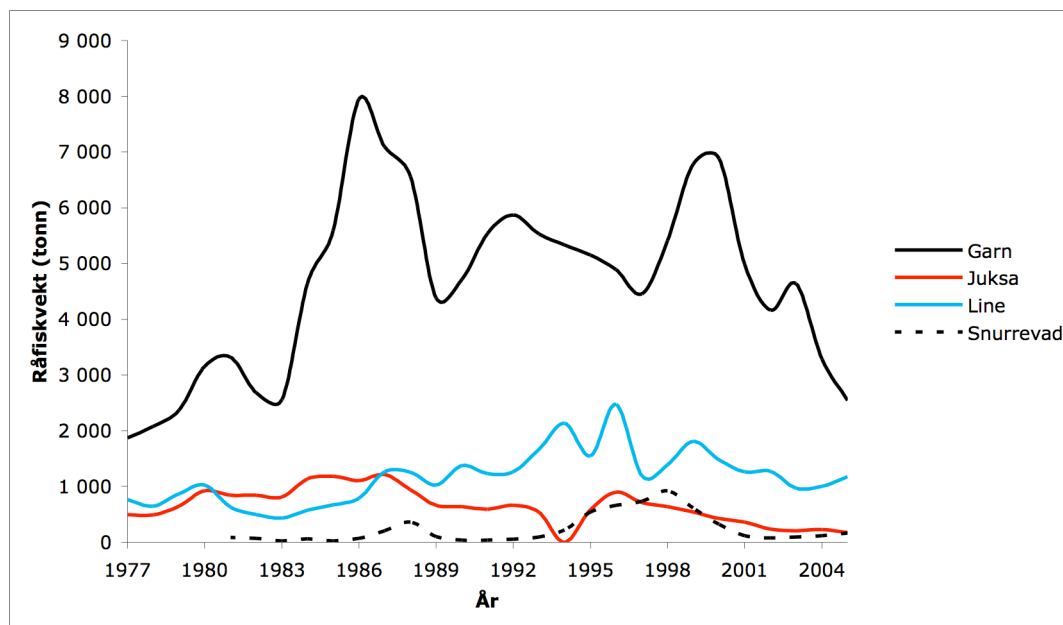
Fangststatistikken i Figur 9 viser at inntil midten av 1980-tallet fisket den norske fartøyflåten omtrent 10 000 tonn uer årlig, noe som utgjorde rundt en halv prosent av den totale norske fangstmengden (Tabell 9 i Anneks). Tradisjonelt sett var ikke uer noen stor målart, og uerfisket foregikk ikke som et direkte fiske. Nordøst arktisk vanlig uer inngikk som en naturlig del i det kystnære konvensjonelle blandingsfiskeriet, og ble også tatt som bifangst ved tråling nært kysten. Nordøst arktisk snabeluer ble tatt som bifangst ved tråling i Barentshavet og Norskehavet. Inntil midten av 80-tallet fisket fartøy med konvensjonelle redskap og trålfartøy omtrent like mye uer (Figur 10). Uer tatt med garn utgjorde størsteparten av konvensjonell fangst (Figur 11).

Figur 9 viser hvordan fangstnivået økte kraftig rundt midten av 80-tallet. Det norske uerfisket gikk da over fra å være et blandingsfiskeri til å bli et direkte fiskeri. Det følger av Figur 10 at mesteparten av denne utviklingen skjedde i trålflåten, men Figur

11 viser at fangstnivået også økte i den konvensjonelle flåten. Garnfangstene steg eksempelvis med 210% fra 1983 til 1986 (Tabell 13 i Anneks).

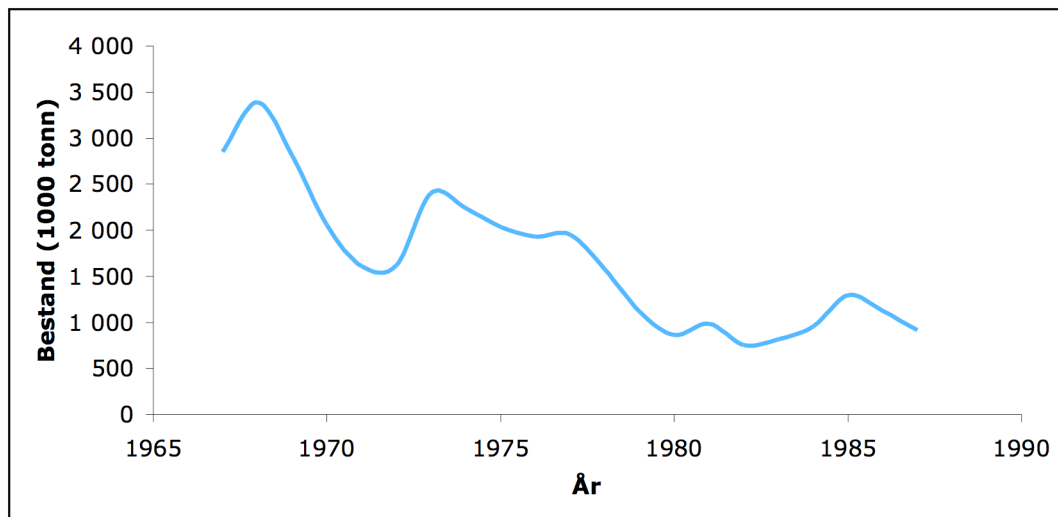


Figur 10: Norsk fangststatistikk for uer (alle arter) fordelt på redskapsgrupper for årene 1977-2005 (Tabell 13 i Anneks).



Figur 11: Norsk fangststatistikk for uer (alle arter) fordelt på ulike konvensjonelle redskap for årene 1977-2005 (Tabell 13 i Anneks).

Det norske uerfiskets utvikling til et direkte fiske, skyldes mest sannsynlig stadig mindre fangst av nordøst arktisk torsk som følge av en nedgang i bestanden fra slutten av 60-tallet (Figur 12).



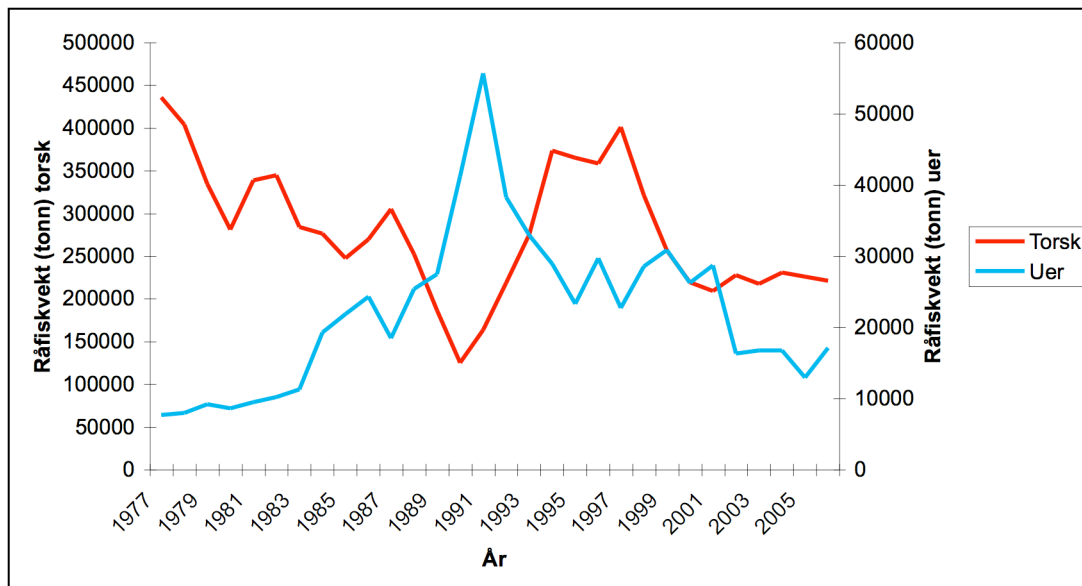
Figur 12: Bestandsutvikling hos nordøst arktisk torsk (*Gadus morhua*) i årene 1967-1987 (ICES 2007b).

Mangel på fangstbare mengder torsk kan ha tvunget norske fiskere til å se seg om etter alternative fiskeressurser. Siden uer var vanlig bifangst ved tråling etter torsk, og en naturlig del av det konvensjonelle fisket etter torsk, utpekte kanskje uer seg som et substitutt for torsken, spesielt for trålflåten. I Figur 13 presenteres en korrelasjon mellom torskefisket og uerfisket som er tydelig negativ. Den negative korrelasjonen mellom de to fiskeriene gjelder ikke fra slutten av 90-tallet. Dette kan skyldes reguleringstiltak som innskrenket uerfisket.

Russland og andre østeuropeiske land hadde siden midten av 70-tallet drevet et direkte fiske etter nordøst arktisk snabeluer i et område som strakte seg fra sør for Bjørnøya og til Svalbard. Her ble det fisket store mengder uer med bunntål frem til midten av 80-tallet (ICES 2007a). Norske fiskere var derfor klar over at et direkte uerfiske kunne være lønnsomt.

Oppdagelsen av fiskegrunner med høy konsentrasjon av kjønnsmoden snabeluer langs kontinentalskråningen i NØS på midten av 80-tallet, kan ha vært videre med på å

påvirke det norske uerfiskets overgang fra et blandingsfiskeri til et direkte fiskeri. Disse grunnene var tidligere uhøstet, og fisket her skapte en foreløpig økning i de norske landingstallene. Etter 1991 ga disse områdene lite fangst (ICES 2007a).

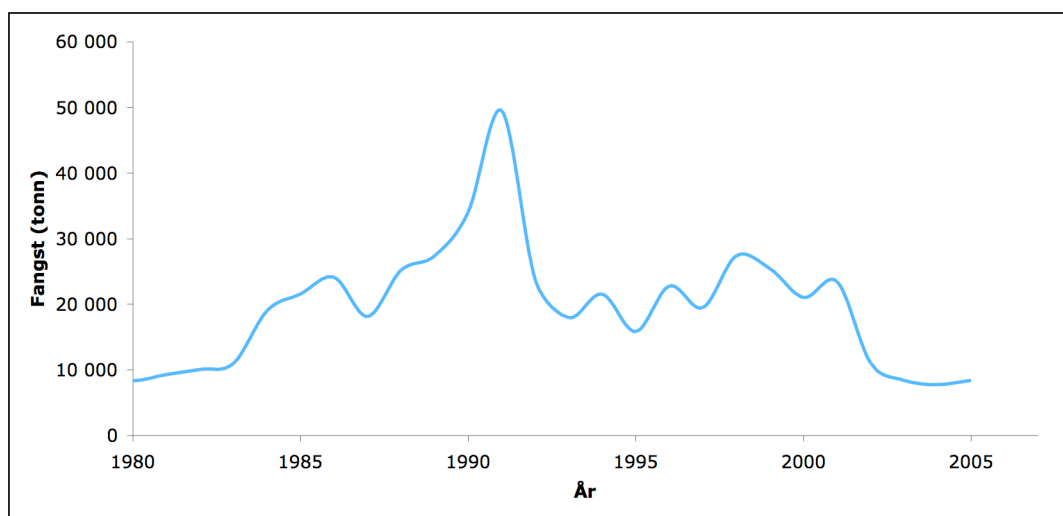


Figur 13: Norsk fangst av torsk og uer i perioden 1977-2006. Kilde: Statistisk sentralbyrå.

Siden 1982 har det foregått et fiske med pelagisk trål i internasjonalt farvann i Irmingerhavet etter en uerbestand som kalles pelagisk snabeluer (ICES 2007c). I 1990 deltok norske fartøy for første gang i dette fiskeriet (Fiskeridepartementet 1997). En oversikt over fangst og antall deltakende fartøy i fisket etter pelagisk snabeluer i Irmingerhavet finnes i Tabell 1. Den bioøkonomiske analysen som utføres i denne oppgaven omfatter det norske fisket av samlebetegnelsen nordøst arktisk uer. Denne betegnelsen omfatter de to bestandene nordøst arktisk vanlig uer og nordøst arktisk snabeluer. Derfor korrigeres fangststatistikken i Figur 9 for fangst av pelagisk snabeluer i Tabell 1. Norsk fangst av nordøst arktisk uer vises i Figur 14.

Tabell 1: Oversikt over antall fartøy som har deltatt i fisket etter pelagisk snabeluer i Irmingerhavet og fangsten (Fiskeri- og kystdepartementet 2007a; 2006; 2005b, Fiskeridepartementet 2004; 2003; 2002; 2001; 2000; 1999; 1998; 1997 og ICES 2007d)

År	Antall deltakende fartøy	Fangst (tonn)
1990	N/A	7 085
1991	N/A	6 197
1992	N/A	14 654
1993	N/A	14 990
1994	N/A	7 357
1995	3	7 457
1996	8	6 842
1997	7	3 179
1998	3	1 139
1999	4	5 435
2000	3	5 232
2001	4	5 222
2002	4	5 291
2003	8	8 399
2004	6	8 998
2005	4	4 574



Figur 14: Norsk fangst av nordøst arktisk uer (alle arter) i årene 1980-2005 (Tabell 19 i Anneks).

Alle lands uerfangst i Barentshavet og Norskehavet finnes i Tabell 14 i Anneks. I 1984 var norsk andel av totalfangsten kun 18,4%. I 1996 utgjorde norsk fangst derimot hele 81,8% av total uerfangst i ICES område I og II (Barentshavet og Norskehavet). Gjennomsnittlig har norsk fangstandel av uerfangst i Barentshavet og Norskehavet vært nesten 60%. Man kan dermed si at Norge har vært en betydelig

aktør i uerfisket i disse havområdene. Tabell 14 i Anneks benyttes ikke som datamateriale i gjennomføringen av den bioøkonomiske analysen på bakgrunn av at norsk fangstdata gitt i denne tabellen kun finnes fra 1984 samt at norsk fangst av nordøst arktisk vanlig uer i Nordsjøen ikke er inkludert.

2.3. Forvaltning

2.3.1. Fisket etter uer i områder under norsk jurisdiksjon



Figur 15: Oversikt over Norges økonomiske soner. Kilde: Fiskeri- og kystdepartementet.

2.3.1.1. *Regulering av fisket etter uer med trål nord for 62° N*

2.3.1.1.1. Fisket med stormasket trål

For fisket med trål ble det i 1997 iverksatt reguleringstiltak som reflekterte den bekymringsfulle rekrutteringssituasjonen for snabeluer. Dette var det første direkte forvaltningstiltaket for uer i Norge.

Hovedmålsettingen var å redusere fisket av snabeluer så mye som praktisk mulig for å øke gytebiomassen. En forutsetning for å få dette til var at reguleringene måtte være

gyldig for alle arter uer slik at en unngikk problemene med riktig identifisering av art. Samtidig hadde reguleringene som mål å treffe snabelueren og i så liten grad som mulig vanlig uer. Videre ble det vektlagt at vernetiltaket for snabeluer i minst mulig utstrekning skulle ramme fisket etter andre arter.

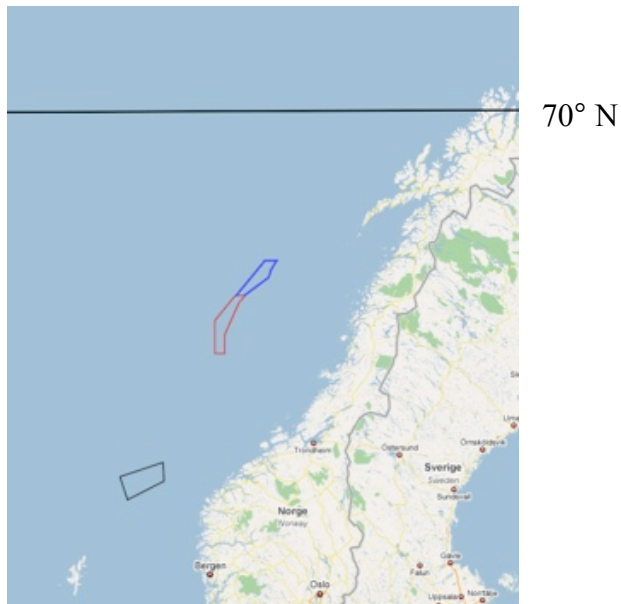
På bakgrunn av dette ble det med virkning fra 1. januar 1997 satt ned forbud mot et direkte fiske med stormasket trål (torsketrål) etter uer i fiskevernsonen ved Svalbard og i Norges økonomiske sone (NØS) nord for 70°N (Figur 16). Ved fiske etter andre fiskeslag ble det gitt adgang til å ha inntil 25% uer i vekt som bifangst i de enkelte fangster og ved landing (Fiskeridirektoratet 2006a).

Dette reguleringstiltaket ville ha stor innvirkning på trålfisket etter snabeluer, men ville i liten grad påvirke fisket etter vanlig uer som i all hovedsak foregikk med konvensjonelle redskaper. Tillatt andel uer i bifangst var også såpass høy at tiltaket ikke virket nevneverdig innskrenkende på fisket etter andre arter.

For å ytterligere redusere fangsten av snabeluer, ble det med virkning fra 1. mars 2000 iverksatt et totalforbud mot fiske med stormasket trål i to områder i NØS, som erfaringsmessig inneholdt store konsentrasjoner av snabeluer, i alle fall i deler av året (Figur 16). Disse to områdene ble avgrenset av rette linjer mellom visse posisjoner (Tabell 15 i Anneks). For å gi snabelueren et styrket vern ble område 1 utvidet (Figur 16) med virkning fra 1. januar 2002 (Fiskeridirektoratet 2006a).

Fangststatistikken i Figur 14 viser at trålforbudet gitt i 1997 ikke hadde nevneverdig påvirkning på fangstnivået. Derfor ble forbudet utvidet med virkning fra 1. januar 2003 til å være gyldig for alle områder nord for 62°N under norsk jurisdiksjon. Samtidig ble tillatt bifangst redusert til 20%. Fra 1. januar 2005 ble tillatt bifangst videre redusert til 15% (Fiskeridirektoratet 2006a).

Figur 14 viser at det totale trålforbudet innført i 2003 med all sikkerhet var med på å gi et lavere fangstnivå. Reguleringene for fisket etter uer med trål gitt til og med året 2005 har derfor blitt også i 2006 til 2008 (Fiskeri- og kystdepartementet 2007a).



Figur 16: Områder stengt for bunntråling. Område 2 avgrenset i svart. Område 1 avgrenset i rødt og utvidelsen av område 1 avgrenset i blått. Grensen for 70° N vist på kart. Designet med programmet Google Maps (Tabell 15 i Anneks).

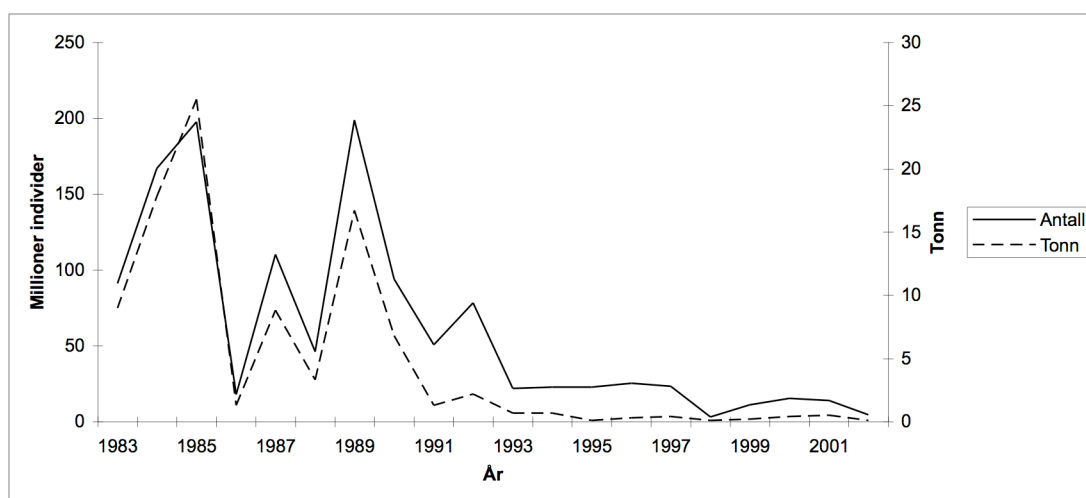
2.3.1.1.2. Innblanding av uer i trålfisket etter reker

Et forvaltningstiltak som indirekte traff uer, var påbudet om bruk av skillerist i reketråling nord for 62°N fra 1. januar 1993 (pers. med. Dag Paulsen, Fiskeridirektoratet). Forskere hadde lenge vært bekymret for at denne formen for fiske skapte store mengder bifangst av yngel og småfisk av forskjellige arter. Denne bifangsten kunne ikke i særlig grad utnyttes kommersielt og store potensielle verdier ble dermed tatt ut fra havet.

Man har estimert antall uer tatt som bifangst ved norsk reketråling i Barentshavet. Fangsten var størst i 1985 og 1989, der nærmere 200 millioner individer, som i all hovedsak var under gytemoden alder, ble fisket begge årene (Figur 17). Da forsøk med skillerist i reketrål startet tidlig på 90-tallet, og skillerist ble gjort påbudt i 1993, kunne man se en klar nedgang i bifangsten (Figur 17).

Rekefisket i Barentshavet tar hovedsaklig snabeluer som bifangst. 200 millioner individer er en anseelig mengde ungfisk, og som følge av at snabelueren er en art med et langt livsløp og en lav produksjonsrate må reketrålfisket uten tvil ha påvirket

bestanden i stor grad. Det finnes ikke data for andel vanlig uer i kystrekefisket, men trolig har dette fisket påvirket bestanden av nordøst arktisk vanlig uer i noen grad.



Figur 17: Estimert antall og vekt av uer i det norske rekefisket i Barentshavet (ICES 2007b).

Selv med skillerist i rekefisket, ble ikke bifangst av umoden uer unngått helt. Derfor ble det fra 1. januar 2000 innført en maksimal grense for bifangst av ueryngel i rekefisket. Grensen ble satt til 10 individer per 10 kilo reker (Fiskeridepartementet 2000). Dette ble så endret fra 1. januar 2006 til 3 individer under minstemålet på 32 centimeter per 10 kilo reker (Fiskeridirektoratet 2006a).

2.3.1.1.3. Bifangst av uer i trålfisket etter vassild og kolmule

De to områdene som ble stengt for fiske med stormasket trål ble i utgangspunktet også stengt for fiske etter vassild og kolmule med småmasket trål (pelagisk trål). Fartøy med vassildtråltillatelse kan imidlertid fiske etter vassild innenfor de stengte områdene med pelagisk trål i perioden 1. mars til og med 31. mai, men fartøyene har ikke adgang til å ta uer som bifangst (Fiskeridirektoratet 2006a).

Ved fiske etter vassild utenfor de stengte områdene nord for 62 °N ble det med virkning fra 1. januar 2004 åpnet opp for en bifangstavgang på 5% uer. Dette ble gjort av hensyn til både at bifangst var uunngåelig og at det var behov for en klart definert grense for denne bifangsten (Fiskeridirektoratet 2006a).

2.3.1.2. *Regulering av kystfisket etter uer nord for 62° N*

Uer fisket av kystflåten er stort sett vanlig uer. I 2003 var bestanden av nordøst arktisk uer på 64 240 tonn, et nivå som var 60% mindre enn bestandsnivået i 1990 (Figur 3). Den 14. april 2004 ble det derfor iverksatt to ulike tiltak for regulering av kystfisket etter uer nord for 62 °N, som tok sikte på å bedre bestandssituasjonen for vanlig uer.

Det første tiltaket var et forbud mot å fiske uer med konvensjonelle redskaper i tidsrommet fra 1. mai til og med 31. mai, som er hovedgyteperioden for vanlig uer. I fredningstiden ble det gitt anledning til å ha inntil 20% bifangst av uer ved fiske etter andre arter. Bifangsten av uer ble avregnet per uke. Det andre tiltaket var at det ble fastsatt et generelt minstemål for vanlig uer på 32 centimeter. Det ble gitt anledning til å ha inntil 10% uer i antall under minstemål i bifangst tatt i fredningstiden og i det direkte fisket utenom fredningstiden (Fiskeridirektoratet 2006a).

Med virkning fra 1. januar 2005 ble fredningsperioden utvidet til å gjelde i tidsrommet fra 20. april til og med 19. juni. Tillatt bifangst i fredningsperioden ble redusert fra 20% til 15% i samsvar med reduksjonen i bifangstadgangen for trålerne (Fiskeridirektoratet 2006a).

Med virkning fra 1. januar 2006 ble fredningstiden utvidet til å gjelde i to perioder, den første fra 1. april til og med 31. mai og den andre fra 1. september til og med 30. september. I tillegg blir det fastsatt et forbud mot å bruke garn med mindre maskestørrelse enn 120 mm når man fisket direkte etter uer utenom fredningstiden (Fiskeridirektoratet 2006a).

Med virkning fra 1. januar 2007 ble fredningsperiodene ytterligere utvidet til å gjelde fra 1. mars til og med 30. juni og fra 1. september til og med 30. september. Fartøy under 11 meter som fisket med juksa ble unntatt fra fredningsperioden (Fiskeridirektoratet 2007a).

Reguleringene for fisket etter uer med konvensjonelle redskaper nord for 62 °N for 2007 vil opprettholdes også i 2008 (Fiskeri- og kystdepartementet 2007b).

2.3.2. Fisket etter uer i områder utenfor norsk jurisdiksjon

I tillegg til fisket i egen jurisdiksjon fisker norske fartøyer uer i områder i det nordøstlige Atlanterhavet som befinner seg utenfor noen stats jurisdiksjon. Disse områdene reguleres av den nordøst atlantiske fiskerikommisjonen (NEAFC) (Figur 18).



Figur 18: Oversikt over NEAFCs konvensjons- og reguleringsområde (i oransje). Kilde: NEAFC (www.neafc.org).

NEAFC er grunnlagt på ”Konvensjonen om det fremtidige multilaterale samarbeid om fisket i det nordøstlige Atlanterhav av 18. november 1980”. Norge er medlem av denne konvensjonen (Fiskeri- og kystdepartementet 2005a).

Når det gjelder reguleringer av fisket på bestander som vandrer både innenfor og utenfor de økonomiske sonene på 200 nautiske mil, kan NEAFC gjøre vedtak om reguleringstiltak innenfor de økonomiske sonene dersom et medlem ønsker og støtter at et reguleringstiltak settes i verk (Fiskeridepartementet 1997).

Siden 1990 har norske fiskere deltatt i fisket etter pelagisk snabeluer i Irmingerhavet, som betegnes som en bestand forskjellig fra den nordøst arktiske snabelueren. NEAFC satte i gang forvaltningstiltak for denne bestanden i 1996 i form av en totalkvote (TAC) som ble fordelt mellom kontraktpartene (Thomson 2003).

I 2004 ble det for første gang rapportert om kommersielle fangster av snabeluer fra den sentrale og internasjonale delen av Norskehavet, kjent som Smutthavet, som forvaltes av NEAFC. Havforskningsinstituttet mente at snabelueren i dette området var av den nordøst arktiske bestanden som siden 1997 hadde vært vernet med strenge reguleringer i norsk økonomisk sone og i fiskevernsonen ved Svalbard. Dette synet ble begrunnet med at de kommersielle fangstene i første halvdel av 2004 falt sammen med en brå nedgang i målte mengder snabeluer inne på kontinentalskråningen og – sokkelen. ICES delte dette synet (Skogen et al. 2007).

Med virkning fra 3. november 2006 ble det innført et forbud av Fiskeridirektoratet mot å fiske direkte etter uer i den internasjonale delen av Norskehavet. Det ble gitt mulighet til å ha 15% bifangst av uer i fisket etter andre arter (Fiskeridirektoratet 2006b). Det norske fisket av snabeluer i Smutthavet i 2006 var på 2 755 tonn. Fangsten var tatt delvis direkte med pelagisk trål før forbudet ble innført og delvis som bifangst i fisket etter sild og kolmule (ICES 2007a).

Norge foreslo på årsmøtet i NEAFC i november 2006 at deres reguleringstiltak skulle bli adoptert av NEAFC til å gjelde for alle medlemmer av NEAFC-konvensjonen, men dette forslaget ble nedstemt (Fiskeri- og kystdepartementet 2007b). Imidlertid ble det på årsmøtet vedtatt et forbud mot å fiske pelagisk uer i ICES statistikkområder I og II utenfor noen stats jurisdiksjon (internasjonalt område) for perioden 1. januar til 30. juni 2007. Reguleringen skulle evalueres på et ekstraordinært årsmøte i NEAFC i juni 2007 (Fiskeridirektoratet 2006a).

På det ekstraordinære årsmøtet var det enighet i NEAFC om å åpne for et pelagisk fiske etter snabeluer i Smutthavet innenfor en totalkvote på 15 500 tonn som skulle fiskes i perioden 1. september til 15. november 2007. Et slikt fiskeri kalles ofte for et kappfiske. Det ble også åpnet for at fartøy i fisket etter andre arter kunne ha inntil 5% bifangst av uer i vekt i de enkelte fangster og ved landing inntil fisket etter pelagisk

uer ble stoppet. Fisket ble stoppet 18. september. Fiskeridirektoratet ga kun norske fartøy som hadde deltatt i det direkte fiskeriet i 2006 tillatelse til å delta i kappfisket i 2007 (Fiskeridirektoratet 2007c).

På NEAFCs årsmøte i november 2007 ble det vedtatt et generelt forbud mot å fiske pelagisk uer i Smutthavet ICES i 2008. I fisket etter andre arter ble inntil 1% bifangst tillatt. Imidlertid ble det åpnet for et fiske i perioden 1. september til 15. november 2008 innenfor en totalkvote på 14 500 tonn. Kun norske fartøy som hadde deltatt i fisket i 2007 ville få tillatelse til å delta i 2008 (Fiskeridirektoratet 2007c).

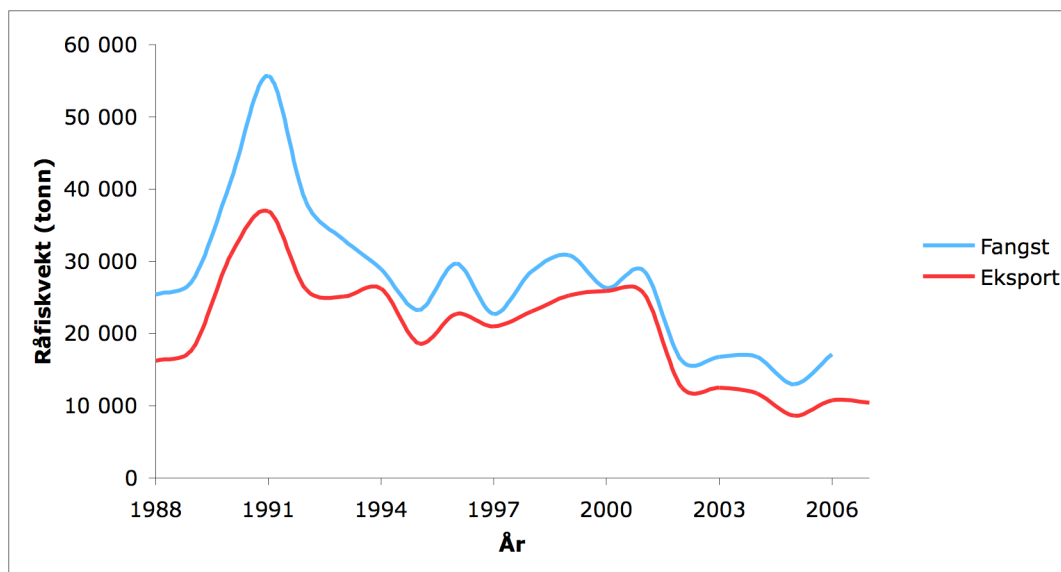
2.4. Marked

I perioden 1988-2006 gikk gjennomsnittlig 76% av den norske uerfangsten til eksport. Toppåret for eksporten var i 2000, da hele 98,6% av ueren fisket av norske fartøy ble eksportert (Tabell 17 i Anneks).

I Figur 19 vises norsk fangst og eksport av uer. Eksportnivået forteller om et kjøpelystent marked som etterspør uer som produkt, noe som kan ha bidratt til utviklingen av det direkte fisket. I følge data tilsendt fra Eksportutvalget for fisk (EFF) er viktige eksportland Tyskland, Frankrike, Danmark, Japan Belgia, Nederland og Finland.

Produktene som eksporteres er fryst og fersk hel fisk, fryst og fersk filet samt ferskt fiskekjøtt. Det eksporteres mest hel fisk (Tabell 16 i Anneks).

Det produktet som gjennomsnittlig har hatt høyest pris er fersk uerfilet. Gjennomsnittlig eksportpris har vært 39,22 kroner per kilo i 2007-kroner. Den gjennomsnittlige prisen på første hånd har vært 6,83 kroner per kilo i 2007-kroner. Verdiøkningen fra råvare til eksportprodukt har da vært på nærmere 475% (Tabell 17 i Anneks).



Figur 19: Norsk fangst og eksport av uer (alle arter) i årene 1988-2007 (Tabell 17 i Anneks).

3. BIOØKONOMI

I dette kapittelet utledes teorien bak overskuddsproduksjonsmodeller. Det vil bli foretatt et valg av en overskuddsproduksjonsmodell som skal benyttes til å beskrive biologisk produksjon hos nordøst arktisk uer.

Videre vil Gordons økonomiske teori for et fritt fiske (Gordon 1954) utledes. Gordons økonomiske modell bygger på en biologisk produksjonsmodell, og til sammen utgjør modellene en bioøkonomisk modell som vil benyttes til en bioøkonomisk analyse av det norske fisket av nordøst arktisk uer.

Støttelitteratur for utledning av bioøkonomisk teori, har i all hovedsak vært Flåten (1994) og Clark (1990).

3.1. Beregning av biologisk produksjon og fangst

3.1.1. Beregning av biologisk produksjon

Modeller for beregning av biologisk produksjon i en fiskebestand har blitt utviklet med utgangspunkt i ideen om at befolkningsvekst kontrolleres av jordens naturressurser. Denne ideen er kjent som den malthusianske vekstmodell etter den engelske pastoren T. R. Malthus (Wikipedia 2008a).

Malthus foreslo at jordas befolkning vokste eksponentielt mens mattilgangen vokste lineært, og at befolkningstallet ikke ville øke hvis befolkningsnivået oversteg tilgangen på mat (Wikipedia 2008b).

Utledning av den malthusianske vekstlikning:

Vi gir en bestands biomasse benevnningen x . Biomasse er antall individer multiplisert med individvekt. Størrelsen på bestanden vil endre seg over tid. Bestandsnivået vil derfor være en funksjon av tiden, $x(t)$. Dette er viktig å være klar over, men i tekst og likninger vil jeg sløyfe t hvis tiden ikke eksplisitt bør være med av hensyn til forståelsen av likningen.

Den naturlige tilveksten til bestanden, altså endringen i bestanden per tidsenhet, er den deriverte av funksjonen $x(t)$:

$$\frac{\delta x}{\delta t} = F(x) \quad (1)$$

der x er bestandens størrelse ved tidspunkt t og $F(x)$ er en funksjon for den naturlige tilveksten til bestanden ved et gitt bestandsnivå.

Endringer i en bestand bestemmes av hvor mange som fødes og hvor mange som dør. Bestandens netto vekstrate r vil da være:

$$r = b - m \quad (2)$$

der b er fødselsraten og m er dødelighetsraten.

Hvor mange som fødes og hvor mange som dør vil være proporsjonalt med bestandens størrelse, og vi får da at den naturlige tilveksten til bestanden er:

$$F(x) = rx \quad (3)$$

Likning (3) er en modell i kontinuerlig tid for en bestands biologiske produksjon. $F(x)$ er differensiallikningen $\partial x / \partial t$. Differensiallikningen (3) har generell løsning:

$$x(t) = x_0 \cdot e^{rt} \quad (4)$$

der x_0 er bestandsnivået ved utgangspunktet. Eksponentiallikningen har følgende løsninger:

Dersom $r > 0$: populasjonens størrelse vil vokse eksponentielt til uendelig.

Dersom $r < 0$: populasjonens størrelse vil minke eksponentielt til null.

Dersom $r = 0$: populasjonens størrelse vil være lik x_0

Likning (4) er Malthus' utgangspunkt. Mange hadde innvendinger mot at Malthus beskrev biologisk vekst som en eksponentiell funksjon. Man mente at populasjonsvekst ikke ville begrenses kun av tilgangen på mat, men også av tetthetsavhengige faktorer slik som for eksempel utbrudd av sykdom og plassmangel.

Under ideelle forhold, der tilgjengelig område og andre ressurser ikke begrenser vekst,

har mange biologiske bestander vist seg å vokse eksponentielt i begynnelsen (Clark 1990). Men etter hvert som tiden går og bestandsnivået øker, vil vekstbegrensninger i miljøet gjøre seg stadig mer gjeldende. Vi kan derfor kalle den netto vekstraten r populasjonens urealiserte vekstrate, altså den vekstraten populasjonen ville ha hatt under ideelle forhold. For å vise at det i et miljø vil være vekstbegrensende faktorer for en økende bestand, kan vi erstatte r i likning (3), slik at den naturlige tilveksten til bestanden kan beskrives med funksjonen:

$$F(x) = r(x) \cdot x \quad (5)$$

der $r(x)$ er en synkende funksjon av x og bestandens reelle vekstrate. Vekstlikningen beskriver nå en tilbakevirkende prosess, en kompensasjon, som kontrollerer bestandsveksten etter hvert som bestandsnivået stiger.

3.1.1.1. *Den logistiske vekstlikning (Verhulsts vekstlikning)*

Den logistiske vekstlikning ble først foreslått av den belgiske matematikeren P. F. Verhulst i 1838 som en videreutvikling av den malthusianske vekstmodell (Wikipedia 2008a). Verhulst foreslo en likning som beskrev en kurve han kalte den logistiske vekstkurve.

Utledning av den logistiske vekstlikning (Verhulsts vekstlikning):

For å beskrive $r(x)$ som en synkende funksjon av x , setter vi at:

$$r(x) = r \left(1 - \frac{x}{K} \right) \quad (6)$$

der K er miljøets bærekapasitet. Funksjonen beskriver at jo større bestanden er, jo lavere vil $r(x)$ bli. Hvis bestanden har samme nivå som miljøet bærekapasitet, vil $r(x)$ være lik null.

Vi setter inn likning (6) i likning (5), og får følgende funksjon for naturlig tilvekst til en bestand:

$$F(x) = \left(r - \frac{rx}{K}\right)x = rx \left(1 - \frac{x}{K}\right) \quad (7)$$

Uttrykket i likning (7) kalles den logistiske vekstlikning.

$F(x)$ er differensiallikningen $\partial x/\partial t$. Differensiallikningen (7) har generell løsning:

$$x(t) = x_0 + \frac{K}{1 + ce^{-rt}}, \quad \text{der} \quad c = \frac{K - x_0}{x_0}, \quad (8)$$

der $x_0 = x(0)$. Det følger at når $t \rightarrow \infty$ er grenseverdien for funksjonen lik K .

3.1.1.2. *Gompertz' vekstlikning*

Gompertz' vekstlikning ble foreslått av den britiske matematikeren B. Gompertz i 1825 (Gompertz 1825).

Utledning av Gompertz' vekstlikning:

For å beskrive $r(x)$ som en synkende funksjon av x , setter vi at:

$$r(x) = r \ln\left(\frac{K}{x}\right) \quad (9)$$

der K er miljøets bærekapasitet. Funksjonen beskriver at jo større bestanden er, jo lavere vil $r(x)$ bli. Hvis bestanden når samme nivå som miljøets bærekapasitet, vil $r(x)$ være lik null.

Vi setter inn likning (9) i likning (5), og at den naturlige tilveksten til bestanden kan skrives:

$$F(x) = rx \ln\left(\frac{K}{x}\right) \quad (10)$$

Uttrykket i likning (10) kalles Gompertz' vekstlikning.

$F(x)$ er differensiallikningen $\partial x/\partial t$. Differensiallikningen (10) har generell løsning:

$$x(t) = x_0 + Ke^{-ce^{-rt}} \quad \text{der} \quad c = \frac{K - x_0}{x_0}, \quad (11)$$

der $x_0 = x(0)$. Det følger at når $t \rightarrow \infty$ er grenseverdien for funksjonen lik K .

3.1.1.3. *Den generelle vekstlikning (Pellas og Tomlinsons vekstlikning)*

Pella og Tomlinson (1969) foreslo en generell vekstlikning som kunne ta hvilken som helst form, inkludert den hos Verhulst og Gompertz. Definisjonen av den generelle vekstlikning:

$$F(x) = rx \left[1 - \left(\frac{x}{K} \right)^{m-1} \right] \quad (12)$$

der m er en positiv konstant.

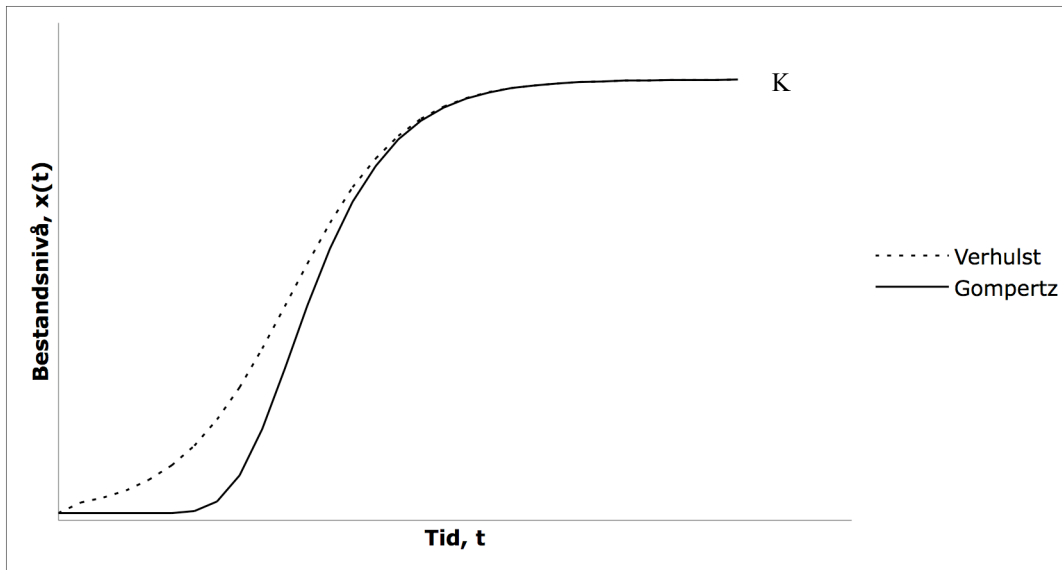
Når m er lik 2, er uttrykket i likning (12) lik Verhulsts vekstlikning. Når m er lik 1, er uttrykket i likning (12) lik Gompertz' vekstlikning.

For å benytte den generelle vekstmodellen i andre tilfeller enn når m er lik 1 eller 2, må man estimere tilleggsparameteren m for å tilpasse modellen til dataene. Man risikerer at den generelle modellen for biologisk vekst vil passe dårligere enn Verhulsts eller Gompertz' vekstmodell fordi det ofte er et invers forhold mellom antall parametere som må estimeres og modellens ytelse (Hilborn og Walters 1992).

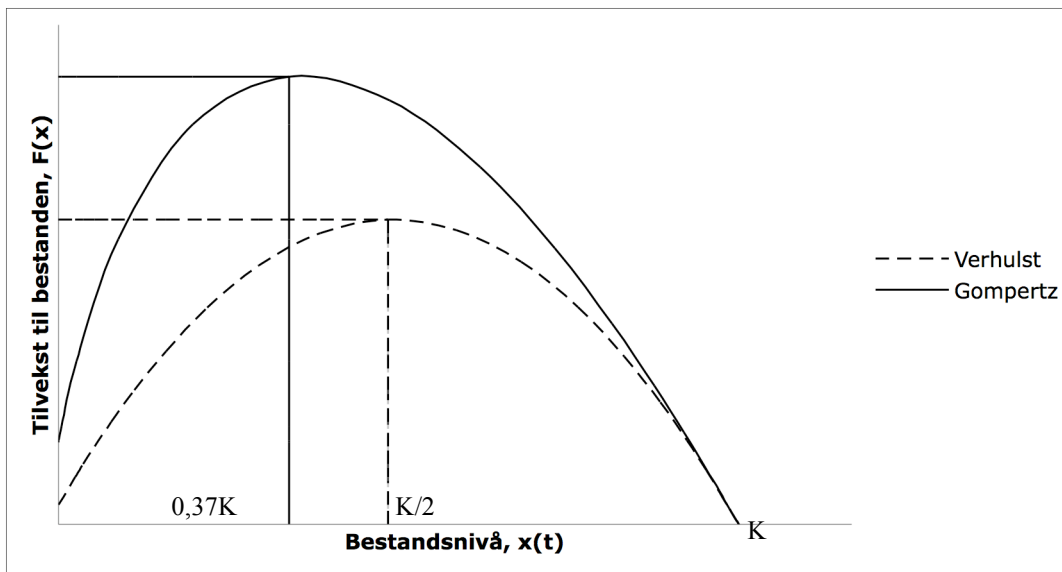
I denne oppgaven er det ikke mulig å se på den generelle vekstmodellens ytelse under ulike størrelser for m , da tidsbruken må begrenses. Jeg foretar derfor kun en sammenlikning av Verhulsts og Gompertz' vekstlikning for å undersøke hvilken av disse som best egner seg til å beskrive biologisk produksjon hos nordøst arktisk uer.

3.1.1.4. *Sammenlikning av vekstlikninger for beregning av biologisk produksjon*

En sammenlikning av Verhulsts og Gompertz' vekstlikning for en gitt vekstrate r , et gitt bestandsnivå $x(t)$ ved $t=0$ og en gitt miljøkapasitet K finnes i Figur 20 og Figur 21.



Figur 20: Sammenlikning av Verhulsts og Gompertz' funksjon for en bestands størrelse over tid.



Figur 21: Sammenlikning av Verhulsts og Gompertz' vekstlikning for beregning av en bestands biologisk produksjon.

Figur 20 og Figur 21 viser at hovedforskjellen mellom Gompertz' og den logistiske vekstlikning er at Gompertz' vekstlikning forventer en høyere tilvekst ved et lavere bestandsnivå enn det Verhulsts vekstlikning gjør.

Gompertz' vekstlikning forutser en maksimal tilvekst ved et bestandsnivå som er rundt 37% av miljøets bærekapasitet, mens Verhulsts vekstlikning forutser en

maksimal tilvekst ved et bestandsnivå som er 50% av miljøets bærekapasitet. Dette impliserer at tetthetsavhengige faktorer er viktigere i Gompertz' vekstlikning enn i den logistiske vekstlikningen når det kommer til å beskrive vekstbegrensninger i en bestand. Når parametrene er like, gir også Gompertz' vekstlikning en høyere maksimal tilvekst enn den logistiske, selv om bestandsnivået er lavere.

Vanlig uer og snabeluer produserer færre avkom enn de fleste andre fiskearter. Det er derfor tvilsomt at biologisk produksjon hos uer er stor ved et lavt bestandsnivå, og at et lite bestandsnivå vil gi opphav til flere avkom enn et høyere bestandsnivå. Det er trolig at Gompertz' vekstlikning vil forutse en mye høyere tilvekst enn det nordøst arktisk uer produserer i virkeligheten. Av denne grunn velges Verhulsts vekstlikning til å beskrive biologisk produksjon hos nordøst arktisk uer.

På bakgrunn av uerens biologiske trekk, er det mulig at den biologiske vekstmodellen bør være skjøvet mot høyre i forhold til Verhulsts vekstmodell, slik at modellen forutsetter et høyere bestandsnivå for samme tilvekst. Det vil si at man bør benytte en Pella-Tomlinssonmodell der m er høyere enn 2. Dette utelukkes på grunn av begrenset tid.

3.1.2. Beregning av fangst

Dersom en bestand utsettes for fangst, vil endringen i bestandens størrelse per tidsenhet kunne beskrives med følgende uttrykk:

$$\frac{\delta x}{\delta t} = F(x) - h(E, x) \quad (13)$$

der $F(x)$ er funksjonen for bestandens naturlige tilvekst for ett gitt bestandsnivå $x(t)$ og $h(E, x)$ er en funksjon for fangst, bestemt av bestandsnivå $x(t)$ og fiskeinnsats E .

Dersom vi setter uttrykket i likning (13) lik null, er det ingen tilvekst til bestanden, og bestanden befinner seg i en biologisk likevekt:

$$\begin{aligned}\frac{\delta x}{\delta t} &= 0 \\ F(x) - h(t) &= 0 \\ F(x) &= h(t)\end{aligned}\tag{14}$$

Likning (14) beskriver at betingelsen for at en bestand som utsettes for fangst skal befinne seg i en biologisk likevekt, er at fangsten er like stor som den naturlige tilveksten. Når fangsten er like stor som den naturlige tilveksten, kaller vi fangsten for likevektsfangst.

Den amerikanske biologen M. B. Schaefer foreslo at fangst som ble tatt over et kort tidsrom kunne beskrives som en funksjon av fiskeinnsatsen E , bestandsnivået x og en fangstbarhetskoeffisient som han kalte q (Schaefer 1954; 1957). Funksjonen kalles Schaefers fangstfunksjon:

$$h = qEx\tag{15}$$

Vi erstatter $h(E,x)$ i likning (14) med uttrykket for kortsiktig fangst i likning (15) og $F(x)$ i likning (14) med uttrykket for den logistiske vekstlikning i likning (7), og får følgende betingelse for at en bestand skal være i biologisk likevekt:

$$rx\left(1 - \frac{x}{K}\right) = qEx\tag{16}$$

Ved å ordne på likning (16) får vi et uttrykk for likevektsbestanden x_{eq} :

$$x_{eq} = K\left(1 - \frac{qE}{r}\right)\tag{17}$$

Ved å sette uttrykket for x_{eq} i likning (17) inn for x i likning (16), får vi et uttrykk for likevektsfangst:

$$h(E_{eq}) = F(x_{eq}) = qKE - \frac{q^2KE^2}{r} \quad (18)$$

Likning (18) er den langsiktige fangstfunksjonen. Den langsiktige fangstfunksjonen beskriver at selv om fangst er en funksjon av innsats og bestandsnivå på kort sikt, vil fangst på lang sikt kun være en funksjon av innsats. Likning (18) gir funksjonen for en matematisk modell som beskriver biologisk produksjon og fangst hos en bestand. En slik modell kalles en overskuddsproduksjonsmodell. Den overskuddsproduksjonsmodellen som gis ved uttrykket i likning (18) kalles Verhulst-Schaefermodellen.

Dersom vi dividerer likning (18) med innsats E , får vi en lineær likning som angir utbytte per enhet innsats (CPUE):

$$CPUE = \frac{h(E)}{E} = qK - \frac{q^2KE}{r} \quad (19)$$

Vi setter at $qK = \alpha_1$ og at $-q^2K/r = \alpha_2$, og kan da skrive likning (19) som:

$$CPUE = \alpha_1 + \alpha_2 E \quad (20)$$

Dersom man har en rekke verdier for CPUE, vil man gjennom lineær regresjon kunne estimere verdier for parametrene α_1 og α_2 . Dersom parametrene α_1 og α_2 settes inn i likning (18), får vi følgende uttrykk for likevektsfangst og Verhulst-Schaefermodellen:

$$h(E_{eq}) = \alpha_1 E + \alpha_2 E^2 \quad (21)$$

3.1.2.1. *Maksimalt vedvarende utbytte (MSY)*

Maksimalt vedvarende utbytte er det største utbyttet som kan vedlikeholdes for en uendelig tidsperiode. Dersom et bestemt fangstnivå skal opprettholdes uendelig langt frem i tid, må bestanden befinne seg i en biologisk likevekt. For at en bestand skal

være i biologisk likevekt, må maksimalt vedvarende utbytte være like stort som maksimal naturlig tilvekst. For Verhulst-Schaefermodellen forekommer maksimal naturlig tilvekst ved et bestandsnivå som er halvparten av miljøets bæreevne, $K/2$.

Verhulsts vekstlikning i Figur 21 viser at maksimal naturlig tilvekst finnes i vendepunktet til den paraboliske funksjonen $F(x)$. I dette punktet verken øker eller minker den naturlige tilveksten til bestanden. Endring i naturlig tilvekst per bestandsnivå, $\delta F/\delta x$, vil da være lik null. Siden det er en forutsetning at fangsten skal være like stor som den naturlige tilveksten dersom en bestand skal være i likevekt, kan vi sette at:

$$\frac{\delta F}{\delta x} = \frac{\delta h}{\delta E} = 0 \quad (22)$$

Ved å derivere funksjonen for likevektsfangst i likning (18), sette dette lik null og løse likningen med hensyn på innsats E , får vi et uttrykk for det innsatsnivå som gir maksimalt vedvarende utbytte:

$$qK - \frac{2q^2KE}{r} = 0 \quad (23)$$

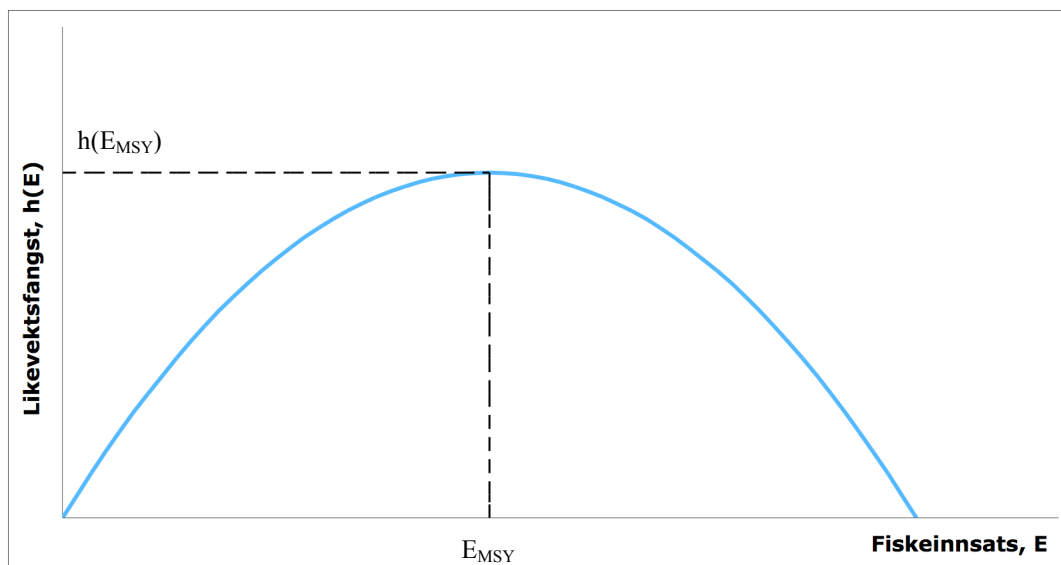
$$E_{MSY} = \frac{r}{2q}$$

Vi setter parametrene α_1 og α_2 inn i likning (23), og får følgende uttrykk:

$$\alpha_1 + 2\alpha_2 E = 0 \quad (24)$$

$$E_{MSY} = -\frac{\alpha_1}{2\alpha_2}$$

Figur 22 viser Verhulst-Schaefermodellen og utbytte ved maksimal vedvarende innsats.



Figur 22: Verhulst-Schaefermodell. Maksimal vedvarende innsats (E_{MSY}) og tilhørende maksimalt vedvarende utbytte ($h(E_{MSY})$) er vist med stiplet linje.

3.2. Fiskets økonomiske tilpasning

Totalkostnaden av å bedrive et fiske avhenger av hvor mye innsats som går med på å drive fisket og hvor mye en enhet innsats koster. Vi kan sette opp følgende uttrykk for totalkostnaden av et fiskeri:

$$TC(E) = cE \quad (25)$$

der c er enhetskostnaden for fangst gitt per enhet fiskeinnsats.

Totalinntekten av et fiske er avhengig av fangstmengden og prisen man får for fangsten. Hvis man forutsetter en konstant pris, kan man sette opp følgende uttrykk for totalinntekten av et fiskeri:

$$TR(E) = p \cdot h(E) \quad (26)$$

der p er pris per enhet fangst.

Vi får da at profitten av et fiskeri kan defineres som:

$$\pi(E) = TR(E) - TC(E) = p \cdot h(E) - cE \quad (27)$$

Vi kaller uttrykket i likning (27) for profittfunksjonen.

Profittfunksjonen kan også gis som en funksjon av bestandsnivået x i stedet for fiskeinnsats E . Vi antar at prisen er lik for alle størrelser av x , at enhetskostnaden for fangst er avhengig av bestandsnivået slik at $c(x)$, og at det bedrives likefangst slik at fangsten $h(E)$ er lik den naturlige tilveksten $F(x)$. Det alternative uttrykket for profittfunksjonen blir da:

$$\begin{aligned} \pi(x) &= TR(x) - TC(x) = p \cdot F(x) - c(x) \cdot F(x) \\ &= p \cdot F(x) - \frac{TC(E)}{h} \cdot F(x) = F(x) \left(p - \frac{cE}{qEx} \right) \\ &= F(x) \left(p - \frac{c}{qx} \right) \end{aligned} \quad (28)$$

$c(x)$ er enhetskostnaden for fangst som en funksjon av bestandsnivået, og er definert som:

$$c(x) = \frac{TC(E)}{qEx} = \frac{c \cdot E}{qEx} = \frac{c}{qx} \quad (29)$$

3.2.2. Økonomisk tilpasning under et fritt fiske (OA)

Den økonomiske teorien for tilpasning under et fritt fiske ble utviklet av H. S. Gordon (1954), og er basert på den paraboliske formen overskuddsproduksjonsmodeller har.

Når et fiske er fritt, vil man øke innsatsen dersom profitten er positiv. Dersom profitten er negativ, vil man senke innsatsnivået fordi man taper penger på fisket. Etter en tid med fritt fiske vil innsatsnivået innstille seg på et konstant nivå der profitten er null. Her vil man ikke ha incentiver om verken å øke eller senke innsatsnivået, og man sier at fisket befinner seg i en økonomisk likevekt.

Betingelsen for et fritt fiske i likevekt:

$$\begin{aligned}\pi(E) &= 0 \\ p \cdot h(E) - cE &= 0 \\ c &= p \frac{h(E)}{E}\end{aligned}\tag{30}$$

Uttrykket på venstre side er det samme som marginalkostnaden (MC), $\delta TC / \delta E$. Uttrykket på høyre side er det samme som gjennomsnittsinntekten (AR), $TR(E)/E$. Betingelsen for likevekt i ett fritt fiske er altså at marginalkostnaden er lik gjennomsnittsinntekten.

Dersom fisket befinner seg i en økonomisk likevekt, vil også bestanden befinne seg i en biologisk likevekt. Dette fenomenet kalles en bioøkonomisk likevekt. Vi setter derfor uttrykket for likevektsfangst i likning (18) inn for $h(E)$ i likning (30), og ordner på likningen slik at vi får et uttrykk for det innsatsnivå der det frie fisket er i likevekt, E_{OA} :

$$\begin{aligned}c &= p \frac{\left(qKE - \frac{q^2 KE^2}{r} \right)}{E} \\ E_{OA} &= \frac{r}{q} \left(1 - \frac{c}{pqK} \right)\end{aligned}\tag{31}$$

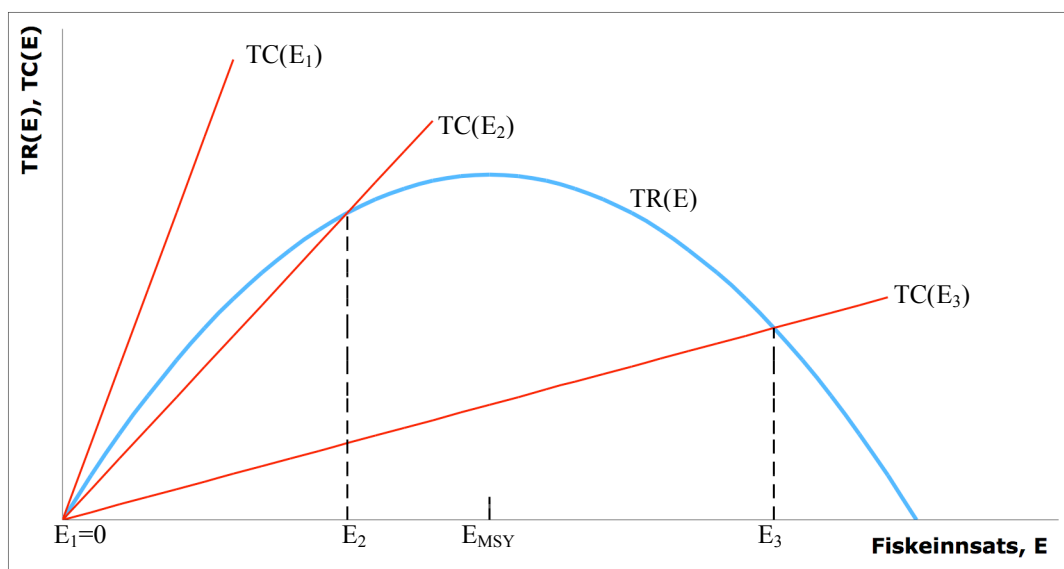
Vi setter parametrene α_1 og α_2 inn i likning (31), og får følgende uttrykk:

$$\begin{aligned}c &= p \frac{(\alpha_1 E + \alpha_2 E^2)}{E} \\ E_{OA} &= \frac{c - p\alpha_1}{p\alpha_2}\end{aligned}\tag{32}$$

Figur 23 viser forskjellige teoretiske økonomiske tilpasninger i et fritt fiske. Av likning (32) ser vi at dersom de biologiske parametrene r , q og K er gitt, vil den bioøkonomiske likevektsinnsatsen E_{OA} være en funksjon kun av forholdet mellom kostnad og pris, c/p . Dersom kostnaden ved å drive et fiske overstiger den mulige inntekten slik som $TC(E_1)$ i Figur 23 illustrerer, vil ikke fiskebestanden bli utnyttet i

det hele tatt. Dersom fiskeprisen øker eller fiskekostnadene minker, vil forholdet mellom kostnad og pris bli mindre, og det vil innstille seg en bioøkonomisk likevekt illustrert med likevektsinnsatsene E_2 eller E_3 i Figur 23, avhengig av hvor lite forholdet mellom pris og kostnad er. Jo mindre forhold mellom pris og kostnad, jo høyere innsatsnivå.

Dersom fiskeinnsatsen i et fritt fiske har innstilt seg på et likevektsnivå som er høyere enn maksimalt vedvarende innsats, slik som $TC(E_3)$ illustrerer, sier vi at det skjer et biologisk overfiske.



Figur 23: Mulige økonomiske tilpasninger ved et fritt fiske. Kurve over fiskets totale inntekt som en funksjon av fiskeinnsats og ulike bioøkonomiske likevektsinnsats som korresponderer med et gradvis lavere forhold mellom kostnad og pris.

3.2.3. Maksimalt økonomisk utbytte (MEY)

Maksimalt økonomisk utbytte er den maksimale profitten som kan oppnås i et fiske. Maksimale profitt finner vi dersom vi deriverer profittfunksjonen fra likning (27) og setter denne lik null:

$$\begin{aligned}\frac{\delta\pi}{\delta E} &= \frac{\delta TR}{\delta E} - \frac{\delta TC}{\delta E} = 0 \\ \frac{\delta TR}{\delta E} &= \frac{\delta TC}{\delta E}\end{aligned}\tag{33}$$

Likning (33) forteller oss at betingelsen for at man skal oppnå maksimalt økonomisk utbytte er at marginalinntekten (MR) er lik marginalkostnaden (MC). Vi har allerede ett uttrykk for MC, så vi finner et uttrykk for MR. Det gjør vi gjennom å sette inn uttrykket for likevektsfangst fra likning (18) inn for $h(E)$ i likning (26), og deretter derivere likningen. Vi får da følgende uttrykk for marginalinntekten:

$$\frac{\delta TR}{\delta E} = pqK\left(1 - \frac{2q}{r}E\right)\tag{34}$$

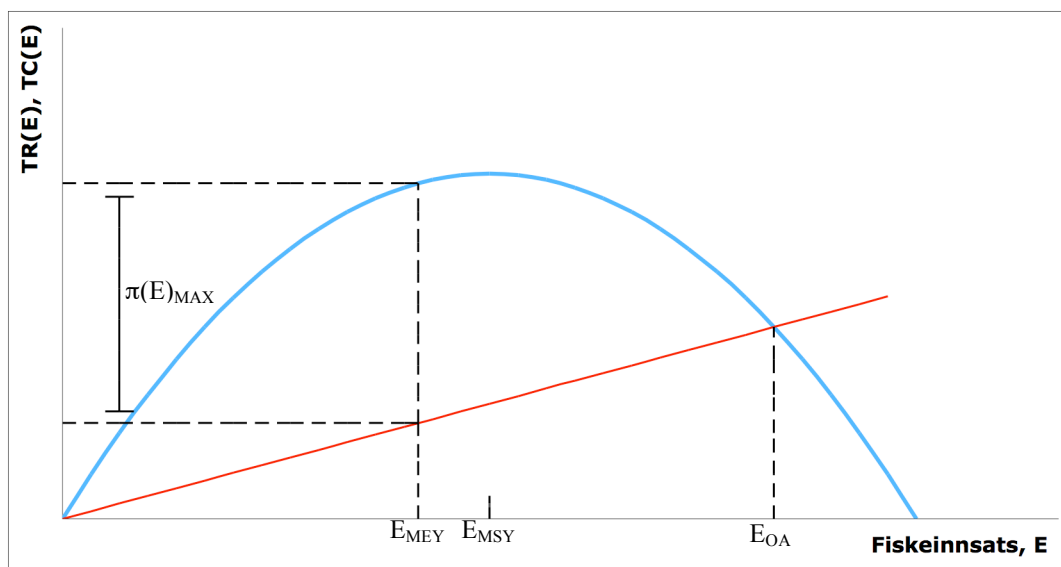
Man setter uttrykket for marginalinntekt fra likning (34) og uttrykket for marginalkostnad fra likning (30) inn i likning (33), og ordner på likningen slik at man får et uttrykk for det innsatsnivå som gir maksimalt økonomisk utbytte, E_{MEY} :

$$\begin{aligned}\frac{\delta TR}{\delta E} &= \frac{\delta TC}{\delta E} \\ pqK\left(1 - \frac{2q}{r}E\right) &= c \\ E_{MEY} &= \frac{r}{2q}\left(1 - \frac{c}{pqK}\right)\end{aligned}\tag{35}$$

Vi setter parametrene α_1 og α_2 inn i likning (35) og får følgende uttrykk:

$$p\alpha_1 + 2p\alpha_2 E = c$$

$$E_{MEY} = \frac{c - p\alpha_1}{2p\alpha_2} \quad (36)$$



Figur 24: Fiskets økonomiske tilpasning ved maksimering av profitt.

I et fritt fiske der det har innstilt seg en bioøkonomisk likevekt med et innsatsnivå E_{OA} , genererer ikke fisket noen profitt. Dersom man kan redusere innsatsen, kan positiv profitt oppnås. Dette er særlig tydelig når E_{OA} er høyere enn E_{MSY} (Figur 24), fordi en reduksjon av innsatsen får en dobbel effekt da kostnadene $TC(E)$ reduseres og inntekten øker på grunn av en økning i likevektsfangst. I alle tilfeller er likevektsinnsats under et fritt fiske økonomisk ueffektivt fordi man ikke får mest mulig profitt av fisket. Vi sier derfor at det skjer et økonomisk overfiske når innsatsnivået er høyere enn E_{MEY} . Imidlertid betyr ikke et økonomisk overfiske at det skjer et biologisk overfiske (Figur 23).

Fisket er samfunnsøkonomisk optimalt når innsatsnivået er E_{MEY} . Da genererer fisket maksimal profitt (Figur 24). Det gagnar derfor samfunnet om fiskeinnsatsen kan reduseres fra E_{OA} til E_{MEY} . E_{MEY} befinner seg ikke nødvendigvis lavere enn E_{MSY} . Som

vi skal se i Kapittel 3.2.4. Optimal forvaltning, bestemmes det samfunnsoptimale innsatsnivå av rentenivået i samfunnet.

3.2.4. Optimal forvaltning

I et fiskeri står man på ethvert tidspunkt ovenfor valget mellom enten å fiske på bestanden og plassere inntekten i ulike investeringer, eller å investere i bestanden ved og utsette fisket av den.

Valget mellom fiske eller investering avhenger av rentenivået i samfunnet. Gitt en kontinuerlig høy bankrente, er det mest lønnsomt å fiske på bestanden slik at man kan plassere ressursverdien i banken. Gitt en kontinuerlig lav bankrente, er det mest lønnsomt å investere i bestanden slik at man kan få en høyere fremtidig utbetaling.

For å gjøre lønnsomheten av en fremtidig utbetaling sammenlignbar med den utbetalingen som er tilgjengelig i dag, må vi innføre begrepet nåverdi, eller diskontering. Innføring av begrepet nåverdi vil gjøre det mulig å utlede når det lønner seg å investere i en fiskebestand, og videre utlede samfunnsoptimal fangst og innsats fra dette.

3.2.4.1. Nåverdi

Nåverdien, PV , av en verdi er den sum som må investeres nå, C_0 , for at man etter tiden t skal få utbetalt verdien C_t :

$$PV = C_0 = C_t \cdot P(t) \quad (37)$$

der $P(t)$ kalles diskonteringsfaktoren.

Diskonteringsfaktoren kan beskrive at investeringen vokser enten i diskret tid ved å benytte en årlig rente i % som diskonteringsrate eller i kontinuerlig tid ved å benytte en momentan rente δ % som diskonteringsrate. Forskjellen ligger i om rentene skal legges til investeringen kun på slutten av året eller kontinuerlig.

Benytter man en årlig rente som diskonteringsrate, kan diskonteringsfaktoren defineres som:

$$P(t) = (1 + i)^{-t} \quad (38)$$

Benytter man en momentan rente som diskonteringsrate, kan diskonteringsfaktoren defineres som:

$$P(t) = e^{-\delta t} \quad (39)$$

Setter man likning (38) inn i likning (37), får man nåverdi i diskret tid:

$$PV = C_0 = C_t \cdot (1 + i)^{-t} \quad (40)$$

Setter man inn likning (39) i likning (37), får man nåverdi i kontinuerlig tid:

$$PV = C_0 = C_t \cdot e^{-\delta t} \quad (41)$$

Sammenhengen mellom diskonteringsfaktorene i diskret og kontinuerlig tid:

$$\begin{aligned} (1 + i)^{-t} &= e^{-\delta t} \\ \delta &= \ln(1 + i) \end{aligned} \quad (42)$$

Det følger av likning (42) at når $t \rightarrow \infty$ vil δ og i være omtrent like, $\delta \cong i$.

I fiskerisammenheng foretrekkes ofte δ som diskonteringsrate, fordi fangsten, som genererer en pengeverdi, tas kontinuerlig og ikke kun på slutten av året.

3.2.4.2. Utledning av investeringsregel

Netto nåverdi (NVP) er en standard metode for den finansielle vurderingen av langsiktige investeringer. Metoden blir vidt brukt i økonomifagene, og måler de periodevise netto pengestrømmene av en investering i nåverdi. Netto pengestrøm er inntekten av investeringen minus utgiften av investeringen. NVP er altså summen av

de periodevise PV av en netto pengestrøm. NVP av en investering må være større enn null dersom investeringen skal være lønnsom.

For at det skal lønne seg å investere i bestanden, må altså NVP av bestandsinvesteringen være større enn null. Vi starter med å se på to alternativer:

Alternativ A: Fra og med $t=0$ fisker man den naturlige tilveksten, altså bedriver man likevektsfangst.

Alternativ B: Ved $t=0$ foregår det intet fiske, slik at den naturlige tilveksten investeres i bestanden. Ved $t=1$ fisker man den naturlige tilveksten (likevektsfangst).

Bestandsnivået (x) i alternativ B vil være høyere enn bestandsnivået i alternativ A ($x^B > x^A$) ved $t=1$. Det følger av dette at den naturlige tilveksten er høyere i alternativ B enn i alternativ A, og dermed vil likevektsfangsten og den profitt fangsten gir være større. Man vil altså få en meravkastning av å investere i bestanden:

$$\Delta\pi = \pi_t(x^B) - \pi_t(x^A) = \pi^B - \pi^A, \quad t \in [1, \infty) \quad (43)$$

Meravkastningen er netto pengestrøm av investeringen. Hvis det skal lønne seg å investere i bestanden i stedet for å fiske, må NVP av meravkastningen man oppnår ved å investere i bestanden være større enn null.

Vi setter opp de periodevis PV av netto pengestrøm:

$$\begin{aligned} t=0: \quad PV_0 &= \frac{C_t}{(1+i)^t} = \frac{\pi_t^B - \pi_t^A}{(1+i)^t} = \frac{\pi_0^B - \pi_0^A}{(1+i)^0} = \frac{0 - \pi^A}{1} = -\pi^A \\ t=1: \quad PV_1 &= \frac{(\pi_t^B - \pi_t^A)}{(1+i)^t} = \frac{\Delta\pi_t}{(1+i)^t} = \frac{\Delta\pi}{(1+i)^1} \\ t=2: \quad PV_2 &= \frac{\Delta\pi}{(1+i)^2} \\ t=3: \quad PV_3 &= \frac{\Delta\pi}{(1+i)^3} \\ t=\infty: \quad PV_\infty &= \frac{\Delta\pi}{(1+i)^\infty} \end{aligned} \quad (44)$$

Fra likning (44) ser vi at vi kan uttrykke tallrekken $PV_1, PV_2, PV_3, \dots, PV_\infty$ med formelen:

$$a_n = a_1 k^{n-1}$$

der :

$n = \text{antall ledd i rekken,}$

(45)

$a = PV,$

$$a_1 = \frac{\Delta\pi}{(1+i)} \text{ og}$$

$$k = \frac{1}{(1+i)}.$$

Tallrekken av PV tar formen av en geometrisk rekke. For å finne NVP må hele rekken av PV summeres. Formelen for summen av en uendelig geometrisk rekke, det vil si en konvergent geometrisk rekke, er:

$$S = \frac{a_1}{1-k} \quad (46)$$

Summen av PV fra og med $t=1$ vil da være:

$$S[PV_1, PV_\infty) = \frac{\frac{\Delta\pi}{(1+i)}}{1 - \frac{1}{(1+i)}} = \frac{\frac{\Delta\pi}{(1+i)}}{\frac{1+i-1}{(1+i)}} = \frac{\Delta\pi}{i} \quad (47)$$

Netto nåverdi av meravkastningen ved å investere i bestanden:

$$NVP = PV_0 + S[PV_1, PV_\infty) = -\pi_A + \frac{\Delta\pi}{i} \quad (48)$$

For at det skal lønne seg å investere i bestanden, må NVP av investeringen være større enn null:

$$\begin{aligned} NVP &> 0 \\ -\pi_A + \frac{\Delta\pi}{i} &> 0 \\ \frac{\Delta\pi}{\pi_A} &> i \end{aligned} \tag{49}$$

Når NPV er lik null, vil ikke investeringen gi noen pengeverdi, men man taper ikke på investeringen heller. Når NPV er lik null, og man investerer, er det gjerne andre faktorer enn penger som ligger til grunn. I dette tilfellet vil investeringen føre til et høyere bestandsnivå enn om man ikke investerer. Et høyt bestandsnivå er mer ønskelig enn et lavt med tanke på for eksempel uforutsett naturlig dødelighet i bestanden, noe som vil gi en lavere likevektsfangst. Vi kan derfor sette opp følgende investeringsregel:

Invester i bestanden dersom:

$$\frac{\Delta\pi}{\pi_A} = \delta \tag{50}$$

I likning (50) er i erstattet med δ , da denne diskonteringsraten er mer passende for verdier generert gjennom fiske enn i . Vi husker at når $t \rightarrow \infty$, er $\delta \cong i$.

3.2.4.3. *Optimalt utbytte (*)*

I kontinuerlig tid gjelder diskonteringsraten δ for et uendelig lite tidsrom dt . I det samme tidsrommet er den naturlige tilveksten lik dx .

Den naturlige tilveksten til en bestand i løpet av tidsrommet dt er lik:

$$dx = F(x) \cdot dt \tag{51}$$

Dersom man velger $dt=1$ som tidsenhet, blir likning (51) da:

$$dx = F(x) \quad (52)$$

Vi har at differensialet til $\pi(x)$ i x er:

$$d\pi(x) = \pi'(x) \cdot dx \quad (53)$$

der definisjonen av $\pi'(x)$ er:

$$\pi'(x) = \lim_{dx \rightarrow 0} \frac{\pi(x + dx) - \pi(x)}{dx} \quad (54)$$

Vi setter uttrykket i likning (54) inn i likning (53), og får at:

$$\begin{aligned} d\pi(x) &= \pi'(x) \cdot dx = \lim_{dx \rightarrow 0} \frac{\pi(x + dx) - \pi(x)}{dx} \cdot dx \\ &= \lim_{dx \rightarrow 0} \pi(x + dx) - \pi(x) \end{aligned} \quad (55)$$

Fra likning (43) har vi at $\Delta\pi = \pi^B - \pi^A = \pi(x^B) - \pi(x^A)$. Vi har at $x^B = x + dx$ og $x^A = x$, og får da følgende uttrykk:

$$\Delta\pi = \pi(x + dx) - \pi(x) \quad (56)$$

Når vi har svært små verdier av dx , vil $dx \rightarrow 0$. Vi kan da sette at:

$$\Delta\pi \approx d\pi(x) \quad (57)$$

Når vi har svært små verdier av dx , får vi også at forskjellen mellom x^A og x^B blir svært liten slik at $x^B \approx x^A = x$. Dermed vil profittfunksjonen i likning (28) kunne skrives som:

$$\pi(x) = \pi(x^A) = \pi^A \quad (58)$$

Vi setter likning (57) og (58) inn i investeringsregelen i likning (50), og får at:

$$\delta = \frac{\Delta\pi}{\pi_A} = \frac{d\pi(x)}{\pi(x)} = \frac{d\pi(x)}{F(x)(p-c(x))} \quad (59)$$

Vi setter inn uttrykket for $F(x)$ i likning (52) inn i likning (59), og ordner på uttrykket:

$$\begin{aligned} \delta(p-c(x)) &= \frac{d\pi(x)}{dx} = \pi'(x) = [p \cdot F(x) - c(x) \cdot F(x)]' \\ &= p \cdot F'(x) - c'(x) \cdot F(x) - c(x) \cdot F'(x) \\ &= F'(x)(p-c(x)) - c'(x) \cdot F(x) \end{aligned} \quad (60)$$

Vi deler med $(p-c(x))$ på begge sider av uttrykket i likning (60), og får den berømte gyldne regelen for å bestemme det optimale bestandsnivået x^* .

$$\delta = F'(x^*) - \frac{c'(x^*) \cdot F(x^*)}{(p-c(x^*))} \quad (61)$$

med positiv diskonteringsrate.

Har at:

$$\begin{aligned} F'(x) &= \left[rx \left(1 - \frac{x}{K} \right) \right]' = r \left(1 - 2 \frac{x}{K} \right) \\ c'(x) &= \left[\frac{c}{qx} \right]' = -\frac{c}{qx^2} \end{aligned} \quad (62)$$

Vi setter uttrykkene for $F'(x)$ og $c'(x)$ i likning (62), $c(x)$ i likning (29) og $F(x)$ i likning (7) inn i likning (61), og løser likningen med hensyn på x :

$$\begin{aligned}
 \delta &= r \left(1 - 2 \frac{x^*}{K} \right) - \left(\frac{-\frac{c}{qx^{*2}} \cdot \left(rx^* \left(1 - \frac{x^*}{K} \right) \right)}{p - \frac{c}{qx^*}} \right) \\
 \delta &= \left(r - 2r \frac{x^*}{K} \right) - \left(\frac{-\frac{rc}{qx^*} + \frac{rc}{qK}}{p - \frac{c}{qx^*}} \right) \\
 \delta &= \left(r - 2r \frac{x^*}{K} \right) + \frac{\frac{rc}{qx^*} - \frac{rc}{qK}}{p - \frac{c}{qx^*}} \tag{63} \\
 \delta \left(p - \frac{c}{qx^*} \right) &= \left(p - \frac{c}{qx^*} \right) \cdot \left(r - 2r \frac{x^*}{K} \right) + \frac{rc}{qx^*} - \frac{rc}{qK} \\
 \delta p - \frac{\delta c}{qx^*} &= rp - 2rp \frac{x^*}{K} - \frac{rc}{qx^*} + \frac{2rc}{qK} + \frac{rc}{qx^*} - \frac{rc}{qK} \\
 \delta p - \frac{\delta c}{qx^*} &= rp - 2rp \frac{x^*}{K} + \frac{rc}{qK} \\
 \delta p - \frac{\delta c}{qx^*} &= rp - 2rp \frac{x^*}{K} + \frac{rc}{qK} \\
 2 \frac{x^{*2}}{K} + \left(-\left(\frac{c}{pqK} + 1 - \frac{\delta}{r} \right) x^* \right) + \left(-\frac{\delta c}{rpq} \right) &= 0
 \end{aligned}$$

Uttrykket i likning (63) har formen av et andregradsuttrykk, og kan løses etter formelen:

$$ax^2 + bx + c = 0 \quad x = \frac{-b \pm \sqrt{b^2 - 4ac}}{2a} \tag{64}$$

Vi løser andregradslikningen i likning (63), og får at:

$$x^* = \frac{-\left(-\left(\frac{c}{pqK} + 1 - \frac{\delta}{r}\right)\right) \pm \sqrt{\left(-\left(\frac{c}{pqK} + 1 - \frac{\delta}{r}\right)\right)^2 - \left(4\left(\frac{2}{K}\right)\left(-\frac{\delta c}{rpq}\right)\right)}}{2\left(\frac{2}{K}\right)} \quad (65)$$

Den positive løsningen av andregradslikningen vil bli:

$$x^* = \frac{K}{4} \left[\left(\frac{c}{pqK} + 1 - \frac{\delta}{r}\right) + \sqrt{\left(\frac{c}{pqK} + 1 - \frac{\delta}{r}\right)^2 + \frac{8\delta c}{rpqK}} \right] \quad (66)$$

Likning (66) er et uttrykk for optimalt bestandsnivå. Dersom vi setter x^* inn i likning (16) slik som vi gjorde med x_{eq} (Kapittel 3.1.2. Beregning av fangst), vil samfunnsoptimal fiskeinnsats E^* finnes ved:

$$F(x^*) = qE^* x^* \\ E^* = \frac{F(x^*)}{qx^*} \quad (67)$$

Det er ikke mulig å løse likning (67) uten tallverdier for parametrene q , K og r .

Av Schaefers fangstfunksjon i likning (15) finner vi at CPUE er direkte proporsjonal med den faktiske tettheten hos en bestand og fangstbarhetskoeffisienten q :

$$h = qEx \\ \frac{h}{E} = CPUE_t = q \cdot x_t \quad (68)$$

dersom q er konstant over tid.

Dersom vi antar at q er en konstant for Verhulst-Schaefermodellen, kan likning (68) benyttes for å estimere parameteren q , dersom man har tidsserier over CPUE og biomasse.

I Kapittel 3.1.2. Beregning av fangst ble det forklart at dersom man har en rekke verdier for CPUE, kan man gjennom lineær regresjon estimere verdier for parametrene α_1 og α_2 . α_1 er bestemt til å være qK . Dersom man setter inn verdien for q estimert ved likning (68) i parameteren α_1 , får man en verdi for K . Dersom man igjen setter estimert q og K inn i parameteren α_2 , får man en verdi for r .

4. ESTIMERING AV DATA OG PARAMETERE

For å kunne gjennomføre en bioøkonomisk analyse av det norske fisket etter nordøst arktisk uer, trenger jeg informasjon om fangstmengde, fiskeinnsats, driftskostnader og driftsinntekter for dette fisket i analyseperioden 1980-2005. Bortsett fra fangstmengde (Figur 14) finnes det ingen offisiell statistikk over denne informasjonen for uerfisket spesifikt. Dette er data som må beregnes i denne oppgaven.

Innsats, kostnad og inntekt for uerfisket er beregnet ved hjelp av tilsendt fiskeristatistikk fra Statistisk sentralbyrå for analyseperioden og lønnsomhetsundersøkelser for fiskefartøyer fra Budsjettneemnda for fiskenæringen. Lønnsomhetsundersøkelsene har blitt utgitt av Fiskeridepartementet siden 1966. Lønnsomhetsundersøkelsene for 1998-2005 ligger ute på Fiskeridirektoratets nettsider (www.fiskeridir.no), mens lønnsomhetsundersøkelsene for 1980-1998 enten har blitt tilsendt fra Fiskeridirektoratet eller har blitt lånt fra private samlinger.

4.1. Beregning av uerfaktor

Lønnsomhetsundersøkelsene for fiskefartøyer fra Budsjettneemnda for fiskenæringen inneholder informasjon om norske fartøys innsats, driftsinntekt og driftskostnad. Disse opplysningene er imidlertid ikke fordelt på art. Jeg trengte en parameter som kunne konvertere det totale datamaterialet til kun å reflektere uerfisket. Denne konverteringsparameteren har jeg kalt det norske fiskets uerfaktor.

I lønnsomhetsundersøkelsene er norske fartøyer delt inn i fartøyergrupper først etter driftsform og dernest etter størrelse eller fiskeri. I norsk fiske opererer vi med to ulike driftsformer; konvensjonelt fiske med konvensjonelle redskaper og industrielt fiske med trål. Det er store forskjeller mellom driftsformene, både med tanke på fangstmengde og fangstsammensetning, men også med tanke på driftsinntekter, driftskostnader og antall fartøyer. Dette er i alle fall en sannhet i uerfisket. Det industrielle fisket etter uer var i en periode et direkte fiske, mens det konvensjonelle fisket alltid har vært et blandingsfiskeri, noe som har ført til at fangst og økonomiske driftsforhold har vært svært ulike gjennom analyseperioden.

Det var altså nødvendig å finne en konverteringsparameter for både det konvensjonelle og det industrielle fisket. Dette ble gjort ved hjelp av fiskeristatistikk for analyseperioden, tilsendt av Statistisk sentralbyrå, der norsk fangst er fordelt over ulike redskapstyper. Redskapene er not, garn, juksa, line, snurrevad, trål og Annet. Redskapstypen Annet er en fellesbetegnelse for lite benyttede redskaper slik som teiner, dorg og stang.

Konvensjonell driftsform ble bestemt til å inneholde fiske med redskapene garn, juksa, line og snurrevad. Redskapstypene not og Annet ble utelatt, da svært lite uer fiskes med disse redskapene. Industriell driftsform ble bestemt til å inneholde redskapet trål.

Den årlige uerfaktoren for konvensjonell driftsform ble kalkulert ved å dividere årlig konvensjonell fangst av uer på årlig konvensjonell fangst av alle arter. Industriell fangst av uer inneholdt fangst fra trålfisket etter pelagisk snabeluer i Irmingerhavet. Siden den bioøkonomiske analysen skulle utføres for det norske uerfisket i områder under norsk jurisdiksjon, måtte fangsten fra Irmingerhavet trekkes fra uerfangst tatt med redskapet trål i fiskeristatistikken. Det ble forutsatt at kostnad per tonn fangst var uavhengig av art, og den årlige uerfaktoren for industriell driftsform ble deretter kalkulert ved å dividere årlig industriell fangst av uer i områder under norsk jurisdiksjon på årlig industriell fangst av alle arter.

Beregning av konvensjonell og industriell uerfaktor og uerfaktor vist i prosent finnes i Tabell 19 i Anneks.

4.2. Beregning av innsats (E)

Det første trinnet i beregning av uerinnstans, var å bestemme hvilke fartøygrupper i lønnsomhetsundersøkelsene som skulle inkluderes i analysen. Alle fartøygrupper der garn, juksa, line og snurrevad var viktigste redskap ble tatt med, og plassert under konvensjonell driftsform. Alle fartøygrupper der torske-trål (bunntrål) var viktigste redskap ble tatt med, og plassert under industriell driftsform.

Reke- og industritrål (pelagisk trål) ble ikke tatt med i analysen, selv om redskapene benyttes i industriell drift. Redegjøring for beslutningen følger nedenfor.

Tradisjonelt sett har det blitt fanget svært lite uer med industritrål i områder under norsk jurisdiksjon. I 2003 startet norske industritrålfartøy å melde fra om økende mengder bifangst av uer i internasjonalt farvann i Norskehavet, men det var først i 2006 at det ble fisket direkte. Dette blir utenfor analyseperioden, og det blir derfor misvisende å ha med fartøygrupper som har industritrål som viktigste redskap med i analysen.

Før forsøk med skillerist i tråling etter reker ble påbegynt på begynnelsen av 90-tallet, ble riktig nok en svært stort mengde uer tatt som bifangst i fisket med reke-trål. Men i perioden fra 1983-1992, før det ble påbudt med skillerist, var 87 % av bifangsten i antall uer under 25 cm (ICES 2007b). Det er lite trolig at fisk under 25 cm har blitt levert og har blitt en del av fangststatistikken. 23. desember 1988 ble det i følge §11 i Lov om saltvannsfiske m.v. av 3. juni 1983 nr. 40 (saltvannsfiskeloven) forbudt å drive utkast av død eller døende fisk. Før 1989 var det altså lovlig å bedrive utkast av fisk man betraktet som usalgbar. Selv om reke-trålerne var pliktet til ikke å bedrive utkast av uer under passende leveringsstørrelse etter at forbudet kom på plass, er det undertegnedes personlige erfaring at utkast ofte skjer også i dag. Siden bifangst av uer i fisket med reke-trål etter min mening ikke er en stor del av den offisielle fangststatistikken, ville det ha vært misvisende å ta fartøygrupper med reke-trål som viktigste redskap med i analysen.

Etter at jeg hadde definert fartøygrupper under konvensjonell og industriell driftsform for alle år i analyseperioden, bestod det andre trinnet i beregning av uerinnnsats av å beregne årlig total innsats for konvensjonell og industriell driftsform. Dette ble gjort ved at total innsats for hver fartøygruppe under de to driftsformene ble beregnet og summert. Fartøygruppens totale innsats ble regnet ut ved å multiplisere gjennomsnittlig innsats i fartøygruppen med antall fartøy i fartøygruppen.

Siste trinn i beregning av uerinnnsats for hele analyseperioden var å multiplisere total konvensjonell innsats med konvensjonell uerfaktor og total industriell innsats med industriell uerfaktor for hvert år.

Beregning av konvensjonell og industriell uerinnnsats finnes i Tabell 20 i Anneks.

4.2.1. Standardisering av innsats

Det er et faktum at et fiskedøgn med trål er mer fangsteffektivt enn et fiskedøgn der konvensjonelle redskap blir benyttet. For å gjøre et konvensjonelt fiskedøgn relativt til et fiskedøgn med trål, måtte jeg innføre en standard. Siden det direkte fisket på uer har blitt utført med trål, tok jeg avgjørelsen om at trålere skulle være standard fartøy. Standard innsats ville da bli fiskedøgn med trål, eller tråldøgn.

For å gjøre effektiviteten av et konvensjonelt fiskedøgn relativ til effektiviteten av et tråldøgn, må man finne et konvensjonelt fiskedøgns relative fiskekraft (FK). Dette kan man gjøre med følgende likning:

$$FK \text{ (konvensjonell)} = \frac{CPUE \text{ konvensjonell}}{CPUE \text{ industriell}} \quad (69)$$

Denne metoden for standardisering av fiskeinnsats ble først foreslått av D.S. Robson (1966). Ved å multiplisere konvensjonell innsats med et konvensjonelt fiskedøgns relative fiskekraft, gjøres konvensjonell innsats om til standardinnsatsen tråldøgn.

Standardisering av uerinnssats ble gjennomført med Robsons metode for analyseperioden. Beregninger og standard uerinnssats er vist i Tabell 21 i Anneks. Eksempelvis viser tabellen for 2005 at konvensjonell uerinnssats var 2 915 fiskedøgn. Videre var fiskekraften hos et konvensjonelt fartøy 2,19% av fiskekraften hos et industrielt fartøy. Det vil si at fangst tatt i løpet av ett tråldøgn tilsvarer fangst tatt i løpet av $\frac{1}{0,0219}$ konvensjonelle fiskedøgn.

4.2.2. Teknologisk fremgang i fiskeriene

I fiskeriene, som i annen næringsvirksomhet, har det skjedd en stor teknologisk utvikling. Blant annet har fartøy fått større motorkraft, redskapene har blitt mer fangsteffektive og lastekapasiteten har økt. Et tråldøgn i 1980 viser med andre ord ikke den samme fangsteffektiviteten som et tråldøgn i 2005. For å gjøre et standard tråldøgn i 1980 relativt til et standard tråldøgn i 2005, trengs et mål på teknologisk fremgang i fiskeriene.

Hannesson (1983) beregnet årlig teknologisk fremgang i fisket etter nordøst arktisk torsk med bunntål til å ligge mellom 2-7%. Flåten (1987) beregnet den årlige teknologisk fremgang i det samme fiskeriet til å ligge mellom 1-4%. Eides (2003) beregninger ligger på 2%.

Siden det direkte fisket etter uer i områder under norsk jurisdiksjon foregikk med bunntål, vil målene for teknologisk fremgang beregnet for bunntåling etter torsk ovenfor også gjelde for teknologisk fremgang i fisket etter uer, der standardinnsatsen er i tråldøgn.

Det er vanskelig å vite hvilken årlig prosent for teknologisk fremgang man skal benytte for å på best måte nærme seg virkeligheten i uerfisket. Jeg har derfor beregnet årlig standardinnsats justert for teknologisk utvikling der årlig teknologisk fremgang varierer fra 0-9% for analyseperioden.

Formel for beregning av teknologisk justert standardinnsats (TJSE):

$$TJSE_Y = SE_Y \cdot \left(1 + \frac{\dot{A}TF\%}{100\%}\right)^{(Y-Y_0)} \quad (70)$$

Her er SE standardinnsats i tråldøgn, $\dot{A}TF$ er årlig teknologisk fremgang og Y er årstallet. Y_0 er årstallet ved starten av analyseperioden.

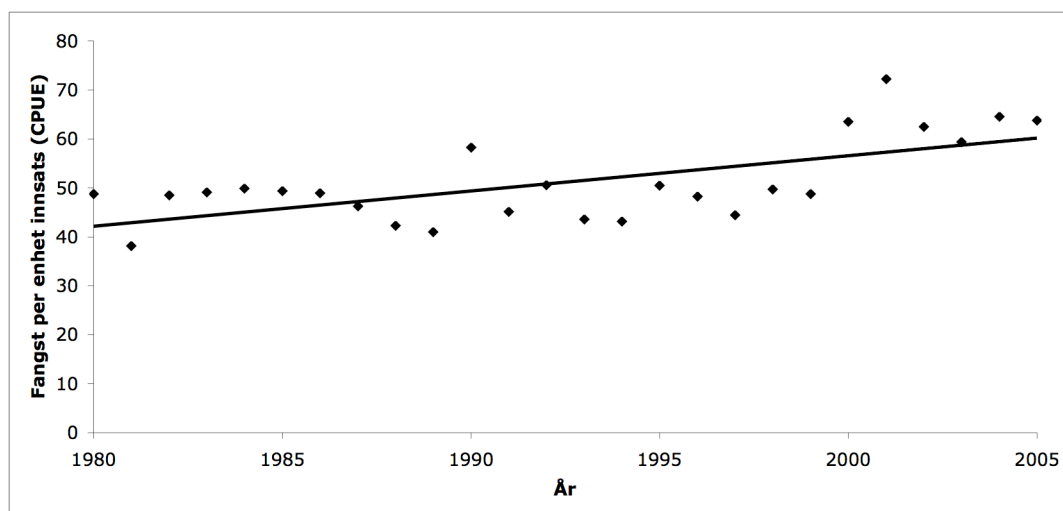
Beregnet teknologisk justert standardinnsats finnes i Tabell 22 i Anneks.

4.3. Parametere for Verhulst-Schaefermodell

For å kunne utføre den bioøkonomiske analysen av det norske uerfisket, var det nødvendig å estimere parametrene α_1 og α_2 som ble definert i Kapittel 3.1.2. Beregning av fangst. Estimeringen av parametrene gjøres ved hjelp av en regresjonsanalyse av det lineære uttrykket for fangst per enhet utbytte (CPUE). Estimerte parametere basert på fangst og innsatsdata fra det norske uerfisket vil gi funksjonen for Verhulst-Schaefermodell for nordøst arktisk uer.

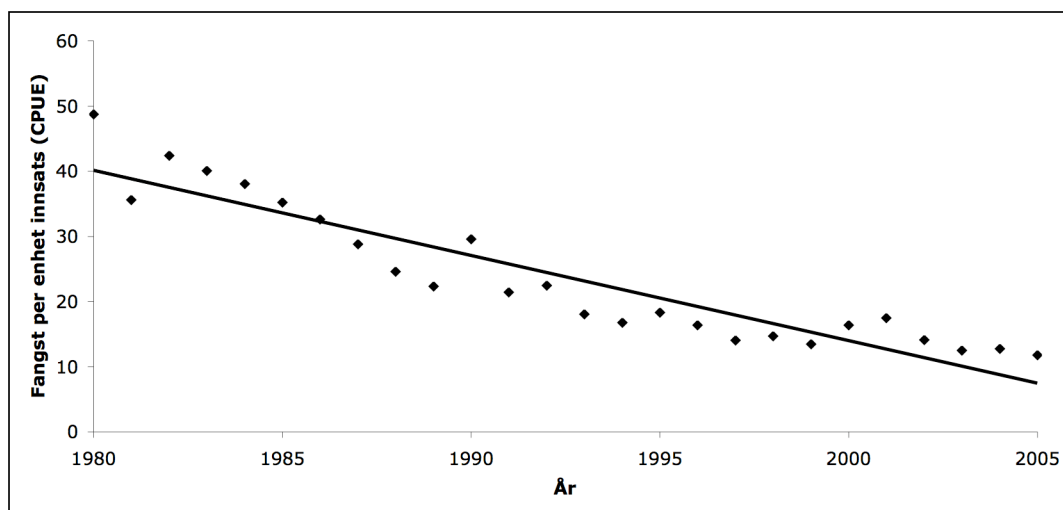
Årlig CPUE for analyseperioden ble beregnet ved å dividere årlig fangst på årlig teknologisk justert standardinnsats. Årlig teknologisk fremgang varierte fra 0-9%. Disse beregningene finnes i Tabell 23 i Anneks. Det ble så utført en regresjonsanalyse for hver prosent årlig teknologisk fremgang og dens tilhørende CPUE-verdier.

Det kan være svært viktig å justere standardinnsats for teknologisk fremgang i fiskeriene, særlig hvis man studerer et fiske over en lang tidsperiode. Dette illustreres i Figur 25 og Figur 26. Figur 25 viser at dersom man ikke beregner noen årlig teknologisk fremgang i det norske uerfisket, vil fangsten av nordøst arktisk uer per tråldøgn ha økt over tid. Dette vil gi et feilaktig inntrykk av at bestandsnivået har økt med tiden, noe som absolutt ikke er tilfellet.



Figur 25: Fangst per enhet innsats (CPUE) beregnet av faktisk fangst og standardisert innsats uten noen årlig teknologisk fremgang for perioden 1980-2005 med trendlinje.

Figur 26 viser at man ved å beregne en viss årlig teknologisk fremgang i det norske uerfisket får et mer negativt lineært forhold mellom CPUE-verdiene. Dette gir et mer virkelighetsnært bilde av det faktiske bestandsnivået over tid, fordi man ved et lavt bestandsnivå vil oppnå mindre fangst per enhet innsats enn ved et høyt bestandsnivå.

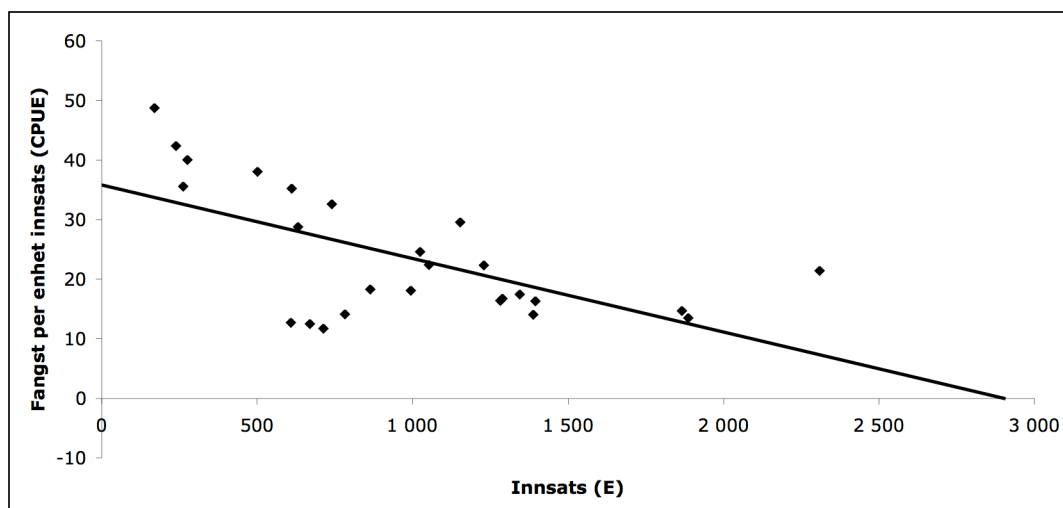


Figur 26: Fangst per enhet innsats (CPUE) beregnet av faktisk fangst og teknologisk justert standardinnsats med årlig teknologisk fremgang på 7% for perioden 1980-2005 med trendlinje.

Den Verhulst-Schaefermodellen, beregnet av parameterverdier estimert gjennom regresjonsanalyse, som i høyest grad forklarte variasjonen i CPUE-verdiene, var Verhulst-Schaefermodellen der standard innsats var blitt teknologisk justert med en årlig teknologisk fremgang på 7%. En årlig teknologisk fremgang på 7% støttes av Hannesson (1983).

Scatterplot av CPUE-verdier mot teknologisk justert standardinnsats med 7% årlig teknologisk fremgang og den lineære regresjonslinjen kan sees i Figur 27.

Resultatet fra estimeringen av parametere for beregning av Verhulst-Schaefermodellen vises i Tabell 2. Regresjonsanalysen indikerer et forventet negativt forhold mellom CPUE og innsats, med et negativt stigningstall på $-0,0123$. P-verdiene er lave, noe som gir god indikasjon innenfor et 95% konfidensintervall at stigningstallet er forskjellig fra null. Justert R^2 -verdi indikerer at 35,55% av variasjonen i CPUE-verdier forklares av Verhulst-Schaefermodellen. Modellen er altså forholdsvis tilpasset dataene.



Figur 27: Scatterplot av CPUE-verdier og lineær trendlinje tilpasset CPUE-verdiene. Innsats (E) er gitt i tråldøgn og er teknologisk relativ standardinnsats med 7% årlig teknologisk fremgang.

Tabell 2: Parametere estimert for Verhulst-Schaefermodellen ved lineær regresjonsanalyse av teknologisk relativ standardinnsats med 7% årlig teknologisk fremgang og CPUE

Parametere	Koeffisienter	t-verdier	P-verdier
Krysningspunkt (α_1)	35,7821848	10,08628881	4,15507E-10
Stigningstall (α_2)	-0,0123312	-3,845617487	0,00077761
Justert R ²	0,35548362		

Verhulst-Schaefermodellen har nok en begrenset forklaringskraft for biologisk produksjon hos nordøst arktisk uer, men slike nivåer på R² som man finner i Tabell 2 er ikke uvanlige i biologiske analyser.

4.4. Kostnad per enhet innsats (c)

Det ble bestemt at parameteren kostnad per enhet innsats for fisket etter uer (c) skulle være kostnad per enhet innsats for fisket etter uer i året 2005. En annen mulig måte å finne denne parameteren på, er å gjennomføre beregningsprosessen nedenfor for alle år, justere kostnadene med konsumprisindeksen og deretter finne gjennomsnittlig kostnad. Denne fremgangsmåten ville være svært tidkrevende, og året 2005 ble derfor valgt.

Gjennomsnittlig driftskostnad per fartøygruppe er gitt i lønnsomhetsundersøkelser for fiskefartøyer av Budsjettnemnda for fiskernæringen. For å beregne kostnad per enhet

innsats for fisket etter uer, måtte de totale driftskostnadene for de fartøygruppene inkludert i analysen for året 2005 først beregnes. Dette ble gjort ved at den gjennomsnittlige driftskostnaden for hver fartøygruppe ble multiplisert med antall fartøy i fartøygruppen.

For å finne total driftskostnad for fisket etter uer, ble totale industrielle driftskostnader i 2005 multiplisert med den industrielle uerfaktoren for 2005, og totale konvensjonelle driftskostnader i 2005 multiplisert med den konvensjonelle uerfaktoren i 2005. Beregninger av total industriell og konvensjonell driftskostnad for fisket etter uer finnes i Tabell 24 i Anneks.

Den industrielle driftskostnaden for fisket etter uer var allerede uttrykt i standardinnsatsen tråldøgn. Den konvensjonelle driftskostnaden for fisket etter uer var derimot uttrykt i konvensjonelle fiskedøgn. For å gjøre den konvensjonelle driftskostnaden for fisket etter uer relativ til den industrielle driftskostnaden for fisket etter uer, var det nødvendig å vekte den konvensjonelle driftskostnaden mot den industrielle driftskostnaden.

Det ble beregnet at de konvensjonelle driftskostnadene utgjorde 80,8% av total driftskostnad, mens de industrielle driftskostnadene utgjorde 19,2%.

Enhetskostnad per teknologisk justert standardinnsats uttrykket i tråldøgn ble så beregnet for både konvensjonell og industriellflåte. Dette ble gjort ved at konvensjonell driftskostnad ble dividert med konvensjonell teknologisk justert standardinnsats, og industriell driftskostnad ble dividert med industriell teknologisk justert standardinnsats.

Konvensjonell enhetskostnad ble multiplisert med 0,808 og industriell enhetskostnad ble multiplisert med 0,192. Disse ble så summert.

Beregning av enhetskostnad per teknologisk justert og standardisert tråldøgn finnes i Tabell 25 i Anneks.

$c = 78\ 111$ kr per teknologisk justert standard tråldøgn

4.5. Pris (p)

Det ble bestemt at parameteren pris per enhet fangst (p) skulle bli gitt som førstehåndspris for uer i 2005.

Førstehåndsprisen ble beregnet ved å dividere total inntekt på første hånd i 2005 med total uerfangst for alle områder i 2005 (Tabell 9 i Anneks). Parameteren p er gitt nedenfor.

$p = 9617,82$ kr per tonn

En annen måte å beregne denne parameteren på, hadde vært å først justert alle års totale inntekt på første hånd med konsumprisindeksen, gjennomført prosessen ovenfor for alle år i perioden 1980-2005 og deretter funnet den gjennomsnittlige prisen. Dette ble ikke gjort på bakgrunn av begrenset tid.

Enda en fremgangsmåte for å beregne parameteren enhetspris, er å benytte uerfaktor på konvensjonell og industriell driftsinntekt for å finne konvensjonell og industriell driftsinntekt av uerfisket på samme måte som driftskostnadene for uerfisket ble funnet. Ved å dividere konvensjonell driftsinntekt med konvensjonell fangst og industriell driftsinntekt med industriell fangst og summere disse, vil man få pris per tonn uer i 2005 på bakgrunn av lønnsomhetsundersøkelsene for fiskeflåten og uerfaktor.

Parameteren enhetspris ble beregnet på sistnevnte fremgangsmåte. Meningen med dette var ikke å benytte den estimerte parameteren i den bioøkonomiske analysen, for inntektsdata fra lønnsomhetsundersøkelsene kan være unøyaktig, men å kontrollere hvor godt den beregnede uerfaktoren representerte virkeligheten. Pris per tonn ble beregnet til 10 280 kr (Tabell 26 i Anneks). Parameteren p beregnet ved hjelp av uerfaktor var altså 6,9% høyere enn parameteren p beregnet fra offisiell statistikk. Dette kan ikke sies å være en alvorlig stor forskjell, og jeg kan konkludere med at uerfaktor på forholdsvis godt måte beregner data for uerfisket spesifikt.

4.6. Estimering av parametrene q , K og r

Har at:

$$q = \frac{CPUE_t}{x_t} \quad (71)$$

Biomasse av nordøst arktisk vanlig uer i Barentshavet og Norskehavet i 2005 var 52 545 tonn (Kapittel 2.1.2. Nordøst arktisk vanlig uer). Tilsvarende biomasse for nordøst arktisk snabeluer i 2005 ble beregnet til 513 600 tonn (Kapittel 2.1.3. Nordøst arktisk snabeluer). Total biomasse for nordøst arktisk uer, eller x_{2005} , vil da være 566 145 tonn.

Ved å sette x_{2005} og $CPUE_{2005}$, beregnet av faktisk fangst og teknologisk justert og standardisert innsats med 7% årlig teknologisk fremgang, inn i likning (71), ble parameteren q estimert:

$q = 2,07545E-05$ per tråldøgn

Har at:

$$\begin{aligned} \alpha_1 &= qK \\ K &= \frac{\alpha_1}{q} \end{aligned} \quad (72)$$

Setter inn verdi for α_1 estimert gjennom regresjonsanalysen og estimert verdi for q inn i likning (72), og estimerer parameteren K :

$K = 1\,724\,071$ tonn

Har at:

$$\begin{aligned}\alpha_2 &= -\frac{q^2 K}{r} \\ r &= -\frac{q^2 K}{\alpha_2}\end{aligned}\tag{73}$$

Setter inn i likning (72) verdi for α_l estimert gjennom regresjonsanalyse, estimert verdi for q og estimert verdi for K , og estimerer parameteren r :

$r = 0,06022$ per år

5. RESULTATER

5.1. Verhulst-Schaefermodell og maksimalt vedvarende utbytte (MSY)

Verhulst-Schaefermodellen for nordøst arktisk uer er vist i Figur 28. Modellen ble utledet ved at parametrene α_1 og α_2 estimert ved lineær regresjon og ulike nivåer av innsats ble satt inn i uttrykket for likevektsfangst i Tabell 3.

Maksimalt vedvarende innsats ble bestemt ved å sette inn parametrene α_1 og α_2 estimert ved lineær regresjon inn i uttrykket for E_{MSY} i Tabell 3. Maksimalt vedvarende utbytte ble bestemt ved å sette beregnet E_{MSY} inn for E i uttrykket for likevektsfangst sammen med parametrene α_1 og α_2 estimert ved lineær regresjon.

Beregnet E_{MSY} er vist i Figur 29.

Tabell 3: Uttrykk for likevektsfangst og maksimal vedvarende innsats.

$h(E_{eq}) = \alpha_1 E + \alpha_2 E^2$	$E_{MSY} = -\frac{\alpha_1}{2\alpha_2}$
-----------------------------------------	-----------------------------------------

Beregnet referanseverdi for maksimal vedvarende innsats og utbytte (MSY):

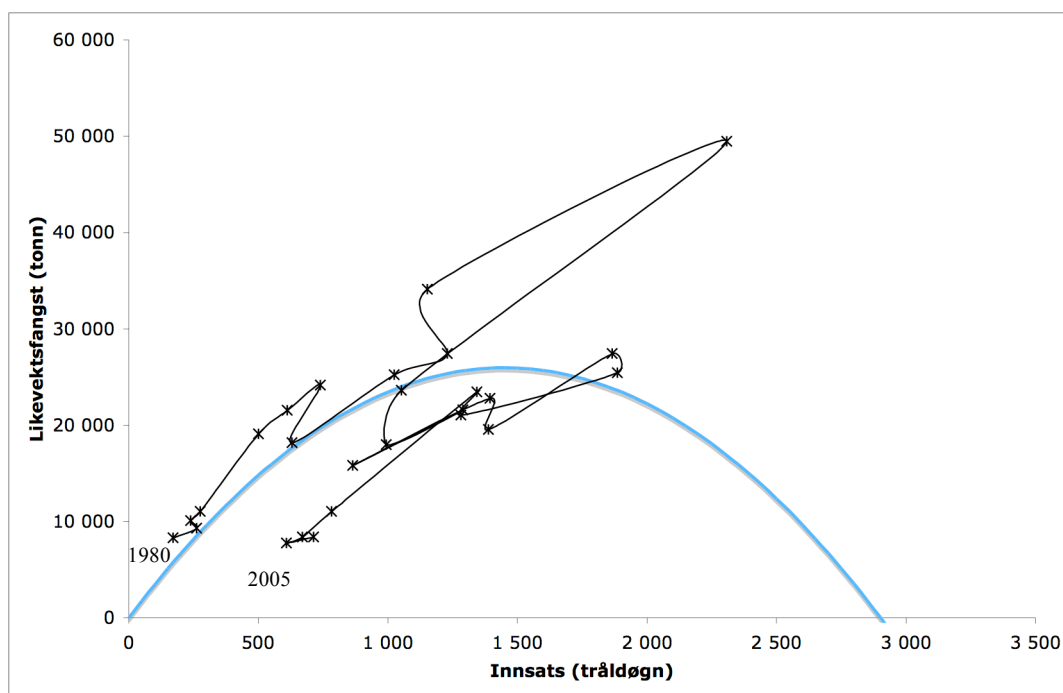
$E_{MSY} = 1\ 451$ tråldøgn

$h(E_{MSY}) = 25\ 958$ tonn per år

Vist sammen med Verhulst-Schaefermodell for nordøst arktisk uer i Figur 28, er et plott over faktisk fangst og teknisk justert og standardisert innsats for årene 1980-2005 med tidslinje.

Figur 28 viser at fangsten av nordøst arktisk uer i fiskets tidligste år lå noe over likevektsfangst for årenes innsatsnivå. Det største biologiske overfisket skjedde på begynnelsen av 90-tallet. I 1990 overskred faktisk fangst av nordøst arktisk uer likevektsfangst med omtrent 9 200 tonn. I 1991 overskred faktisk fangst av nordøst

arktisk uer likevektsfangst med tilnærmet 33 000 tonn. Fra 1993 og til 2005 har imidlertid faktisk fangst stort sett vært godt under likevektsfangst.



Figur 28: Verhulst-Schaefermodell for nordøst arktisk uer (alle arter) med plott over faktisk fangst og teknisk justert og standardisert innsats for årene 1980-2005.

5.2. Fiskets økonomiske tilpasning

Totalinntektskurven for det norske fisket etter nordøst arktisk uer ble utledet ved å sette parametrene α_1 og α_2 estimert ved lineær regresjon, estimert parameterverdi for p og ulike nivåer for innsats inn i uttrykket for totalinntekt i Tabell 4.

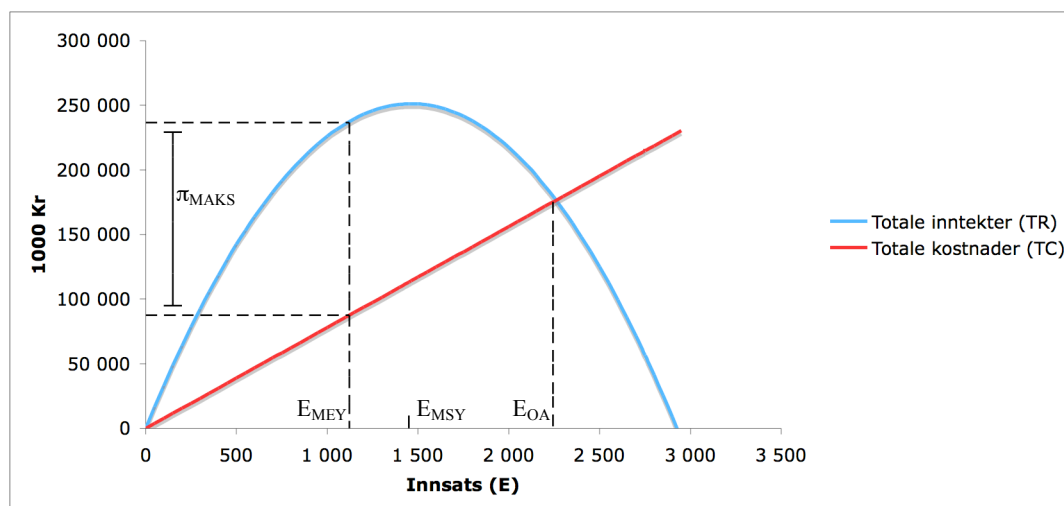
Totalinntektskurven for det norske fisket etter nordøst arktisk uer er vist i Figur 29.

Totalkostnadslinjen for det norske fisket etter nordøst arktisk uer ble utledet ved å sette inn estimert parameterverdi for c og ulike nivåer for innsats inn i uttrykket for totalkostnad i Tabell 4. Totalkostnadslinjen for det norske fisket etter nordøst arktisk uer er vist i Figur 29.

Tabell 4: Uttrykk for totalinntekt og totalkostnad

$$TR(E) = p \cdot h(E) = p\alpha_1 E + p\alpha_2 E^2$$

$$TC(E) = cE$$



Figur 29: Totale inntekter og kostnader for fisket av nordøst arktisk uer (alle arter) vist med maksimal profitt og referansepunkter for maksimal vedvarende innsats, maksimal økonomisk innsats og innsats ved fritt fiske.

5.2.1. Tilpasning under et fritt fiske (OA)

Det innsatsnivå E_{OA} som gir den økonomiske tilpasningen i et fritt norsk fiske etter nordøst arktisk uer (alle arter) ble bestemt ved å sette inn parametrene α_1 og α_2 estimert ved lineær regresjon og estimert parameterverdi for c inn i uttrykket for E_{OA} i Tabell 5. Likevektsfangst ved dette innsatsnivået ble bestemt ved å sette parametrene α_1 og α_2 estimert ved lineær regresjon og beregnet innsatsnivå E_{OA} inn i uttrykket for likevektsfangst i Tabell 5.

Beregnet E_{OA} er vist i Figur 29.

Tabell 5: Uttrykk for likevektsfangst og innsats under et fritt fiske.

$h(E_{eq}) = \alpha_1 E + \alpha_2 E^2$	$E_{OA} = \frac{c - p\alpha_1}{p\alpha_2}$
-----------------------------------------	--------------------------------------------

Beregnet referanseverdi for økonomisk tilpasning under et fritt fiske (OA):

$E_{OA} = 2\,243$ tråldøgn

$h(E_{OA}) = 18\,217$ tonn per år

5.2.2. Tilpasning ved maksimalt økonomisk utbytte (MEY)

Det innsatsnivå E_{MEY} som gir maksimalt økonomisk utbytte for det norske fisket etter nordøst arktisk uer ble bestemt ved å sette parametrene α_1 og α_2 estimert ved lineær regresjon og estimert parameterverdi for c inn i uttrykket for E_{MEY} i Tabell 6. Likevektsfangst ved dette innsatsnivået ble bestemt ved å sette parametrene α_1 og α_2 estimert ved lineær regresjon og beregnet innsatsnivå E_{MEY} inn i uttrykket for likevektsfangst i Tabell 6.

Beregnet E_{MEY} er vist i Figur 29.

Tabell 6: Uttrykk for likevektsfangst og maksimalt økonomisk utbytte

$h(E_{eq}) = \alpha_1 E + \alpha_2 E^2$	$E_{MEY} = \frac{c - p\alpha_1}{2p\alpha_2}$
-----------------------------------------	----------------------------------------------

Beregnet referanseverdi for maksimalt økonomisk utbytte (MEY):

$E_{MEY} = 1\,122$ tråldøgn

$h(E_{MEY}) = 24\,621$ tonn per år

5.3. Sensitivitetsanalyse

Sensitivitetsanalyse kan benyttes for å kontrollere hvor kritiske de enkelte parametrene er for utførelsen av den bioøkonomiske analysen. Ved å utføre en sensitivitetsanalyse vil vi kunne få informasjon om utslag i fiskeinnsats ved endringer av parametrene. Dette er en form for kartlegging av usikkerhet, der det dannes et bilde

av hvilke parametere som er kritiske. Den største svakheten med metoden er at man kun kan endre en av parametrene om gangen, mens det som er tilfellet i mange sammenhenger er at parametrene endrer seg i et bestemt forhold til hverandre.

Sensitivitetsanalysen i Tabell 7 viser at Gordons økonomiske modell er mest sensitiv ovenfor for endringer i parametrene α_1 og α_2 estimert ved lineær regresjonsanalyse for den biologiske vekstmodellen (Verhulst-Schaefermodellen). Modellen var imidlertid ikke følsom nok ovenfor de biologiske parametrene til at de kan kalles kritiske parametere. Modellen var lite sensitiv ovenfor forandringer i de økonomiske parametrene c og p .

Tabell 7: Sensitivitetsanalyse av parametrene

Parameter	ΔE
$\alpha_1 + 20\%$	26%
$\alpha_2 + 20\%$	-17%
$p + 20\%$	-6%
$c + 20\%$	5%

5.4. Optimal forvaltning (*)

Tabell 8 viser resultatene ved diskontering med ulike rentenivå i samfunnet. Når rentenivået er svært lavt, er det lønnsomt å fiske på en slik måte at hvert års profitt blir størst mulig. $\delta=0\%$ reflekterer et fiske som gir maksimalt økonomisk utbytte (MEY).

Når rentenivået er svært høyt, er det lønnsomt å fiske mest mulig slik at man får renter av fangstverdien. $\delta=\infty\%$ reflekterer et fritt fiske der profitten er null. Inntil innsatsnivået E_{OA} er nådd, vil nemlig fisket gi positiv profitt som kan settes i banken.

Tabell 8: Referansepunkter for optimal forvaltning ved diskontering

δ (%)	x^* (tonn)	E^* (tråldøgn)	$h(E^*)$ (tonn)	Profitt* (kr)	CPUE* (tonn/tråldøgn)
0	1 057 691	1 122	24 621	149 189 714	21,95
5	394 969	2 237	18 337	1 633 152	8,20
10	393 136	2 240	18 278	816 159	8,16
20	392 223	2 242	18 248	407 971	8,14
∞	391 311	2 243	18 218	0	8,12

$\delta=5\%$ reflekterer det omtrentlige rentenivå man har hatt i det norske samfunnet. Som man ser av Tabell 8 er det ikke store forskjeller mellom referansepunktene ved det reelle rentenivået og ved et uendelig høyt rentenivå.

6. DISKUSJON

Resultatene fra regresjonsanalysen viser at Verhulst-Schaefermodellen forklarer under halvparten av variasjonen funnet i de empiriske dataene. Dette kan antyde at denne modellen ikke er godt tilpasset beskrivelsen av biologisk vekst hos nordøst arktisk uer.

En av årsakene til at under halvparten av datamaterialet ikke forklares av Verhulst-Schaefermodellen, kan være at modellen overforenkler eller ikke inkorporerer virkningen ulike biologiske prosesser har på en fiskebestand. En fiskebestand vil påvirkes av forsinkelses- og periodiske effekter, aldersstruktur og aldersrelaterte effekter, effekter av spredning og områdetetthet, effekten av blandingsfiskeri og økosystemeffekter. Imidlertid ville en modell for biologisk vekst hos nordøst arktisk uer der slike biologiske prosesser ble inkludert, ha krevd et utstrakt biologisk forskningsmateriale. Inntil man har opparbeidet en større kunnskap om uerartenes biologi, er derfor Verhulst-Schaefermodellen den mest passende modellen å benytte for å beskrive biologisk vekst hos nordøst arktisk uer.

En annen mulig årsak til Verhulst-Schaefermodellen ikke forklarer variasjonen funnet i de empiriske dataene i høy grad, kan være at modellen, slik den blir studert i oppgaven, forutsetter kompensatorisk vekst. Det kan tenkes at biologisk vekst hos nordøst arktisk uer er depensatorisk eller kritisk depensatorisk. Med depensatorisk vekst mener man at den naturlige tilveksten er mindre ved lave bestandsnivå enn ved høye bestandsnivå. Med kritisk depensatorisk vekst mener man at ved lave bestandsnivå vil dødelighetsraten være større enn fødselsraten slik at den naturlige tilveksten til bestanden blir negativ. Dette betyr at dersom man kommer under et visst bestandsnivå, vil bestanden dø ut selv uten at det fiskes på bestanden.

Det ble observert rekrutteringssvikt hos både hos nordøst arktisk vanlig uer og nordøst arktisk snabeluer på begynnelsen av 90-tallet, noe som har ført til at disse to bestandene er på et svært mye lavere nivå i dag enn de var for 15 år siden. Artsdatabanken begrunnet de lave bestandsnivåene med at det hadde skjedd en rekrutteringssvikt i bestandene som følge av et overfiske da nordøst arktisk vanlig uer og nordøst arktisk snabeluer ble satt på Norsk Rødliste i 2006 (Artsdatabanken 2006).

Verhulst-Schaefermodellen i Figur 28 viser at det norske fisket av nordøst arktisk uer fra 1980 til 1989 var et likevektsfiske eller lå litt over nivået for likevektsfiske. I 1990 og 1991 ble likevektsfangst imidlertid betydelig overskredet. Samlet for disse to årene ble bestanden av nordøst arktisk uer fisket ned med over 40 000 tonn, en mengde som utgjør omtrent 7,5% av bestandsnivået i 2005. Fra og med 1992 har fisket holdt seg på et nivå som er langt under likevektsfangst. Spørsmålet er om det biologiske overfisket i 1990 og 1991 har vært den avgjørende faktor for rekrutteringssvikten og dermed bestandsnedgangen. Dersom uer vokser depensatorisk, kan overfisket ha vært med på å svekke bestanden frem til i dag. Bestanden kan ha blitt fisket ned på et nivå der det ikke fødes nok individer til å erstatte de som dør, selv om det bedrives likevektsfangst i etterkant.

Rekrutteringen til bestanden av nordøst arktisk uer vil være følsom ovenfor en nedgang i gytebiomasse på grunn av at bestanden har lav reproduksjonsevne sett i forhold til andre fiskearter. Men siden uer har en lang pre-reproduktiv periode, kan det hende at bestanden av nordøst arktisk uer ikke har en momentan respons til et overfiske. Det biologiske overfisket som skjedde tidlig på 90-tallet kan i så fall vanskelig ha hatt innvirkning på rekrutteringssvikten som ble observert på samme tidspunkt fordi ungfisk produsert før nedfiskingen ville ha bidratt til å holde gytebiomassen og dermed rekrutteringen på et høyt nivå. Dersom overfisket påvirket rekrutteringen, vil ikke dette ha blitt tydelig før på et senere tidspunkt. Dette kan vi kalle en forsinket effekt. Resultatet fra Verhulst-Schaefermodellen viser dermed at det finnes en mulighet for at rekrutteringssvikten kan skyldes andre årsaker enn et biologisk overfiske.

Denne mulige slutningen støttes av beregninger foretatt av Havforskningsinstituttet. I 2003 ble det gjort en forsøksvis beregning av maksimalt vedvarende utbytte for nordøst arktisk snabeluer og nordøst arktisk vanlig uer ved hjelp av en aldersstrukturert modell kalt utbytte per rekruttmodellen. Maksimalt vedvarende utbytte for vanlig uer ble beregnet til 10 000 tonn mens maksimalt vedvarende utbytte for snabeluer ble beregnet til 44 000 tonn (pers. med. Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet). Til sammen utgjør dette et maksimalt vedvarende utbytte for nordøst arktisk uer på 54 000 tonn, over det dobbelte av hva Verhulst-Schaefermodellen beregnet. Likevektsfangst med en maksimal vedvarende fangst på

54 000 tonn vil bety at det norske fisket av nordøst arktisk uer i svært liten grad har vært et biologisk overfiske.

Andre sannsynlige årsaker til den observerte rekrutteringssvikten kan være at gytemoden fisk har blitt skremt bort fra gyteområdene eller at dødeligheten har økt blant yngel ved at oppvekstområder har blitt skadet eller at mye yngel har blitt tatt som bifangst i trålfisket etter reker.

Det er dokumentert at rekefisket hadde en stor innvirkning på bestanden av umoden uer før skillerist ble påbudt i 1993. 200 millioner individer som stort sett var under gytemoden alder ble fisket med rekestrål i årene 1985 og 1989. En såpass redusert umoden bestand for disse årene vil ha virket inn på de neste års gytebiomasse, og dermed på rekrutteringen.

I en studie av distribusjon og tetthet av fisk i områder med dyphavskorall (Husebø et al. 2002) ble det konkludert med at det fantes en signifikant større tetthet av uer i områder der det fantes dyphavskorall enn i andre habitater, mest sannsynlig fordi uer foretrakk den fysiske strukturen funnet her. Den ueren som fantes her var også større enn uer funnet i andre områder.

I Figur 30 i Anneks vises distribusjonen av dyphavskorall i norske farvann. Dersom vi sammenlikner distribusjonen av korallrev med gyteområdene for vanlig uer og snabeluer vist i Figur 2 og Figur 5, kan man se en klar sammenheng mellom gyteområde og tettheten av korallrev.

Det har blitt estimert av 30-50% av alle norske korallrev har blitt skadet eller påvirket i annen grad av bunntråling (Fosså et al. 2002). Først i 2000 ble to viktige gyteområder for uer stengt for bunntråling. Det kan svært lang tid før korallrev bygger seg opp igjen etter at det har blitt skadet. Disse to områdene vil mest sannsynlig allerede får 2000 blitt skadet av bunntråling. Dersom uer foretrekker områder med korallrev som gyteområde, er det en stor mulighet for at ødeleggelse av korallrev har ført til mindre reproduksjon.

Ueryngel føres med havstrømmer fra gyteområdene til Barentshavet. Her bunnsetter de seg. Det foregår mye bunnråling i Barentshavet. Bunnråling kan ha ført til at oppveksthabitatet for ueryngelen har blitt skadet. Yngeldødeligheten kan derfor ha økt som en følge av at yngelen ble mer synlige for predatorer og at områdene ga mindre tilgang til mat.

At bestandsnedgangen hos nordøst arktisk uer kanskje skyldes ødeleggelse av gyteområde, oppvekstområde eller stor oppfisking av yngel som ikke har kommersiell verdi, kan vi kalle en eksternalitet. En eksternalitet er en påvirkning (positiv eller negativ) på en part som ikke er involvert i en gitt økonomisk transaksjon. Dersom norske fartøy, ved å fiske med bunnrål eller rekeføl, har ført til en så stor nedgang i bestanden at uer som naturressurs ikke lenger er utnyttbar, kan vi si at norske fiskere har påført seg selv en eksternalitet.

En sammenlikning av referanseverdi for innsats og fangst under et fritt fiske beregnet av Gordons økonomiske modell for et fiske uten reguleringer, E_{OA} og $h(E_{OA})$, og faktisk teknologisk justert standardinnsats og fangst viser at faktisk fangst lå på et mye høyere nivå enn $h(E_{OA})$ stort sett i hele perioden fra midten av 80-tallet og til 2001 og at faktisk teknologisk justert standardinnsats lå på et nivå godt under E_{OA} for alle år unntatt 1991. Årsaken til dette kan være at det direkte fisket startet opp da man fant rike fiskegrunner langs kontinentalsokkelen i Barentshavet på midten av 80-tallet. Etter 1991 var disse grunnene oppfisket. Selv om uerfisket var et helt fritt fiske frem til 1997 og et delvis fritt fiske (med tanke på område og redskap) til 2003, kan det ha vært en for liten fangstbar mengde til at det langvarige fiskeriet rakk å innstille seg på den biologiske likevekten ved et fritt fiske. Hvis man derimot kun ser på perioden da fiskegrunnene ble oppdaget og til de var oppfisket, ser man en bevegelse mot fritt-fiske-tilpasningen.

Både faktisk fangst og teknologisk justert standardinnsats har holdt et nivå som er mer i samsvar med referanseverdiene for innsats og fangst ved maksimering av økonomisk utbytte, E_{MEY} og $h(E_{MEY})$, og referanseverdiene for innsats og fangst ved maksimering av fangstutbytte, E_{MSY} og $h(E_{MSY})$, enn den tilpasningen man ville ha ventet å se i et fritt fiske. Man kan kanskje si at det langvarige norske fisket etter nordøst arktisk uer ble fullt utnyttet med tanke på økonomisk utbytte og vedvarende fangst.

7. KONKLUSJON

I denne oppgaven har data for fiskeinnsats, inntekt og kostnad for det norske fisket av nordøst arktisk vanlig uer og nordøst arktisk snabeluer samlet blitt utarbeidet. Dette datamateriale ble benyttet for å gjennomføre en bioøkonomisk analyse av det norske fisket av nordøst arktisk uer (alle arter).

Biologisk produksjon hos nordøst arktisk uer ble beregnet ved at Verhulst-Schaefermodellen, en type overskuddsproduksjonsmodell, ble utledet for bestanden. Biologiske parametere for Verhulst-Schaefermodellen ble estimert gjennom lineær regresjon. Verhulst-Schaefermodellen for nordøst arktisk uer ga en rimelig tilpasning til datamaterialet.

Fremhevet som et sentralt funn er den bioøkonomiske analysens antydning om at det direkte fisket kanskje ikke er hovedårsaken til det nåværende lave bestandsnivået hos både vanlig uer og snabeluer. Mulige sammenhenger mellom rekrutteringssvikt og ødeleggelse av gyteområde og/eller oppvekstområde og bifangst i rekefisket foreslås.

Gordons økonomiske modell for et fritt fiske viser at det norske uerfisket har vært fullt utnyttet med tanke på maksimalt utbytte og maksimal profitt. Det direkte fisket, som i all hovedsak foregikk var et uregulert fiske, innstilte seg aldri på bioøkonomisk likevekt for et fritt fiske med unntak av en viss periode.

7.1. Videre arbeid

Analyseresultatene fra den enkle Verhulst-Schaefermodellen omfatter ikke i full grad bestandsdynamikken for nordøst arktisk uer (alle arter). En modell som er bedre tilpasset datamaterialet burde undersøkes. Særskilt hadde det vært interessant å utarbeide en tilpasset biologisk vekstmodell for arter med et langt livsløp. Den antydende sammenhengen mellom korallrev og foretrukket gyteområde for uer burde også utredes videre.

REFERANSER

Artsdatabanken (2006). Norsk Rødliste 2006. Artsdatabanken, 7491 Trondheim, Norge.

Clark, C. W. (1990). Mathematical Bioeconomics. Optimal Management of Renewable Resources. Second Edition. Wiley-Interscience Publication. John Wiley & Sons Inc.

Eide, A., Skjold, F., Olsen, F. and Flaaten, O. (2003). Harvest Functions: The Norwegian Bottom Trawl Cod Fisheries. Marine Resource Economics, Volume 18. 81-93 p.p.

Fosså, J.H., P.B. Mortensen and D.M. Furevik 2002. The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters; distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia* 417:1-12.

Fishbase (2008a). Family Sebastidae – Rockfishes, rockcods and thornyheads. Sist lokalisert på internett 15.01.2008.:
<http://www.fishbase.org/Summary/FamilySummary.cfm?ID=573>

Fishbase (2008b). *Sebastes marinus* – Ocean perch. Sist lokalisert på internett 15.01.2008.:
<http://www.fishbase.org/Summary/speciesSummary.php?ID=501&genusname=Sebastes&speciesname=marinus>

Fishbase (2008c). *Sebastes viviparus* – Norway redfish. Sist lokalisert på internett 15.01.2008.:
<http://www.fishbase.org/Summary/speciesSummary.php?ID=1352&genusname=Sebastes&speciesname=viviparus>

Fishbase (2008d). *Helicolenus dactylopterus dactylopterus* – Blackbelly rosefish. Sist lokalisert på internett 15.02.2008.:

<http://www.fishbase.org/Summary/speciesSummary.php?ID=76&genusname=Helicolenus&speciesname=dactylopterus+dactylopterus>

Fiskeridepartementet (1997). St.meld. nr. 11. (1997-98). Om dei fiskeriavtalene Noreg har inngått med andre land for 1997 og fisket etter avtalene i 1995 og 1996. Tilråding frå Fiskeridepartementet av 20. november 1997, godkjend i statsråd same dagen.

Fiskeridepartementet (1998). St.meld. nr. 47. (1997-98). Om dei fiskeriavtalene Noreg har inngått med andre land for 1998 og fisket etter avtalene i 1996 og 1997. Tilråding frå Fiskeridepartementet av 12. juni 1998, godkjend i statsråd same dagen.

Fiskeridepartementet (1999). St.meld. nr. 49. (1998-99). Om dei fiskeriavtalene Noreg har inngått med andre land for 1999 og fisket etter avtalene i 1997 og 1998. Tilråding frå Fiskeridepartementet av 25. juni 1999, godkjend i statsråd same dagen.

Fiskeridepartementet (2000). St.meld. nr. 44. (1999-2000). Om dei fiskeriavtalene Noreg har inngått med andre land for 2000 og fisket etter avtalene i 1998 og 1999. Tilråding frå Fiskeridepartementet av 16. juni 2000, godkjend i statsråd same dagen.

Fiskeridepartementet (2001). St.meld. nr. 50. (2000-2001). Om dei fiskeriavtalene Noreg har inngått med andre land for 2001 og fisket etter avtalene i 1999 og 2000. Tilråding frå Fiskeridepartementet av 8. juni 2001, godkjend i statsråd same dagen.

Fiskeridepartementet (2002). St.meld. nr. 36. Om dei fiskeriavtalene Noreg har inngått med andre land for 2002 og fisket etter avtalene i 2000 og 2001. Tilråding frå Fiskeridepartementet av 7. juni 2002, godkjend i statsråd same dagen. (Regjeringa Bondevik II).

Fiskeridepartementet (2003). St.meld. nr. 43. Om dei fiskeriavtalene Noreg har inngått med andre land for 2003 og fisket etter avtalene i 2001 og 2002. Tilråding frå Fiskeridepartementet av 27. juni 2003, godkjend i statsråd same dagen. (Regjeringa Bondevik II).

Fiskeridepartementet (2004). St.meld. nr. 45. Om dei fiskeriavtalene Noreg har inngått med andre land for 2004 og fisket etter avtalene i 2002 og 2003. Tilråding frå Fiskeridepartementet av 18. juni 2004, godkjend i statsråd same dagen. (Regjeringa Bondevik II).

Fiskeridirektoratet (2003a). Rapport fra arbeidsgruppe som har behandlet spørsmål om regulering av kystfisket etter uer nord for 62° N. Bergen, 21. november 2003. Sist lokalisert på internett 26.03.2008:
www.fiskeridir.no/fiskeridir/content/download/1589/9303/file/uerrapport.pdf

Fiskeridirektoratet (2003b). Norske omregningsfaktorer for omregning av landet mengde marine fiske og andre marine arter til mange i levende vekt. For fiske i det nordøstlige og nordvestlige Atlanterhav. Versjon IV. Gjeldende fra 1/11-2003. Sist lokalisert på internett 26.03.2008.:

http://www.fiskeridir.no/fiskeridir/content/download/9823/82556/file/norske_omregningsfaktorer.pdf

Fiskeridirektoratet (2006a). Reguleringsmøtet 28-29. november 2006. Sak 14/2006. Regulering av fisket etter uer i 2007. Sist lokalisert på internett 13.12.2007.:

<http://www.fiskeridir.no/fiskeridir/content/download/9137/78125/file/14%20uer.pdf>

Fiskeridirektoratet (2006b). J-189-2006: Forskrift om endring av forskrift av 10. januar 2006 om regulering av fisket etter uer i internasjonalt farvann (NAFO-NEAFC områdene) og i Grønlands fiskerisone i 2006. Sist lokalisert på internett 26.02.2008.:

http://www.fiskeridir.no/fiskeridir/fiskeri/j_meldinger/gjeldende_j_meldinger/j_189_2006

Fiskeridirektoratet (2007a). Reguleringsmøtet 22-23. november 2007. Sak 14/2007. Regulering av fisket etter uer i 2008 A) Nasjonalt. Sist lokalisert på internett 15.01.2008.:

http://www.fiskeridir.no/fiskeridir/content/download/11870/95788/file/sak14_uer_nas_j.pdf

Fiskeridirektoratet (2007c). Reguleringsmøtet 22-23. november 2007. Sak 14/2007. Regulering av fisket etter uer i 2008 B) Internasjonalt farvann i ICES I og II (Smutthavet). Sist lokalisert på internett 28.02.2008.: http://www.fiskeridir.no/fiskeridir/content/download/11868/95782/file/sak14_uer_int_ern.pdf

Fiskeri- og kystdepartementet (2005a). NOU 2005:10. Lov om forvaltning av viltlevende marine ressurser. Havressursloven. Havressurslovutvalgets utredning med lovforslag. Utredning fra Havressurslovutvalget, oppnevnt ved kongelig resolusjon 14. mars 2003. Avgitt til Fiskeri- og kystdepartementet 9. juni 2005.

Fiskeri- og kystdepartementet (2005b). St.meld. nr. 39. (2004-2005). Om dei fiskeriavtalene Noreg har inngått med andre land for 2005 og fisket etter avtalene i 2003 og 2004. Tilråding frå Fiskeri- og kystdepartementet av 10. juni 2005, godkjend i statsråd same dagen. (Regjeringa Bondevik II).

Fiskeri- og kystdepartementet (2006). St.meld. nr. 22. (2005-2006). Om dei fiskeriavtalene Noreg har inngått med andre land for 2006 og fisket etter avtalene i 2004 og 2005. Tilråding frå Fiskeri- og kystdepartementet av 16. juni 2005, godkjend i statsråd same dagen. (Regjeringa Stoltenberg II).

Fiskeri- og kystdepartementet (2007a). Regulering av fisket etter uer i 2008. Pressemelding nr. 83/2007. Sist lokalisert på internett 20.12.2007.: <http://www.regjeringen.no/nb/dep/fkd/pressesenter/pressemeldinger/2007/Regulering-av-fisket-etter-uer-i-2008.html?id=493870>

Fiskeri- og kystdepartementet (2007b). St.meld. nr. 32. (2006-2007). Om dei fiskeriavtalene Noreg har inngått med andre land for 2007 og fisket etter avtalene i 2005 og 2006. Tilråding frå Fiskeri- og kystdepartementet av 15. juni 2007, godkjend i statsråd same dagen. (Regjeringa Stoltenberg II).

Flåten, O. (1987). Sesongvarierende Bestandstilgjengelighet og Produksjonsfunksjoner i Lofotfisket. EP 7005/1-87, FORUT, University of Tromsø. 49 p.

Flåten, O. (1994). Bioøkonomi – En innføring. Forelesningsnotater. Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø. 95 p.

Gompertz, B. (1825). On the Nature of the Function Expressive of the Law of Human Mortality, and on a New Mode of Determining the Value of Life Contingencies. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Vol. 115 (1825). 513-585 p.p.

Gordon, H.S. (1954). The economic theory of a common property resource: the fishery. Journal of Political Economy, Vol. 62, 124-142 p.p.

Hannesson, R. (1983). Bioeconomic Production Function in Fisheries: Theoretical and Empirical Analysis. Canadian Journal of Fish and Aquatic Science 40. 969-982 p.p.

Hilborn, R. and Walters, C.J. (1992). Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall. 570 p.

Husebø, Å., L. Nøttestad, J.H. Fosså, D.M. Furevik, and S.B. Jørgensen (2002). Distribution and abundance of fish in deep-sea coral habitats. Hydrobiologia 417:91-99.

ICES (2007a). Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, Advisory Committee on the Marine Environment and Advisory Committee on Ecosystems, 2007. ICES Advice. Book 3. 103 p.p.

ICES (2007b). Report of the Arctic Fisheries Working Group (AFWG), 18-27 April 2007, Vigo, Spain. ICES CM 2007/ACFM:16. 641 p.

ICES (2007c). Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, Advisory Committee on the Marine Environment and Advisory Committee on Ecosystems, 2007. ICES Advice. Book 2. 101 p.

ICES (2007d). Report of the North-Western Working Group (NWWG), 24 April–3 Mai 2007, ICES Headquarters. ICES CM 2007/ACFM:17. 604 p.

Pella, J.J. and Tomlinson, P.K. (1969). A generalized stock production model. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm., 13: 419–496 p.p.

Pethon, P. (2005). Aschehougs Store Fiskebok. Femte utgave. H. Aschehoug & Co. (W. Nygaard) A/S.

Robson, D.S. (1966). Estimation of relative fishing power of individual ships. Res.Bull.ICNAF (3). 5-14 p.p.

Saborido-Rey, F. and Nedreaas, K.H. (2000). Geographic variation of *Sebastes mentella* in the Northeast Arctic derived from a morphometric approach. ICES Journal of Marine Science 57. p.p. 965-975.

Schaefer, M.B. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission, Vol. 1, 25-56 p.p.

Schaefer, M.B. (1957). Some considerations of population dynamics and economics in relation to the management of marine fisheries. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, Vol. 14, 669-681 p.p.

Skogen, M., Gjørseter, H., Toresen, R. og Robbestad, Y. (red.) (2007). Havets ressurser og miljø 2007. Fisken og havet, særnr. 1-2007.

Stransky, C., Gudmundsdóttir, S., Sigurdsson, T., Lemvig, S., Nedreaas, K. and Saborido-Rey, F. (2005). Age determination and growth of Atlantic redfish (*Sebastes marinus* and *Sebastes mentella*): bias and precision of age readers and otolith preparation methods. ICES Journal of Marine Science, Vol. 62-4. 655-670 p.p.

Thomson, A. (2003). "The management of redfish (*Sebastes mentella*) in the North Atlantic Ocean – a stock in movement". Papers presented at the Norway-FAO Expert Consultation on the Management of Shared Fish Stocks. Bergen, Norway, 7-10 October 2002. FAO Fisheries Report No. 695, Supplement. Rome, FAO. 2003. 240 p.

Wikipedia (2008a). Malthusian growth modell. Sist lokalisert på internett 14.02.2008:
http://en.wikipedia.org/wiki/Malthusian_growth_model#Exponential_law

Wikipedia (2008b). Thomas Robert Malthus. Sist lokalisert på internett 14.02.2008:
http://en.wikipedia.org/wiki/Thomas_Robert_Malthus

ANNEKS: TABELLVERK

Tabell 9: Mengde og verdi (førstehånd) av uer i norske fiskerier for årene 1977-2006. Kilde: Statistisk sentralbyrå.

År	Uer		Alle arter		Uer (%)	
	Tonn	1000 kr.	Tonn	1000 kr.	Tonn	1000 kr.
1977	7 690	12 182	3 402 467	3 073 202	0,23	0,40
1978	7 980	12 698	2 586 637	2 907 886	0,31	0,44
1979	9 173	15 523	2 650 227	3 132 356	0,35	0,50
1980	8 614	17 651	2 400 173	3 501 261	0,36	0,50
1981	9 461	19 923	2 538 592	3 994 972	0,37	0,50
1982	10 219	21 652	2 484 917	3 964 200	0,41	0,55
1983	11 285	30 256	2 812 647	4 263 694	0,40	0,71
1984	19 287	65 754	2 440 029	4 339 255	0,79	1,52
1985	21 843	83 802	2 083 659	4 552 982	1,05	1,84
1986	24 325	97 786	1 865 281	5 150 578	1,30	1,90
1987	18 478	74 015	1 892 674	5 819 605	0,98	1,27
1988	25 374	110 079	1 749 565	5 032 450	1,45	2,19
1989	27 468	98 706	1 788 652	4 777 030	1,54	2,07
1990	41 224	175 061	1 591 577	4 976 512	2,59	3,52
1991	55 661	207 197	2 007 314	5 967 886	2,77	3,47
1992	38 287	160 387	2 429 950	6 111 679	1,58	2,62
1993	32 974	126 550	2 414 579	6 269 542	1,37	2,02
1994	28 942	124 605	2 365 602	7 470 120	1,22	1,67
1995	23 282	110 817	2 523 698	8 218 164	0,92	1,35
1996	29 679	151 952	2 649 120	8 718 245	1,12	1,74
1997	22 709	124 430	2 862 623	9 229 922	0,79	1,35
1998	28 571	196 632	2 860 694	10 522 078	1,00	1,87
1999	30 856	201 066	2 629 988	9 947 528	1,17	2,02
2000	26 274	187 247	2 698 798	9 735 848	0,97	1,92
2001	28 680	202 002	2 686 388	11 437 965	1,07	1,77
2002	16 327	109 735	2 739 841	11 163 919	0,60	0,98
2003	16 792	101 306	2 548 533	8 882 971	0,66	1,14
2004	16 751	115 012	2 523 029	10 386 787	0,66	1,11
2005	12 960	124 647	2 391 896	11 655 707	0,54	1,07
2006	17 150	159 500	2 256 348	11 675 058	0,76	1,37

Tabell 10: Viktigste fiskeslag etter fangst og verdi for Norge for året 1991. Kilde: Statistisk sentralbyrå.

Fiskeslag	Råfiskvekt (tonn)	Fiskeslag	Verdi (1000 kr.)
Lodde	576 324	Torsk	1 615 474
Sild	200 651	Reke	6 700 980
Makrell	179 433	Sei	580 592
Torsk	163 868	Makrell	524 851
Tobis	145 361	Sild	358 925
Sei	139 911	Blåkveite	352 226
Augepål	120 396	Lodde	303 732
Kolmule	119 200	Lange	228 667
Uer	55 661	Uer	207 197

Tabell 11: Bestandsestimering av nordøst arktisk snabeluer. Beregnet på bakgrunn av datamateriale tilsendt fra Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet.

	15-19,9 cm	20-24,9 cm	25-29,9 cm	30-34,9	≥35 cm
Gj.snittsvekt (gr.)	58	125,5	243,5	416,4	618,7
Antall (mill.ind.)	13,74	21,51	47,59	246,59	154,9
Biomasse (tonn)	797	2 699	11 589	102 681	95 832
Tonn umoden bestand (15-29,9 cm)	15 085				
Tonn moden bestand (≥30 cm)	198 513				
Bestand Barentshavet (tonn)	213 598				
Bestand Norskehavet (tonn)	300 000				
Nordøst arktisk bestand (tonn)	513 598				

Tabell 12: Norsk fangst av uer for årene 1918-2006. Kilde: Statistisk sentralbyrå.

År	Fangst (tonn råfiskvekt)	År	Fangst (tonn råfiskvekt)	År	Fangst (tonn råfiskvekt)
1918	1 115	1948	3 471	1978	7 980
1919	853	1949	2 461	1979	9 173
1920	832	1950	3 159	1980	8 614
1921	1 322	1951	3 410	1981	9 461
1922	1 160	1952	4 381	1982	10 219
1923	1 470	1953	6 787	1983	11 285
1924	1 827	1954	8 530	1984	19 287
1925	2 065	1955	6 836	1985	21 843
1926	1 723	1956	4 730	1986	24 325
1927	2 002	1957	4 040	1987	18 478
1928	2 386	1958	4 212	1988	25 374
1929	2 469	1959	4 169	1989	27 468
1930	2 366	1960	6 034	1990	41 224
1931	2 048	1961	5 713	1991	55 661
1932	1 971	1962	6 120	1992	38 287
1933	1 729	1963	7 797	1993	32 974
1934	2 090	1964	8 685	1994	28 942
1935	2 149	1965	6 744	1995	23 282
1936	2 106	1966	7 095	1996	29 679
1937	1 770	1967	6 341	1997	22 709
1938	1 659	1968	4 770	1998	28 571
1939	1 629	1969	3 914	1999	30 856
1940	1 069	1970	3 397	2000	26 274
1941	969	1971	3 963	2001	28 680
1942	749	1972	5 784	2002	16 327
1943	473	1973	4 794	2003	16 792
1944	377	1974	4 298	2004	16 751
1945	558	1975	3 120	2005	12 960
1946	1 471	1976	4 525	2006	17 150
1947	2 589	1977	7 690		

Tabell 13: Norsk fangst av uer fordelt på redskapstype (tonn) for årene 1977-2005. Kilde: Statistisk sentralbyrå.

År	Not	Garn	Juksa	Line	Snurrevad	Trål	Annet ¹	Totalt
1977	2	1 872	494	765		3 529	1 029	7 690
1978	4	2 076	489	648		4 140	623	7 980
1979	8	2 373	647	872		5 056	216	9 173
1980	10	3 156	926	1 025		3 204	292	8 614
1981	11	3 320	844	632	90	4 429	134	9 461
1982	2	2 689	848	494	75	5 995	116	10 219
1983	0	2 563	817	434	23	7 194	254	11 285
1984	12	4 646	1 140	580	67	12 646	195	19 287
1985	6	5 583	1 186	673	24	14 070	301	21 843
1986	6	7 946	1 110	790	69	14 215	189	24 325
1987	6	7 098	1 218	1 261	205	8 396	295	18 478
1988	9	6 560	940	1 257	363	16 105	142	25 374
1989	5	4 382	661	1 029	99	21 258	34	27 468
1990	5	4 721	638	1 374	36	34 422	28	41 224
1991	1	5 542	596	1 236	37	48 246	3	55 661
1992	6	5 870	660	1 265	53	30 428	6	38 287
1993	0	5 531	535	1 669	94	25 144	0	32 974
1994	4	5 336	3	2 137	220	21 241	0	28 942
1995	0	5 150	588	1 552	543	15 449	0	23 282
1996	14	4 895	898	2 471	661	20 716	25	29 679
1997	3	4 455	714	1 194	734	15 607	2	22 709
1998	9	5 409	641	1 390	924	20 197	1	28 571
1999	0	6 778	542	1 810	619	21 107	0	30 856
2000	0	6 883	430	1 478	327	17 154	1	26 274
2001	0	4 994	366	1 265	122	21 927	5	28 680
2002	5	4 163	240	1 271	76	10 572	1	16 327
2003	3	4 641	202	973	95	10 875	2	16 792
2004	2	3 287	226	1 006	122	12 105	3	16 751
2005	2	2 547	174	1 181	163	8 891	1	12 960

¹ Inntil 1981 også fangst med snurrevad

Tabell 14: Alle lands fangst av uer (tonn) i Barentshavet og Norskehavet (ICES område I og II) (ICES 2007a).

År	Div.	Færøyene	Frankrike	Tyskland	UK	Norge	Portugal	Rusland	Spania	Totalt	Norsk andel
	nasjoner										(%)
1984			2 970	7 457	716	18 650	1 806	69 689	25	101 313	18
1985			3 326	6 566	167	20 456	2 056	59 943	38	92 552	22
1986		29	2 719	4 884	143	23 255	1 591	20 694		53 315	44
1987		4 503	1 611	5 829	239	18 051	1 175	7 215	25	38 648	47
1988		973	3 349	2 355	470	24 662	500	9 139	26	41 474	59
1989		338	1 849	4 245	272	25 295	340	14 344	52	46 735	54
1990	373	386	1 821	6 741	333	34 090	830	18 918		63 492	54
1991	23	639	791	981	349	49 463	166	15 354	1	67 767	73
1992	623	58	1 301	530	482	23 451	977	4 335	16	31 773	74
1993	102	152	921	685	735	18 319	1 040	7 573	65	29 592	62
1994	41	26	771	1 026	272	21 466	985	6 220	34	30 841	70
1995	14	30	748	692	265	16 162	936	6 985	67	25 899	62
1996	39	423	746	618	426	21 675	523	1 641	408	26 499	82
1997	404	7	1 011	538	264	18 839	535	4 556	308	26 462	71
1998	514	98	567	231	305	26 273	131	5 278	228	33 625	78
1999	127	108	613	430	309	24 634	68	4 422	36	30 747	80
2000	119	673	25	222	2 036	19 052	131	4 631	87	26 976	71
2001	47	1 113	46	436	2 396	23 071	186	4 738	91	32 124	72
2002	120	135	89	141	234	10 713	276	4 736	193	16 637	64
2003	154	173	31	154	258	8 063	50	1 431	47	10 361	78
2004	143	607	17	78	146	7 658	240	3 601	260	12 750	60
2005	151	1 194	56	106	147	7 844	196	5 637	171	15 502	51

Tabell 15: Oversikt over posisjoner brukt til å avgrense områder stengt for bunntåling (Fiskeridirektoratet 2006a).

	Posisjoner	
	Område 1	Område 2
Orginal	N 66°30' E 06°59'	N 62°36' E 03°00'
	N 66°21' E 06°44'	N 62°36' E 03°00'
	N 65°43' E 06°00'	N 62°40' E 00°52'
	N 65°20' E 06°00'	N 63°00' E 03°00'
	N 65°20' E 05°30'	
	N 66°00' E 05°30'	
	N 66°30' E 06°34' 27''	
Utvidelse	N 67°10' E 08°00'	
	N 67°10' E 08°35'	
	N 67°00' E 08°18'	
	N 66°50' E 08°09'	

Tabell 16: Norsk eksport av uer (tonn). Kilde: Eksportutvalget for fisk (EFF). Omregnet til råfiskvekt med omregningsfaktor=4,77 (Fiskeridirektoratet 2003b).

År	Fersk hel	Fryst hel	Fersk filet	Fryst filet	Ferskt fiskekjøtt	Omregnet til råfiskvekt filet/fiskekjøtt	Totalt
1988	7 912	5 486		598		2 852	16 250
1989	7 479	7 134		708		3 377	17 990
1990	10 756	15 397		995		4 746	30 899
1991	10 987	21 373		961		4 584	36 944
1992	7 935	11 972		1 317		6 282	26 189
1993	8 672	6 696		2 042		9 740	25 108
1994	8 946	6 287		2 304		10 990	26 223
1995	8 510	3 515		1 381		6 587	18 612
1996	10 816	6 104		1 214		5 791	22 711
1997	9 445	5 886	134	1 050	2	5 657	20 988
1998	12 181	7 594	138	510	34	3 253	23 028
1999	11 716	9 049	122	822	1	4 508	25 273
2000	11 681	6 809	82	1 449	22	7 408	25 898
2001	9 253	9 353	79	1 357		6 850	25 456
2002	5 362	5 677	55	261		1 507	12 546
2003	5 344	5 982	37	204		1 150	12 476
2004	4 192	6 535	32	185		1 035	11 762
2005	3 630	4 313	13	130		682	8 625
2006	2 984	7 109	13	134		701	10 794
2007	2 765	7 145	23	90		539	10 449

Tabell 17: Norsk fangst (tonn) og eksport (tonn) av uer for årene 1988-2007. Beregnet på bakgrunn av Tabell 13 og Tabell 16 i Anneks.

År	Fangst	Eksport	Andel eksport (%)
1988	25 374	16 250	64,04
1989	27 468	17 990	65,49
1990	41 224	30 899	74,95
1991	55 661	36 944	66,37
1992	38 287	26 189	68,40
1993	32 974	25 108	76,14
1994	28 942	26 223	90,61
1995	23 282	18 612	79,94
1996	29 679	22 711	76,52
1997	22 709	20 988	92,42
1998	28 571	23 028	80,60
1999	30 856	25 273	81,91
2000	26 274	25 898	98,57
2001	28 680	25 456	88,76
2002	16 327	12 546	76,84
2003	16 792	12 476	74,30
2004	16 751	11 762	70,22
2005	12 960	8 625	66,55
2006	17 150	10 794	62,94
		Gj.snitt	76,61

Tabell 18: Pris for produkter av uer i 2007-kroner. Kilde: Eksportutvalget for fisk.
Førstehåndspris for uer fra Tabell 9 i Anneks (kr/kg) i 2007-kroner.

År	Fersk hel	Fryst hel	Fersk filet	Fryst filet	Fersk fiskekjøtt	Førstehånd
1988	10,69	17,42		30,47		6,69
1989	10,26	10,49		26,02		5,30
1990	10,95	11,06		23,92		6,02
1991	10,51	11,74		29,66		5,10
1992	10,54	13,67		27,42		5,61
1993	10,44	10,92		23,95		5,02
1994	11,36	13,26		23,97		5,56
1995	12,01	11,51		27,33		5,99
1996	12,08	12,83		27,49		6,37
1997	12,69	11,64	33,32	26,95	28,50	6,64
1998	14,47	14,25	39,58	33,48	22,46	8,16
1999	14,47	13,35	38,29	29,16	49,85	7,55
2000	13,23	12,83	41,16	18,45	10,94	8,01
2001	14,17	14,01	41,01	17,74		7,68
2002	15,55	12,08	40,13	29,66		7,24
2003	15,23	10,55	36,91	30,40		6,34
2004	17,05	11,97	34,84	28,31	10,47	7,19
2005	17,99	16,01	39,71	31,02		9,91
2006	20,11	17,73	42,55	35,84		9,37
Gj.snittspris	13,69	12,97	39,22	28,55	24,44	6,83
Verdiøkning fra førstehånd (%)	100,45	89,85	318,00	474,29	257,89	

Tabell 19: Beregning av uerfaktor. Beregnet av Tabell 13 i Anneks, Tabell 1 og fangsttall fra Statistisk sentralbyrå.

År	Konvensjonell fangst alle arter	Industriell fangst alle arter	Konvensjonell fangst uer	Industriell fangst uer			Uerfaktor (%)	
				Totalt	Irmingerhavet	Barentshavet Norskehavet Nordsjøen	Konvensjonell	Industriell
1980	357 056	723 674	5 107	3 204		3 204	1,43	0,44
1981	445 335	680 023	4 886	4 429		4 429	1,10	0,65
1982	435 019	767 281	4 106	5 995		5 995	0,94	0,78
1983	368 127	844 031	3 837	7 194		7 194	1,04	0,85
1984	370 848	835 324	6 433	12 646		12 646	1,73	1,51
1985	332 682	784 905	7 466	14 070		14 070	2,24	1,79
1986	307 364	762 446	9 915	14 215		14 215	3,23	1,86
1987	301 434	826 505	9 782	8 396		8 396	3,25	1,02
1988	267 560	786 732	9 120	16 105		16 105	3,41	2,05
1989	262 516	831 280	6 171	21 258		21 258	2,35	2,56
1990	219 792	765 484	6 769	34 422	7 085	27 337	3,08	3,57
1991	264 184	705 532	7 411	48 246	6 197	42 049	2,81	5,96
1992	300 105	793 703	7 848	30 428	14 654	15 774	2,62	1,99
1993	344 212	860 745	7 829	25 144	14 990	10 154	2,27	1,18
1994	388 091	935 947	7 696	21 241	7 357	13 884	1,98	1,48
1995	387 383	1 115 416	7 833	15 449	7 457	7 992	2,02	0,72
1996	408 493	1 071 738	8 925	20 716	6 842	13 874	2,18	1,29
1997	425 059	1 193 701	7 097	15 607	3 179	12 428	1,67	1,04
1998	403 382	1 351 126	8 364	20 197	1 139	19 058	2,07	1,41
1999	348 610	1 163 041	9 749	21 107	5 435	15 672	2,80	1,35
2000	318 992	1 092 479	9 118	17 154	5 232	11 922	2,86	1,09
2001	319 307	1 164 951	6 747	21 927	5 222	16 705	2,11	1,43
2002	327 883	1 164 639	5 750	10 572	5 291	5 281	1,75	0,45
2003	303 937	1 266 399	5 911	10 875	8 399	2 476	1,94	0,20
2004	312 110	1 392 543	4 641	12 105	8 998	3 107	1,49	0,22
2005	297 533	1 157 536	4 065	8 891	4 574	4 317	1,37	0,37

Tabell 20: Beregning av uerinnatts. Innsatts er gitt i fiskedøgn. Kilde: Lønnsomhetsundersøkelser for fiskefartøyer av Budsjettnemnda for fiskefartøyer 1980-2005.

1980					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsatts	Antall fartøy i masse	Totalinnsatts	Innsatts uer
Fartøygruppe 1		163	81	13 171	
Fartøygruppe 2		180	43	7 757	
Fartøygruppe 3		174	181	31 458	
Fartøygruppe 4		197	50	9 860	
Fartøygruppe 5		145	105	15 225	
Fartøygruppe 6		156	35	5 460	
Fartøygruppe 7		170	95	16 131	
Fartøygruppe 8		250	83	20 758	
Fartøygruppe 9		198	26	5 148	
Konvensjonell	1,43			124 968	1 787
Fartøygruppe 25		156	23	3 593	
Fartøygruppe 26		185	7	1 292	
Fartøygruppe 27		151	52	7 868	
Fartøygruppe 28		174	12	2 087	
Industriell	0,44			14 839	66
1981					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsatts	Antall fartøy i masse	Totalinnsatts	Innsatts uer
Fartøygruppe 1		109	74	8 088	
Fartøygruppe 2		94	41	3 866	
Fartøygruppe 3		112	178	19 918	
Fartøygruppe 4		100	59	5 918	
Fartøygruppe 5		117	104	12 168	
Fartøygruppe 6		126	31	3 894	
Fartøygruppe 7		138	97	13 396	
Fartøygruppe 8		217	83	18 019	
Fartøygruppe 9		101	22	2 211	
Konvensjonell	1,10			87 478	960
Fartøygruppe 25		134	24	3 216	
Fartøygruppe 26		189	9	1 705	
Fartøygruppe 27		161	66	10 600	
Fartøygruppe 28		194	12	2 327	
Industriell	0,65			17 847	116
1982					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsatts	Antall fartøy i masse	Totalinnsatts (fiskedøgn)	Innsatts uer
Fartøygruppe 1		141	85	12 011	
Fartøygruppe 2		146	47	6 862	
Fartøygruppe 3		150	161	24 102	
Fartøygruppe 4		134	42	5 615	
Fartøygruppe 5		150	91	13 686	
Fartøygruppe 6		146	29	4 234	
Fartøygruppe 7		128	96	12 288	
Fartøygruppe 8		253	74	18 692	
Fartøygruppe 9		104	16	1 664	
Konvensjonell	0,94			99 154	936

Fartøygruppe 25		148	22	3 263	
Fartøygruppe 26		208	8	1 662	
Fartøygruppe 27		178	49	8 712	
Fartøygruppe 28		198	11	2 178	
Industriell		0,78		15 814	124
1983					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		126	77	9 733	
Fartøygruppe 2		149	42	6 258	
Fartøygruppe 3		147	146	21 462	
Fartøygruppe 4		170	38	6 460	
Fartøygruppe 5		122	97	11 824	
Fartøygruppe 6		231	30	6 939	
Fartøygruppe 7		159	98	15 602	
Fartøygruppe 8		263	75	19 755	
Fartøygruppe 9		257	11	2 825	
Konvensjonell		1,04		100 858	1 051
Fartøygruppe 25		194	18	3 492	
Fartøygruppe 26		224	8	1 791	
Fartøygruppe 27		181	54	9 774	
Fartøygruppe 28		238	9	2 145	
Industriell		0,85		17 202	147
1984					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		114	76	8 664	
Fartøygruppe 2		168	40	6 700	
Fartøygruppe 3		160	148	23 739	
Fartøygruppe 4		n/a	n/a	n/a	
Fartøygruppe 5		129	93	12 034	
Fartøygruppe 6		130	25	3 250	
Fartøygruppe 7		169	88	14 863	
Fartøygruppe 8		263	72	18 943	
Fartøygruppe 30		264	21	5 534	
Konvensjonell		1,73		93 727	1 626
Fartøygruppe 25		164	20	3 276	
Fartøygruppe 26		216	9	1 943	
Fartøygruppe 27		208	45	9 365	
Fartøygruppe 28		239	9	2 154	
Industriell		1,51		16 737	253
1985					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		152	67	10 184	
Fartøygruppe 2		165	52	8 570	
Fartøygruppe 3		167	151	25 262	
Fartøygruppe 4		273	14	3 826	
Fartøygruppe 5		105	79	8 319	
Fartøygruppe 6		155	23	3 572	
Fartøygruppe 7		133	80	10 664	
Fartøygruppe 8		242	68	16 436	

Fartøygruppe 9		117	16	1 872	
Fartøygruppe 30		242	17	4 114	
Konvensjonell		2,24		92 818	2 083
Fartøygruppe 25		168	16	2 688	
Fartøygruppe 26		241	9	2 172	
Fartøygruppe 27		197	45	8 847	
Fartøygruppe 28		243	9	2 185	
Industriell		1,79		15 892	285
1986					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		186	61	11 364	
Fartøygruppe 2		176	50	8 790	
Fartøygruppe 3		171	179	30 627	
Fartøygruppe 4		169	27	4 563	
Fartøygruppe 5		116	69	8 025	
Fartøygruppe 6		153	25	3 825	
Fartøygruppe 7		153	66	10 078	
Fartøygruppe 8		278	72	20 038	
Fartøygruppe 9		188	31	5 813	
Konvensjonell		3,23		103 122	3 327
Fartøygruppe 25		162	16	2 597	
Fartøygruppe 26		251	8	2 008	
Fartøygruppe 27		195	44	8 589	
Fartøygruppe 28		264	9	2 378	
Industriell		1,86		15 571	290
1987					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		172	48	8 256	
Fartøygruppe 2		116	50	5 790	
Fartøygruppe 3		166	169	28 122	
Fartøygruppe 4		173	42	7 258	
Fartøygruppe 5		170	80	13 560	
Fartøygruppe 6		195	26	5 065	
Fartøygruppe 7		161	72	11 592	
Fartøygruppe 8		239	69	16 498	
Fartøygruppe 9		113	49	5 537	
Fartøygruppe 30		178	13	2 314	
Konvensjonell		3,25		103 991	3 375
Fartøygruppe 25		138	15	2 070	
Fartøygruppe 26		269	7	1 884	
Fartøygruppe 27		227	50	11 370	
Fartøygruppe 28		282	9	2 538	
Industriell		1,02		17 862	181
1988					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		153	40	6 120	
Fartøygruppe 2		162	43	6 957	
Fartøygruppe 3		172	159	27 380	
Fartøygruppe 4		195	39	7 613	

Fartøygruppe 5		127	73	9 235	
Fartøygruppe 6		243	32	7 776	
Fartøygruppe 7		165	72	11 909	
Fartøygruppe 8		264	65	17 160	
Fartøygruppe 9		190	65	12 350	
Fartøygruppe 30		185	19	3 515	
Konvensjonell		3,41		110 014	3 750
Fartøygruppe 25		146	13	1 898	
Fartøygruppe 26		298	7	2 084	
Fartøygruppe 27		219	54	11 837	
Fartøygruppe 28		278	10	2 777	
Industriell		2,05		18 596	381
1989					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		281	35	9 825	
Fartøygruppe 2		146	20	2 920	
Fartøygruppe 3		129	101	13 059	
Fartøygruppe 4		144	28	4 024	
Fartøygruppe 5		104	73	7 592	
Fartøygruppe 6		120	25	3 000	
Fartøygruppe 7		155	65	10 049	
Fartøygruppe 8		287	70	20 055	
Fartøygruppe 9		194	36	6 966	
Fartøygruppe 30		246	18	4 424	
Konvensjonell		2,35		81 914	1 926
Fartøygruppe 25		303	16	4 848	
Fartøygruppe 27		214	41	8 782	
Fartøygruppe 28		265	25	6 635	
Industriell		2,56		20 265	518
1990					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		123	34	4 182	
Fartøygruppe 2		144	34	4 906	
Fartøygruppe 3		94	148	13 853	
Fartøygruppe 4		147	27	3 969	
Fartøygruppe 5		118	78	9 204	
Fartøygruppe 6		211	33	6 963	
Fartøygruppe 7		156	62	9 647	
Fartøygruppe 8		283	60	16 968	
Fartøygruppe 9		219	31	6 789	
Fartøygruppe 30		266	14	3 724	
Konvensjonell		3,08		80 205	2 470
Fartøygruppe 25		250	15	3 750	
Fartøygruppe 27		245	19	4 659	
Fartøygruppe 28		279	17	4 740	
Industriell		3,57		13 148	470
1991					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		264	41	10 808	

Fartøygruppe 2	152	37	5 624		
Fartøygruppe 3	99	137	13 522		
Fartøygruppe 4	250	20	4 994		
Fartøygruppe 5	109	67	7 283		
Fartøygruppe 6	158	35	5 523		
Fartøygruppe 7	129	60	7 716		
Fartøygruppe 8	290	56	16 229		
Fartøygruppe 9	182	36	6 534		
Fartøygruppe 30	257	15	3 852		
Konvensjonell	2,81		82 084 2 303		
Fartøygruppe 25	251	13	3 267		
Fartøygruppe 27	257	28	7 188		
Fartøygruppe 28	288	18	5 188		
Industriell	5,96		15 642 932		
1992					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		108	68	7 344	
Fartøygruppe 2		169	72	12 190	
Fartøygruppe 3		105	137	14 385	
Fartøygruppe 4		198	29	5 742	
Fartøygruppe 5		259	80	20 696	
Fartøygruppe 6		268	38	10 173	
Fartøygruppe 7		182	67	12 207	
Fartøygruppe 8		289	53	15 301	
Fartøygruppe 9		171	32	5 472	
Fartøygruppe 30		243	16	3 880	
Konvensjonell	2,62			107 390	2 808
Fartøygruppe 25		177	23	4 071	
Fartøygruppe 27		218	28	6 101	
Fartøygruppe 28		307	18	5 530	
Industriell	1,99			15 702	312
1993					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		294	72	21 139	
Fartøygruppe 2		205	82	16 794	
Fartøygruppe 3		97	178	17 213	
Fartøygruppe 4		152	125	18 938	
Fartøygruppe 6		173	52	8 996	
Fartøygruppe 7		161	90	14 526	
Fartøygruppe 8		301	51	15 366	
Fartøygruppe 9		168	40	6 732	
Fartøygruppe 30		310	18	5 580	
Konvensjonell	2,27			125 283	2 850
Fartøygruppe 25		190	24	4 565	
Fartøygruppe 27		242	40	9 684	
Fartøygruppe 28		290	19	5 501	
Industriell	1,18			19 749	233
1994					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer

Fartøygruppe 1	185	201	37 165		
Fartøygruppe 2	164	109	17 832		
Fartøygruppe 3	143	135	19 359		
Fartøygruppe 4	213	141	30 005		
Fartøygruppe 5	296	52	15 413		
Fartøygruppe 6	191	41	7 811		
Fartøygruppe 7	269	29	7 792		
Konvensjonell	1,98		135 377	2 685	
Fartøygruppe 19	254	33	8 379		
Fartøygruppe 20	226	26	5 884		
Fartøygruppe 21	338	22	7 425		
Industriell	1,48		21 688	322	
1995					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		193	179	34 493	
Fartøygruppe 2		181	102	18 493	
Fartøygruppe 3		186	113	21 018	
Fartøygruppe 4		205	134	27 457	
Fartøygruppe 5		307	53	16 250	
Fartøygruppe 6		203	56	11 379	
Fartøygruppe 7		230	20	4 606	
Konvensjonell	2,02		133 696	2 703	
Fartøygruppe 19		225	38	8 535	
Fartøygruppe 20		241	27	6 518	
Fartøygruppe 21		319	22	7 027	
Industriell	0,72		22 079	158	
1996					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		194	187	36 315	
Fartøygruppe 2		185	119	22 051	
Fartøygruppe 3		180	114	20 474	
Fartøygruppe 4		220	101	22 220	
Fartøygruppe 5		310	58	17 992	
Fartøygruppe 6		223	64	14 240	
Fartøygruppe 7		248	27	6 685	
Konvensjonell	2,18		139 977	3 058	
Fartøygruppe 19		268	38	10 169	
Fartøygruppe 20		233	23	5 357	
Fartøygruppe 21		304	22	6 677	
Industriell	1,29		22 203	287	
1997					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		199	187	37 213	
Fartøygruppe 2		199	116	23 038	
Fartøygruppe 3		194	102	19 829	
Fartøygruppe 4		192	97	18 624	
Fartøygruppe 5		309	53	16 377	
Fartøygruppe 6		213	67	14 244	
Fartøygruppe 7		220	24	5 280	

Konvensjonell	1,67			134 605	2 247
Fartøygruppe 19		278	41	11 402	
Fartøygruppe 20		223	38	8 489	
Fartøygruppe 21		317	22	6 983	
Industriell	1,04			26 874	280
1998					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		n/a	530	n/a	
Fartøygruppe 2		196	186	36 456	
Fartøygruppe 3		n/a	7	n/a	
Fartøygruppe 4		235	113	26 555	
Fartøygruppe 5		n/a	187	n/a	
Fartøygruppe 6		220	80	17 600	
Fartøygruppe 7		n/a	341	n/a	
Fartøygruppe 8		212	100	21 200	
Fartøygruppe 9		231	39	9 009	
Fartøygruppe 10		208	45	9 360	
Fartøygruppe 11		290	58	16 820	
Fartøygruppe 12		239	11	2 629	
Konvensjonell	2,07			139 629	2 895
Fartøygruppe 13		243	39	9 477	
Fartøygruppe 14		289	21	6 069	
Fartøygruppe 15		248	47	11 656	
Industriell	1,41			27 202	384
1999					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		n/a	561	n/a	
Fartøygruppe 2		192	153	29 376	
Fartøygruppe 3		n/a	6	n/a	
Fartøygruppe 4		216	108	23 328	
Fartøygruppe 5		n/a	159	n/a	
Fartøygruppe 6		188	85	15 980	
Fartøygruppe 7		n/a	406	n/a	
Fartøygruppe 8		220	96	21 120	
Fartøygruppe 9		196	26	5 096	
Fartøygruppe 10		231	38	8 778	
Fartøygruppe 11		305	57	17 385	
Fartøygruppe 12		238	8	1 904	
Konvensjonell	2,80			122 967	3 439
Fartøygruppe 13		236	35	8 260	
Fartøygruppe 14		284	21	5 964	
Fartøygruppe 15		247	39	9 633	
Industriell	1,35			23 857	321
2000					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		n/a	513	n/a	
Fartøygruppe 2		178	158	28 124	
Fartøygruppe 3		n/a	7	n/a	
Fartøygruppe 4		180	86	15 480	

Fartøygruppe 5	n/a	163	n/a		
Fartøygruppe 6	176	86	15 136		
Fartøygruppe 7	n/a	409	n/a		
Fartøygruppe 8	229	95	21 755		
Fartøygruppe 9	204	22	4 488		
Fartøygruppe 10	210	43	9 030		
Fartøygruppe 11	313	52	16 276		
Fartøygruppe 12	n/a	5	n/a		
Konvensjonell	2,86		110 289	3 152	
Fartøygruppe 13	162	31	5 022		
Fartøygruppe 14	209	19	3 971		
Fartøygruppe 15	265	31	8 215		
Industriell	1,09		17 208	188	
2001					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1	n/a	439	n/a		
Fartøygruppe 2	177	157	27 789		
Fartøygruppe 3	n/a	6	n/a		
Fartøygruppe 4	144	67	9 648		
Fartøygruppe 5	n/a	235	n/a		
Fartøygruppe 6	164	84	13 776		
Fartøygruppe 7	n/a	413	n/a		
Fartøygruppe 8	178	89	15 842		
Fartøygruppe 9	173	23	3 979		
Fartøygruppe 10	227	48	10 896		
Fartøygruppe 11	314	53	16 642		
Fartøygruppe 12	264	4	1 056		
Konvensjonell	2,11		99 628	2 105	
Fartøygruppe 13	161	35	5 635		
Fartøygruppe 14	228	16	3 648		
Fartøygruppe 15	236	29	6 844		
Industriell	1,43		16 127	231	
2002					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1	n/a	558	n/a		
Fartøygruppe 2	172	206	35 432		
Fartøygruppe 3	n/a	10	n/a		
Fartøygruppe 4	185	86	15 910		
Fartøygruppe 5	n/a	212	n/a		
Fartøygruppe 6	147	100	14 700		
Fartøygruppe 7	n/a	281	n/a		
Fartøygruppe 8	201	93	18 693		
Fartøygruppe 9	160	22	3 520		
Fartøygruppe 10	193	34	6 562		
Fartøygruppe 11	307	49	15 043		
Konvensjonell	1,75		109 860	1 927	
Fartøygruppe 13	152	34	5 168		
Fartøygruppe 14	301	16	4 816		
Fartøygruppe 15	234	37	8 658		
Industriell	0,45		18 642	85	

2003					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		176	408	71 808	
Fartøygruppe 2		160	770	123 200	
Fartøygruppe 3		165	215	35 475	
Fartøygruppe 4		243	48	11 664	
Fartøygruppe 5		322	45	14 490	
Konvensjonell	1,94			256 637	4 991
Fartøygruppe 6		266	16	4 256	
Fartøygruppe 7		209	33	6 897	
Fartøygruppe 8		285	22	6 270	
Fartøygruppe 12		245	16	3 920	
Industriell	0,20			21 343	42
2004					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		166	354	58 764	
Fartøygruppe 2		182	757	137 774	
Fartøygruppe 3		194	184	35 696	
Fartøygruppe 4		190	47	8 930	
Fartøygruppe 5		329	38	12 502	
Konvensjonell	1,49			253 666	3 772
Fartøygruppe 6		280	15	4 200	
Fartøygruppe 7		238	31	7 378	
Fartøygruppe 8		289	20	5 780	
Fartøygruppe 12		301	14	4 214	
Industriell	0,22			21 572	48
2005					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig innsats	Antall fartøy i masse	Totalinnsats	Innsats uer
Fartøygruppe 1		172	294	50 568	
Fartøygruppe 2		179	627	112 233	
Fartøygruppe 3		174	176	30 624	
Fartøygruppe 4		254	34	8 636	
Fartøygruppe 5		323	35	11 305	
Konvensjonell	1,37			213 366	2 915
Fartøygruppe 6		273	15	4 095	
Fartøygruppe 7		273	25	6 825	
Fartøygruppe 8		317	13	4 121	
Fartøygruppe 12		311	10	3 110	
Industriell	0,37			18 151	68

Tabell 21: Standardisering av uerinnsats. Basert på Tabell 19 og Tabell 20 i Anneks.

År	Fangst uer (tonn)		Uerinnsats		CPUE		Konv. fiskekraft (FP) (%)	Standard innsats (tråldøgn)		
	Konv.	Ind. Barentshavet Norskehavet Nordsjøen	Konv. (fiskedøgn)	Ind. (tråldøgn)	Konv.	Ind.		Konv.	Ind.	Total
1980	5 107	3 204	1 787	66	2,86	48,77	5,86	105	66	170
1981	4 886	4 429	960	116	5,09	38,10	13,36	128	116	244
1982	4 106	5 995	936	124	4,39	48,52	9,04	85	124	208
1983	3 837	7 194	1 051	147	3,65	49,07	7,44	78	147	225
1984	6 433	12 646	1 626	253	3,96	49,91	7,93	129	253	382
1985	7 466	14 070	2 083	285	3,58	49,39	7,26	151	285	436
1986	9 915	14 215	3 327	290	2,98	48,96	6,09	202	290	493
1987	9 782	8 396	3 375	181	2,90	46,27	6,26	211	181	393
1988	9 120	16 105	3 750	381	2,43	42,31	5,75	216	381	596
1989	6 171	21 258	1 926	518	3,20	41,02	7,81	150	518	669
1990	6 769	27 337	2 470	470	2,74	58,22	4,71	116	470	586
1991	7 411	42 049	2 303	932	3,22	45,10	7,14	164	932	1 097
1992	7 848	15 774	2 808	312	2,79	50,55	5,53	155	312	467
1993	7 829	10 154	2 850	233	2,75	43,58	6,30	180	233	413
1994	7 696	13 884	2 685	322	2,87	43,16	6,64	178	322	500
1995	7 833	7 992	2 703	158	2,90	50,52	5,74	155	158	313
1996	8 925	13 874	3 058	287	2,92	48,27	6,05	185	287	472
1997	7 097	12 428	2 247	280	3,16	44,42	7,11	160	280	440
1998	8 364	19 058	2 895	384	2,89	49,67	5,82	168	384	552
1999	9 749	15 672	3 439	321	2,83	48,75	5,82	200	321	521
2000	9 118	11 922	3 152	188	2,89	63,49	4,56	144	188	331
2001	6 747	16 705	2 105	231	3,20	72,24	4,44	93	231	325
2002	5 750	5 281	1 927	85	2,98	62,47	4,78	92	85	177
2003	5 911	2 476	4 991	42	1,18	59,34	2,00	100	42	141
2004	4 641	3 107	3 772	48	1,23	64,55	1,91	72	48	120
2005	4 065	4 317	2 915	68	1,39	63,77	2,19	64	68	131

Tabell 22: Beregning av teknologisk justert standardinnsats (TJSE) med årlig teknologisk fremgang (ÅTF) fra 0-9%. Basert på Tabell 21 i Anneks.

År	TJSE 0% ÅTF	TJSE 1% ÅTF	TJSE 2% ÅTF	TJSE 3% ÅTF	TJSE 4% ÅTF	TJSE 5% ÅTF	TJSE 6% ÅTF	TJSE 7% ÅTF	TJSE 8% ÅTF	TJSE 9% ÅTF
1980	170	170	170	170	170	170	170	170	170	170
1981	244	247	249	252	254	257	259	262	264	266
1982	208	212	217	221	225	230	234	238	243	247
1983	225	232	239	246	253	260	268	275	283	291
1984	382	398	414	430	447	465	483	501	520	540
1985	436	458	481	505	531	557	584	612	641	671
1986	493	523	555	588	624	660	699	740	782	826
1987	393	421	451	483	517	553	591	631	673	718
1988	596	646	699	755	816	881	950	1 024	1 104	1 188
1989	669	731	799	872	952	1 037	1 130	1 229	1 337	1 452
1990	586	647	714	787	867	954	1 049	1 152	1 265	1 387
1991	1 097	1 223	1 363	1 518	1 688	1 875	2 082	2 308	2 557	2 830
1992	467	527	593	666	748	839	940	1 052	1 177	1 314
1993	413	470	534	606	687	778	880	994	1 122	1 265
1994	500	575	660	756	866	990	1 131	1 289	1 469	1 671
1995	313	364	422	488	564	651	751	864	994	1 141
1996	472	554	648	758	885	1 031	1 200	1 394	1 618	1 875
1997	440	521	616	727	856	1 008	1 184	1 389	1 626	1 902
1998	552	660	789	940	1 118	1 329	1 576	1 866	2 206	2 604
1999	521	630	760	914	1 099	1 318	1 578	1 886	2 250	2 681
2000	331	404	492	599	726	879	1 063	1 282	1 545	1 857
2001	325	400	492	604	740	904	1 104	1 344	1 634	1 983
2002	177	220	273	338	418	517	636	782	960	1 176
2003	141	178	223	279	348	434	540	670	830	1 026
2004	120	152	193	244	308	387	486	609	761	950
2005	131	169	216	275	350	445	564	713	900	1 133

Tabell 23: Beregning av fangst per enhet utbytte, CPUE (tonn/tråldøgn) av teknologisk justert standardinnsats med årlig teknologisk fremgang 0-7% fra Tabell 22 i Anneks og fangstmengde fra Tabell 21 i Anneks.

År	Fangst uer (tonn)	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE	CPUE
		0% ÅTF	1% ÅTF	2% ÅTF	3% ÅTF	4% ÅTF	5% ÅTF	6% ÅTF	7% ÅTF	8% ÅTF	9% ÅTF
1980	8 311	48,77	48,77	48,77	48,77	48,77	48,77	48,77	48,77	48,77	48,77
1981	9 315	38,10	37,73	37,36	36,99	36,64	36,29	35,95	35,61	35,28	34,96
1982	10 101	48,52	47,56	46,63	45,73	44,86	44,01	43,18	42,38	41,60	40,84
1983	11 031	49,07	47,62	46,24	44,90	43,62	42,39	41,20	40,05	38,95	37,89
1984	19 079	49,91	47,96	46,11	44,34	42,66	41,06	39,53	38,07	36,68	35,36
1985	21 536	49,39	46,99	44,73	42,60	40,60	38,70	36,91	35,21	33,61	32,10
1986	24 130	48,96	46,13	43,48	41,01	38,70	36,54	34,52	32,63	30,86	29,20
1987	18 178	46,27	43,16	40,28	37,62	35,16	32,88	30,77	28,82	27,00	25,31
1988	25 225	42,31	39,07	36,11	33,40	30,91	28,64	26,54	24,62	22,86	21,23
1989	27 429	41,02	37,51	34,32	31,44	28,82	26,44	24,28	22,31	20,52	18,89
1990	34 106	58,22	52,70	47,76	43,32	39,33	35,74	32,51	29,60	26,97	24,59
1991	49 460	45,10	40,43	36,28	32,58	29,30	26,37	23,76	21,43	19,34	17,48
1992	23 622	50,55	44,86	39,86	35,45	31,57	28,15	25,12	22,44	20,07	17,97
1993	17 983	43,58	38,30	33,69	29,68	26,18	23,11	20,43	18,09	16,03	14,22
1994	21 580	43,16	37,54	32,71	28,53	24,92	21,80	19,09	16,74	14,69	12,91
1995	15 825	50,52	43,51	37,54	32,43	28,05	24,30	21,08	18,31	15,93	13,87
1996	22 799	48,27	41,17	35,16	30,08	25,77	22,11	19,00	16,35	14,09	12,16
1997	19 525	44,42	37,51	31,72	26,87	22,80	19,38	16,50	14,06	12,00	10,26
1998	27 422	49,67	41,53	34,78	29,18	24,52	20,64	17,40	14,70	12,43	10,53
1999	25 421	48,75	40,35	33,46	27,80	23,14	19,29	16,11	13,48	11,30	9,48
2000	21 040	63,49	52,03	42,72	35,15	28,97	23,93	19,80	16,41	13,62	11,33
2001	23 452	72,24	58,61	47,66	38,83	31,70	25,93	21,25	17,45	14,35	11,82
2002	11 031	62,47	50,19	40,41	32,60	26,36	21,36	17,34	14,10	11,49	9,38
2003	8 387	59,34	47,20	37,63	30,06	24,07	19,32	15,53	12,52	10,11	8,18
2004	7 748	64,55	50,84	40,13	31,76	25,18	20,02	15,94	12,73	10,18	8,16
2005	8 382	63,77	49,73	38,87	30,46	23,92	18,83	14,86	11,75	9,31	7,40

Tabell 24: Beregning av total kostnad i kroner for det norske uerfisket. Kilde: Lønnsomhetsundersøkelser for fiskeflåten fra Budsjettnemnda for fiskerieringen 2005.

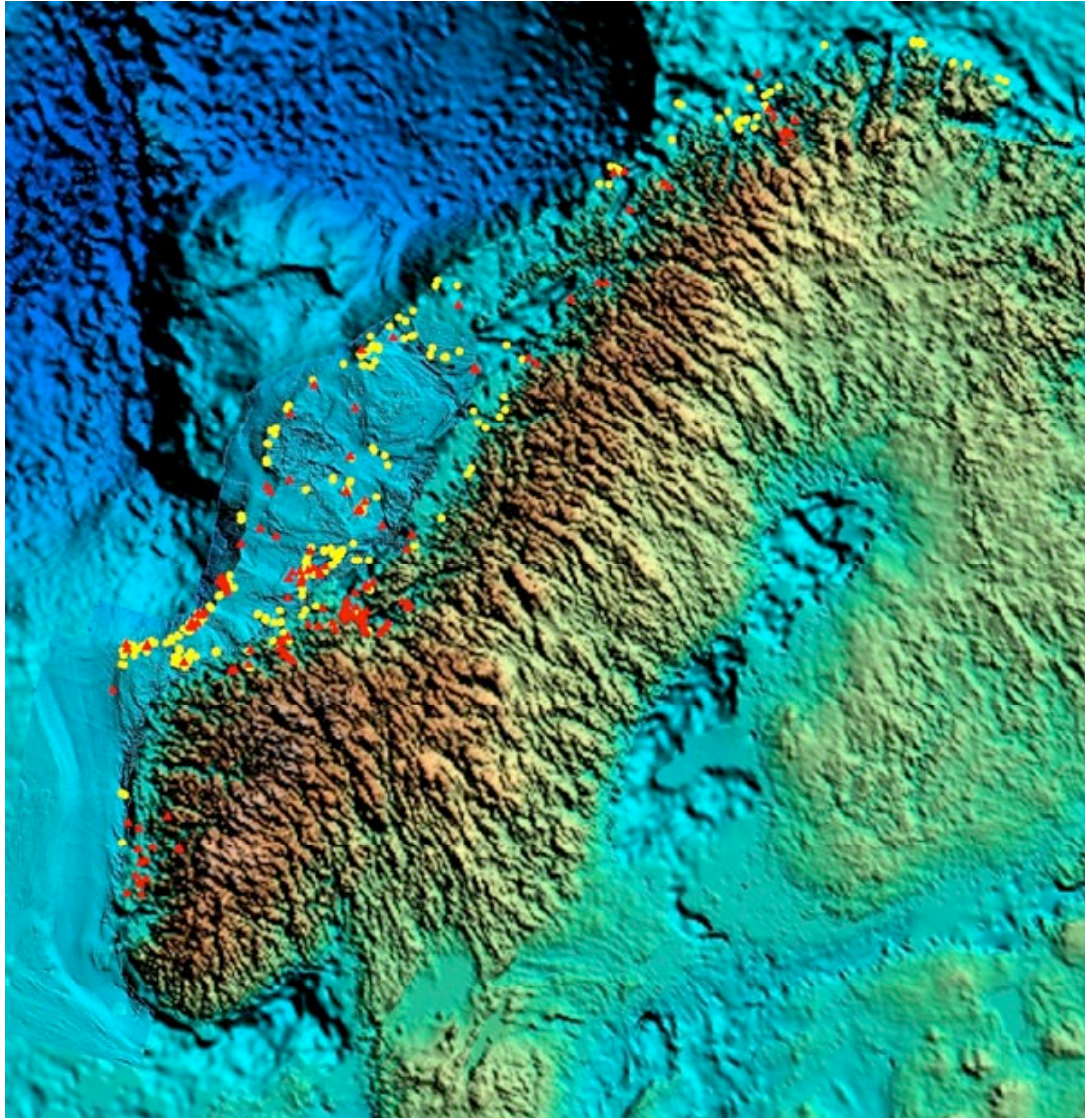
2005					
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig kostnad	Antall fartøy i masse	Total kostnad	Kostnad uer
Fartøygruppe 1		529 754	294	155 747 676	
Fartøygruppe 2		1 165 085	627	730 508 295	
Fartøygruppe 3		2 508 282	176	441 457 632	
Fartøygruppe 4		5 662 951	34	192 540 334	
Fartøygruppe 5		22 962 304	35	803 680 640	
Konvensjonell	1,37			2 323 934 577	31 750 408
Fartøygruppe 6		47 839 332	15	717 589 980	
Fartøygruppe 7		31 285 972	25	782 149 300	
Fartøygruppe 8		27 555 839	13	358 225 907	
Fartøygruppe 12		16 127 946	10	161 279 460	
Industriell	0,37			2 019 244 647	7 530 720
				Total	39 281 127

Tabell 25: Beregning av enhetskostnad c (kr/tråldøgn). Basert på Tabell 21, Tabell 22 og Tabell 24 i Anneks.

Kostnad uer (1000 kr.)			Andel kostnad (%)		SE (tråldøgn)		TJSE (7% ATF) (tråldøgn)		c (kr/tråldøgn)		Vektet c (kr/tråldøgn)		
Konv.	Ind.	Total	Konv.	Ind.	Konv.	Ind.	Konv.	Ind.	Konv.	Ind.	Konv.	Ind.	Total
31 750	7 530	39 281	80,83	19,17	64	68	346	367	91 776	20 497	74 181	3 930	78 111

Tabell 26: Beregning av enhetspris (kr/tonn). Kilde: Lønnsomhetsundersøkelser for fiskeflåten av Budsjettnemnda for fiskerieringen 2005.

2005							
Driftsform	Uerfaktor (%)	Gj.snittlig inntekt	Antall fartøy i masse	Total inntekt	Inntekt uer	Fangst (tonn)	Pris (per tonn)
Fartøygruppe 1		577 197	294	169 695 918			
Fartøygruppe 2		1 262 051	627	791 305 977			
Fartøygruppe 3		2 709 047	176	476 792 272			
Fartøygruppe 4		5 956 026	34	202 504 884			
Fartøygruppe 5		24 217 513	35	847 612 955			
Konvensjonell	1,37			2 487 912 006	33 990 725	4 065	8 362
Fartøygruppe 6		50 989 064	15	764 835 960			
Fartøygruppe 7		36 341 403	25	908 535 075			
Fartøygruppe 8		29 442 459	13	382 751 967			
Fartøygruppe 12		16 478 708	10	164 787 080			
Industriell	0,37			2 220 910 082	8 282 826	4 317	1 919
						p	10 280



Figur 30: Distribusjon av korallrev i Norge (Fosså et al. 2002).