

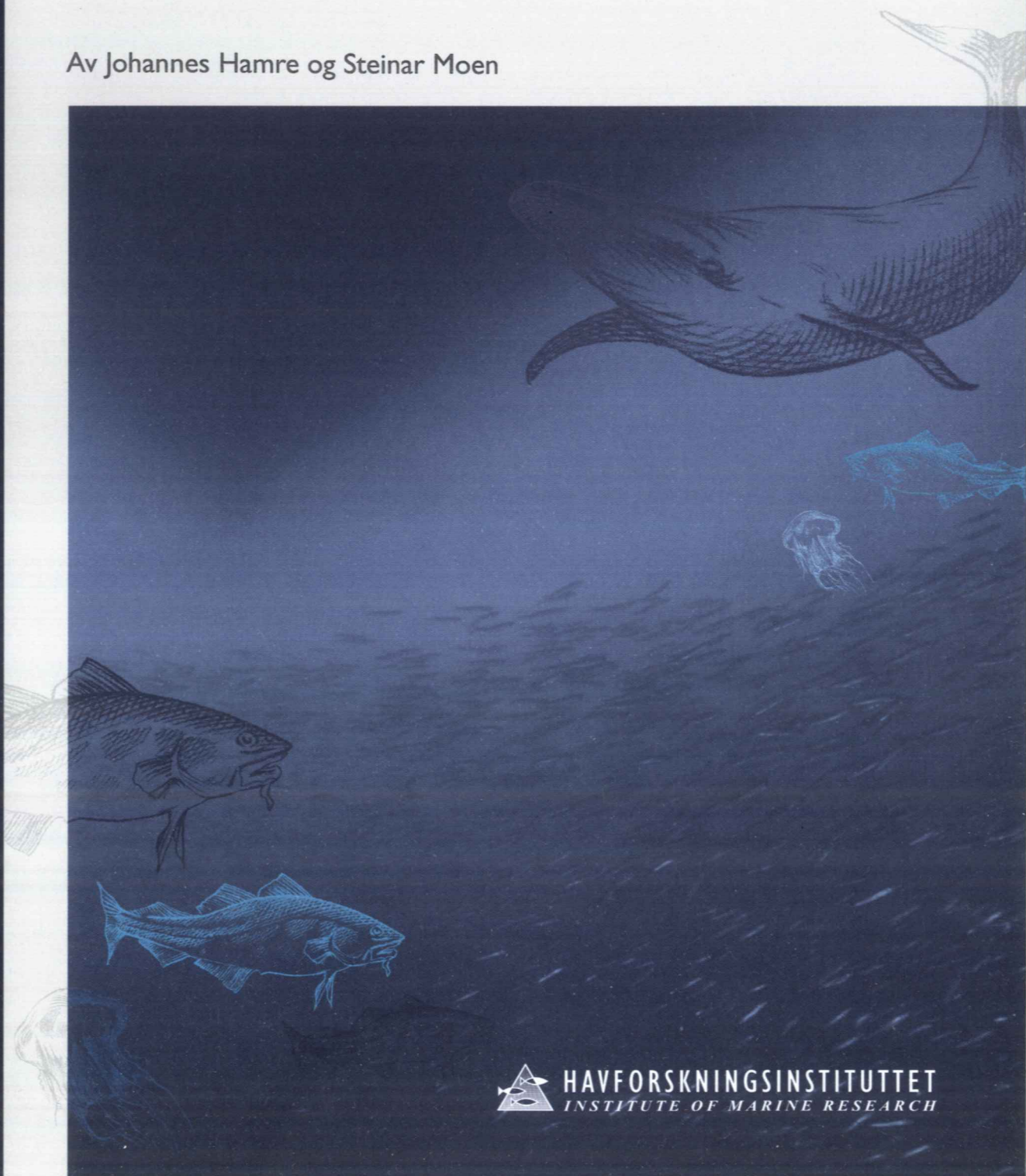
nr. 11/2008

FISKEN OG HAVET

Flerbestandsmodellen Systmod

Bruken av modellen for vurdering og forvaltning av fiskeressursene i Barentshavet

Av Johannes Hamre og Steinar Moen



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH

PROSJEKTRAPPORT



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH

Nordnesgaten 50, Postboks 1870 Nordnes, 5817 BERGEN
Tlf. 55 23 85 00, Faks 55 23 85 31, www.imr.no

Tromsø
9294 TROMSØ

Flødevigen
4817 HIS

Austevoll
5392 STOREBØ

Matre
5984 MATREDAL

Rapport:
Fisken og havet

Nr. - År
11-2008

Tittel (norsk/engelsk):

Flerbestandsmodellen Systmod og bruken av modellen for vurdering og forvaltning av fiskeressursene i Barentshavet

Forfatter(e):
Johannes Hamre og Steinar Moen

Distribusjon:
Åpen

Prosjektnr.:
10089-3 (2007)

Oppdragsgiver(e):
Havforskningsinstituttet

Oppdragsgivers referanse:

Dato:
30.11.08

Program:
Økosystem Barentshavet

Faggruppe:
Observasjonsmetodikk

Antall sider totalt:

Sammendrag (norsk):

Flerbestandsmodellen Systmod er en konseptuell numerisk modell som beskriver kvantitativt biomasseproduksjonen i bestandene av lodde, sild og torsk i Barentshavet. Hver bestand er modellert med konvensjonelle enbestandsmodeller, hvor bestandsinteraksjonene er klimarelatert og ivarettatt som dødelighet (predasjon) og mattilskudd (vekst) relatert til tilgjengelighet av byttedyr. Modellen er programmert i simuleringsverktøyet 'Powersim Studio 7', og parametrene bestemt ved tuning mot relevante data for perioden 1982-2005. Modellen simulerer rimelig godt de observerte sammenhengene mellom klima, fisk og fangst i perioden.

Lodda er torskens viktigste byttedyr, og de viktigste bestandsinteraksjonene for utbytte av torsk er ungsildbestandens virkning på rekrutteringen av lodde og torskebestandens beiting på kjønnsmoden lodde og eget avkom. Sterke sildeårsklasser reduserer rekrutteringen til loddebestanden. Det reduserer torskens vekst og forsinker dens kjønnsmodning. Når tilgangen på lodde avtar, øker kannibalismen i torskebestanden i forhold til rekruttene tallrikhet og størrelsen av de eldre årsklassene i torskebestanden. Disse forhold, sammen med multidekadiske klimaendringer i Barentshavet, har vært bestemmende for dynamikken i systemet. Simuleringene indikerer at optimal overlevning til fangstbar alder for torsk (>3 år) oppnås ved en vedvarende gytebestand på om lag 300 000 tonn, svarende til en momentan lengdebasert fiskedødelighet (F) på 0,6. Ved mindre fiskedødeligheter øker kannibalismen så sterkt at den reduserer rekrutteringen til den fangstbare bestand. Simulert optimalt vedvarende utbytte oppnås for F = 0,8, svarende til en vedvarende gytebestand på vel 200 000 tonn. Resultatene stemmer godt overens med ACFM's beregninger av minste tillatte gytebestand Blim på 220 000, svarende til en aldersbasert Flim på 0,74. De er også i overensstemmelse med historiske data som viser at de sterkeste årsklassene av torsk målt etter 1950 er rekruttert fra gytebestander på om lag 200 000 tonn.

Summary (English):

The multi species model Systmod is a conceptual model, which gives a quantitative description of the production of biomass for the species capelin, herring and cod in the Barents Sea. Each of these species is modeled as conventional single specie models, where the specie interactions are related to the climate, and taken care of as mortality (predation) and food (growth) related to availability of prey. The model is coded and implemented by use of the dynamic simulation tool "Powersim'7 Studio 7", and the parameters are determined by tuning against relevant data from the period 1982 to 2005. The model simulates reasonably well the observed coherence between climate, fish stocks and catches in the actual period.

The capelin is the most important feed for the cod. The most important specie interactions concerning the yield of cod is the influence of immature herring on the recruitment of capelin and the predation of cod of mature capelin and its own cod fry. Strong age groups of herring reduce the recruitment of capelin which reduce the growth of cod and delays the maturation of cod. Declining availability of capelin increases the cannibalism of cod, depending on the volume of recruits and the size of the older age groups of cod. These relations, in combination with climate variability and changes, are determinant for the dynamics of the system. The simulations indicate that optimal survival of legal catchable cod (above 3 years) are achieved by an equilibrium spawning stock of cod around 300 000 tons, corresponding to an instantaneous length based mortality (F) of 0.6. For larger stocks, those are stocks with less mortality, cannibalism increase severely and reduce the recruitment to the legal catchable stock of cod. Optimal equilibrium yield is achieved for $F = 0.8$, which corresponds to an equilibrium spawning stock of just above 200 000 tons. This is in accordance with ACFM's calculation of minimum acceptable spawning stock B_{lim} of 220 000 tons corresponding to an age based F_{lim} of 0,74. The results are also in accordance with historical data showing that the strongest year classes measured after 1950 is recruited from spawning stocks of around 200 000 tons.

Emneord (norsk):

1. flerbestandsmodell
2. bestandsinteraksjon
3. langtidsutbytte

Subject heading (English):

1. multi species model
2. stock interaction
3. long term yield



Johannes Hamre

Prosjektleder

Olav Rune Godø

Faggruppelider

Innholdsfortegnelse

Innledning.....	7
Modellkonseptet.....	8
Modellstruktur.....	10
Bestandsdata.....	11
Nye data.....	11
Rekruttering.....	11
Sild.....	11
Lodde.....	12
Torsk.....	12
Vekst.....	13
Dødelighet.....	15
Inndata.....	17
Utskrifter.....	17
Parametrisering.....	18
Modellkjøringer.....	26
Langtidsutbytte av torsk.....	27
Tidsaktuell kvoteberegning for torsk.....	31
Vurdering av resultatene.....	34
Rekruttering og torskebestandens størrelse.....	34
Beregning av langtidsutbytte.....	36
Internasjonal forvaltning av torsken i Barentshavet.....	37
Oppsummering og konklusjon.....	37
Referanser.....	39

Innledning

Betydningen av overbeskatning, bestandsinteraksjoner og klimaforandringer for økobalansen i Barentshavet ble synliggjort i midten av 1980-årene, da en akutt mangel på byttedyr (sild og lodde) førte til massedød blant predatorne (torsk, sel og sjøfugl). Krisen oppstod etter en lang periode med overbeskatning av silde- og loddebestanden, og ble utløst av en klimaforandring med gode rekrutteringsforhold for sild og torsk. Sildebestanden desimerte lodda, men var for liten til å dekke torskens matbehov da lodda ble borte (Hamre 1988). Bestandsutviklingen i 1980-årene åpnet for nye problemstillinger i den forvaltningsrettede forskningen, aktualisert ved begrepene flerbestandsforskning og økologisk forvaltning av fiskeressursene (Hamre og Hatlebakk 1998, Tjelmeland og Bogstad 1998). Det førte blant annet til et samarbeidsprosjekt mellom Norsk Regnesentral og Havforskningsinstituttet med målsetning å utvikle en systemmodell for flerbestandsforvaltning av fiske i Norskehavet og Barentshavet. Prosjektet ble finansiert av Norges forskningsråd og sluttrapport for prosjektet ble sendt Forskningsrådet i 1999.

Modellen, som fikk navnet "Systmod", simulerer utviklingen til bestandene av lodde, sild og torsk i perioden 1982-1995, samt interaksjonene mellom artene og påvirkningen av forandringer i miljøet. Modellen beregnet biomasseproduksjonen for bestandene som funksjon av rekruttering, vekst og dødelighet, hvor dødeligheten er fordelt på tre faktorer: fiskedødelighet, beiting av torsk (predasjon) og annen naturlig dødelighet.

Systmod er en konseptuell modell som modellerer bestandsinteraksjoner på en enkel måte. Den tar hensyn til de viktigste og mest framtrepende komponentene i systemet, hvor bestandsinteraksjonene er modellert gjennom vekst- og dødelighetsparametre. Veksten for sild og lodde (planktoneterne) ble gjort temperatur- og tetthetsavhengige, og for torsk ble veksten gjort avhengig av konsum av byttedyr. Den videre interaksjonen mellom bestandene ble modellert ved dødelighetsparametre. Dødeligheten av 0-gruppe lodde ble relatert til sildeårsklassene 1-3 år. Dødeligheten hos sild og lodde ble videre relatert til torskebestandens størrelse i vekt. Rekrutteringen ble bestandsrelatert, men også gjort avhengig av miljøet (temperaturen), slik at et varmt havklima i Barentshavet gav gode rekrutterings- og vekstvilkår.

Systmod ble programmert i dataspråket C og har vært operativ siden 1998. Den ble publisert i 1998 og har siden vært brukt som grunnlag for flere publikasjoner og viteskapelige foredrag (Hamre og Hatlebakk 1998, Hamre 1999, Hamre 2003).

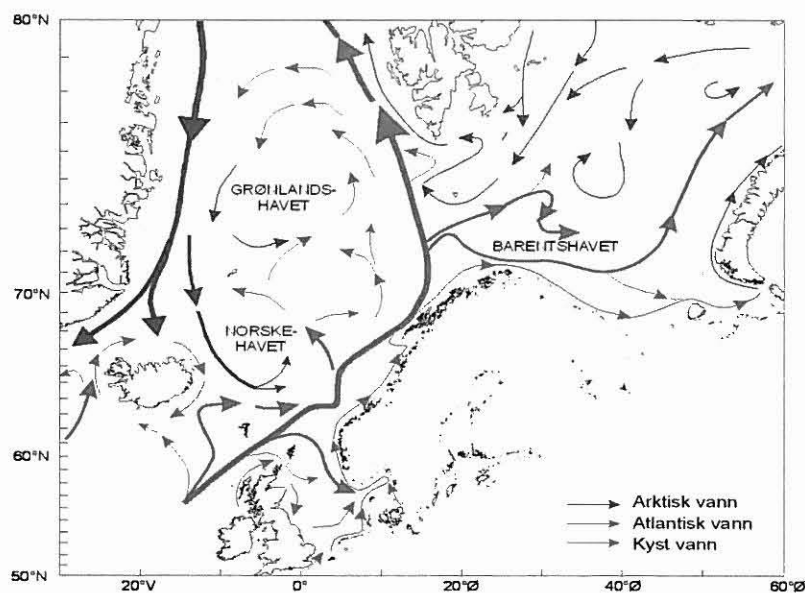
Modellen hadde mange svakheter. Den manglet blant annet tilknytning til viktige datakilder ved Havforskningsinstituttet, spesielt databasen for torskens konsum. Denne inneholder detaljert informasjon om dødeligheten torsken påfører de andre bestandene og også på eget avkom som kannibal. I 2002 bestemte instituttet å gå videre med prosjektet, og å omskrive modellen i et mer brukervennlig dataspråk. En valgte i denne sammenheng å legge modellen over i modellutviklingsverktøyet 'Studio', utviklet av firmaet Powersim i Bergen. Dette verktøyet er enklere å arbeide med, og gir bedre oversikt og kontroll over de ulike prosessene

modellen simulerer. Firmaet fikk først i oppdrag å legge C-versjonen over i Studio, men har siden bidradd i arbeidet med å videreutvikle modellen. Det omfatter ny formatering av innleste bestandsdata, tilrettelegging av nye data for innlesning i modellen og nye rutiner for databehandling. Programmeringen er gjennomført av Steinar Moen fra Powersim og er i hovedsak finansiert med midler fra Fiskeri- og Havbruksnæringens Forskningsfond (FHF). Sluttrapport for prosjektet ble oversendt FHF i 2006.

Modellkonseptet

Systmod er en konseptuell 'top-down' flerbestandsmodell og har som siktemål å beskrive kvantitativt biomasseproduksjonen i de tre økologisk viktigste fiskebestandene i Barentshavet, lodde, sild og torsk. Strukturen i modellen er bestemt av det biologiske konseptet den bygger på, hvor hovedelementene er generell bestandsbiologi, bestandsinteraksjoner og havklima. Biomasseproduksjonen innen hver bestand er modellert ved konvensjonelle enbestandsmodeller og bestandsinteraksjonene er ivaretatt som dødelighet på grunn av beiting og mattilskudd til torsken. Alle funksjonene er klimarelatert til den årlige middeltemperaturen i Kolasnittet (Bochkov 1982; Tereshchenko 1996).

Figur 1 viser det strømsystemet som bestemmer havklimaet i våre farvann. Bevegelige og næringsrike vannmasser gir grunnlag for spesielt stor planktonproduksjon i to områder: Polarfrontområdet i Norskehavet og det marginale isområdet i Barentshavet, dvs. der havet er åpent om sommeren, men fryser til om vinteren.

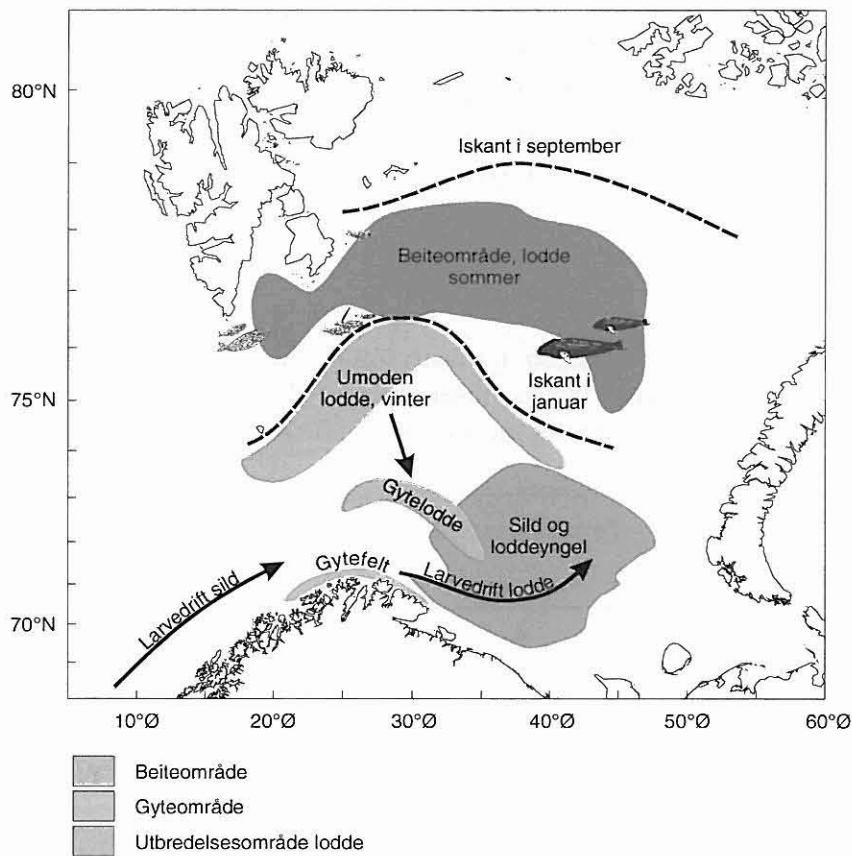


Figur 1. Strømsystemet.

Planktonet omformes til fangstbar fisk av to store planktonetende bestander, norsk vårgytende sild i Norskehavet og lodde i Barentshavet. Disse bestandene gyter på norskekysten om våren, silda på Vestlandet og lodda i Nord-Norge. Dette betyr at den biomasse de akkumulerer i beiteperioden om sommeren transporteres hver vinter inn til norskekysten. Det gjør

norskekysten fra Vestlandet til Finnmark til et av verdens rikeste fiskefelt. Sild og lodde er således nøkkelbestander i økosystemet, og det er tilstanden i disse to bestandene som i stor grad bestemmer utbytte av alle andre fiskeetende dyr på norskekysten.

Torsk og sei er de største predatorbestandene i systemet, seien i Norskehavet og torsk i Barentshavet. Torsken vokser opp i den sørlige del av Barentshavet, og dens viktigste næring er gytemoden lodde som blir maksimalt tilgjengelig under gytevandringen om vinteren og våren (Figur 2). Beiteeffekt og konkurranse bestandene imellom er viktige faktorer som bestemmer de ulike bestandenes tallrikhet og biomasseproduksjon. De viktigste bestandsinteraksjonene som påvirker økobilansen i Barentshavet er interaksjonen mellom umoden sild (0 til 3 år) og loddelarver, og beiting av umoden torsk på gytemoden lodde. Dette er klimastyrte funksjoner og relatert til middeltemperaturen i Kolasnittet.



Figur 2. Utbredelsen av umoden sild og lodde.

Silda er en effektiv planktoneter, som også eter fiskelarver. Det rammer lodda, som har sine gytefelt like i nærheten av ungsildas beitefelt. Lodda gyter og dør etter 3–5 år. Dette medfører at når silda får sterke årsklasser, og blokkerer for overlevning av loddelarvene i 3 år, blir loddebestanden redusert til et minimum. Interaksjonen torsk–lodde omfatter beiting av umoden torsk på moden lodde under gytevandringen om vinteren, og torskens beiting på eget avkom. Kannibalismen bestemmer i stor grad overlevingen av torskeyngelen, og er, som vi skal se, en særdeles viktig dynamisk faktor i økosystemet i Barentshavet (Hamre 1985; Bogstad og Mehl 1997; Gjørseter og Bogstad 1998; Hamre 2003).

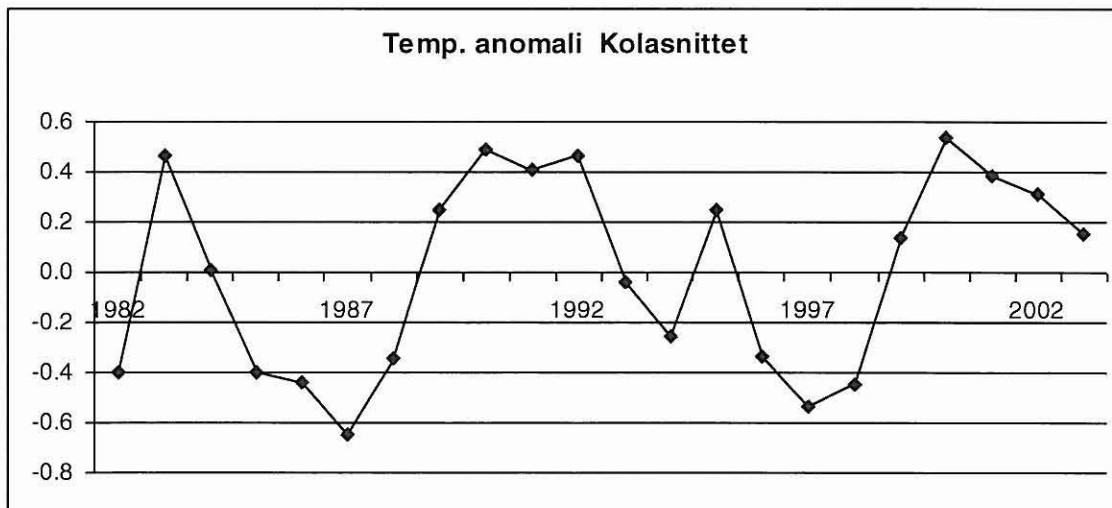
Modellstruktur

Modellen omfatter bestandene lodde, sild og torsk i Barentshavet. Bestandene angis i antall som oppdeles på lengdegrupper og alder og deles i moden og umoden bestand. Bestandene blir ikke fordelt på kjønn.

Modellen er lengdebasert, som betyr at bestandene er fordelt på faste lengdegrupper etter årsklasse. Lodde, sild og torsk inndeles i lengdegrupper på 0,5 cm, 1 cm og 5 cm henholdsvis. For hver lengdegruppe (l) leses inn en observert middelvekt (w) og en beregnet kondisjonsfaktor $c = w/l^3$ (Fultons kondisjonsfaktor). En modningsfunksjon deler bestandene inn i moden og umoden fisk etter lengden og uavhengig av alder. Fiskemønstre og predasjon er også lengdebasert, uavhengig av alder. Bestandene er ikke områdefordelt, men siden moden og umoden bestand ofte opptrer i ulike områder, blir modellen indirekte områdefordelt. Som for eksempel sildebestanden, hvor moden og umoden bestand vokser opp i henholdsvis Norskehavet og Barentshavet. For å kunne simulere sesongvariasjon, er utviklingen modellert på månedsbasis, hvor individuell vekst og total dødelighet beregnes for hver måned. Rekrutteringen skjer som 1-åringer per 1. januar. De viktigste bestandsinteraksjonene foregår i Barentshavet og påvirkes av havklimaet i området.

Havklima

Vi antar at det er periodisk variasjon i innstrømning av atlantisk vann som bestemmer variasjonen i havklimaet i Barentshavet. Som mål for denne variasjonen bruker modellen temperaturanomalien (T) målt som årlig gjennomsnitt i de øverste 200 m i Kolasnittet.



Figur 3. Temperaturanomali fra Kolasnittet 1982–2003.

Historiske data viser at det er sammenheng mellom multidekadske klimaendringer i Barentshavet og rekrutteringsforholdene for torsk, sild og lodde. Perioder med stor innstrømning og høy temperatur gir gode forhold for rekruttering og overleving av yngelen (Marty og Fedorov 1963; Sætersdal og Loeng 1984; Sundby 2006).

Bestandsdata

Formatet for bestandsdataene er etter mønster fra loddebestanden hvor dataene stammer fra målinger basert på bioakustisk målemetodikk. De er lengde-/aldersbasert og tilpasset formatet i modellen. Inndataene for sild og torsk er hentet fra relevante ICES' arbeidsgrupperapporter, hvor bestand i antall per årsklasse beregnes fra fangststatistikken (VPA-metoden). Disse vil forandre seg etter hvert som nye fangstdata blir tilgjengelige. VPA-tabellene angir bestand i antall, vekt, alder og kjønnsmodning, men er ikke lengdefordelt. Lengdefordeling per aldersgruppe er basert på data for middellengde og standardavvik innen hver aldersgruppe, hentet fra Havforskningsinstituttets databaser. Disse beregningene gjøres i regneark (Excel).

Nye data

I C-versjonen var kun aggregerte data for torskens konsum i vekt av byttedyr tilgjengelig. Disse er i mellomtiden blitt omregnet til konsum i antall for torsk som byttedyr (kannibalisme), gruppert i 5 cm lengdegrupper, fordelt i tid (kvartaler) og på predators alder. Disse gir blant annet grunnlag for å beregne hvor mye torsken spiser av eget avkom i prosent av årsklassens tallrikhet, det vil si predasjonsdødeligheten eller graden av kannibalisme. VPA-metoden gir bare mål på den fangstbare bestand som omfatter 3 år og eldre fisk. Antall 3-åringer (R3) har derfor blitt brukt som mål for styrken av årsklassene og indeks for rekruttering. I de senere år har ICES også rapportert bestandstabeller hvor antall torsk per aldersgruppe spist av torsk er påplussert dødeligheten i VPA-beregningene. Disse tabellene, som inkluderer kannibalismen, er brukt som inndata for torsk i Powersim Studioversjonen. Det er videre lagt inn detaljerte fangstdata for bestandene slik at modellen kan simulere fangstmønstre som er i overensstemmelse med historiske data (Anon 2006).

Rekruttering

Rekruttering skjer som 1-åringer per 1. januar. Kronologien ved rekruttering til bestandene er at den modne bestand gyter i mars i år 0, og i januar neste år blir disse rekruttene til 1-åringer i modellen. Det betyr at i rekrutteringsfunksjonene som beregner rekrutteringen som funksjon av gytebestand, relateres rekrutteringen per 1. januar til gytebestanden ni måneder tidligere. I C-versjonen var sammenhengen modellert ved en Beverton-Holt-funksjon:

$$R = \frac{M \cdot B}{H + B} e^{-aT}$$

hvor rekrutteringen relateres eksponentielt til havklimaet i Barentshavet. T er temperaturanomalien og a er en konstant. Her står R for rekruttering, M for maksimal rekruttering, B for gytemoden bestand og H for biomassens "halv-verdi", det vil si den verdi av B som gir $R = 0,5 M$.

Sild

I C-versjonen var dynamikken i bestandsinteraksjonene gjort klimaavhengige ut fra antatte multidekadiske variasjoner i temperaturen i Barentshavet (Hamre 2003). Dette hadde spesiell betydning for rekrutteringsmekanismen hos sild hvor virkningen av sterke årsklasser av

ungsild i Barentshavet, ifølge konseptet, var bestemmende for lodderekrutteringen. De sterke sildeårsklassene i 1983 og 1991-92 korresponderer med høy temperatur i Barentshavet, og i konseptet for C-versjonen antok en at temperaturer over et gitt nivå ville utløse sterke årsklasser av sild med ti års mellomrom. Den sterke sildeårsklassen 2002 er i overensstemmelse med konseptet, men i mellomtiden er det blitt rekruttert to sterke sildeårsklasser i 1998-99 som ikke følger denne hypotesen. Det foregår en klimaendring i Barentshavet, men om klimaendringen vil øke hyppigheten av sterke sildeårsklasser i fremtiden er usikkert. Det er således ikke mulig å sannsynliggjøre med data en fremtidig sammenheng mellom gytebestand og klimastyrt rekruttering for sild.

Lodde

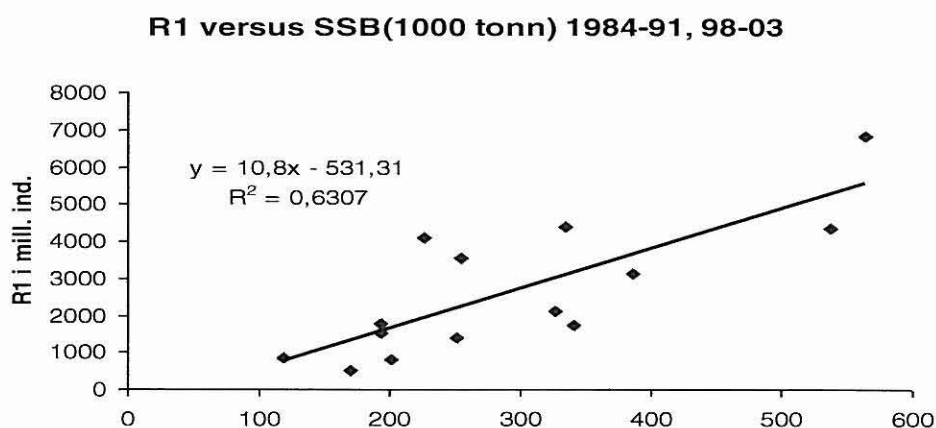
Ungsildbestanden i Barentshavet reduserer overlevingen av loddelarver og har en negativ innvirkning på rekrutteringen til loddebestanden. I C-versjonen var dette formulert i en egen algoritme for reduksjon i R1 som funksjon av biomassen av umoden sild i Barentshavet. I Studioversjonen har en valgt å bruke en modifisert Beverton-Holt-funksjon hvor reduksjonen i R1 inngår i rekrutteringsfunksjonen (Gjøsæter og Bogstad 1998):

$$R1 = M \cdot B / (B + H) \cdot (1 + a \cdot Bsild)$$

Bsild er biomassen av umoden sild < 4 år, a en parameter. For Bsild = 0, dvs. uten sild i Barentshavet, blir ligningen redusert til en vanlig Beverton-Holt-funksjon hvor M er beregnet til $762 \cdot 10^9$ ind. og H til 71000 tonn (Mikkelsen 2002). Konstanten a er bestemt ved tuning av simulert rekruttering mot data.

Torsk

I C-versjonen ble rekrutteringen til torskebestanden formulert ved en Beverton-Holt-rekrutteringsfunksjon for rekruttering som 3-åringer. Dette fordi mål for 1-åringer (R1) ikke var tilgjengelig. Et plott av R1 mot gytebestand (SSB) viser at forholdet er tilnærmet lineært (Figur 4), dersom en ser bort fra de ekstremt høye verdiene i 1992-1997, hvor kannibalismen reduserte årsklassene med over 90 % før de rakk fangstbar alder (Figur 30).



Figur 4. Plott av rekruttering (R1) mot gytebestand (SSB).

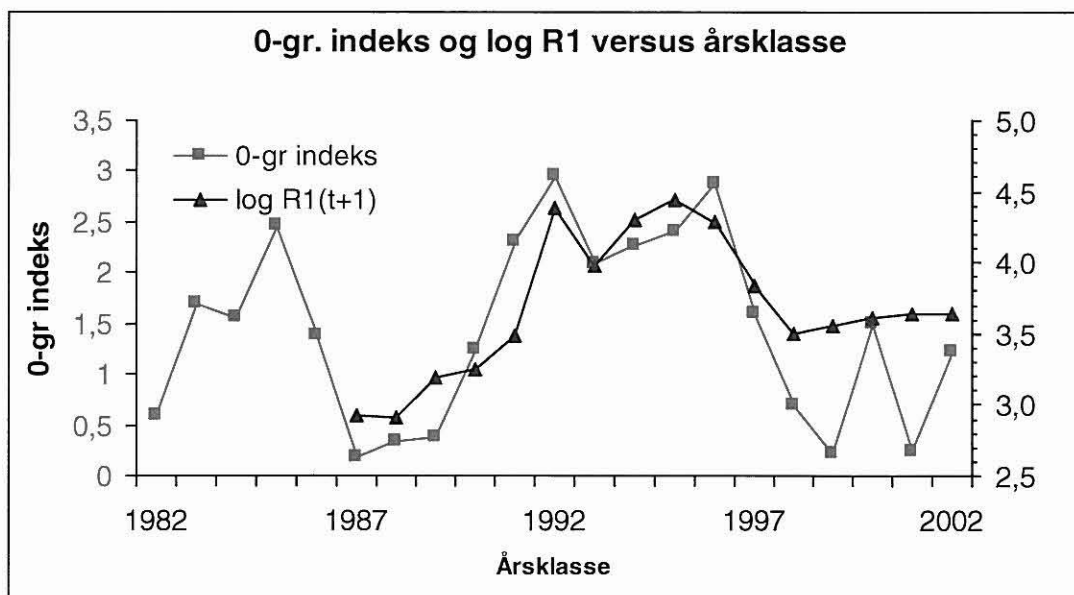
Denne gir følgende Excel-beregnet rekrutteringsfunksjon for torsk:

$$R1 = 10,8 \cdot SSB - 531$$

Modellen fremregner utviklingen til eldre aldersgrupper ved hjelp av dødelighetsparametre relatert til predasjon, fangst og naturlig dødelighet eksklusiv kannibalisme.

De ekstremt høye rekrutteringsratene for torsk i perioden 1992-97 var sannsynligvis menneskeskapte og skyldes primært nedfiskingen av sildebestanden i slutten av 1960-årene. Da silda kom tilbake i 1983, var årsklassen sterk nok til å blokkere for lodderekruttering, men ikke sterk nok til å føre torsken da lodda ble borte. Det førte til en økologisk katastrofe i Barentshavet med massedød av sjøfugl og marine pattedyr, dvs. loddas viktigste predatorer ved siden av torsken (Hamre 1994). Lodda har imidlertid et opportunistisk levesett, og bestanden vokste fort da sildeårsklassen 1983 vandret ut i 1986 og mye av predatorene var borte. Det forbedret betydelig tilgangen på mat for en sterkt vekstredusert torskebestand (Figur 6). Økt tilgang på byttedyr (lodde) reduserer beitingen på eget avkom, og medførte økt overleving til eldre fisk. Modningen av loddeårsklassen 1989 i 1991-93 økte tilveksten i torskebestanden i årene som fulgte og utløste en dramatisk vekst i R1 (Figur 30). Sannsynligheten taler således for at de høye rekrutteringstallene for torsk i 1990-årene var en følge av økologiske etterdønninger etter kollapsen i sildebestanden i 1970-årene og således menneskeskapte. Derfor er disse årene utelatt i regresjon for fremtidig rekruttering av torsk.

I Figur 5 er vist et plott av 0-gruppeindeks mot log R1. 0-gruppeindeksen er et direkte rekrutteringsmål for torsk i Barentshavet, og er tilgjengelig fra et rutinetokt Havforskningsinstituttet har gjennomført siden høsten 1965. I 10-årsperioden 1987-97 viser figuren en rimelig god sammenheng mellom VPA-beregnet R1, inkludert kannibalisme, og direkte målte verdier for rekrutteringen, et forhold som styrker tilliten til R1 som et reelt rekrutteringsmål. Siden 1997 har det vært relativt små endringer i R1, mens målt 0-gruppe indeks er lav i enkelte år (1998-99 og 2001). Det skyldes sannsynligvis dårlig dekning av utbredelsen i russisk sone.



Figur 5. 0-gruppeindeks og log R1 plottet mot tilsvarende årsklasse.

Vekst

Modellen er lengdebasert og individuell vekst modelleres ved at individene forflyttes oppover på lengdeskalaen med en hastighet proporsjonal med tilveksten. Tilveksten avtar lineært med lengden, og er formulert ved ligningen (Bertalanffy 1938):

$$dL(t) = l(t+T) - L(t) = (L_{\infty} - L(t)) \cdot (1 - e^{-KT}) \cdot M(t)$$

hvor t er en tidsvariabel, T (i dette tilfelle) et intervall av fast lengde, L_{∞} er fiskens maksimallengde og $M(t)$ en "månedssindikator" som fordeler årlig tilvekst på årets ulike måneder. K er vekstparameteren som bestemmer tilveksten og er relatert til bestandsstørrelse (tetthetsbestemt vekst) og ulike miljøforhold (tilgang på mat, klimaforhold o.l.). For sild og lodde er K bestemt med følgende tilstandsvariabel:

$$K = (a + b / (1 + d) \cdot B(t)) \cdot g$$

$B(t)$ er bestandens størrelse ved tid t . Det andre leddet i K avtar når bestanden vokser og vil ta vare på et eventuelt tetthetsbestemt vekstelement i bestanden. Konstantene a og b må tilpasses data. g er en funksjon som er voksende ved økende T :

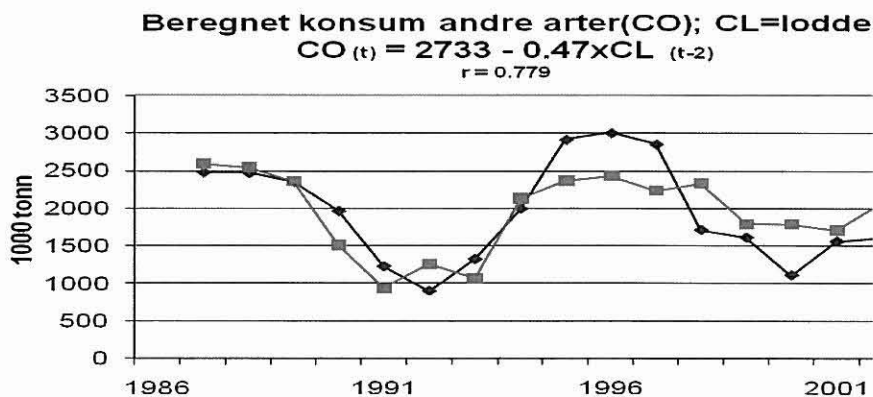
$$g = a + b \cdot T$$

Separate vekstparametre beregnes for moden og umoden bestand. For sild skilles det mellom oppvekst i Barentshavet og på kysten. Dette for å tilpasse økt vekst av sild ved utvandring til Norskehavet. Det er også lagt inn vektorer som fordeler veksten per måned.

Lodde er torskens viktigste byttedyr, og tilgangen på lodde bestemmer variasjonen i veksten hos torsk:

$$K = a \cdot CO / COD + b \cdot CL_{+} / COD$$

Beregningene av K foregår separat for moden og umoden torsk. a og b er konstanter. Andre ledd ($b \cdot CL_{+} / COD$) tilsvarer vekst fra lodde, sild, torsk, og $a \cdot CO / COD$ for vekst fra annen næring. COD er totalvekten av torskebestanden. Konsum av andre arter indikerer en invers sammenheng med konsum av lodde tidsforsinket med to år, dvs. at når tilgangen av lodde minker, øker konsumet av andre arter etter to år. Tilpasningen er vist grafisk i figuren under, og regresjonslikningen er beregnet ved bruk av Excel.



Dette gir følgende ligning for K :

$$K_{(t)} = a \cdot (2733 - 0,47 \cdot CL_{(t-2)}) / COD + b \cdot CL_{+ (t)} / COD$$

hvor alle bestandsmål er i 1000 tonn. K fordeles på moden og umoden torsk i samme forhold som biomassen av moden/umoden torsk.

Biomassen beregnes fra middelvekt per lengdegruppe per måned. Det vil si at i utgangspunktet er all variasjon i vekst modellert ved tilveksten i lengde. Lengde-vektforholdet uttrykkes ved ligningen (Fultons kondisjonsfaktor).

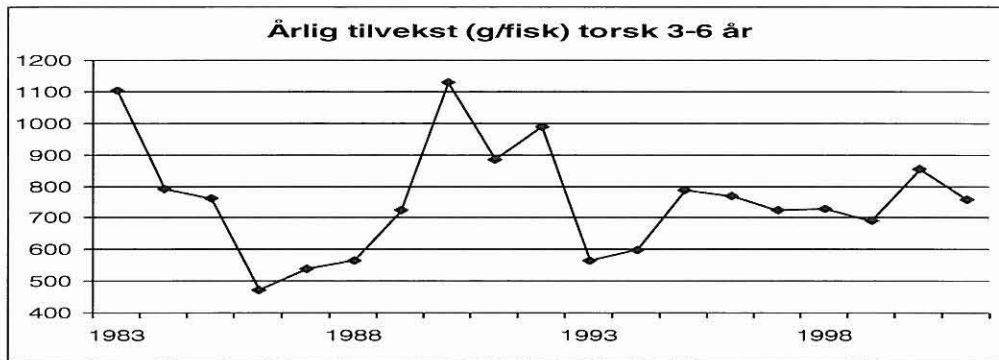
$$w = c \cdot l^3$$

der w er vekt, og l er lengde. c beregnes fra input-arket for hver lengde- og aldersgruppe, og det beregnes årlige middelerverdier for c .

c for torsk er gjort avhengig av konsumert lodde, torsk og sild per tonn biomasse torsk og simulert som proporsjonal med årlig forandring i K :

$$c_{(t)} = c_{(t-1)} \cdot (1 + a \cdot ((K_{(t)} - K_{(t-1)}) / K_{(t-1)}))$$

I simuleringen velger en startår hvor c -verdien per lengdegruppe settes inn og skaleres med en konstant faktor for best tilpasning til data.



Figur 6. Årlig tilvekst (gram) i den umodne del av torskebestanden 1983-2001.

Dødelighet

Modellen skiller mellom tre former for dødelighet.

- predasjonsdødelighet
- fangstdødelighet
- annen naturlig dødelighet

Predasjonsdødelighet omfatter beiting av torsk. Annen naturlig dødelighet omfatter andre former for naturlig dødelighet unntatt beiting av torsk. Det meste av moden lodde dør etter gyting, og modellen simulerer dette med en ekstra dødelighetsfaktor for moden lodde i mai måned. Ellers reduseres c -verdien til moden sild og torsk per 1. april med en faktor på 0,8 for å kompensere for vekttapet under gytingen. Den økes lineært til 1 i løpet av året.

Predasjonsdødeligheten (P) beregnes etter samme prinsipp som fangstdødeligheten, hvor predasjonsinnsatsen er relatert til vekten av torskebestanden. Dødelighet av andre årsaker enn predasjon fra torsk inngår som naturlig dødelighet (M) og blir modellert med dødelighetsrater

per tidssteg for moden og umoden fisk separat. Fangsten modelleres med fiskedødeligheten (F) og kan begrenses av fangstkvoter ved at F settes lik 0 når kvoten er tatt. Dødelighetsratene er i momentane mål.

Modellen beregner overlevningen i antall per lengdegruppe per måned (N_{t+1}) med ligningen:

$$N_{t+1} = N_t \cdot (1 - \text{eks}(-(F+M+P)))$$

$N(t)$ - antall individer på tidspunkt t

P - predasjonsdødelighet

F - fangstdødelighet

M - rate for annen dødelighet

Antall fisk som dør per lengdegruppe per tidssteg beregnes etter ligningene:

$$N_P = (P/(P+F+M)) \cdot N_t \cdot (1 - \text{eks}(-(F+M+P)))$$

$$N_F = (F/(P+F+M)) \cdot N_t \cdot (1 - \text{eks}(-(F+M+P)))$$

$$N_M = (M/(P+F+M)) \cdot N_t \cdot (1 - \text{eks}(-(F+M+P)))$$

for predasjon, fangst og annen dødelighet henholdsvis. Alle dødelighetsparametre er lengdebasert og er ikke direkte sammenlignbare med aldersbaserte dødelighetsparametre. Tilsvarende biomasse beregnes med middelvekt per lengdegruppe.

Den månedlige dødsraten som følge av predasjon beregnes ved følgende formler:

For lodde: $P_i = K \cdot (a_0 \cdot \text{COD}_{im} + a_1 \cdot \text{COD}_m)$

For sild: $P_i = K \cdot \text{COD}/(1 + b_1 \cdot \text{CAP})$

For torsk: $P_i = ((1+(R1 - Rn) \cdot b) \cdot K \cdot \text{COD})/(1 + b_1 \cdot \text{CAP} + b_2 \cdot \text{HER}_{im})$

Her er:

P_i - predasjonsdødelighetsrate for lengdegruppe i

K, a og b - konstanter

R1 - R1 er rekruttering av torsk i milliarder individer

Rn - Rn er normal rekruttering i milliarder individer

$\text{COD}_{im/m}$ - biomasse torsk, umoden/moden i tusen tonn

CAP, HER - biomasse lodde, sild i tusen tonn

Ligningene kvantifiserer hvordan torsken påvirker bestandene av byttedyr og overlevningsgraden av eget avkom. Parametrene bestemmes ved at modellen tunes mot observerte data fra magedatabasen. Det beregnes separate parametre for vinter og høst og for moden og umoden predator og byttedyr.

Vi antar at torsk i en lengdegruppe vil med en bestemt sannsynlighet spise et byttedyr i en mindre lengdegruppe. Predasjonsmønsteret bestemmes derfor ved å angi maksimum lengde av byttedyr tilgjengelig og minimum størrelsesforskjell mellom predator og byttedyr.

Tilgjengeligheten av byttedyret blir videre bestemt med en lineær sannsynlighetsfaktor med verdiene fra 0 til 1 for største og minste lengdegruppe henholdsvis.

Fangst av torsk i antall modelleres ved at det velges F-verdier for aldersgruppene 3-6 og 7+ år, som gir best tilpasning til tilsvarende data for fangst av umoden og moden fisk (Anon 2006). Fordelingen av F på vinter/ høst er gjort i henhold til relevante data fra instituttets database. Fangst i antall omregnes til vekt ved bruk av samme middelvekt som i bestanden. Fangstmønster modelleres lineært med tilgjengelighet 0 for minste fangbar lengde og tilgjengelighet 1 for fisk over en gitt størrelse. Akkumulert fangst kan begrenses med kvoter per sesong (vinter/høst) og leses fra fil.

Fangst av lodde og sild modelleres på samme måte som fangst av torsk, men etter et enklere fangstmønster. Sild fanges i Norskehavet og på Norskekysten, og fangstene er tilnærmet jevnt fordelt på vinter/høst. Det er stort sett bare moden sild som inngår i fangstene. Etter 1986 har det ikke vært åpnet for høstloddefisket, slik at all fangst av lodde i ettertid er modellert som modnende vinterfangst.

Inndata

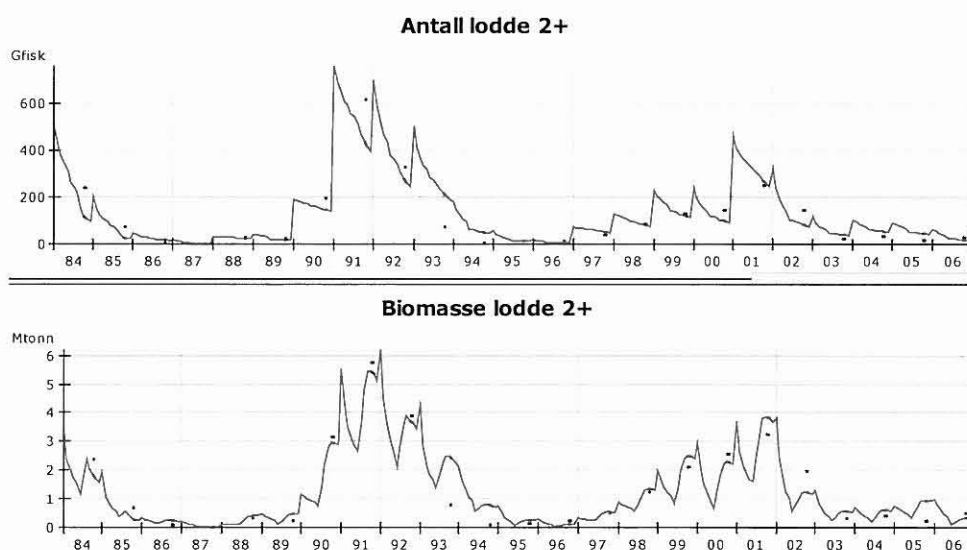
Inndata-filene inneholder bestandsdata, fangstdata og data for torskens konsum. Temperaturmålinger fra de øverste 200 meter i Kolasnittet er brukt som referanse for havklimaet i Barentshavet. Bestandsdataene for sild og torsk er tilbakeberegnet bestand på grunnlag av fangst (VPA), for lodde er det akustiske bestandsmålinger som foretas om høsten. Dataene er hentet fra ICES' arbeidsgrupperapporter og instituttets magedatabase for torsk (Bogstad og Mehl 1997), (Anon. 2006).

Utskrifter

Utskriftene kan, i henhold til anvendelsen, deles i to grupper: utskrifter for parametrisering av modellen, og utskrifter for bestandsvurdering og beskatning. Modellen simulerer bestandsutviklingen i fortiden, og parametrene bestemmes ved at man velger de verdier som gir minst avvik mellom simulerte og observerte (målte) data. Utskriftene for bestandsvurdering og beskatning er også todelt: Den ene gruppen viser beregnet langtidsutbytte, også kalt likevektsutbytte, for økende verdier av fiskedødeligheten. Likevektsutbytte vil si at bestanden er i likevekt med beskatningsgraden. Med gitte rammebetingelser gjentar en kjøring for en valgt periode fortløpende til det inntreffer likevekt mellom utbytte og bestand. Teknisk betegnes dette som modellens flerkjøringsmodus. Den andre metoden, enkjøringsmodus, anvendes for simuleringer av fangst og bestandsutvikling ved gitt beskatningsgrad. Rutinene som anvendes er forskjellige og bygger på ulike forutsetninger og hypoteser.

Parametrisering

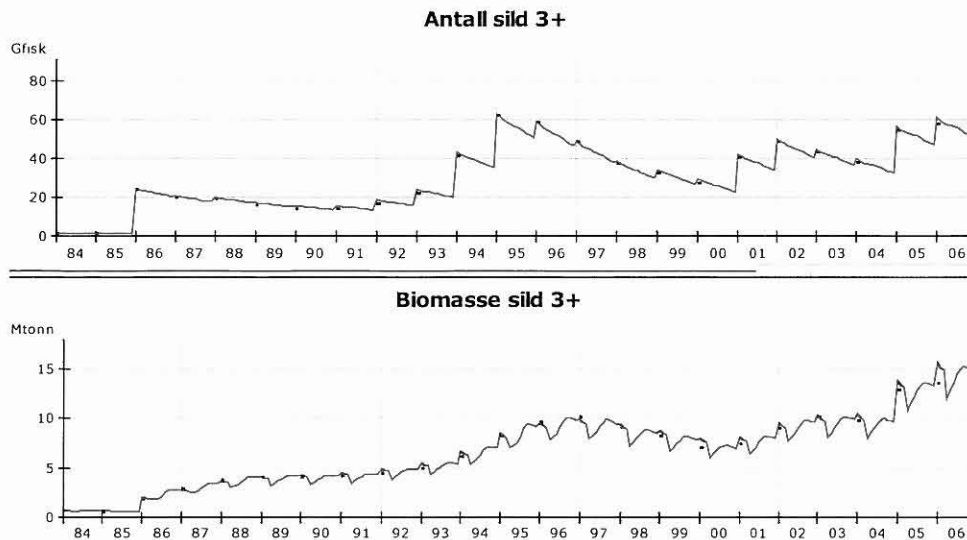
Beregning av modellens bestandsparametre er gjennomført ved tuning av modellen mot tilsvarende observerte data i perioden 1982-2005. Perioden er begrenset til etter 1982 fordi mageprøveprogrammet av torskens konsum, som er en av de viktigste datakildene for dette prosjektet, ble påbegynt i 1984. Parametrene for vekst og dødelighet er bestemt ved å fikserer rekrutteringen R3 for sild og torsk, R2 for lodde, til observerte data. Der er hittil kun brukt visuell tilpasning ved hjelp av grafikk, og statistiske mål for avvik og usikkerhet i beregningene mangler. Utvikling av slike rutiner er ønskelig, men ikke realisert av mangel på ressurser. I Figurene 7 til 9 er vist tilpasningen for bestand i antall og vekt for lodde, sild og torsk, hvor valgte parametre for vekst og dødelighet (fangst, predasjon og annen naturlig dødelighet) bestemmer tilpasningen. På kurvene er avmerket hvor simulerte og observerte verdier er sammenlignbare.



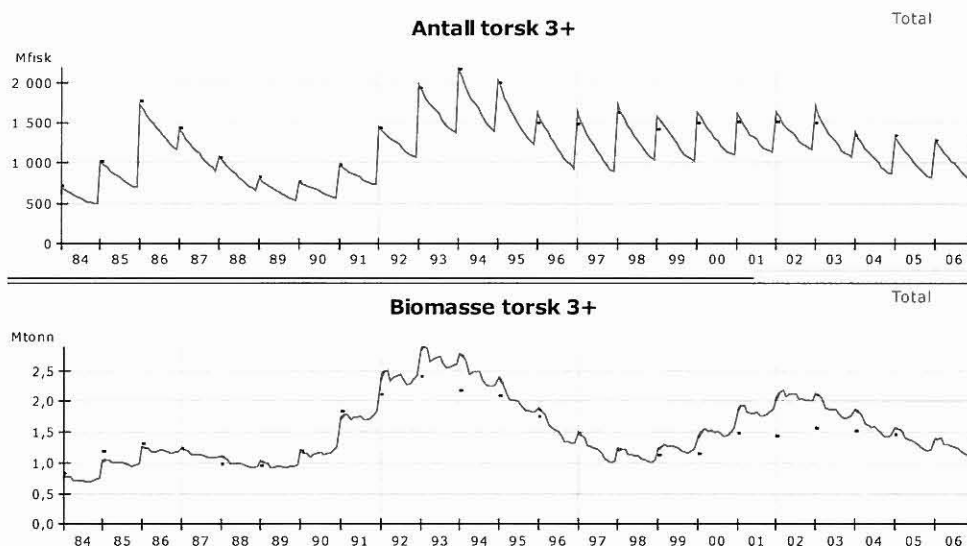
Figur 7. Simulert og observert (punkter) bestand av 2 år og eldre lodde.

Modellen simulerer bestandsutviklingen per måned og de punktobserverte dataene refererer til den måned som bestanden er blitt målt. For sild og torsk refererer målene til 1. januar, for lodde til 1. oktober. Mfisk/tonn står for millioner, og Gfisk for milliarder fisk.

Modellen simulerer moden og umoden bestand separat, og modningsfunksjonen er definert som prosentvis modning per lengdegruppe. Modningsparametrene er bestemt ved å sammenligne simulert moden bestand per 1. mars med tilsvarende beregnet gytebestand av ICES' relevante arbeidsgrupper (Anon 2006, a og b).



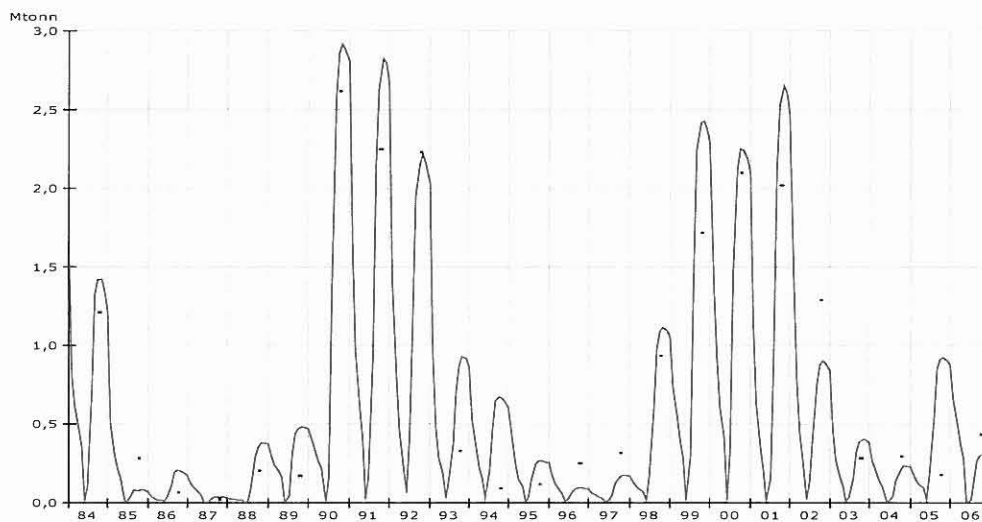
Figur 8. Simulert og observert (punkter) bestand av 3 år og eldre sild.



Figur 9. Simulert og observert (punkter) bestand av 3 år og eldre torsk.

Loddebestanden måles som nevnt om høsten, og i Figur 10 er vist simulert og målt bestand over 14 cm. Lodde over 14 cm om høsten er blitt regnet som modnende bestand. Det er som en ser store avvik i simulerte og målte verdier i enkelte år, men modellen simulerer rimelig godt de miljøbestemte endringene i bestanden. Det er flere miljøpåvirkede parametre som inngår i denne simuleringen. Foruten interaksjonen med sildebestanden er veksten tetthets- og klimaavhengig. Ved valg av parametre viser det seg at den beste tilpasning mellom simulerte og målte verdier oppnås ved å gjøre individuell vekst avhengig av forandringer i temperaturen et år i forkant av observasjonsåret. Økning i temperaturen året i forveien øker individuell vekst. Dette skjer når bestanden er liten og veksten også av den grunn er stor. Det øker mengden av modnende lodde betydelig. At det er en tidligere økning i temperaturen som gir økt vekst, støtter hypotesen om at det er økt innstrømming av atlantisk vann til området som er den primære årsaken til veksten. De dekadiske klimaendringene er således en viktig faktor for hurtig gjenvekst i loddebestanden etter at sterke sildeårsklasser har redusert lodde-rekrutteringen i flere år. Dette er miljøforhold som loddebestanden har tilpasset seg, og denne kunnskapen bidrar til å forklare mekanismene bak loddas opportunistiske levesett. Lodda er

som nevnt Barentshavets viktigste bestand for fiskeriene i Nord Norge. Ikke som fangst objekt, men som omsetter av plankton produksjonen i den marginale is sone til fangstbar fisk, og som transportør av denne biomassen til våre kystnære farvann under gytevandringen om vinteren og våren. Dersom den globale oppvarmningen som nå rammer havklimaet i Barentshavet også vil påvirke de multidekadiske variasjonene i klimaet og rekrutteringen av sild, kan det få avgjørende betydning for loddas livsbetingelser og dermed forandre naturgrunnlaget for våre to viktigste fiskerier, sild- og torskefisket. Virkningen av en slik utvikling kan simuleres med Systmod som verktøy, men er imidlertid ikke forutsigbar med støtte i historiske data.

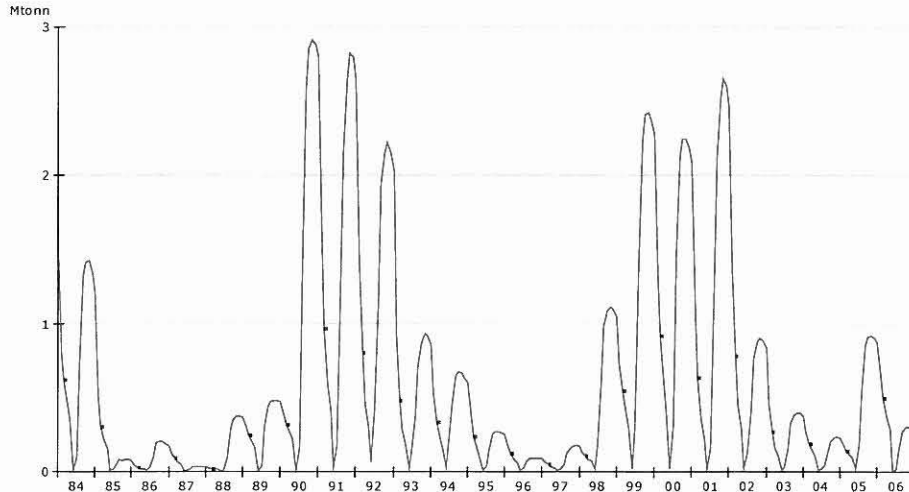


Figur 10. Simulert og målt (prikket) loddebestand > 14 cm per 1. oktober i millioner tonn. Punktene på kurven angir hvor dataene er sammenlignbare.

I Figur 11 er vist simulert modnende loddebestand. Modellen simulerer modnende lodde med en modningsfunksjon hvor 50 % modningslengde er satt til 13,5 cm. Moden bestand per 1. mars er markert med sorte prikker i kurven og regnes som gytebestand. Loddebestanden måles ikke i mars, og derfor mangler vi observerte verdier å sammenligne med. Siden det meste av loddene dør etter gyting, har vekst og modningsparametrene stor innvirkning på dynamikken i loddebestanden. I simuleringen er gytedødeligheten i mai satt så høyt at moden bestand 0-stilles per 1. juni.

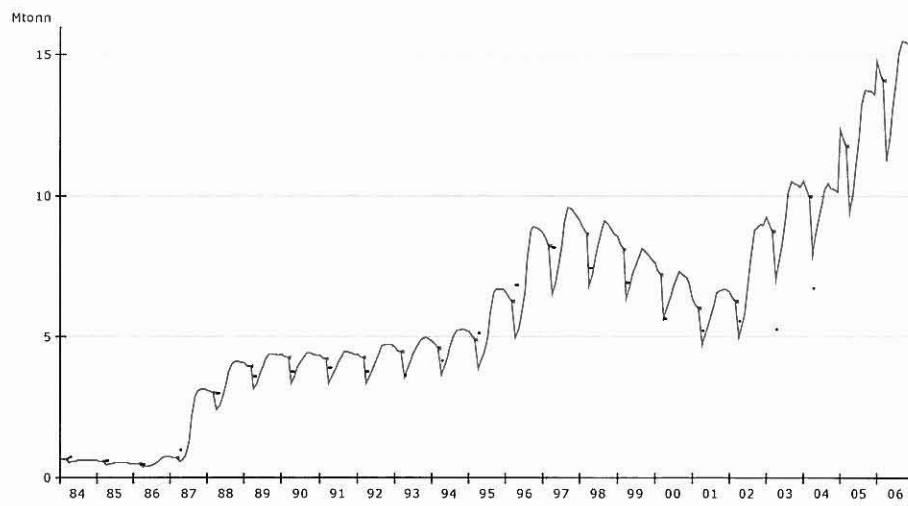
Simulert modnende bestand av torsk er vist i Figur 13 og omfatter torsk med 50 % modningslengde på 70 cm. De sorte punktene markerer ICES' beregnet gytebestand (Anon 2005). Punktene på kurven markerer moden bestands biomasse per 1. mars, og fallet i kurven frem til 1. april skyldes reduksjon i fiskens middelvekt på grunn av gytingen.

Dødelighetsparametrene som er brukt omfatter fangst og fangstmønster, predasjon og predasjonsmønster, og annen naturlig dødelighet. Simulerte og observerte fangster for hver art er vist i Figur 14.



Figur 11. Simulert modnende bestand av lodde. Prikkene markerer simulert gytebestand per 1. mars.

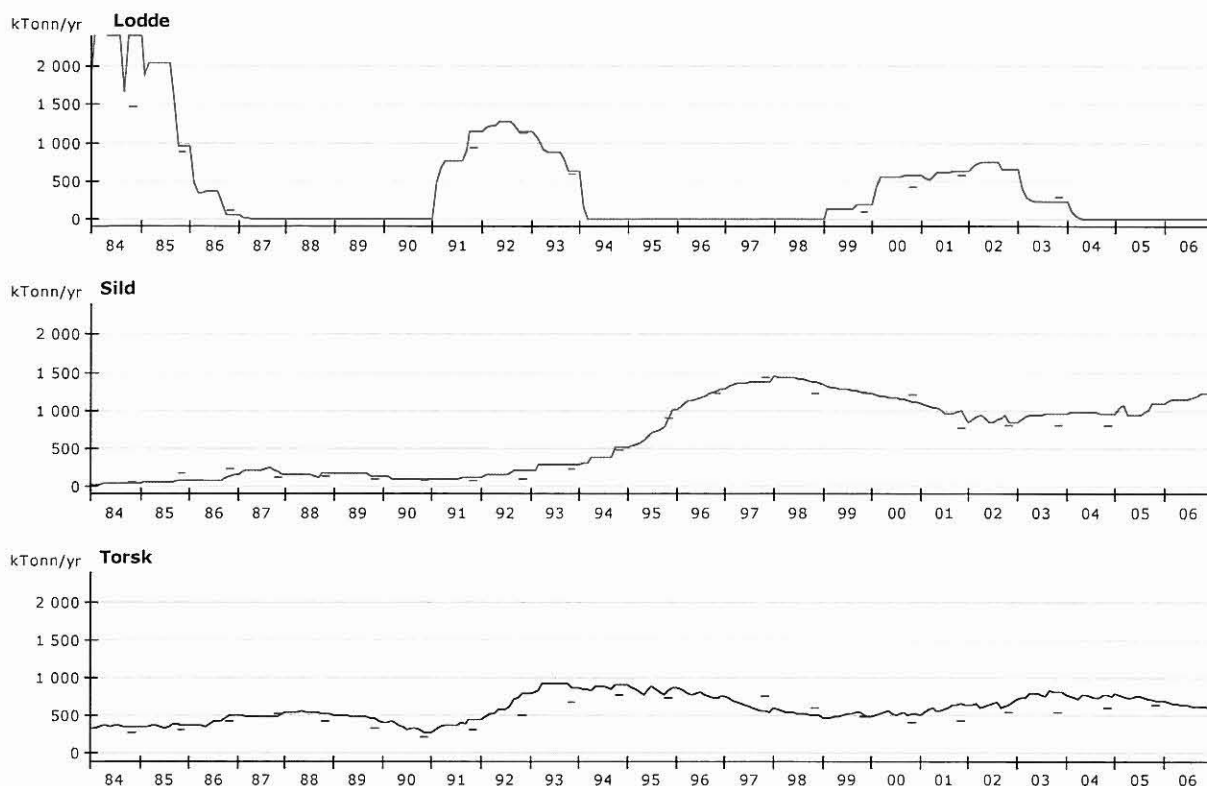
Modnende bestand av sild simuleres med en modningsfunksjon hvor 50 % modningslengde er satt til 29 cm. Resultatet er vist i Figur 12. Prikkene markerer simulert moden bestand per 1. mars. Det sterke fallet i kurven frem til 1. april skyldes reduksjon i fiskens middelvekt på grunn av gytingen.



Figur 12. Simulert moden bestand av sild og beregnet gytebestand (sorte punkt) i millioner tonn. Punktene på kurven angir hvor dataene er sammenlignbare.



Figur 13. Simulert moden bestand av torsk og ICES' beregnet gytebestand (sorte punkt) i 1000 tonn. Punktene på kurven angir hvor dataene er sammenlignbare.

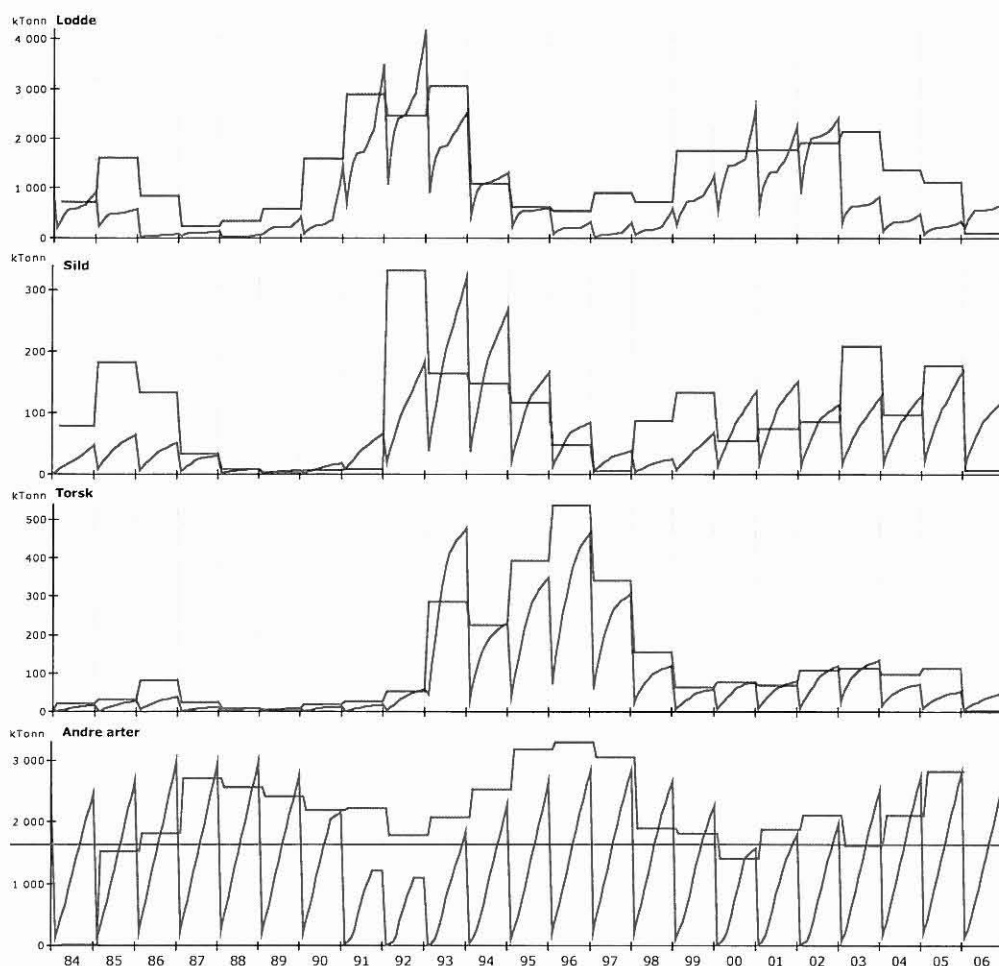


Figur 14. Simulerte (heltrukne) og årlig registrerte fangster (småstreket) i 1000 tonn.

Naturlig dødelighet, eksklusiv predasjon, er i hovedsak skjønnsmessig valgt, men i overensstemmelse med de dødelighetsparametre som er brukt i ICES' arbeidsgrupperapporter. Fiskedødeligheten er valgt slik at simulert fangst per art blir tilnærmet lik observert fangst. Fiskemønster er bestemt med minste lengde for fangst og minste lengde for full rekruttering til den fangstbare bestand.

Predasjonsparametrene er bestemt ved tuning av modellen mot målte verdier av konsumert biomasse per bestand per år. Predasjonsmønsteret for lodde er ujustert og satt lik størrelsessammensetningen i den tilgjengelige bestand. For sild og torsk er mønsteret bestemt ved maksimal lengde på byttedyret og ved at størrelsesforskjellen mellom predator og byttedyr er satt > 5 cm. Mønsteret er videre justert med en sannsynlighetsfaktor, hvor sannsynligheten for å bli spist er 0 for største byttelengde og større, og øker lineært til 1 for minste. Resultatene er vist i Figur 15.

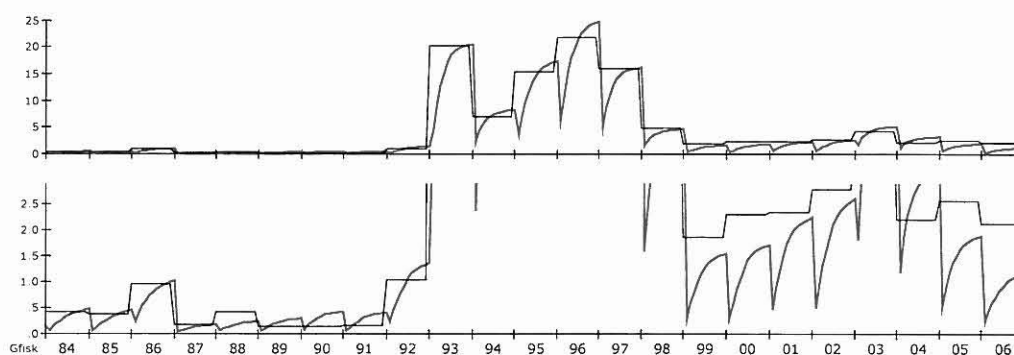
Den beste tilpasningen finner vi i torskedataene. Det er sannsynligvis metodisk betinget, for her er predator og byttedyr fra samme bestand. For sild og lodde kan manglende bestandsoverlapping med predator være en kilde til avvik i målt konsum. Målt konsum av sild i 1984 til 1986 kan tyde på det. Magedataprojektet, som startet i 1984, ble initiert av Havforskningsinstituttet, Pelagisk seksjon, fordi en der fikk mistanke om at torsken kunne komme til å ete opp den sterke 1983-årsklassen av sild. Prøvene i de første årene av programmet ble derfor fortrinnsvis tatt der silda var fordelt og ikke i henhold til utbredelsen av torsken. Det førte selvfølgelig til at sildekonsumet ble overestimert, noe som også Figur 15 viser.



Figur 15. Simulert (månedlig) og observert (årlig) torskekonsum.

En annen kilde til avvik er at rekrutteringen skjer som ettåringer i modellen, og fører til at 0-gruppen ikke blir inkludert. For sild, hvor rekrutteringen refererer til 1. januar, er det 0-gruppe sild spist om høsten som ikke kommer med i simuleringene. Det gir store utslag i avviket mellom simulert og målt konsum av sild når årsklassene er sterke (årsklassene 1991-92; 1998-99; 2002). Dette er delvis blitt kompensert ved skjønnsmessig å velge en parameterverdi som gir høyere konsum av sild enn observert i de påfølgende år. Metoden er diskutabel, men for evaluering av beskatningstrategier for torsk, hvor konsumet av sild har relativt liten betydning for torskens vekst, er metoden akseptabel. For lodde, hvor rekrutteringen i modellen skjer som 1-åringer om høsten, er feilkilden for avvik større enn for sild, men er kompensert ved å øke simulert konsum av ettåringer om høsten samme år. Det gjøres med en faktor svarende til beiteperiodens lengde i forhold til årets 12 måneder. Men her må en også bruke skjønn fordi tilgjengeligheten av ettårig lodde om høsten sannsynligvis er større enn i første halvår. Her er det brukt en faktor som dobler simulert konsum av ettåringer i årets tre siste måneder. Det markeres i Figur 15 ved en tilsvarende sterk stigning i kurven for simulerte konsum. Slik dataene er brukt i simuleringen blir således simulert konsum kun sammenlignbart med målt konsum ved årets slutt.

For torsk er konsumet av eget avkom også tilgjengelig i antall og brukt som input i ICES' VPA-beregninger av ett- og toåringer, inkludert kannibalisme (Anon 2006). Kannibalismen er simulert med en dødelighetsfunksjon etter mønster av fangstligningen hvor predasjonsinnsatsen er proporsjonal med torskebestandens størrelse i vekt. Predasjonsmønsteret er som tidligere nevnt bestemt av en maksimum lengde av bytte (40 cm) og en sannsynlighetsfaktor for sjansene for å bli spist. Faktoren er en lineær funksjon av størrelsen, og går fra 0 til 1. Den bestemmer forholdet mellom simulert konsum av ett- og to-åringer, og er bestemt ved tuning mot data. Resultatene er vist i Figur 16. Figuren er todelt hva angår skala på Y-aksen. Dette for å få frem lesbare kurver i samme figur.

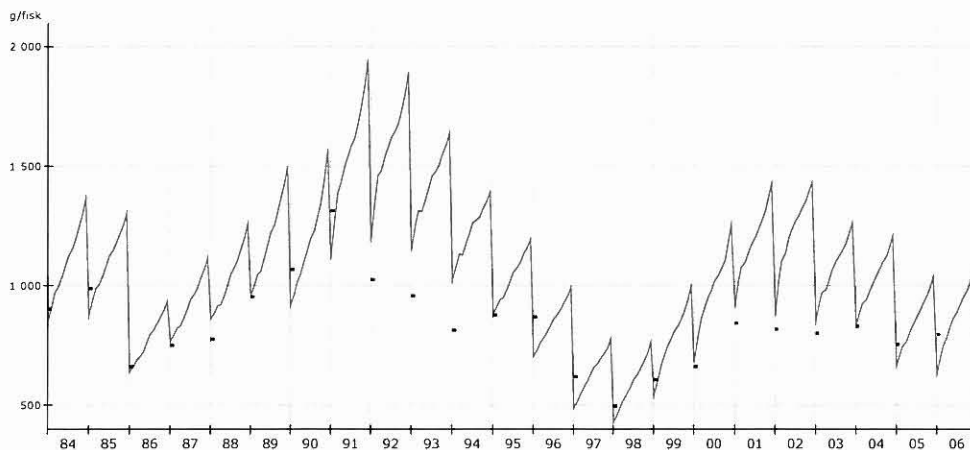


Figur 16. Simulert (månedlig) og beregnet (årlig) kannibalisme (milliarder fisk) av ett år gammel torsk. De to grafene viser samme informasjon, men i forskjellig skala.

Figuren viser at kannibalismen på ett-årstrinnet i stor grad bestemmer rekrutteringen til den eldre del av bestanden og er en viktig faktor for dynamikken i torskebestanden. Den regulerer bestandens tallrikhet på en slik måte at når bestanden er stor blir rekrutteringen til den voksne bestand liten. Dette er en velkjent reguleringsmekanisme hos rovdyr som ofte begrenser sin tallrikhet ved kannibalisme for ikke å overbeskatte sine egne byttedyr når bestanden blir stor (Newton 1979). En slik bestand har et høyt rekrutteringspotensial og er robust mot overbeskatning.

Simulert vekst hos torsk er formulert ved en von Bertalanffys vekstfunksjon, hvor vekstparameteren (K) er bestemt av torskens simulerte konsum (Figur 15). Parametrene er bestemt ved tuning mot observerte verdier (Anon 2006), og resultatene vist i Figur 17 for aldersgruppene 3-6 år. Effekten av konsumert biomasse på vekstparameteren kan vektes for de ulike byttedyr, og her er brukt 50 % større effekt av konsumert lodde, sild og torsk enn av andre arter. Dette er et skjønnsmessig valg på linje med lignende valg av parametre for konsum, men de ulike valgene gir til sammen et vekstresultat som vist i figuren.

Vekst hos lodde og sild er også simulert med en von Bertalanffys vekstligning, men vekstparameteren (K) er antatt uavhengig av de andre artene i systemet. Parametrene er klima- og tetthetsavhengige og bestemt ved tuning av modellen mot relevante observerte data.



Figur 17. Simulert (gram) og observert (prikket) middelvekt per 1. januar for torsk 3 til 6 år.

Til tross for usikkerheter og avvik mellom simulerte og observerte data, tilsier resultatene i parametriseringsprosessen at modellen simulerer rimelig godt de viktigste dynamiske sammenhengene mellom klima og de tre økologisk viktigste bestandene i Barentshavet i årene etter 1982. Det er imidlertid en rekke innbyrdes avhengige parametre i ligningene som beskriver systemet kvantitativt, og valget av parametre er derfor ikke entydig. Det finnes andre kombinasjoner av parametre som også gir god tilpasning. Men der vi mangler nødvendige konkrete målinger, har vi valgt etter beste skjønn.

Så langt i denne rapporten er parametrene bestemt med fiksert rekruttering. Skal modellen kunne fremskrives, må også rekrutteringen kunne fremskrives i tid. To ulike problemstillinger er her aktuelle hva angår utbytte, langtidsutbytte og det tilsvarende tidsaktuelle utbytte ved ulike grader av beskatning. Beregning av midlere langtidsutbytte er grunnlaget for vurderingen av hvilken fangststrategi som bør velges for å oppnå bærekraftig utbytte på sikt, og det tidsaktuelle utbytte får en ved å anvende denne strategien på bestandene i den tidsaktuelle bestandssituasjon. To ulike målsetninger er aktuelle, optimalt langtidsutbytte og sikring mot desimering av bestandene.

For å kunne simulere langtidsutbytte som funksjon av beskatningen må en rekrutteringsfunksjon være tilgjengelig. I C-versjonen ble rekrutteringen formulert som en Beverton-Holt-funksjon hvor parametrene var antatt å være klimaavhengige. Klimaendringene i Barentshavet gjør en slik løsning lite anvendbar i sammenheng med simulering, fordi fremtidig klimastyrte rekruttering ikke kan testes mot historiske data. Nye rekrutteringsfunksjoner som er mindre klimaavhengige og bedre tilpasset bruken av modellen er derfor blitt utviklet.

En ny klimauavhengig rekrutteringsfunksjon for torsk er beskrevet i kapittelet Rekruttering. Rekrutteringen påvirkes imidlertid indirekte av klimaendringer, fordi veksten i gytebestanden påvirkes av veksten i loddebestanden og interaksjonen sild – lodde som begge er klimastyrte. Det betyr at selv om forholdet gytebestand – rekruttering hos torsk ikke er klimastyrte, vil rekrutteringen til torskebestanden kunne variere periodisk med periodiske endringer i klimaet. Slike indirekte sammenhenger kan forlede til feiltolkninger av resultater som fremkommer

ved korrelasjonsanalyser av forholdet klima – fisk. Den variansanalyse en vanligvis anvender for å måle sikkerheten i slike analyser forutsetter at variansen er stokastisk. Det er den ikke dersom variablene er indirekte korrelert.

Det er påvist en multidekadisk variasjon i havklimaet i Barentshavet (Sundby 2006). Dette var også grunnlaget for hypotesen i konseptet C-versjonen bygget på. Sildeårsklassene 1983, 1991-92 og 2002 er sterke og i overensstemmelse med hypotesen, men i mellomtiden er det også blitt rekruttert to sterke sildeårsklasser i 1998-99 som ikke følger hypotesen hva klima og periodisitet angår. Det tilsier at det også er andre forhold som påvirker rekrutteringen til sildebestanden. Det foregår en klimaendring i Barentshavet som også kan være medansvarlig for den eksepsjonelt høye rekrutteringen av sild som er registrert de siste ti årene, og om dette vil fortsette kan bare tiden vise. Det er således ikke grunnlag for å formulere en rekrutteringsfunksjon for sild for fremtiden, som kan sannsynliggjøres med historiske data. Derfor kan vi heller ikke simulere det fremtidige langtidsutbytte av sildebestanden med referanse til historiske data.

Rekrutteringsfunksjonen for torsk som brukes i modellen er kun bestandsrelatert og ikke klimaavhengig. Rekrutteringen er imidlertid indirekte påvirket av klimastyrte prosesser i systemet som modellen må ivareta ved simulering av langtidsutbytte av torsk. Den løsning vi har valgt på dette problemet er å bruke historisk temperatur og tilsvarende silderekruttering, gruppert i 10-årsperioder før 2005, som mønster for de klimastyrte rammebetingelser det simulerte langtidsutbytte gjelder for. Løsningen forutsetter at de multidekadiske klimaendringene vil fortsette også om havklimaet forandrer seg på grunn av den globale oppvarmingen. Det må her presiseres at dette ikke er å oppfatte som en prognose for torskebestandens fremtidige utvikling, men kun en regneteknisk fremgangsmåte for å beregne langtidsutbytte under gitte klimastyrte vekstbetingelser for torsken. Metoden forutsetter at beitingen av torsk på sildeyngel i Barentshavet ikke påvirker rekrutteringen til sildebestanden på 0-gruppe-stadiet.

For lodderekrutteringen er det brukt samme funksjon og parametre som er beregnet i fiskerikandidatoppgaven til Nina Mikkelsen (Norges fiskerihøgskole, 2002 Tromsø), korrigert med temperaturforandringer i forkant av rekrutteringsåret. Disse er bestemt ved tuning av modellert mot målt bestand 14+ om høsten (Figur 10).

Modellkjøringer

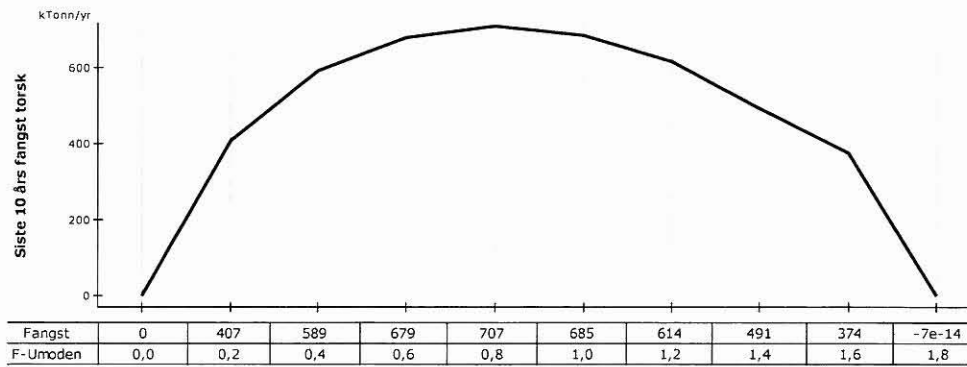
Modellen kjøres i to modus, enkjørings- og flerkjøringsmodus. Flerkjøringsmodus anvendes for å simulere langtidsutbyttet av bestandene ved ulike grader av beskatning (fiske-dødeligheten F). Dette er kun gjort for torsk. Det velges en 10-årsperiode fra årene 1982-2005 og modellkjøringene repeteres for perioden til det inntreer likevekt mellom bestand og gitt F . Midlere årlige verdier for perioden hvor bestanden er i likevekt med beskatningen blir skrevet ut og definert som langtidsutbytte, langtidsrekruttering, og tilsvarende gytebestand.

Langtidsutbytte og bestand beregnes som årlig middel for 10-årsperioden, og i enkjøringsmodus beregner modellen de aktuelle verdiene for hvert enkelt år. Disse kjøringene simulerer således den årlige variasjonen i utbytte og bestand i perioden. I enkjøringsmodus kan modellen også kjøres som en prognosemodell for fangst og bestandsutvikling, og dermed tjene som redskap for kvoteanbefalinger for de kommende år. Slike kjøringene forutsetter imidlertid en tallfestet prognose for temperaturutvikling og silderekuttering for de årene det gjelder.

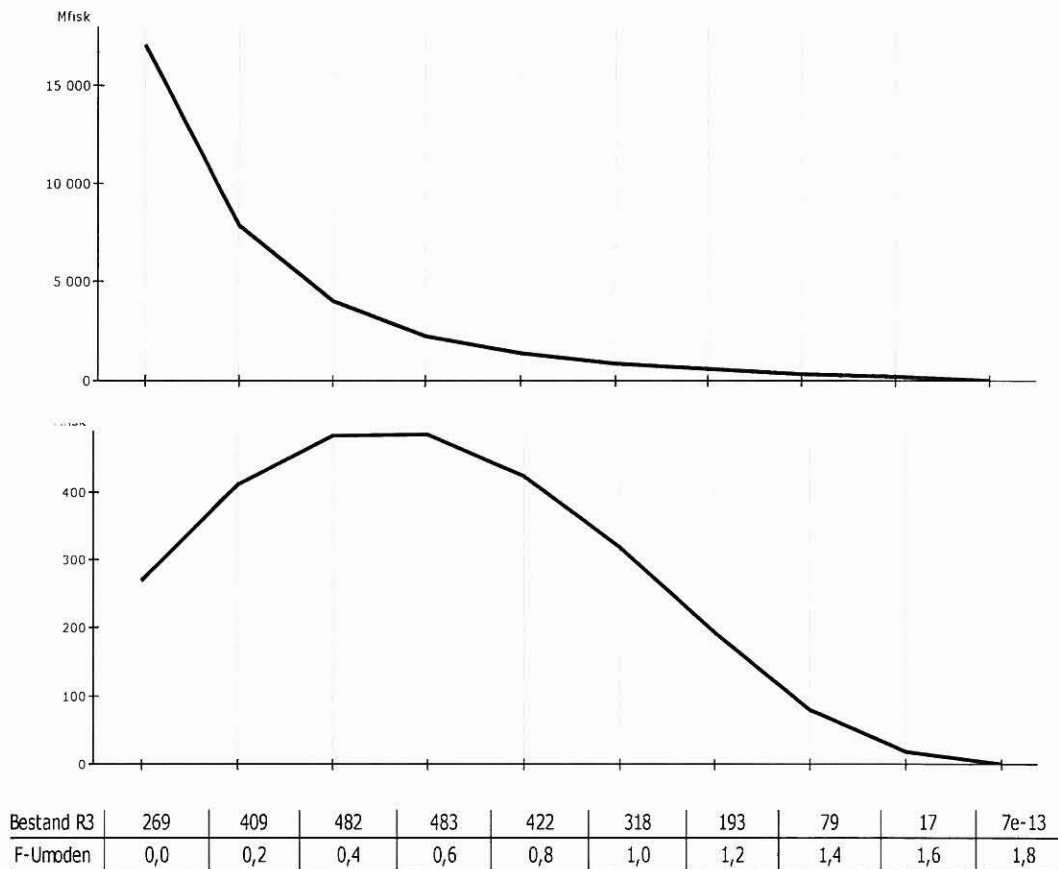
Langtidsutbytte av torsk

Simulering av et reelt langtidsutbytte med prognostisk gyldighet forutsetter en kvantifisert rekruttering som funksjon av bestandsstørrelsen og med generell gyldighet. De mangler som nevnt for sild, og simulering av et reelt langtidsutbytte er det således ikke mulig å gi simulerte verdier for. Av samme grunn vil en simulering av langtidsutbytte av lodde også være lite realistisk på grunn av den sterke bestandsinteraksjonen mellom lodde og sild. Lodda er torskens viktigste næringsdyr og kan kanskje med økonomisk fordel høstes som økt fangst av torsk om den totalfredes. Vi har derfor kun kjørt modellen i flerkjøringsmodus for torsk, hvor vi antar samme beskatning av sild ($F=0,15$) og lodde ($F=0$) som i senere år.

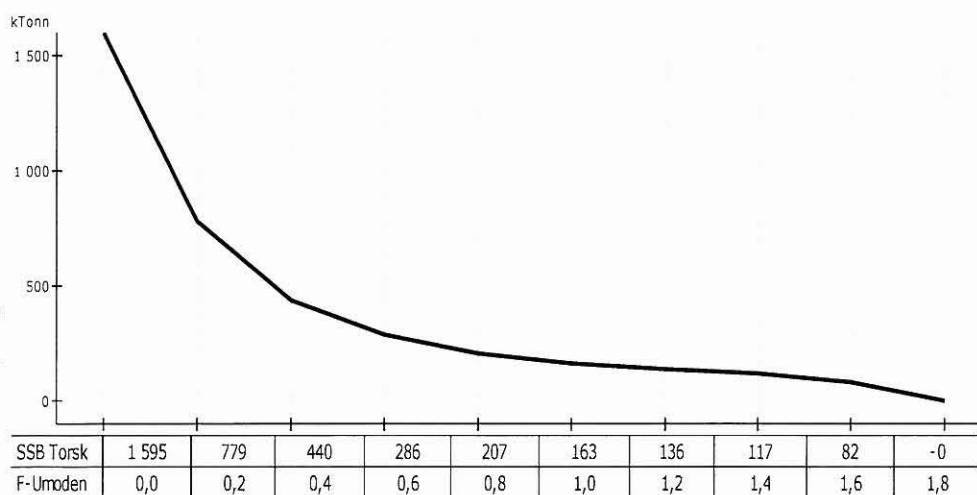
Dersom en forutsetter at de multidekadske klimasvingninger vil fortsette under eventuelle menneskeskapte klimaendringer, kan rammebetingelsene for den klimastyrt interaksjonen sild – lodde i en valgt 10-årsperiode i fortiden også bli gjeldende i fremtiden. Under den forutsetning er beregningen av langtidsutbytte for torsk i en kommende 10-årsperiode relatert til historiske data. Det står en fritt til å velge 10-årsperioder i kjøringene, men vi har som eksempel valgt perioden 1993-2002. Det viser seg at ved å gjenta kjøringene fem ganger, dvs. kjøre modellen i 50 år, inntreer en tilnærmet likevektstilstand mellom bestand og beskatning også ved lav beskatningsgrad ($F=0,2$). Resultatene vist i Figurene 18 til 20 er fra femte kjøring av 10-årsperioden (likevektssituasjonen). I tillegg til midlere årlig utbytte (Figur 18) skrives ut tilsvarende rekruttering som ett- og treåringer (Figur 19) og gytebestand (Figur 20). Fumoden torsk er brukt som input i kjøringene, og Fmoden torsk satt lik $1,4 \times F_{\text{moden}}$. Dette forholdet mellom fiskedødeligheten på moden og umoden torsk er beregnet ut fra historiske fangstdata. Skala/enhet for de lengdebaserte F-verdiene i Figurene er ikke sammenliknbare med aldersbaserte F-verdier i andre modeller. F-verdien i en lengde basert modell er en konstant og uavhengig parameter, i motsetning til en aldersbestemt F som er en variabel, avhengig av torskens vekst og relatert til tilgangen på byttedyr. Derimot er mengden (biomassen) sammenliknbar..



Figur 18. Midlere årlig langtidsutbytte av torsk i tusen tonn versus fiskedødeligheten F .



Figur 19. Midlere rekruttering i millioner individer torsk som ett- (øverst) og tre-åringer versus fiskedødeligheten F .



Figur 20. Midlere gytebestand (SSB) torsk i tusen tonn versus fiskedødelighet F.

De viktigste resultatene av kjøringene i flerkjøringsmodus kan oppsummeres slik:

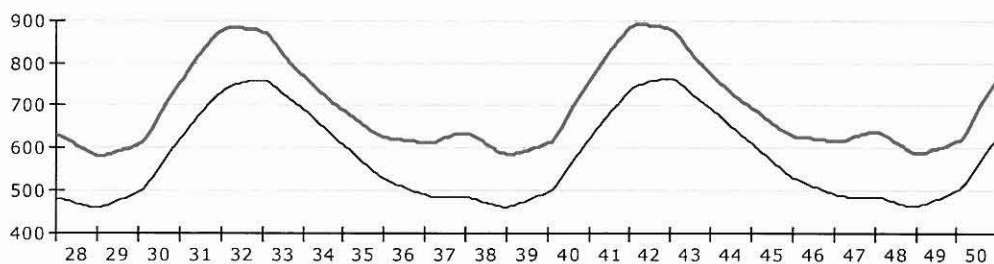
1. Optimalt årlig langtidsutbytte av torsk er simulert til 707 000 tonn, og oppnås med en fiskedødelighet $F = 0,8$ på umoden fangstbar torsk, og $F = 1,12$ på moden fisk. Tilsvarende midlere gytebestand er på 207 000 tonn. Reduseres fiskedødeligheten på umoden fisk til 0,4 ($F_{\text{moden}}=0,56$), reduseres det årlige langtidsutbyttet til 589 000 tonn (ca. 15 %) men gir en økning i gytebestanden på over 100 % (til 440 000 tonn).
2. Rekrutteringen til den fangstbare bestand (R_{3+}) er mer bestemt av kannibalismen enn av gytebestandens størrelse når denne er over 300 000 tonn. Ved lav beskatning ($F < 0,4$, $SSB > 440\ 000$ tonn) er dødeligheten fra 1. til 3. år beregnet (simulert) til over 80 %. Det er i overensstemmelse med observerte data (Figur 29).
3. Med gjeldende fangstmønster (minstemål på 35 cm og full fiskedødelighet > 60 cm) kan bestanden tåle F-verdier opp til det dobbelte av den optimale før den kollapser. Det betyr at et høyt rekrutteringspotensial, regulert med høy kannibalisme, gjør torskebestanden i Barentshavet robust mot overbeskatning.

Fiskedødeligheten er gitt i momentane mål, hvor $F = 0,8$ og $1,2$ svarer til henholdsvis 55 % og 64 % fiskedødelighet på årsbasis. Dette kan virke som en ekstremt høy beskatningsgrad, men her må en ta i betraktning at fiskemønsteret nærmest freder torsken til den er 3 år gammel og først som 5 åringer og eldre utsettes årsklassene for full beskatning. Videre regnes dødeligheten i antall slik at reduksjonen i vekt blir betydelig mindre som følge av individuell vekst.

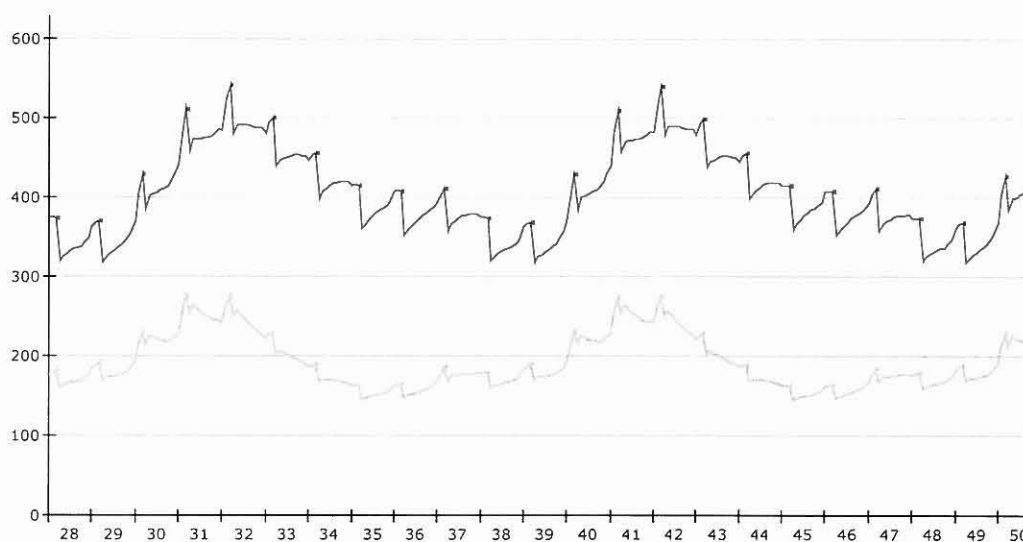
Årlig variasjon i langtidsutbytte av torsk

Det årlige likevektsutbytte og tilsvarende bestand i 10-årsperioden varierer med vekstbetingelsene for torskebestanden, og beregnes og skrives ut på årsbasis i enkjøringsmodus. I Figur 21 er vist det årlige likevektsutbytte for $F_{\text{moden}} = 0,8$ og $0,4$ med vekstbetingelser gitt ved klima og silderekruttering i årene 1993-2002. Modellen er kjørt fra 2000 til 2050 (fem 10-

årsperioder), og figuren viser resultatene for de to siste periodene (2030-2039 og 2040-2049). Verdiene er tilnærmet like for de to periodene, som bekrefter at bestanden er i likevekt med beskatningen. Tilsvarende simulerte verdier for utviklingen i gytebestanden er vist i figur 22.



Figur 21. Årlig fangst av torsk (1000 tonn) i de to siste 10-årsperiodene i en modellkjøring fra år 2000 til 2050. Øverste kurve viser fangster for optimal beskatningsgrad ($F_{\text{moden}} = 0,8$), nederste kurve for $F = 0,4$.

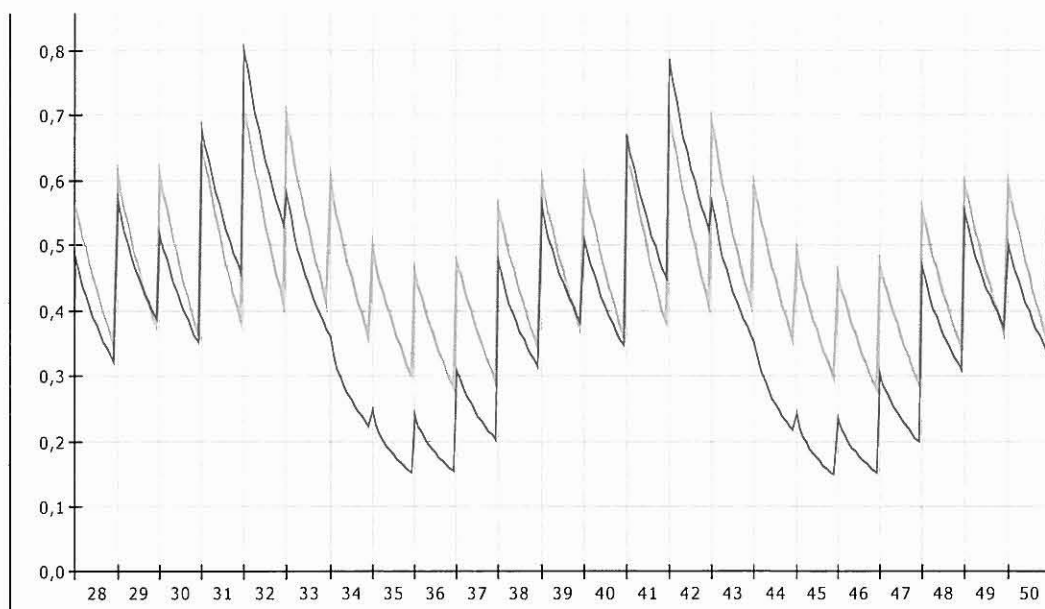


Figur 22. Gytebestand av torsk (1000 tonn) i de to siste 10-årsperiodene i en modellkjøring fra 2000 til 2050. Nederste kurve viser gytebestander ved optimal beskatningsgrad ($F_{\text{moden}} = 0,8$), øverste kurve for $F_{\text{moden}} = 0,4$.

Det simulerte årlige utbyttet av torsk ved optimal F varierer mellom 600 000 og 900 000 tonn, med en årlig variasjon i gytebestanden fra 150 000 til 250 000 tonn. Denne variasjonen har sammenheng med tilgang på lodde. Når det rekrutteres sterke årsklasser av lodde, øker både utbytte og gytebestand i de påfølgende 3-4 år. En reduksjon i beskatningsgraden til $F = 0,4$, gir samme mønster i den årlige utviklingen av fangst og bestand, men reduserer fangstnivået med ca. 15 %. Derimot øker gytebestanden ved en så lav beskatningsgrad med om lag 100 %.

Grunnen til at en mindre torskebestand på sikt gir et større utbytte er relatert til rekrutterings mekanismene illustrert i Figur 19. Denne figuren viser beregnet gjennomsnitt for en 10-års periode. Den tilsvarende simulerte utvikling i R_3 gjennom perioden for ulike beskatnings grader er vist i Figur 23. Figuren fremstiller den årlige rekrutteringen til den fangstbare bestand (R_{3+}), i likevekt med optimal ($F=0,8$) og moderat($F=0,4$) beskatnings grad, og viser at mønsteret i utviklingen av R_3 gjennom 10- års perioden er det samme for de to fangst strategiene. Derimot er variasjonen i R_3 betydelig større når beskatningen er moderat og

bestanden stor, enn når bestanden er redusert på grunn av høyere beskatning. Det er som nevnt tilgangen på lodde som i hovedsak bestemmer de periodiske svingningene i torskebestanden størrelse og det er derfor å vente at virkningen av redusert tilgang på lodde blir større på en stor torskebestand enn på en liten. Videre vil en stor torskebestand redusere loddebestanden sterkere enn en liten, og et tredje element i dynamikken som Figur 23 illustrerer er at stor tilgang på lodde reduserer kannibalismen. Dette er viktige bestandsinteraksjoner som demper den naturlige variasjonen i torskebestandens størrelse ved økt beskatning, og som en må ta hensyn til for å oppnå en optimal økologisk forvaltningsstrategi. Dette lar seg vanskelig kvantifisere uten bruk av konseptuell simulerings teknikk. I en tilnærmet ubeskattet bestand av umoden torsk vil den årlige variansen i R3 bli betydelig større, og dette kan forklare de store forandringene i tilgjengeligheten av gytemoden torsk i Lofoten, før en begynte å fiske småtorsk med trål i Barentshavet. Generelt kan en si at figur 23 illustrerer virkningen av de likevekt mekanismene som regulerer den økologiske balansen mellom beite- og byttedyr, hvor rovdycet regulerer sin tallrikhet i forhold til tilgang på mat ved hjelp av kannibalisme (ref. Kain-Abel effekten, Newton 1979).

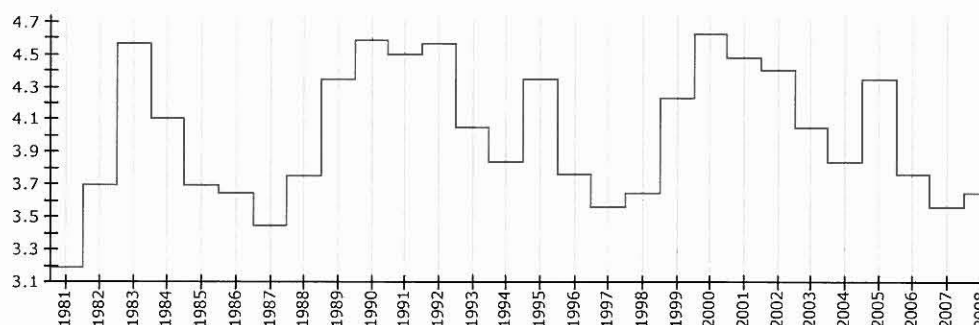


Figur 23 . Simulert R3 (milliarder ind.) av torsk for $F=0.4$ (skarp rød kurve) og $F=0,8$

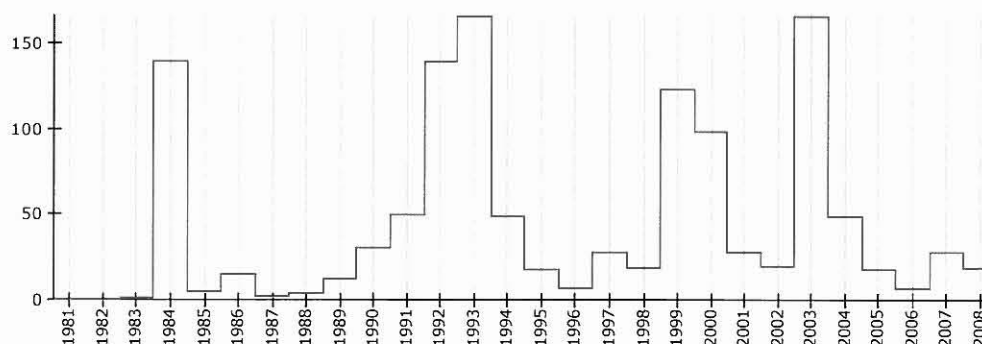
Tidsaktuell kvoteberegning for torsk

Den vanlige prosedyre for å beregne kommende års kvoter er å beregne fangsten som tilsvarer en bestemt beskatningsgrad. Målsetningen kan være å sikre en minimum gytebestand for å hindre desimering av bestanden, eller å oppnå et optimalt langtidsutbytte av bestanden. Den sistnevnte målsetningen innbefatter at bestanden opprettholdes på et høyt vedvarende produktivt nivå. Utgangspunktet er den aktuelle bestandssituasjonen, og en velger fangststrategi i henhold til målsetningen for kvotereguleringen av fisket. I en likevektsituasjon er det numerisk sammenheng mellom fiskedødelighet og gytebestand, slik at beskatningsgraden er bestemt ved valget av en av de to variablene. Er målsetningen kun å sikre seg mot desimering av bestanden, velger en minimum tillatt gytebestand (B_{lim}) og som

svarer til en maksimum tillatt fiskedødelighet (F_{lim}). Dersom målsetningen er å optimalisere fangsten, er det naturlig å velge den F-verdi som gir størst langtidsutbytte (figur 18). En kan velge hvilket år en vil lese inn bestandsdataene og starte opp kjøringen. Som eksempel har vi i dette tilfelle startet opp i 2000 og fremskrevet utviklingen til 2006 ved bruk av de relevante historiske data. I 2007 pauses modellen, og for videre fremskriving må en formulere diskrete prognoser for temperaturutvikling og rekruttering av sild. Dette gjøres grafisk som vist i Figurene 24 og 25 henholdsvis.



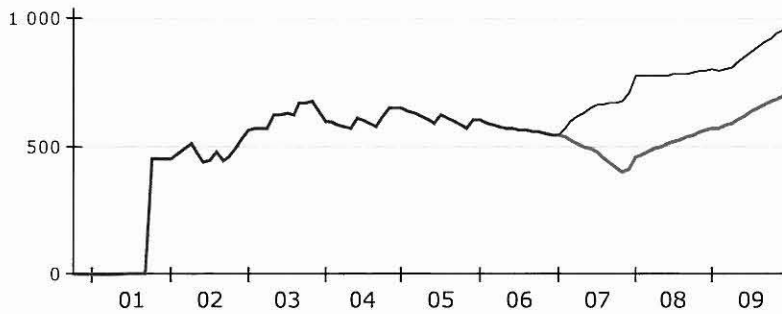
Figur 24. Målt temperatur (°C) i Kolasnippet 1981-2005. Årene etter 2005 er prognose (kopi fra ti år tidligere).



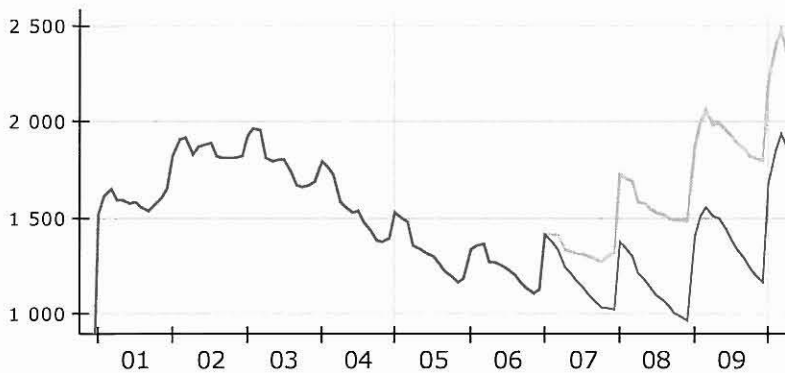
Figur 25. Målt rekruttering (R1 i milliarder) av sild 1984-2006. Årene etter 2006 er prognose.

0-gruppeindeksen for lodde målt i 2006 kan tjene som estimator for R1 i 2007 (Anon 2006c), mens det videre forløp i lodderekrutteringen relatert til klima og rekruttering av sild må baseres på skjønn. Styrken av årsklassene som kommer inn som ett-åringer etter 2007 har imidlertid liten innvirkning på kvotegrnlaget for torsk i årene 2007 til 2010.

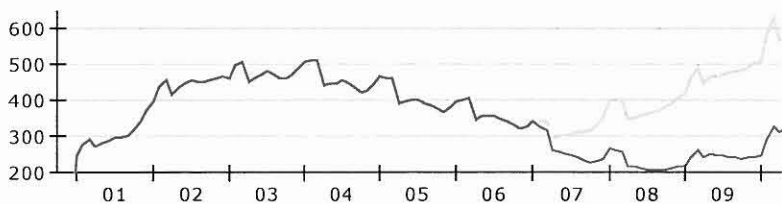
Som eksempel på kvoteberegning av torsk er modellen kjørt fra 2000 til 2010. I de første seks årene er modellen kjørt med historiske parametre, og fra og med 2007 med samme fangst mønster, men med valgte beskatningsgrader svarende til $F_{moden}=0,8$ og $F_{moden}=0,4$. I Figur 26 er vist hvilke årlige fangster modellen simulerer med den respektive F-verdien. I Figurene 27 og 28 er simulert hvilken innvirkning de tilsvarende beskatningsgradene ville ha fått på bestanden i antall og vekt.



Figur 26. Årlig fangst av torsk i tusen tonn. Historisk fangst før 2007. Simulert fangst etter 2007 med Fumoden=0,8 (øverst) og Fumoden=0,4 (nederst).

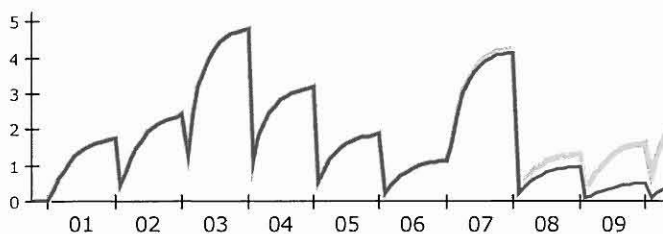


Figur 27. Simulert torskbestand. (3+) i 1000 tonn. Fra 2007 er modellen kjørt med Fumoden = 0,4 (øverst) og Fumoden = 0,8 (nederst).



Figur 28. Simulert gytebestand torsk i tusen tonn. Fra 2007 er modellen kjørt med Fumoden = 0,4 (øverst) og Fumoden = 0,8 (nederst).

En merker seg at forskjellen i fangstkvoter er størst første året etter økningen i beskatningen, men flater ut i de påfølgende år. Det samme gjelder bestandsutviklingen. Dette er en forventet utvikling når det fiskes på en akkumulert bestand. Det er imidlertid andre viktige forandringer en bør merke seg ved økt beskatning fra $F=0,4$ til $F=0,8$. Spesielt gjelder dette forandringene i kannibalismen (Figur 29).



Figur 29. Simulert antall (milliarder) 1-gruppe torsk spist av torsk i årene 2001 til 2009. Før 2007: observert konsum av 1-gruppe torsk. Etter 2006 viser den øverste kurven simulert konsum for Fumoden = 0,4 og den nederste kurven Fumoden = 0,8.

Ved en økning i beskatningen fra 0,4 til 0,8, indikerer modellen at kannibalismen kan reduseres med over 70 %. Videre øker den individuelle veksten når torskbestanden blir mindre i forhold til sitt mattilbud, og sammen bidrar disse prosessene til å øke langtidsutbytte slik det fremgår av Figur 18. I tillegg vil en redusert torskbestand redusere dødeligheten på de andre artene i systemet som torsken (og vi) beiter på.

Vurdering av resultatene

En overordnet målsetning for dette prosjektet har vært å utvikle et operasjonelt verktøy for evaluering og kvantifisering av biomasseproduksjonen i økosystemet i Barentshavet. Vi valgte å basere konseptet på en 'top-down' strategi, og å begynne med de tre økologisk viktigste artene i området, sild, lodde og torsk. Dersom metoden viste seg realistisk hva angår utviklingen av bestandene i fortiden, ville modellen kunne tjene som redskap til bruk i fremtidig forvaltning av bestandene. Videre så man for seg at en slik flerbestandsmodell kunne bli nyttig for forståelsen av dynamikken i systemet. Den pedagogiske verdi av en slik modell er åpenbar også om usikkerheten er stor med hensyn til resultatene. Mål for denne usikkerheten ved hjelp av statistiske metoder er vanskelig å håndtere fordi viktige parametere i modellen er innbyrdes avhengige variable, og variansen således ikke tilfeldig (stokastisk) variasjon. Påliteligheten i simuleringen av de biologiske prosessene må derfor i stor utstrekning baseres på skjønn, og i denne vurderingen er det naturlig å se på hvordan resultatene stemmer overens med relevante historisk målte data.

Rekruttering og torskebestandens størrelse

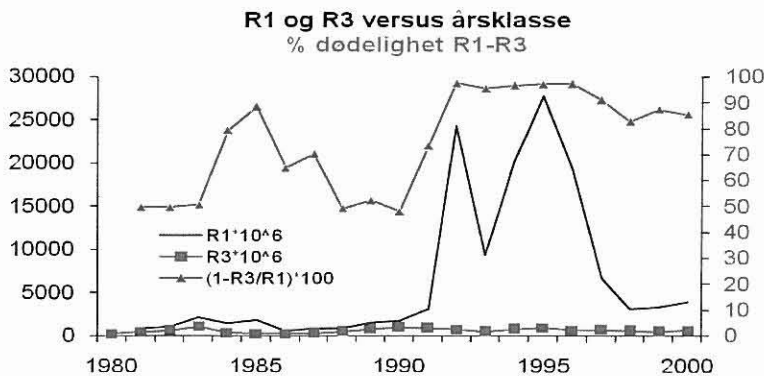
Modellen simulerer rekrutteringen til den fangstbare del av torskebestanden (N3+) i to uavhengige funksjoner: Rekruttering som ett-åringer (R1) og overleving til tre-åringer (R3) når en trekker fra det som dør på grunn av kannibalisme og annen naturlig dødelighet. Førstnevnte er formulert som en lineær funksjon mellom R1 og gytebestandens størrelse (Figur 4), den andre som en predasjonsfunksjon med bestandsstørrelsen som estimator (side 13). Det medfører at når bestanden kommer over en viss størrelse, reduseres rekrutteringen til den fangstbare bestand (R3), slik det fremgår av Figurene 19 og 20. Resultatet av disse prosessene er synbare i dataene fra 1990-årene.

I Figur 30 er vist styrken av årsklassene 1983-2003 målt som 1- og 3-åringer og beregnet dødelighet fra ett til tre år når en inkluderer kannibalsmen. Figuren viser at torskens konsum av egen yngel i stor grad bestemmer rekrutteringen til den fangstbare bestand (R3) når rekrutteringen er høy. I årene 1992-1997 ble årsklassene redusert med over 90 % i antall før de var blitt 3 år gamle. Det tilsier at skjønt om sammenhengen mellom gytebestand og rekruttering er lineær på ett-årstrinnet (Figur 4), så er det kannibalsmen som bestemmer styrken på 3-årstrinnet når gytebestanden og rekrutteringen blir høy.

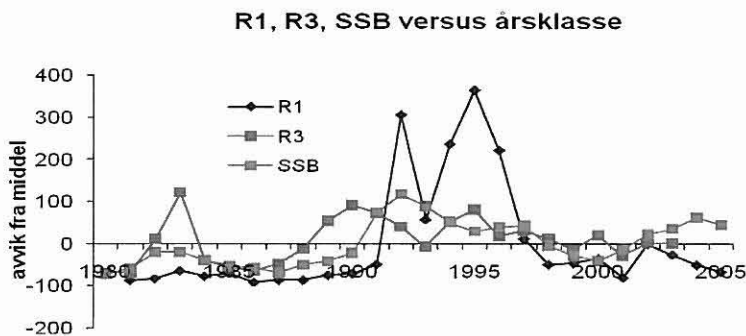
Dette kommer klarere frem i Figur 31 som viser forandringene (anomalier) i R1, R3 og tilsvarende SSB for årsklassene 1980-2003.

Figuren viser at skjønt om både gytebestand og R1 vokser betydelig fra 1990 til 1993, synker rekrutteringen (R3) til den fangstbare bestand. I denne perioden vokste gytebestanden fra under 300 000 tonn til over 700 000 tonn. Grunnen var økt tilgang på lodde (1989-årsklassen), som doblet tilveksten i den umodne bestand (Figur 6), og medførte mer enn en dobling av gytebestanden på få år. Dette var en utvikling som ble styrt av helt andre forhold enn dynamikken i torskebestanden. Systmod simulerer de ulike økologiske prosessene i systemet,

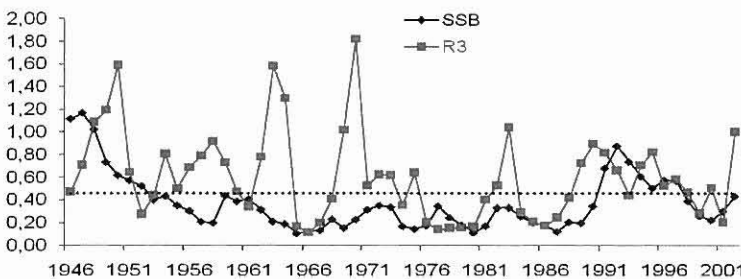
og sluttproduktet er i overensstemmelse med det en har målt og vist i Figurene 30 og 31. Videre viser historiske data at de sterkeste årsklassene av torsk målt som 3-åringer etter 1950-årsklassen er rekruttert fra gytebestander under 300 000 tonn (Figur 32), og at års fangster over 900 000 tonn torsk er blitt landet både i 1960- og 70-årene (Figur 33), det vil si før vi utviklet det enormt store loddefisket. I 1977 ble det landet nærmere 3 mill. tonn lodde fra Barentshavet og dette måtte, som Figur 33 viser, få store negative konsekvenser for veksten i torskebestanden. Disse forhold styrker tilliten til de simulerte resultatene fra modellen.



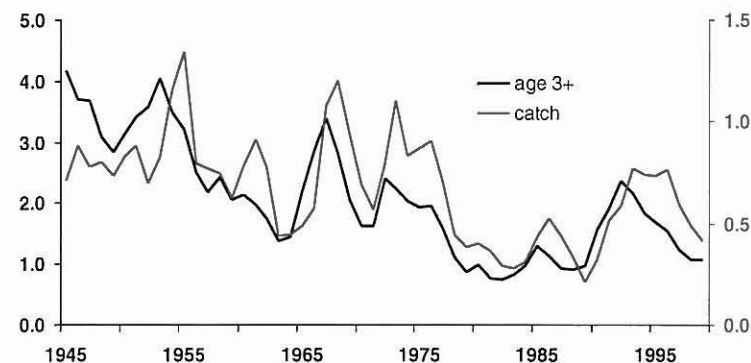
Figur 30. Torskeårsklassene 1980–2000, målt som 1- og 3-åringer (mill. ind.) og tilsvarende bestandsreduksjon (%), på grunn av kannibalisme



Figur 31. Plott av gytebestand og rekruttering som ett- og treåringer (avvik i %).



Figur 32. Gytebestand (mill.tonn) av torsk (SSB) og tilsvarende rekruttering (milliarder ind.) som 3-åringer (R3). Den prikkede linjen på 0,46 mill. tonn tilsvarer den Bpa ACFM legger til grunn for sine kvote anbefalinger for torsk.

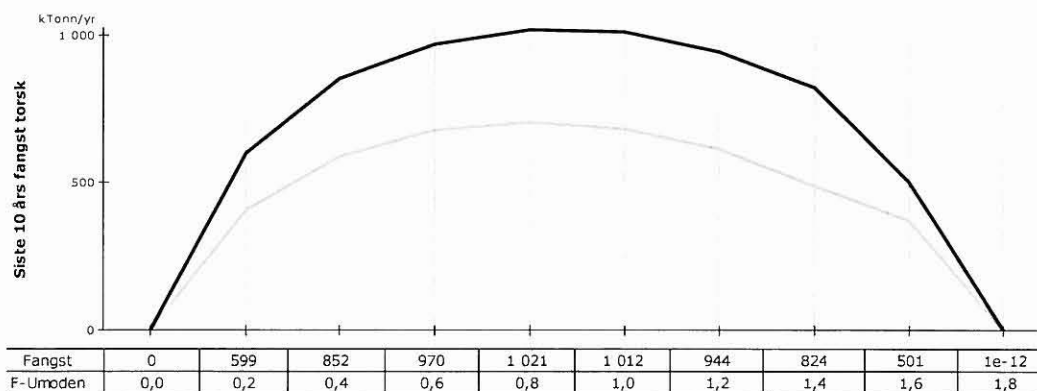


Figur 33. Fangst og bestand av tre år og eldre torsk i millioner tonn.

Beregning av langtidsutbytte

Den mest markante forandringen i 1990-årene i forhold til tidligere år var at silda fikk to sterke årsklasser, 1998 og 1999-årsklassene, i midten av 10-årsperioden da temperaturen i Kolasnittet var på et minimum. Disse to årsklassene faller utenfor rekrutteringsmønsteret hvor god rekruttering var relatert til høy temperatur i Kolasnittet. De har også hatt en annen utbredelse enn de øvrige sterke årsklassene i perioden etter 1980. De var mer kystnært fordelt på 0-gruppestadiet og vokste opp som ett- og toåringer i den østlige del av Barentshavet. I forhold til styrken av årsklassene er det også ting som tyder på at årsklassene har hatt en noe mindre negativ effekt på lodderekrutteringen enn de øvrige sterke årsklassene. Etter at årsklassene vandret ut til Norskehavet, har de overvintret utenfor norskekysten og ikke inne i fjordene som tidligere. Dette er interessant og kan tyde på at sildebestanden fortsatt består av to selvrekrutterende komponenter, nordlig og sørlig komponent, slik den gjorde i årene 1975–83 (Hamre 1987).

Årsklassene 1998 og 1999 medførte imidlertid at rekrutteringen til loddebestanden ble redusert, noe som i sin tur reduserte veksten i torskbestand. For å gjøre det synlig hvilken betydning dette fikk for simulert langtidsutbytte av torsk, har vi sammenlignet langtidsutbytte for 10-årsperioden 1983-92 med perioden 1993-2002 (Figur 34).



Figur 34. Midlere årlig langtidsutbytte av torsk i tusen tonn versus fiskedødeligheten F. Perioden 1983-92 øverst, perioden 1993-2002 nederst.

Figuren viser at disse to ekstra sildeårsklassene kan ha redusert det potensielle langtidsutbyttet av torskbestand med om lag 30 %. En merker seg at reduksjonen i utbytte er tilnærmet uavhengig av beskatningsgraden og at samme F-verdi (og tilsvarende gytebestand) er optimal selv om mattilbudet i form av lodde forandrer seg. I forvaltningssammenheng er dette viktige resultater som er vanskelig å sannsynliggjøre uten bruk av modellsimulering.

Som oppsummering tilsier resultatene av simuleringene at torskbestand i stor grad regulerer sin tallrikhet ved kannibalisme når gytebestanden blir større enn 300 000 tonn. Da blir kannibalismen på ett- og toåringer så stor at rekrutteringen til den fangstbare bestand blir redusert. En gytebestand på 300 000 tonn, og i likevekt med beskatningsmønsteret i 10-årsperioden 1993-2002, tilsvarer en lengdebasert momentan fiskedødelighet F på umoden torsk over minstemålet på 0,8 eller 55 % årlig fiskedødelighet. Tilsvarende fangst er i stor grad bestemt av tilgangen på lodde, som vil variere ettersom sildebestanden får sterke eller

svake årsklasser. Resultatene er logisk akseptable og er i god overensstemmelse med relevante historiske observasjoner.

Internasjonal forvaltning av torsken i Barentshavet

Det internasjonale råd for havforskning (ICES) er rådgivende organ for forvaltningen av fiskeressursene i Barentshavet og utøver virksomheten gjennom 'Advisory Committee on Fishery Management' (ACFM). For mange bestander har ACFM etablert grenseverdier, kalt referansepunkt, for gytebiomassen (B_{lim}), som antas å representere minimum gytebiomasse som må til for at rekrutteringen skal være 'normal'. Videre har en beregnet den maksimale fiskedødeligheten (F_{lim}), som på lang sikt med normal rekruttering fører til gytebiomassen B_{lim} . Fordi prognosene er usikre, har ACFM også beregnet såkalte 'føre var' verdier (B_{pa} og F_{pa}). Dette er et mer konservativt råd som skal sikre at gytebestanden ikke blir mindre enn B_{lim} . I praksis er det vanligvis den fangstkvote som svarer til F_{pa} som ACFM anbefaler.

Dette er basis for kvoteanbefalingene. For torsk er B_{lim} og B_{pa} beregnet til hhv. 220 000 og 460 000 tonn, svarende til aldersbaserte fiskedødeligheter $F_{lim} = 0,74$ og $F_{pa} = 0,4$ henholdsvis. Disse beregningene er gjort ved hjelp av en regresjonsanalyse av forholdet observert gytebestand og tilsvarende rekruttering av 5 år gammel torsk. Sammenligner vi ACFMs referansepunkt med resultatene fra simuleringene i Figurene 18 og 20, ser vi at B_{lim} og tilsvarende F_{lim} nærmest er identiske med de F - og tilsvarende SSB-verdier som ifølge modellen gir optimalt langtidsutbytte. Føre-var-prinsippet som ACFM anvender som referanse for sine råd, mer enn fordobler minstekravet til gytebestand for å sikre 'normal' rekruttering. Det reduserer anbefalt fiskedødelighet til henimot det halve av F_{lim} . Simuleringene indikerer at anvendelse av 'føre var' prinsippet vil opprettholde en relativt stor torskebestand sett i forhold til sitt mat tilbud, og føre til en moderat beskatning av torskebestanden.

Oppsummering og konklusjon

1. Systmod er en konseptuell 'top-down' flerbstandsmodell og har som siktemål å beskrive kvantitativt biomasseproduksjonen i de tre økologisk viktigste fiskebestandene i Barentshavet; lodde, sild og torsk (Figur 2). Biomasseproduksjonen innen hver bestand er modellert med konvensjonelle enbestandsmodeller, og bestandsinteraksjonene er ivarettatt som dødelighet på grunn av beiting og mattilskudd til torsken. Alle funksjonene er klimarelatert til den årlige middeltemperaturen i Kolasnittet (Figur 3).
2. Sild og lodde er de to store planktonetende bestandene i området, dvs. voksen norsk vårgytende sild i Norskehavet, og umoden sild og lodde i Barentshavet. Disse bestandene gyter på norskekysten. Det betyr at den biomasse de akkumulerer i beiteperioden om sommeren transporteres hver vinter inn til norskekysten. Sild og lodde er således nøkkelbestander i økosystemet i Norskehavet/Barentshavet. Torsk og sei er de største predatorbestandene i systemet, seien i Norskehavet og torsken i Barentshavet.

3. Beiteeffekt og konkurranse bestandene imellom er viktige faktorer som bestemmer de ulike bestandenes tallrikhet og biomasseproduksjon. De viktigste bestandsinteraksjonene som påvirker økobalansen i Barentshavet er interaksjonen mellom umoden sild og loddelarver, beiting av umoden torsk på gytemoden lodde og beiting av torsk på eget avkom (Figur 2).
4. Modellen er programmert i modellutviklingsverktøyet 'Powersim Studio', utviklet av firmaet "Powersim Software AS" i Bergen. Verktøyet er enkelt å arbeide med, og gir god oversikt og kontroll med de ulike prosessene som modellen simulerer. Programmeringen er gjennomført av Steinar Moen fra Powersim og er i hovedsak finansiert med midler fra Fiskeri- og Havbruksnæringens Forskningsfond (FHF).
5. Modellen er alders-/lengdebasert, og bestandene leses inn og simuleres i antall per lengdegrupper fordelt på alder. De deles også i moden og umoden bestand. For hver lengdegruppe (l) leses inn en observert middelvekt (w), og en beregnet kondisjonsfaktor $c = w/l^3$ (Fultons kondisjonsfaktor). En modningsfunksjon deler bestandene inn i moden og umoden fisk etter lengden og uavhengig av alder. Fiskemønstre og predasjonsmønster er også lengdebasert, uavhengig av alder. Utviklingen fremregnes på månedsbasis, hvor individuell vekst og total dødelighet beregnes for hver måned. Rekrutteringen skjer som 1-åringer per 1. januar. De viktigste biologiske og økologiske prosessene i systemet er relatert til havklimaet i Barentshavet (Figur 3).
6. Biomasseproduksjonen beregnes som funksjoner av rekruttering, vekst og dødelighet innen hver bestand. Bestandsinteraksjonene modelleres som dødelighet på grunn av beiting, etter samme prinsipp som for fangstdødeligheten, hvor innsatsen relateres til predatorbestandens størrelse.
7. Formatet for inndataene er lengde-/aldersbasert og tilpasset formatet i modellen. Bestands- og fangstdata for sild og torsk er hentet fra relevante ICES' arbeidsgrupperapporter, hvor bestand i antall per årsklasse beregnes fra fangststatistikken (VPA-metoden). Lengdefordeling per aldersgruppe er basert på data for middellengde og standardavvik innen hver aldersgruppe, hentet fra Havforskningsinstituttets databaser. Inndata for lodde er hentet fra de bioakustiske mengdemålene av loddebestanden som gjennomføres i oktober hvert år. Inndata for predasjon er hentet fra instituttets magedatabase for torsk.
8. Beregning av modellens parametre er gjennomført ved tuning av modellerte verdier mot tilsvarende observerte data i perioden 1982-2005. Der er kun brukt visuell tilpasning ved hjelp av grafikk (Figurene 7 til 17). Til tross for usikkerheter og avvik, simulerer modellen rimelig godt de viktigste dynamiske sammenhengene mellom klima og fisk for de tre økologisk viktigste bestandene i Barentshavet.
9. Modellen kjøres i to modus; enkjørings- og flerkjøringsmodus. Flerkjøringsmodus er brukt for å simulere langtidsutbyttet av torsk ved ulike grader av beskatning. Det velges

10-årsperioder fra årene 1982-2005, og kjøringene repeteres for perioden til det inntre likevekt mellom bestand og beskatning. Midlere årlige likevektsverdier for perioden blir skrevet ut og definert som langtidsutbytte, langtidsrekruttering, og tilsvarende gytebestand (Figurene 18 til 20). I enkjøringsmodus simulerer modellen det årlige likevektsutbytte og tilsvarende bestand for valgt fiskedødelighet (Figurene 21 og 22). Modellen kan også kjøres som en prognosemodell for fangst og bestand for kommende år (Figurene 26 til 29).

10. Optimalt årlig langtidsutbytte av torsk er simulert til 707 000 tonn, og oppnås med en lengde basert fiskedødelighet $F = 0,8$ på umoden fangstbar torsk og $F = 1,12$ på moden fisk. Skala/enhet på disse F -verdiene er ikke sammenliknbare med aldersbaserte F -verdier. Derimot er vekten av fangst og bestand sammenlignbare. Reduseres fiskedødeligheten på umoden fisk til 0,4 ($F_{\text{moden}}=0,56$), reduseres det årlige langtidsutbyttet med ca. 15 %, men gir en økning i gytebestanden på nærmere 100 % (Figurene 18 og 20). Rekrutteringen til den fangstbare bestand (R_{3+}) øker med økt beskatning inntil fiskedødeligheten passerer 0,6 (Figur 19), svarende til en gytebestand på 286 000 tonn. Blir gytebestanden større, reduseres R_3 på grunn av kannibalismen. Ved lav beskatning ($F < 0,4$, $SSB > 440\ 000$ tonn) er dødeligheten fra 1. til 3. år beregnet til over 80 %. Det er i overensstemmelse med observerte data (Figur 30).
11. Det simulerte årlige likevektsutbyttet av torsk for $F_{\text{moden}} = 0,8$ varierer mellom 600 000 og 900 000 tonn, svarende til en årlig variasjon i gytebestanden fra 150 til 250 000 tonn. En reduksjon i beskatningsgraden til 0,4 reduserer fangstnivået med 15 %, men øker gytebestanden med om lag 100 % (Figurene 21 og 22).
12. Ut fra en helhetsvurdering indikerer simuleringsmodellen Systmod at ACFMs råd til forvaltning av torskebestanden, basert på referansepunktet B_{pa} , er for konservative dersom siktemålet er å oppnå et optimalt bærekraftig utbytte av fiskebestandene i Barentshavet. Modellen indikerer at skal en på sikt kunne oppnå tilnærmet optimalt utbytte av torskebestanden og dens viktigste byttedyr, må kravet til minimum gytebestand av torsk senkes til anslagsvis 200 000–300 000 tonn, forutsatt at en beholder det nåværende fiskemønster. Det tilsvarer en torskebestand med referansepunkt B_{lim} .

Referanser

- Anon. 2006a. Report of the arctic fisheries working group (AFWG). ICES CM 2006.
- Anon. 2006b. Report of the northern pelagic and blue whiting working group (WGNPBW). ICES CM 2006.
- Anon. 2006c. Survey report from the joint Norwegian/Russian ecosystem Survey in the Barents Sea August-October 2006 (vol.1). IMR/PINRO Joint Report Series, No. 2/2006. ISSN 1502-8828. 97 pp.

- Bochkov, Y.A. 1982. Water temperature in the 0-200 m layer in the Kola-Meridian in the Barents Sea, 1900-1981. *Sb. Nauchn. Trud. PINRO* 46: 113-122.
- Bogstad, B. and Mehl, S. 1997. Interaction between Atlantic cod (*Gadus morhua*) and its prey species in the Barents Sea. In: *Forage Fishes in Marine Ecosystems*. Alaska Sea Grant Report 97-01. University of Alaska Fairbanks, Fairbanks, AK.
- Gjørseter, H. 2000. Studies on the Barents Sea capelin (*Mallotus villosus* Müller), with emphasis on growth. PhD thesis Institute of Fisheries and Marine Biology, University of Bergen.
- Gjørseter, H. and Bogstad, B. 1998. Effects of the presence of herring (*Clupea harengus*) on the stock-recruitment relationship of Barents Sea capelin (*Mallotus villosus*). *Fish. Res.*, 38: 57-71.
- Hamre, J. 1985. Assessment and management of Barents Sea capelin. In: H. Gjørseter (ed.), *Proc. Soviet-Norwegian Symp. Barents Sea capelin*, 14-17. August 1984, pp 5-24. Bergen, Institute of Marine Research.
- Hamre, J. 1988. Some aspects of the interrelation between the herring in the Norwegian Sea and the stocks of capelin and cod in the Barents Sea. *ICES C.M 1988/H:42*: 1-15. (Mimeo).
- Hamre, J. 1994. Biodiversity and exploitation of the main fish stocks in the Norwegian Sea-Barents Sea ecosystem. *Biodiver. Conserv.*, 3: 273-292.
- Hamre, J. and Hatlebakk, E. 1998. System Model (Systmod) for the Norwegian Sea and the Barents Sea. In: T. Rødseth (ed.), *Models for Multispecies Management*, pp. 93-115. Physica-Verlag, Heidelberg New York.
- Hamre, J. 2003. Capelin and herring as key species for the yield of north-east Arctic cod. Results from multispecies model runs. *Scientia Marina* 67:315-323.
- Hamre, J. and Tjelmeland, S. 1982. Sustainable yield estimates of the Barents Sea capelin stock. *ICES C.M. 1982/H:45*: 1-24. (Mimeo).
- Marty, J.J. and Fedorov, S.S. 1963. Features of the population dynamics of marine Herring as seen from the Atlanto-Scandian stock. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. perm. int. Explor. Mer.*, 154: 91-97.
- Moksness, E. and Øiestad, V. 1987. Interaction of Norwegian spring-spawning herring larvae (*Clupea harengus*) and Barents Sea capelin larvae (*Mallotus villosus*) in a mesocosm study. *J. Cons. int. Mer.*, 44: 32-42.
- Newton, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. In: T. & A.D. Poyser, Berkhamsted.
- Ponomarenko, V.P. and Ponomarenko, I.Y. 1975. Consumption of the Barents Sea capelin by cod and haddock. *ICES C.M. 1975/F:10*: 1-6. (Mimeo).
- Sætersdal, G. and Loeng, H. 1984. Ecological adaptation of reproduction in Arctic Cod. *Proc. of the Soviet-Norwegian Symp. Reproduction and Recruitment of Arctic Cod*, pp.13-35. Inst. of Marine Research, Bergen.

- Sundby, S. 2006 Marine ecosystems and fish stocks under climate variability and change. *ICES Annual Science Conference 21 September 2006, Maastricht*.
- Tjelmeland, S. and Bogstad, B. 1998. Biological modelling. In: T. Rødseth (ed.), *Models for Multispecies Management*, pp. 69-91. Physica-Verlag, Heidelberg New York
- Tereshchenko, V.V. 1996. Seasonal and year-to-year variations of temperature and salinity along the Kola meridian transect. *ICES CM*: 24
- Toresen R., Østvedt, O.J. 2000. Variation in abundance of Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus*, *Clupeidae*) throughout the 20th century and the influence of climatic fluctuations. *Fish and Fisheries* 1:231-256.
- von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. *Human Biol.*, 10(2): 181-213.

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
Institute of Marine Research

Nordnesgaten 50 - P.O. Box 1870 Nordnes
NO-5817 Bergen - Norway
Tel: +47 55 23 85 00 - Fax: +47 55 23 85 31

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Sykehusveien 23, Postboks 6404
NO-9294 Tromsø - Norway
Tel: +47 55 23 85 00 - Fax: +47 77 60 97 01

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

NO-4817 His - Norway
Tel: +47 37 05 90 00 - Fax: +47 37 05 90 01

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

NO-5392 Storebø - Norway
Tel: +47 55 23 85 00 - Fax: +47 56 18 22 22

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

NO-5984 Matredal - Norway
Tel: +47 55 23 85 00 - Fax: +47 56 36 75 85

REDERIAVDELINGEN

Research Vessels Department
Tel: +47 55 23 85 00 - Fax: +47 55 23 85 32

INFORMASJONEN

Information
Tel: +47 55 23 85 00 - Fax: +47 55 23 85 55
E-mail: informasjonen@imr.no

www.imr.no

