

# **Jomfruhummerfiskeriet og bestandene i de danske farvande**

af

Mette Bertelsen

Danmarks Fiskeriundersøgelser  
Afd. for Havfiskeri  
Charlottenlund Slot  
2920 Charlottenlund

DFU-rapport nr. 14-96

ISBN: 87-88047-23-7



**DFU-rapport** udgives af Danmarks Fiskeriundersøgelser og indeholder resultater fra en del af DFU's forskningsprojekter, studenterspecialer, udredninger m.v. Resultaterne vil ofte være af foreløbig art, ligesom fremsatte synspunkter og konklusioner ikke nødvendigvis er institutions.

Rapportserien findes komplet på institutionens biblioteker i Charlottenlund, Lyngby og Hirtshals, hvorfra de kan lånes:

Danmarks Fiskeriundersøgelser  
Biblioteket  
Charlottenlund Slot  
DK-2920 Charlottenlund  
Tlf.: 33 96 33 15

Danmarks Fiskeriundersøgelser  
Biblioteket  
Afd. for Fiskeindustriell Forskning  
DTU, Bygning 221  
2800 Lyngby  
Tlf.: 45 25 25 84

Danmarks Fiskeriundersøgelser  
Biblioteket  
Nordsøcentret, Postboks 101  
9850 Hirtshals  
Tlf.: 98 94 26 01

**DFU-rapport** is published by the Danish Institute for Fisheries Research and contains results from a part of the research projects etc. The results will often be of an interim nature and the views and conclusions put forward are not necessarily those of the institute.

The reports are located at the institute's libraries in Charlottenlund, Lyngby and Hirtshals, from where they may be loaned.

*Redaktion:*  
*Allan Sommer, Charlottenlund, tlf.: 33 96 33 08*

*Distribution:*

*Forfatteren*

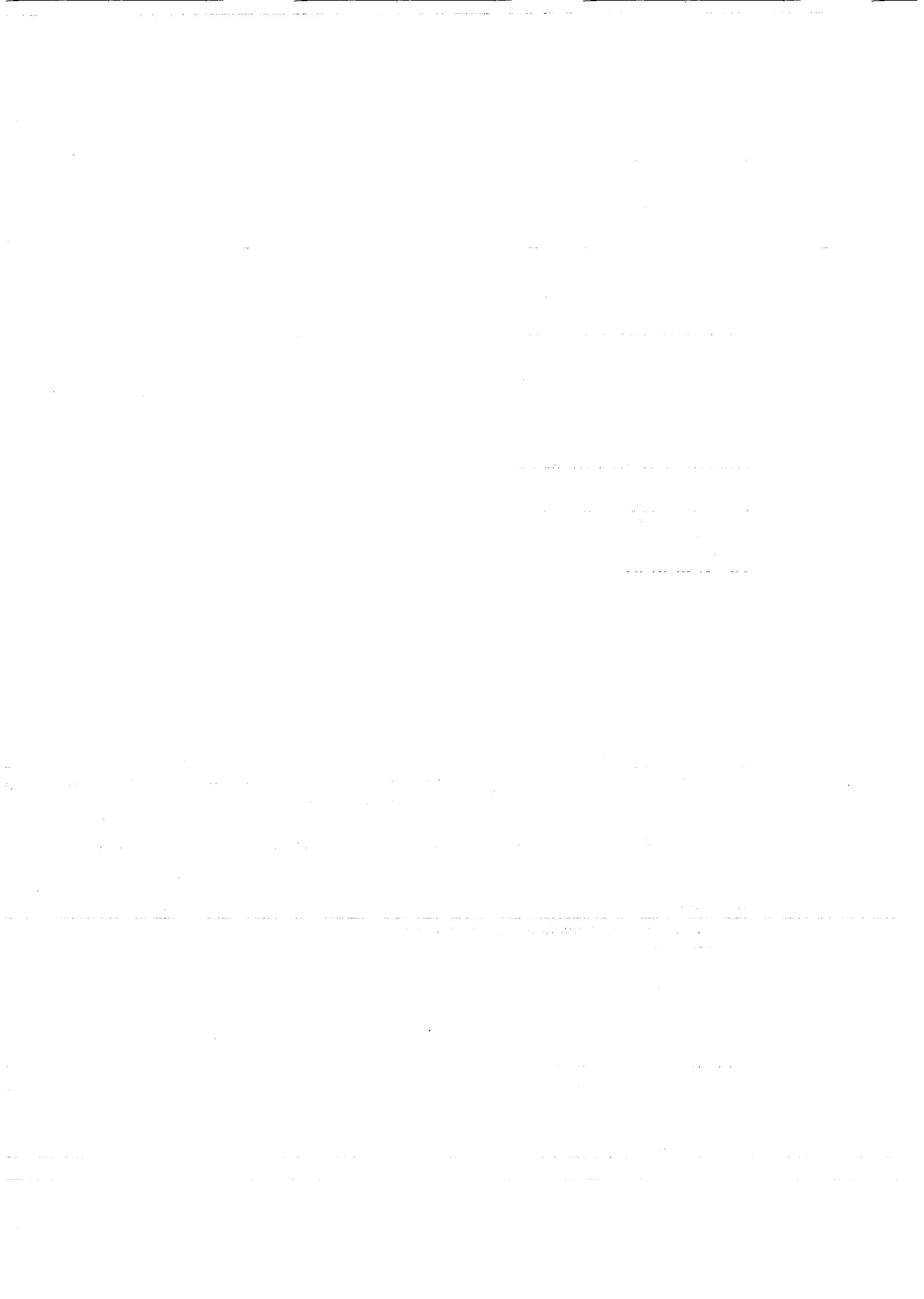
*Tryk: DSR Tryk, Frederiksberg*

*Omslag: Contrast*

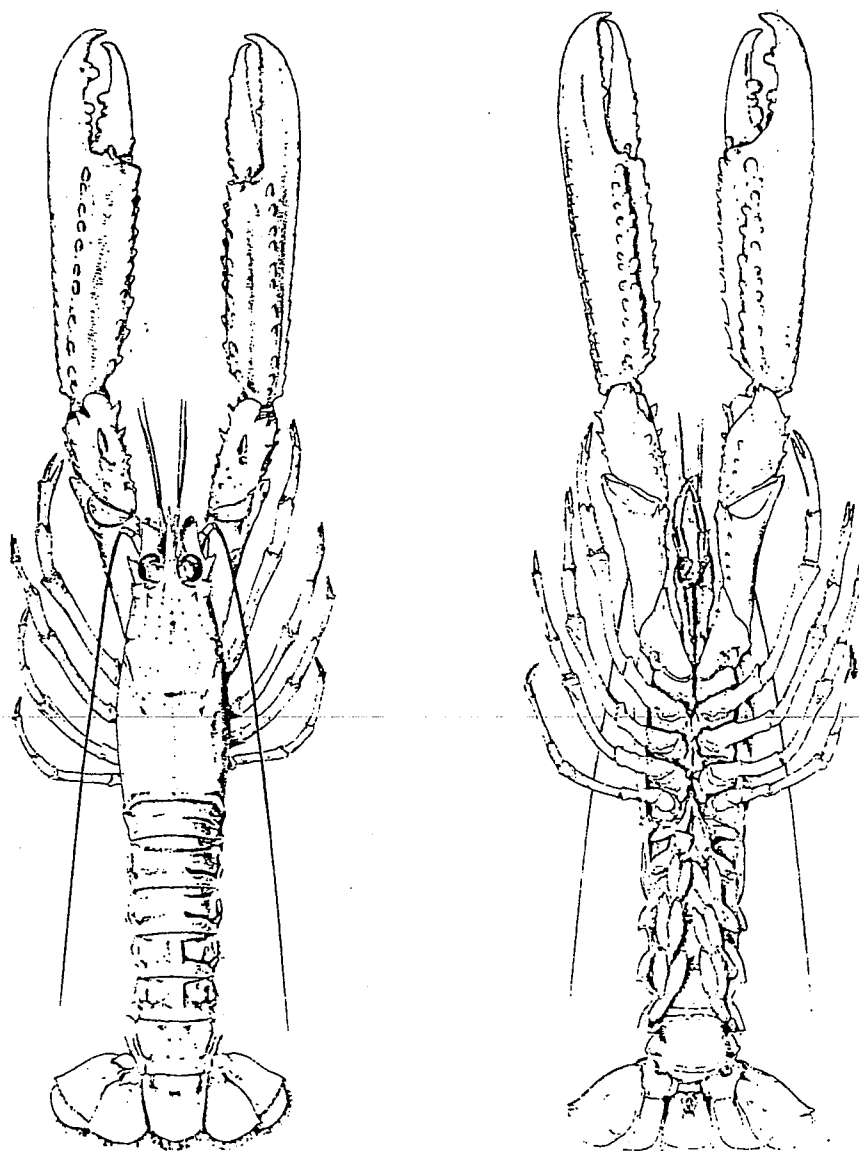
*Copyright DFU*

Serien er trykt på miljørigtigt papir

ISSN 1395-8216



**JOMFRUHUMMERFISKERIET OG  
BESTANDENE I DE DANSKE  
FARVANDE.**



**SPECIALE-RAPPORT VED DANMARKS FISKERI- OG  
HAVUNDERSØGELSER, SEPTEMBER 1994, UDFØRT AF  
METTE BERTELSEN.**



## FORORD

Denne opgave er en speciale-rapport på biologistudiet på Københavns Universitet. Den er resultatet af et projekt udarbejdet på Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, DFH, med Sten Munch-Petersen som ekstern vejleder og Lars Hagerman, Marinbiologisk laboratorium, Helsingør, som intern vejleder. Mange har været behjælpelige under specialeforløbet og jeg vil gerne takke Sten Munch-Petersen, Lars Hagerman, Aksel Bertelsen, Henrik Degel, Hans Lassen og medarbejdere ved DFH herunder ansatte på DFH's undersøgelseskutter Havfisken. Yderligere vil jeg gerne takke Klaus Lehmann og Thomas Moth-Poulsen fra DIFTA, som særligt gav mig lov til at benytte resultater fra 2 togter, hvis formål var at estimere trawlselektionsparametre i jomfruhummerfiskeriet. Disse resultater udgør et vigtigt supplement til mine egne data.

# INDHOLD

<b>1. FORMÅL</b> .....	4
<b>2. JOMFRUHUMMERENS BIOLOGI</b> .....	5
<b>2.1. Taxonomi</b> .....	5
<b>2.2. Udbredelse</b> .....	6
2.2.1. Faktorer der er bestemmende for udbredelsen .....	7
2.2.1.1. Substrat .....	7
2.2.1.2. Dybde .....	7
2.2.1.3. Temperatur .....	7
2.2.1.4. Salinitet .....	7
<b>2.3. Livshistorie</b> .....	8
2.3.1. Reproduktion .....	8
2.3.1.1. Køn .....	8
2.3.1.2. Kønsmodenhed .....	8
2.3.1.3. Parring .....	9
2.3.1.4. Gydning .....	9
2.3.2. Den juvenile jomfruhummer .....	10
2.3.2.1. Larvestadier .....	10
2.3.2.2. Larveføde .....	12
2.3.3. Den voksne jomfruhummer .....	12
2.3.3.1. Migration .....	12
2.3.3.2. Habitat .....	12
2.3.3.3. Predatorer .....	13
2.3.3.4. Parasitter .....	14
<b>2.4. Ernæring og vækst</b> .....	14
2.4.1. Føde .....	14
2.4.2. Vækst .....	15
2.4.3. Skalskifte .....	15
<b>2.5. Adfærd og aktivitet</b> .....	17
2.5.1. Bestemmende faktorer for fangststørrelsen .....	17
2.5.2. Sæsonvariation .....	17
2.5.2.1. Temperatur .....	17
2.5.2.2. Iltholdighed .....	18
2.5.2.3. Variation som følge af reproduktionscyklus .....	18
2.5.3. Døgnvariation og variation over kortere tidsperioder .....	19
2.5.3.1. Hummerøjet og lysintensiteten .....	19
2.5.3.2. Strømforhold og månens indflydelse .....	22
<b>3. JOMFRUHUMMER-FISKERIET</b> .....	22
<b>3.1. Fiskeriet i Kattegat og Skagerrak</b> .....	22
3.1.1. Fiskeredskaber .....	22
3.1.2. Fiskeriet og landingerne .....	23
3.1.3. Effort (indsats) .....	25
3.1.3.1. Udvikling i effort .....	25
3.1.3.2. Problemer med måling/registrering af effort ...	25
3.1.4. Maskestørrelse og mindstemål .....	26
3.1.5. Discard (udkast) .....	26
3.1.6. Bifangst .....	26



<b>4. MATERIALER OG METODER</b> .....	26
4.1. Materialer .....	26
4.2. Prøvetagningsproblemer .....	28
4.3. Procedure anvendt til beskrivelse af samlede længdefordelinger .....	29
4.4. Metode til sammenligning af længdefordelinger .....	30
4.4.1. Valg af statistisk test .....	31
4.5. Selektion .....	33
4.5.1. Definitioner .....	33
4.5.2. Standard- og kvadrat- maskeselektionsforsøg i Nordsøen .....	34
4.5.3. Maskestørrelsesforsøg i Nordsøen .....	35
4.6. Assessment .....	36
4.6.1. Holistiske modeller .....	37
4.6.2. Analytiske modeller .....	39
4.6.2.1. Vækst .....	41
4.6.2.2. Dødelighed .....	41
4.6.2.3. Rekruttering .....	41
4.6.2.4. Fangstligning (bestemmelse af Z) .....	42
4.6.2.5. Jones' længdebaserede kohorte analyse .....	44
4.6.3. Længde-vægt relationen .....	45
4.6.4. Bestemmelse af $L_{\infty}$ .....	46
4.6.5. Omregning fra skjoldlængde til hel længde .....	47
4.6.6. LCA (længde-kohorte-analyser) .....	47
<b>5. RESULTATER</b> .....	48
5.1. Samlede længdefordelinger i fangsterne fra Kattegat og Skagerrak .....	48
5.2. Længdefordelinger og samlet fangst .....	50
5.2.1. Sammenligning af længdefordelinger og samlet fangst fra Kattegat og Skagerrak .....	50
5.2.2. Kønsforskelle .....	50
5.2.3. Undersøgelse af forskellige faktorerers betydning for mængden af undermålshummere i fangsten i Kattegat/Skagerrak .....	55
5.2.4. Samlet fangst (fangstantal) .....	61
5.2.5. Sammenligning af længdefordelinger fra 1970'erne og 1990'erne i Kattegat .....	64
5.2.6. Sammenligning af længdefordelinger fra Fladen (Dana-togt) og Kattegat/Skagerrak .....	65
5.2.7. Sammenligning af længdefordelinger fra Nordsøen (Tannisbugt-togtet) og Kattegat/Skagerrak .....	66
5.2.8. Oversigt over viste forskelle i andelen af undermålshummere .....	67
5.3. Selektionsforsøg .....	68
5.3.1. Sammenligning af standardmaskepose og kvadratmaskepose .....	68
5.3.1.1. T-test analyser af forskelle i fangst .....	68
5.3.1.2. Selektionsparametre .....	69
5.3.2. Maskestørrelsesforsøg .....	70
5.3.2.1. T-test analyser af forskelle i fangst i poserne .....	70
5.3.2.2. T-test analyser af selektion i trawldelen før posen .....	72
5.3.2.3. Selektionsparametre .....	73

<b>5.4. Assessment</b> .....	74
5.4.1. Dødelighed (Z) .....	74
5.4.2. $L_{\infty}$ -bestemmelse .....	77
5.4.3. Længde-vægt relationen .....	78
5.4.4. Omregning fra skjoldlængde til hel længde .....	79
5.4.5. LCA-analyser .....	80
5.4.5.1. Fremkomst af inputparametre .....	80
5.4.5.2. Langtidsprognose .....	81
<b>6. DISKUSSION</b> .....	87
6.1. Hovedproblemet i hummerfiskeriet - fangsten af undermålshummere .....	87
6.2. Overlevelse af discard .....	87
6.3. Længdefordelinger og samlet fangst .....	89
6.4. Selektion .....	91
6.4.1. Maskestørrelsesforsøg i Nordsøen .....	91
6.4.2. Standard- og kvadrat-masketrawlforsøg i Nordsøen .....	93
6.5. Assessment .....	95
6.5.1. Vækst .....	95
6.5.2. Dødelighed .....	96
6.5.3. langtidsprognoser .....	97
6.6. Løsningsmetoder til discardproblemet .....	99
<b>7. KONKLUSION</b> .....	101
<b>8. ORD- OG SYMBOL-LISTE</b> .....	102
<b>9. REFERENCER</b> .....	103
<b>10. APPENDIX (Bilag).</b>	

## 1. OVERSIGT

### 1.1. Formål

Formålet med denne rapport er, på baggrund af en opsummering af jomfruhummernes biologi, at belyse påvirkninger, som fiskeriet påfører populationer af jomfruhummere i forskellige områder og konsekvenserne af disse påvirkninger. Det er også hensigten om muligt at angive måder, hvorpå u hensigtsmæssig forvaltning af bestande kan undgås.

### 1.2. Metodeoversigt

I forsøget på at tilvejebringe disse formål vil blandt andet længdefordelinger fra forskellige områder og år indgå. Populationerne vil blive sammenlignet ved at kigge på andelen af undermålshummere, hvilket mig bekendt ikke har været gjort før. Herunder vil også kønsforskelle og forskellige faktorerers indflydelse på andelen af små hummere i fangsten blive undersøgt.

Selektionsparametre vil endvidere blive udregnet for forskellige maskevidder og trawltyper i forsøg på at analysere fangstredskabernes indflydelse på fangstsammensætningen.

I undersøgelsen af status af jomfruhummerbestande vil et assessment (bestandsvurdering) af bestandene i Kattegat og Skagerrak indgå. Metoden, der anvendes hertil, er Jones' længdebaserede kohorte analyse. Da der kan være usikkerheder forbundet med at bruge denne slags modeller, vil jeg undersøge forskellige inputparametres betydning for resultatet af prognosen.

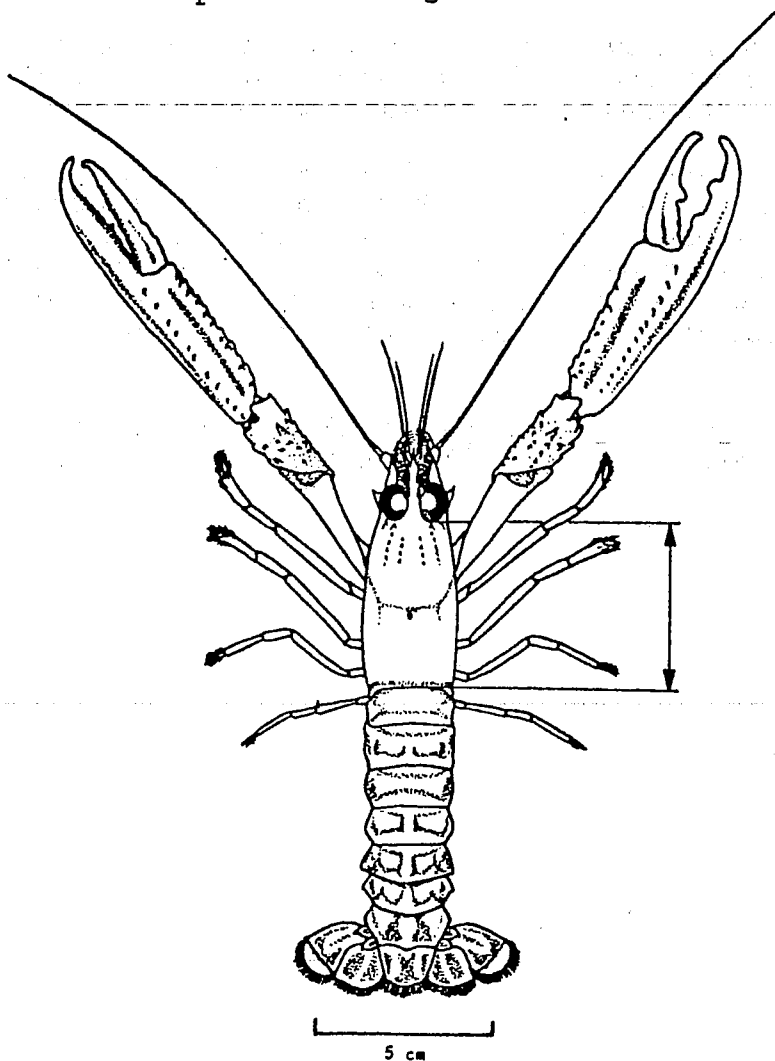
Til slut vil jeg forsøge at opstille forskellige løsningsmodeller til at nedbringe andelen af undermålshummere i fangsten.

## 2. JOMFRUHUMMERNES (*Nephrops norvegicus*) BIOLOGI

### 2.1. Taxonomi

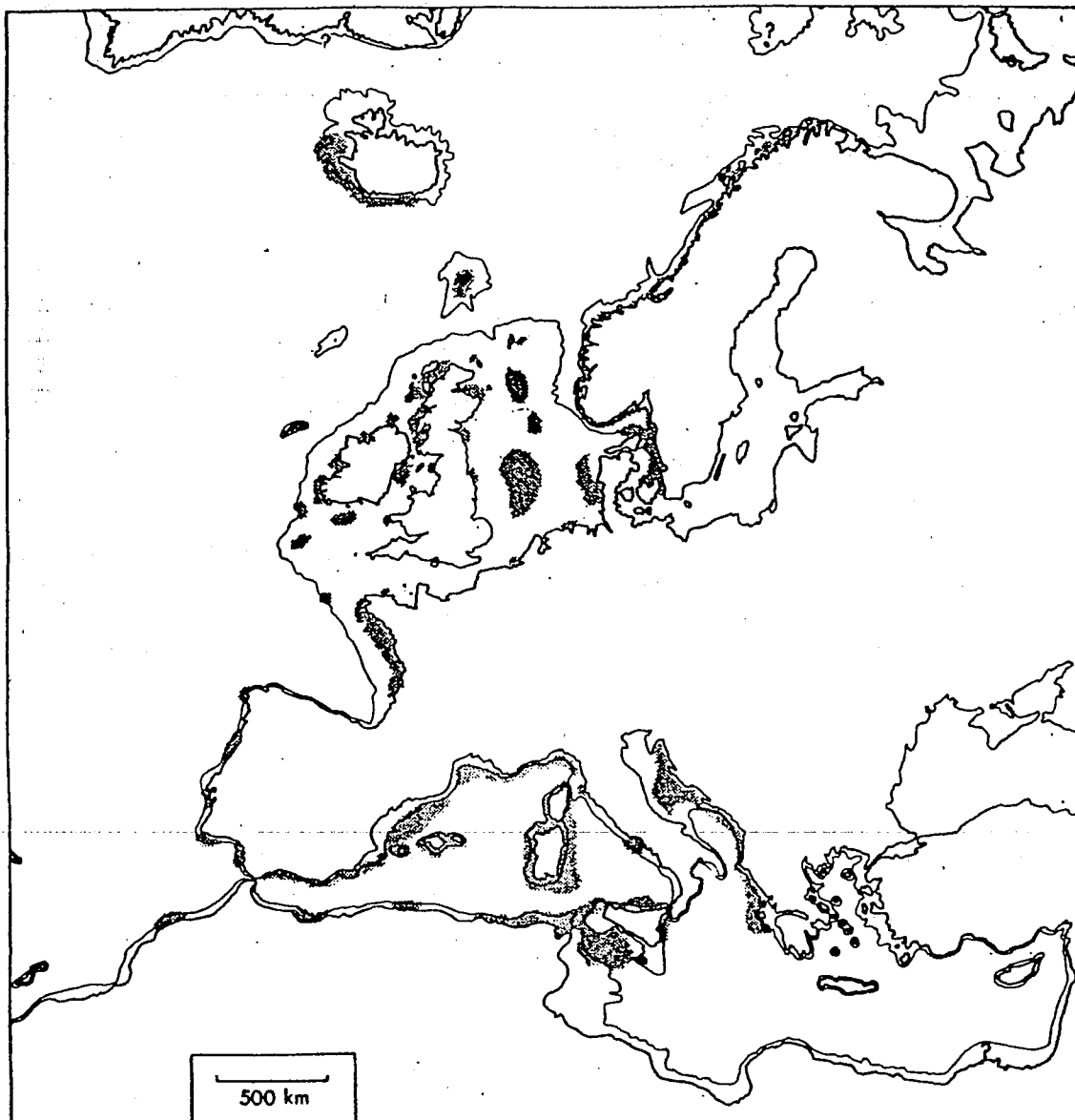
Jomfruhummeren (figur 1) (*Nephrops norvegicus*) placeres taxonomisk således i den zoologiske systematik (Farmer, 1975).

Kingdom Animalia  
Subkingdom Metazoa  
Phylum Arthropoda  
Class Crustacea  
Subclass Malacostraca  
Series Eumalocostraca  
Superorder Eucarida  
Order Decapoda  
Suborder Reptantia  
Section Macrura  
Superfamily Nephropoidea  
Family Nephropidae  
Genus *Nephrops*  
Species *norvegicus*



Figur 1. Jomfruhummer, *Nephrops norvegicus*, (fra Farmer, 1975).

## 2.2. Udbredelse



Figur 2. Jomfruhummerens udbredelse (skraverede felter), (fra Farmer, 1975).

Jomfruhummere er vidt udbredte, og udbredelsen strækker sig fra Islands og Grønlands kyster nordpå og til Middelhavet og Marokkos kyst sydpå.

Larven er planktonisk og fritsvømmende, hvilket medfører, at udbredelsen generelt er mere omfattende end for den voksne population. Det har vist sig, at spredningen af larverne foregår passivt (Farmer, 1975).

## 2.2.1. Faktorer, der er bestemmende for udbredelsen

### 2.2.1.1. Substrat

Den mest betydende faktor for udbredelsen af *N. norvegicus* er arten af substrat, da juvenile og voksne hummere lever størstedelen af deres tid nedgravet. Substratet skal derfor være blødt og af en sådan karakter, at holdbare huler kan bygges, og de er derfor oftest at finde på blød mudderbund (Bailey et. al, 1993).

Substratets struktur bestemmes til dels af strømforholdene; den helt bløde bund findes, hvor strømforholdene er svage, og en mere sandet bund findes på steder med stærkere strøm (Bailey, 1986).

### 2.2.1.2. Dybde

Dyrene forekommer i overvejende grad fra 15-500 meters dybde, men de er også fanget på 800 meters dybde (Figueiredo & Thomas, 1967). På hvilken dybde de lever, er måske relateret til, hvor der er nok lys til eksempelvis at finde føde.

### 2.2.1.3. Temperatur

Man kender ikke noget til minimum og maximum temperaturer, hvorved jomfruhummere kan eksistere. De lever normalt på temmelig dybt vand, hvilket gør, at temperaturerne generelt er lave og at dyrene næppe udsættes for pludselige temperaturudsving (Farmer, 1975).

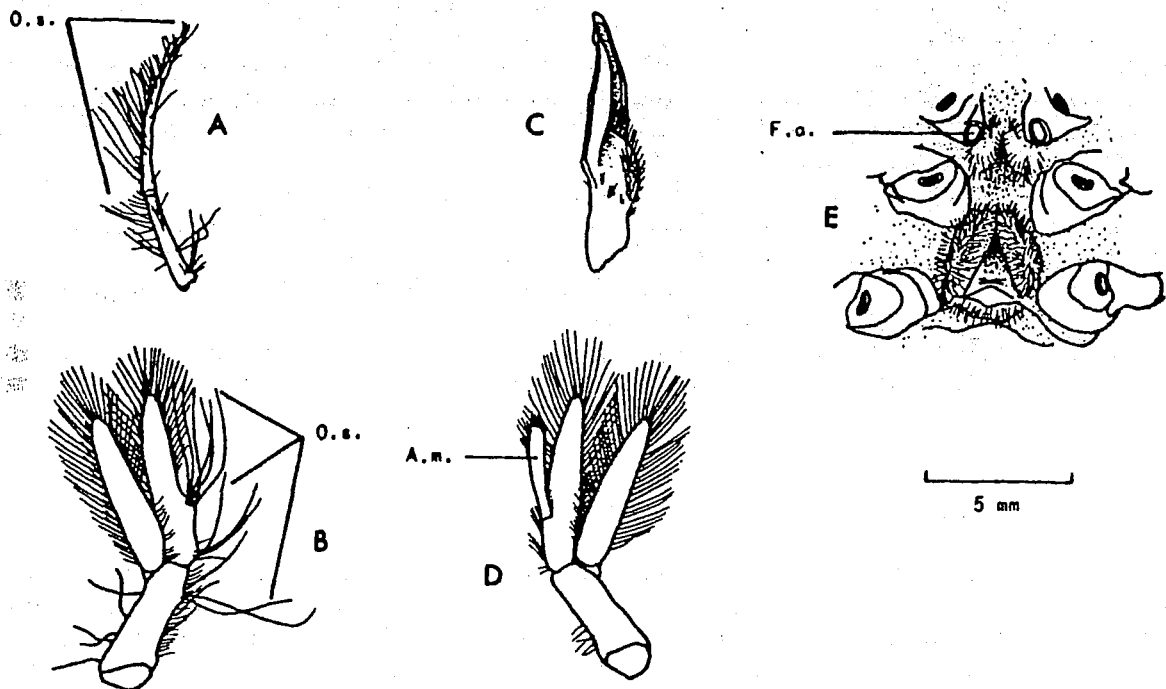
### 2.2.1.4. Salinitet

De lavest registrerede saliniteter, hvorved jomfruhummere optræder er 29-30 promille i Kattegat, og de højeste er 35-38.77 promille i Adriaterhavet. Ligesom det gælder for temperaturen, er dyrene næppe heller udsat for pludselige udsving i saliniteten (Farmer, 1975).

## 2.3. Livshistorie

### 2.3.1. Reproduktion

#### 2.3.1.1. Køn



Figur 3. Kønbestemmelse af jomfruummere. Pleopoder fra modne hunner: (A) første venstre pleopod; (B) anden venstre pleopod. Pleopoder fra modne hanner: (C) første højre pleopod; (D) anden højre pleopod. (E) Thelycum fra moden hun. A.m.: Appendix masculina; F.a.: Kønsåbninger; O.s.: Setae til rogn, (fra Farmer, 1975).

Der skelnes hos jomfruummerne mellem kønnene ved at se på de første 2 par pleopoder. Det første par er hos hanner tykkere (A og C i figur 3), på anden pleopod sidder hos hanner et vedhæng, appendix masculina, mens dette vedhæng ikke eksisterer hos hunner (B og D i figur 3).

Hunnerne kan også kendes ved placeringen af kønsåbningerne (E i figur 3).

#### 2.3.1.2. Kønsmodenhed

Måden hvorpå man observerer kønsmodenhed hos hanner og hunner, er forskellig såvel som tidspunktet, for hvornår de opnår denne status, er det.

Ved at betragte morfologiske karakterer (relativ vækst af chelae og udvikling af ydre seksuelle karakterer) konkluderer Farmer (1975), at sexuel modning af hanner sker ved en carapax længde på ca. 26 mm.

M.h.t. tidspunkt for kønsmodning af hunner, ser man sædvanligvis på første tidspunkt for rognbæring, tilstedeværelse af modne

ovarier eller af spermatophorer. Størrelsen fastlægges oftest til den længde, hvor 50 % af individerne har opnået kønsmodenhed. Farmer (1975) nævner her en carapax længde på ca. 20 mm, mens Poulsen (1946) mener, at det først sker ved en skjoldlængde på 36 mm i Kattegat og Skagerrak.

For irske farvande konstateres, at 50 % af hunnerne er kønsmodne ved en carapaxlængde på 23.5 mm på baggrund af modne ovarier med rogn (Briggs, 1988). Dette stemmer godt overens med Thomas (1964), der finder, at 50 % er modne ved 23 mm, og dette gælder for alle hummerne ved en skjoldlængde på 29 mm.

Farmer (1973) beskriver vækstrater og gennemsnitsstørrelser ved forskellige alderstrin, og hans data viser, at kønsmodenhed for hunners vedkommende skulle ske ved 2-års alderen, mens det for hanner skulle ske efter 3 år.

Hunner bestemmes til at være kønsmodne, når de måler 23 mm i carapaxlængde i Sound of Jura mod 27 mm i Clyde (begge steder i Skotland), og da væksten er langsommere i Sound of Jura, synes kønsmodenhed at være mere bestemt af alderen end af længden af individet (Bailey & Chapman, 1983).

Generelt konkluderer Chapman (1980), at kønsmodenhed for hunner indtræffer ved en carapaxlængde på 20-23 mm og for hanner ved ca. 26 mm.

#### 2.3.1.3. Parring

Parring forekommer kun mellem hunner, der lige har skiftet skal og hanner, der oftest ikke har skiftet skal endnu; muligvis kan hannerne kun manipulere bløde hunner om på ryggen. Hunnerne er bløde i ca. 2 uger efter et skalskifte (Howard, 1982). Man mener, at hunner der lige har skiftet skal, udskiller et pheromon, der tiltrækker hanner, og eventuelt samtidigt hæmmer lysten til at optage føde (Farmer, 1974b).

Siden hunner i danske farvande, så vidt vides, skifter skal én gang om året, sker parringen i maj-august med en maximumfrekvens i maj.

Ved parringen afleverer hannen en spermatophor til et hulrum i hunnen, thelycum, og befrugtningen sker, når ovarierne har modnet i august-september, og da finder æglægningen sted. Hunnen lægger sig på ryggen, og æggene passerer thelycum, hvor de befrugtes, og derefter bæres æggene på pleopoderne indtil næste april-juni, hvor larverne klækkes (Chapman, 1980). Farmer (1974b) beskriver også parringen, der ifølge ham er en meget kortvarig proces. Thomas (1964) finder, at næsten alle hunner har en spermatophor i thelycum, og der konstateres, at dette også er tilfældet for juvenile hunner.

#### 2.3.1.4. Gydning

Rognudvikling deles ofte op i op til 5 stadier, som overvejende bestemmes af æggets farve, der starter med at være mørkegrøn, hvorefter det bliver mere lysegrønt og til sidst orange-rødt (æggets farve skyldes proteinet ovoverdin, der ændrer struktur).



Æglægning forekommer på forskellige tidspunkter af året alt efter hvor nordligt, jomfruhummerne befinder sig, hvilket viser, at tidspunktet nok er temperaturbestemt. Poulsen (1946) finder, at for de danske farvande sker æglægning i sommermånedene, og klækning af æggene sker året efter om foråret, hvilket vil sige, at æggene bæres på pleopoderne i ca. 3/4 år. I den centrale Nordsø ser det ud som om, gydningen foregår i september-oktober, og at inkubationen af æggene tager ca. 9 måneder (Redant, 1987).

Hvor lang tid æggene bæres på pleopoderne varierer fra 6-10 måneder, og dette ser ud til at være relateret til vandtemperaturen (Farmer, 1975). Relini & Relini (1989) mener, at perioden kan være så kort som 4 måneder i Middelhavet.

Der er forskelle mht. hvor ofte gydningen foregår, og hvor stor en andel af hunnerne, der lægger æg hvert år.

Andersen (1962) beskriver en reproduktionscyklus hos hunner ved Færøerne som værende af 2 års varighed, hvilket iøvrigt også gælder for det Irske hav ifølge Farmer (1974b). Ligeledes påpeger Bailey (1984), at hunnerne ved Skotland sandsynligvis ikke alle gyder hvert år, og Sterk & Redant (1989) finder, at der i den centrale Nordsø kun gydes hvert andet år, da de fangede en del hunner om vinteren uden rogn. At gydning kun foregår hvert andet år, ser ud til at være et fænomen, der især gælder for de større hunner; de små gyder evt. hvert år (Redant, 1987).

Thomas (1964) baserer sine estimater fra Skotland på procenten af modne hunner i juni med ovarier, der er tilstrækkeligt udviklede til at æg antageligt vil lægges samme år. Han estimerer denne andel til ca. 90 %, og mener således, at gydningen foregår årligt. Men der er ikke helt enighed om dette. Briggs (1988) observerer nemlig, at en stor andel af hunnerne ikke har ovarier med modnende æg, og antyder derfor, at ikke alle hunner ud for Nordirland gyder årligt, hvilket eventuelt kan forklares ud fra vandtemperaturen i det område.

Antallet af æg, der bæres på pleopoderne, vokser med carapaxstørrelse, og undersøgelser viser tal mellem 900 og 6000 (Figueiredo & Thomas, 1967). Der regnes med, at ved klækningstidspunktet resterer kun omkring 30 % af de æg, der var tilstede i ovariet før gydningen fandt sted. Dels går nogle æg til grunde, hvis de ikke befrugtes, og dels tabes mange æg under inkubationsperioden af mekaniske årsager.

### 2.3.2. Den juvenile jomfruhummer

#### 2.3.2.1. Larvestadier

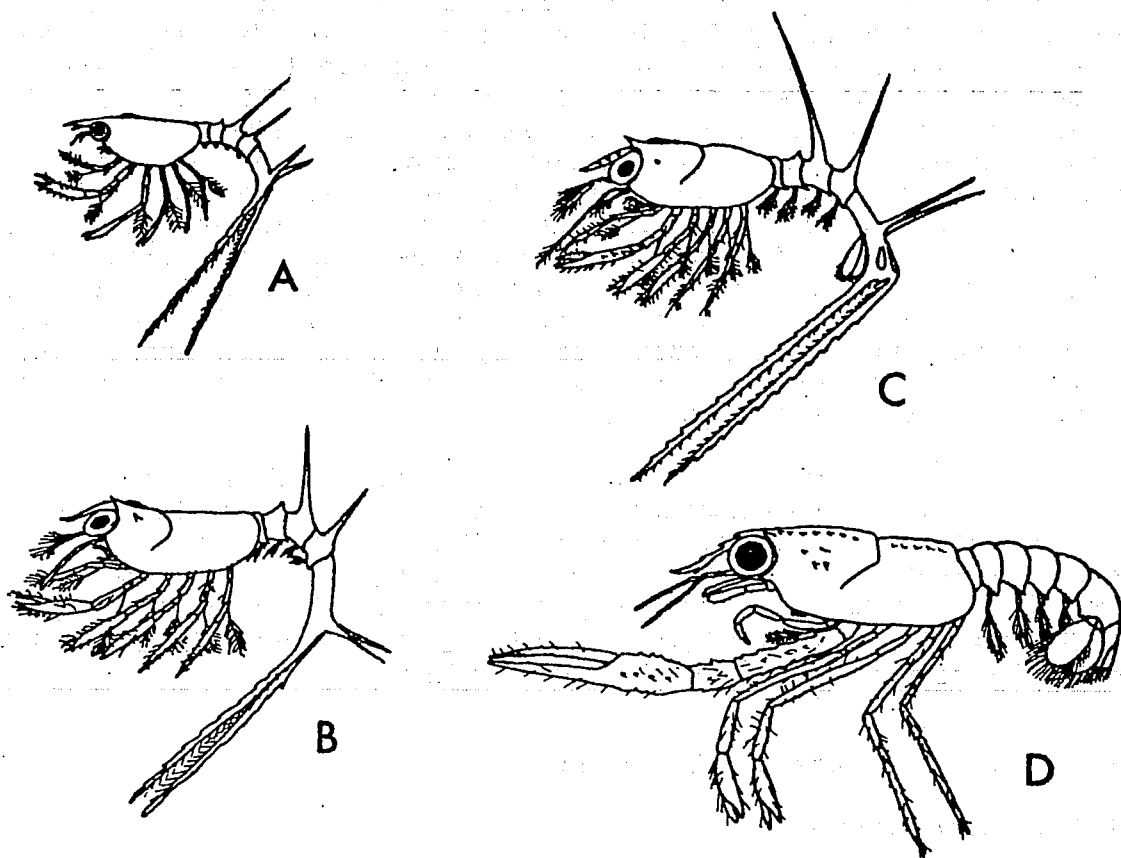
Tidspunktet, for hvornår larverne klækkes, er ligeledes afhængigt af vandtemperaturen. Ved Færøerne klækkes størstedelen af larverne i maj, og disse har udviklet sig til postlarve-stadiet i august (Andersen, 1962).

Omkring Skotland har fangster af larver sit maximum i maj med lidt mindre fangster i juni-juli, men stadig mange i sidstnævnte måneder (Thomas, 1954). En undersøgelse fra Irland viser, at larverne her kan fanges fra marts-juni (Nichols et al., 1987),

hvilket sikkert ligeledes gælder for Kattegat/Skagerrak, da temperaturerne herimellem ikke varierer væsentligt. Poulsen (1946) rapporterer da også, at klækningen i danske farvande sker om foråret.

Længere sydpå er klækningstidspunktet anderledes, og Chapman (1980) viser en tabel over tidspunkt for forskellige egne, som f.eks. fortæller, at larverne allerede i februar-marts er at finde ved Portugals kyst. Relini & Relini (1989) finder maximumsperioden til at være december-marts i Middelhavet.

Efter klækning gennemgår larverne først et præ-zoea-stadie (præ-larvestadie, der er meget kortvarigt, ca. 1 døgn), hvorefter følger 3 fritsvømmende larvestadier, zoea I-III, og derefter et post-larvestadie (stadie IV), der betegner stadiet, hvor larven settler (Farmer, 1975) (se figur 4).



Figur 4. Larveudvikling hos *N. norvegicus*. (A) stadie I; (B) stadie II; (C) stadie III; (D) post-larve, (fra Farmer, 1975).

I. zoea-larve måler ca. 5,5-7 mm, II. zoea-larve ca. 7,5-10 mm og III. zoea-larve ca. 10,5-12 mm (Figueiredo & Thomas, 1967). De

forskellige larvestadier er af 2-3 ugers varighed (Poulsen, 1946).

Laboratorieforsøg viser, at hvert efterfølgende stadie er længerevarende end det forudgående, og udviklingstiden er temperaturafhængig. Thompson & Ayers (1989) har holdt larver i laboratoriet ved forskellige temperaturer, og konstaterer, at varigheden af stadie I og II er kortere ved højere vandtemperaturer. Således reduceres antal dage fra henholdsvis 21 til 7 i stadie I og fra 24 til 6 i stadie II ved en temperaturstigning fra 7-15 grader. Det lykkedes ikke at få varighedsdata for stadie III, da larverne ikke overlevede så længe.

Til settlingen er larverne afhængige af at det substrat, de passivt er spredt til, er blød mudderbund. Det ser desuden ud som om, at settling er afhængig af densiteten, dvs. at rekrutteringsantal bl.a. bestemmes af arealstørrelse. Måske er antallet af larver, der når stadie IV langt større end det antal, der er plads til på bunden (Hill & White, 1990).

Efter settlingen vokser de juvenile jomfruhummere hurtigt, og opnår efter et år en gennemsnitslængde på ca. 14 mm, på hvilken tid de har nået at skifte skal omkring 10 gange (Chapman, 1980).

#### **2.3.2.2. Larveføde**

Så vidt vides, er larverne carnivorer, og lever af copepoder, mysider og andre decapod-larver. Desuden kan kannibalisme forekomme ved høje larvedensiteter (Farmer, 1975).

Ved fangstforsøg med småmaskede net bemærkes, at kun meget få individer med en carapaxlængde på mindre end 10 mm fanges (Poulsen, 1946), hvorfor det antages, at juvenile hummere sjældent kommer ud af deres huler i det første leveår (Bagge, 1977; Chapman, 1980).

#### **2.3.3. Den voksne jomfruhummer**

##### **2.3.3.1. Migration**

Adskillige mærkningsforsøg er udført, og de desværre relativt få genfangne individer indikerer, at hummerne ikke bevæger sig langt omkring (Andersen, 1962; Farmer, 1975; Bagge, 1977; Chapman, 1980; Hallbäck & Ulmestrand, 1990).

##### **2.3.3.2. Habitat**

Juvenile og voksne individer lever som sagt bentisk, og bygger huler i det bløde substrat. Som regel bliver hver hule kun beboet af ét individ, og i tilfælde af flere beboere er de oftest af forskellig størrelse, og hver enkelt bebor sin egen tunnel inde i et hulesystem (Chapman, 1980). Der er oftest mere end én udgang, og tilsyneladende er der altid mindst 2 udgange til

huler, der bliver okkuperet af hunner. Dette er sandsynligvis tilfældet, fordi der herved kan opnås bedre iltforsyning til udvikling af æggene. Et forsøg med tv-observationer i Irland viser samme tendens; at hanner opholder sig i huler med 2 udgange, mens der i hunnernes huler oftest er to store udgange og dertil 2-3 mindre udgange, som muligvis kun har den funktion at være ventilationskanaler. Af de to store udgange bliver kun den ene tilsyneladende benyttet til at bevæge sig ind og ud af, mens den anden bliver brugt til at sidde i og vente på, at bytte kommer forbi (Conan et al., 1984).

Dybern & Høisater (1965) konkluderer, at hulerne ofte er opdelt i grupper med 5-10 huler i hver og med en diameter for gruppen på 2-5 meter. Selve hulerne er af forskellig størrelse alt efter beboerens størrelse. Denne opfattelse deles ikke af Conan et al. (1984), der beskriver hulerne som liggende jævnt fordelt og med en densitet på ca. 0.5 pr. m<sup>2</sup>. Chapman & Rice (1971) modsætter sig også, at hulerne skulle være fordelt i diskrete grupper, men observerer, at der dog findes en klumpet fordeling af disse, også her er densiteten 0.5 pr. m<sup>2</sup>, men kun 70 pct. af disse synes at være beboet, hvilket giver en densitet af hummerne på 1/8 pr. m<sup>2</sup>. De bemærker endvidere vha. mærkning af hummerne, at én hule ikke altid bliver beboet af det samme individ, men at dyrene derimod ofte skifter hule. I Bailey & Chapman (1983) bedømmes huledensiteten til at være henholdsvis 0.27 og 0.90 pr. m<sup>2</sup> i Clyde og Sound of Jura i Skotland.

Bailey et al. (1993) finder tal for densitet af huler, der varierer fra 0.006 til 0.312 pr. m<sup>2</sup>, hvilket er lavere end andre undersøgelser viser.

Densiteten af hulerne er ofte kædet sammen med arten af substrat; således er densiteten normalt større på en sandet mudderbund end en helt blød bund, (Chapman & Howard, 1988). Det kan evt. forklares med, at førstnævnte substrat er mere egnet til at bygge huler i, eller fordi sidstnævnte substrat på en eller anden måde er ufavorabelt for larvevæksten.

Hulerne befinder sig i en dybde af 20-30 cm i substratet, hvilket betyder, at et trawl-net ikke kan nå ned til dem, når de befinder sig gemt i hulen, da et trawl-net højst når 4 cm. ned i bunden, og de kan dermed kun fanges, når de bevæger sig frit på havbunden (Simpson, 1965; Bagge, 1977).

### 2.3.3.3. Predatorer

Andersen (1962) nævner rokkearten sømrokke (*Raja clavata*) som en vigtig predator af jomfruhummere ved Færøerne, og Poulsen (1946) finder hummerrester i de fleste torskemaver.

Chapman (1980) opsummerer torsk og visse rokkearter til at være de største predatorer. I Skotland er der lavet en række maveundersøgelser med torsk, m.h.t. hvor mange hummere de spiser, og der blev fundet hummere i 30-70 % af maverne.

#### 2.3.3.4. Parasitter

I starten af 1980'erne begyndte der i Skotland at vise sig hummere med en unormal orange farve, og i 1987 bemærkede fiskere samme sted også, at kvaliteten af hummerne var dårlig, og undersøgelser har vist, at det skyldes infektion af en parasit med betegnelsen *Hematodinium* sp., der tilhører dinoflagellaterne. I surveys har op til 70 % af individerne været inficeret, og udover at skabe dårlig kvalitet i hummerne, menes infektionen at være dødelig. I laboratorieforsøg med inficerede og ikke-inficerede individer er overlevelsesraten større hos de ikke-inficerede dyr (Field et al., 1992).

Det er især i skalskifte perioden, de inficerede dyr viser sig, hvilket forklares med, at det på dette tidspunkt er lettere for dinoflagellaten at trænge ind i værten, eller også er forklaringen, at parasitten på dette tidspunkt er talrigest. Infektionen konstateres først ved, at sorte pletter viser sig på pleopoderne, og pletterne kan kun skelnes vha. mikroskop; disse pletter bliver senere tydeligere, og tilsidst får jomfruhummerne den unormale orange farve, og hæmolympfen bliver mælkevid (Field et al., 1992).

Det vides endnu ikke, om infektion er et lokalt udbredt fænomen omkring Skotland, eller om det også forekommer andre steder.

Jeg har under indsamlingen i Kattegat/Skagerrak prøvet at konstatere, om nogle af hummerne skulle være inficeret, og har ikke bemærket omtalte ændringer.

Tilsyneladende er denne dinoflagellat den eneste parasit med alvorlige konsekvenser for hummerværten, der er beskrevet.

#### 2.4. Ernæring og vækst

##### 2.4.1. Føde

Der synes at være to måder hvorpå *N. norvegicus* ernærer sig; den ene som predator på bundfaunaen (Bailey et al, 1986) og den anden som suspensionsernærer (Loo et al., 1992).

De er ikke selektive, men spiser, hvad der findes mest af på bunden (Baden et al., 1990a).

Føden består af meget forskellige ting såsom mullusker, crustaceer, echinodermer, polychaeter, hvirvler og ben fra fisk, hydroider og alger (Farmer, 1975; Baden et al, 1990a).

Der findes tilsyneladende ingen registreringer over, hvor meget jomfruhummere spiser.

Fødeindtag sker som regel 1-2 gange i døgnet, men ægbærende hunner kan sandsynligvis undvære føde i meget lang tid - 333 dage er rapporteret (Farmer, 1975). Ligeledes mener man ikke at hummere, der endnu ikke har udviklet et hårdt exoskelet eller som lige har skiftet skal, forlader hulerne så ofte for at søge føde, da de på dette tidspunkt er mere udsat for predation. Det er eventuelt muligt, at de kan finde tilstrækkeligt med føde i hulerne, dvs. at de kan ernære sig vha. suspension (Loo et al., 1992)

#### 2.4.2. Vækst

Det er endnu ikke lykkedes at finde metoder til aldersbestemmelse af hummere, da de ikke har hårde vedvarende bestanddele, som fisk eksempelvis har øresten.

Det er derfor kun muligt at længdemåle dyrene, og hvor man førhen brugte hel længde som mål, anvendes nu skjoldlængde, også kaldet carapaxlængde (se figur 1). Udfra længdefrekvensdiagrammer kan længdegrupper transformeres til aldersklasser (årgange). Dette volder imidlertid oftest problemer, da der ved de større aldersklasser tit er overlap mellem grupperne. Farmer (1973) kan således kun skelne årgangene, indtil hummerne er ca. 3 år gamle. Der findes endvidere mulighederne at vurdere væksten ved at holde fangne individer gående i laboratoriet eller i bur på havbunden; ligeledes kan dyrene mærkes, og genudsættes for så at blive målt ved senere genfangst.

Vækstdata fra et forsøg af Bailey & Chapman (1983) viser, at væksten er den samme for hanner og hunner indtil kønsmodenhed, hvorefter væksten hos hunner relativt nedsættes i forhold til hanner. Den forskel skyldes nok en øget energiomkostning i form af ægproduktion hos hunnerne. Det kan også skyldes, at hunner i lange perioder er nedgravet, og deres fødeindtag i denne periode er mindre (Bailey, 1986).

Væksten varierer tilsyneladende en del fra bestand til bestand, og temperaturen spiller en væsentlig rolle (Farmer, 1975), men er ikke den eneste gældende forklaring.

Der er lavet vækstsammenligninger mellem to bestande i Skotland; Clyde og Sound of Jura og undersøgelserne viser, at hummerne i bestanden i Clyde er større. Her er dybde og temperatur den samme i begge lokaliteter, så vækstforskelle kan ikke skyldes disse faktorer. Fiskeritryk kan heller ikke skabe forskellen, da billedet var det samme, før trawlfiskeriet rigtigt satte igang i områderne (Thomas, 1965b). Dvs. at forskellen i størrelse mellem de to bestande skyldes forskelle i vækst (Bailey & Chapman, 1983).

En forklaring på forskellen menes at være, at Sound of Jura bestandens vækst hæmmes pga. en højere densitet, og dermed større konkurrence om føde og plads (Bailey & Chapman, 1983). En anden forklaring kan være, at den sociale adfærd ændres ved høje densiteter på den måde, at antallet af skalskifter hos nogle individer ændres, når et dominanshieraki er etableret (Chapman & Howard, 1988).

I Sound of Jura er substratet af en anden grovere karakter, der muligvis ligeså kan have indflydelse på væksten, fordi et substrat kan være mere egnet til larvesettling, og derved skabe højere densitet (Bailey, 1986) eller ved at være habitat for bedre fødeemner for *N. norvegicus* (Bailey et al., 1986).

Væksten hos jomfruhummere er ikke kontinuerlig over hele året; de vokser derimod i ryk som følge af skalskifter.

#### 2.4.3. Skalskifte

Skalskifter kan dels observeres ved bløde individer i fangsten

eller i laboratoriet, og Farmer (1973) ser ikke nogen væsentlig forskel mellem de to forsøgsmetoder i sine undersøgelser.

Skalskifte sker hele året igennem, selvom der findes tidspunkter, hvor frekvensen er højere; disse er dog mere udtalte for hunnerne end for hannerne. Thomas (1965a) fangede hummere i Skotland, og holdt dem i laboratoriet, hvorefter han noterede tidspunkt for skalskifte. Ud fra dette forsøg skifter hanner stort set skal på alle tidspunkter af året dog med et maximum i oktober, mens der for hunner klart observeres flest skalskifter i april, juni og august. Denne observation underbygges af Farmer (1973). Conan (1978) finder også, at hunner skifter skal om foråret, mens det for hanners vedkommende foregår både forår og efterår, hvilket det tilsyneladende også gør for de juvenile hunner. Længere sydpå, i Middelhavet, konstateres maximumsperioden for skalskifter at ligge fra februar-juni (Relini & Relini, 1989), altså noget tidligere end højere nordpå.

Bailey et al. (1986) konkluderer, at hunner vokser relativt mindre end hanner ved et skalskifte, mens Farmer (1973) ikke finder nogen signifikant forskel mellem kønnene. Den gennemsnitlige vækst for hanner efter skalskifte er 7.1 % målt i carapaxlængde, og for hunner er samme 6.8 % (Thomas, 1965a).

Andre tal er fra Andersen (1962) 5,88-7,14 procent (tallene er lavet om fra hel længde til carapaxlængde jvf. Farmer, 1975). Farmer (1973) finder, at stigningen varierer fra 21.2 % hos postlarven til 6.1 % hos de største hanner.

Flere kilder nævner, at små individer skifter skal oftere end de kønsmodne eksempelvis Conan (1978). For helt små individer er perioden mellem hvert skalskifte meget konstant, ca. 1 måned, og Conan (1978) foreslår, at skalskifterne eventuelt følger månens cyklus.

Litteraturen viser også, at antallet af skalskifter er stigende med stigende temperatur. Der sker således en reduktion i antallet af skalskifter, jo længere nord på man kommer. Andersen (1962) konkluderer f.eks., at skalskifter ved Færøerne som regel kun forekommer hvert andet år for hunner, mens hanner skifter skal hvert år. Farmer (1973) estimerer antal skalskifter til 1 om året for hunner og 2-3 for hanner omkring Isle of Man.

Barnes & Bagenal (1951) har undersøgt hyppighed af skalskifter ved at aldersbestemme rurer, der lever på voksne hummerne. De små individer havde ikke rurer fasthæftet, evt. fordi de ikke befinder sig så ofte i huleudgangene, hvor det menes, at rurlarverne sætter sig fast. Forfatterne konkluderer at for skotske hummere, fandtes der ikke rurer over 1 år på skallen. Men ved alders aflæsning af rurer på hummere ved Færøerne blev nogle individer bestemt til 3 år, hvilket altså antyder, at den pågældende hummer ikke har skiftet skal i samme tidsperiode. Der er også antydning af, at antallet af skalskifter er faldende med stigende størrelse (Andersen, 1962).

Latrouite et al. (1991) benytter sig af en alternativ måde til at måle tid mellem skalskifter. De udnytter det faktum, at dyrene efter skalskifte optager calcium i skallen og samtidigt små

mængder af det beslægtede stof radium. Radium omdannes ved naturligt henfald til thorium, og dermed kan forholdet mellem  $^{228}\text{Ra}$  og  $^{228}\text{Th}$  benyttes til bestemmelse af skallens alder, dvs. tidsrummet siden sidste skalskifte. Resultatet viser et skift fra 2 skalskifter om året til 1 for hunner, når de opnår en carapaxlængde på ca. 25 mm. Derimod ses kun 4-6 måneder mellem skalskifter hos hanner, og dette gælder for alle størrelser.

Skalskifterne gør som sagt, at det ikke er muligt at aldersbestemme dyrene, men der laves forsøg med udvikling af mærker, der bliver siddende efter et skalskifte. Shelton & Chapman (1987) har udført eksperimenter, hvor de implanterer levende integument fra et andet individ ind i hæmocoetet. Derefter gror epidermis fra værtten rundt om "mærket" fra det fremmede dyr, og danner en cyste. Ved hvert skalskifte afkastes også et lag epidermis ind imod centrum af cysten, og det er dermed muligt at tælle antal lag dvs. antal skalskifter, hummeren har foretaget, siden den blev fanget første gang.

## 2.5. Adfærd og aktivitet

### 2.5.1. Bestemmende faktorer for fangststørrelsen

Jomfruhummerfiskeriet svinger igennem året, idet der er store sæsonmæssige variationer i fangststørrelsen. Således bliver de største fangster i Kattegat eksempelvis taget i juni-oktober og de mindste i december-januar (Bagge & Munch-Petersen, 1979). Forskelle skyldes jomfruhummernes biologi og adfærd, da fangsterne reflekterer, hvornår dyrene er aktive og ude af hulerne. Hummerne har ikke som fisk den mulighed at flygte til et bedre sted, hvis levevilkårene det pågældende sted skulle blive for dårlige; de har kun mulighederne enten at befinde sig i hulen eller oppe på havbunden ikke langt fra hulen.

Adfærdens ændres både efter sæson men også over tidspunkt på døgnet, hvorfor nedenstående redegørelse for faktorer der er afgørende for fangststørrelsen, er opdelt herefter.

### 2.5.2. Sæsonvariation

#### 2.5.2.1. Temperatur

Jensen (1965) mener, ikke at jomfruhummerne kan fanges ved en temperatur på mindre end 5 grader, da de ved koldere forhold holder sig i hulerne. Han mener ligeledes, at grunden til at fangsterne varierer over året, er på grund af varierende temperaturer. Når der således fanges mere om sommeren, skyldes dette de højere temperaturer ved bunden.

Det er blevet diskuteret af Chapman (1984), om temperaturen kan indvirke på de årlige fangster af *N. norvegicus*. Han mener, at kunne spore en sammenhæng mellem fangststørrelsen og havoverfladens temperatur 3-6 år tidligere. Fangsterne består nemlig overvejende af aldersgrupperne 3-6 år. En mulig forklaring på sammenhængen henføres til, at temperaturen skulle have en



effekt på larveoverlevelsen og dermed på rekrutteringen.

#### 2.5.2.2. Iltholdighed

En relation mellem iltholdighed ved bunden og fangststørrelse beskrives af Bagge & Munch-Petersen (1979). De observerer en negativ korrelation mellem trawlfangst i Kattegat og koncentrationen af opløst ilt i vandet. Når iltmætningen er lavest, opnås de største fangster, og forfatterne mener, at dette skyldes et endnu lavere iltniveau i hulerne end på bunden, hvorved hummerne tvinges op, og dermed kan fanges i trawl. De konkluderer endvidere, at iltholdighed har større betydning for variationen af fangstmængderne, end temperaturen har.

Op igennem 1980'erne optrådte iltmangel stort set hvert år i områder i Kattegat om efteråret. I 1985 rapporterede fiskere om døde hummere i fangsterne, og dette billede forværredes i 1988. Der var ilt-situationen blevet så slem, at jomfruhummerne ikke længere var at finde flere steder, f.eks. omkring Anholt.

Ved lave iltmætninger kommer hummerne ud af hulerne, da de ikke er fysiologisk tilpassede til at tolerere et så lavt iltindhold, og fangsterne øges dermed.

Ved et moderat iltsvind (ca. 40 % mætning) kan hummerne kompensere ved at øge blodhæmocyanin koncentrationen, således at kapaciteten til at optage ilt øges, så længe der er føde nok, men falder iltkoncentrationen yderligere, kan konsekvensen blive, at de ikke overlever (ved ca. 10 % mætning) (Baden et al., 1990b). Ved et så alvorligt iltsvind falder koncentrationen af hæmocyanin hurtigt, da hummerne holder op med at tage føde til sig, hvorved hæmocyaninen eventuelt nedbrydes, da blodproteinet bruges som energiressource. Både mængde og kvalitet af føden kan have effekt på hæmocyanin-koncentrationen, og det er måske mangel på fødeindtag, der hæmmer syntesen af hæmocyanin (Hagerman & Baden, 1988). Baden et al. (1990b) mener ikke, at nedgangen i hæmocyanin-koncentration skyldes mangel på føde, så måske er grunden, at de ændrede iltforhold gør, at fødeudbuddet bliver et andet, da nogle fødeemner dør.

Pga. deres immobile leveform rammes hummerne altså hårdt af iltsvind, da de ikke har samme mulighed for at flygte som fisk har.

#### 2.5.2.3. Variation som følge af reproduktionscyklus

I næsten alle referencer er andelen af hunner i fangsten mindre i perioden, hvor de bærer rogn (Figueiredo & Thomas, 1967; Farmer, 1974b; Bailey, 1984; Nichols et al., 1987; Briggs, 1988), og dette forklares med, at hunnerne i denne periode stort set kun opholder sig nede i hulerne.

Ligeledes ser det ud som om individer, der lige har skiftet skal, også bliver i hulerne indtil skallen er blevet lidt hårdere (Chapman, 1980). Måske er bytteintensiteten nogle gange så stor, at hummerne kan nøjes med at sidde i udgangene og fouragere. Chapman & Howard (1979) beskriver udfra tv-overvågningsforsøg,

hvorledes dyrene meget af tiden befinder sig i huleudgangene. Der er også fundet beskadigede polychaeter i huleudgangene, hvilket evt. kunne tyde på, at hummerne beholder reserver til senere tidspunkter (Chapman, 1980).

Andersen (1962) nævner tidspunkter for, hvornår han mener, at hummerne er mest sårbare for fiskeriet, og konkluderer at tidspunktet lige omkring skalskiftet, og når de søger føde, er de væsentligste.

### 2.5.3. Døgnvariation og variation over kortere tidsperioder

#### 2.5.3.1. Hummerøjet og lysintensiteten

Det ser ud som om hummerne tilbringer det meste af tiden i hulerne, og kun kommer ud i relativt korte perioder hvert døgn (Farmer, 1975). Dette er derfor medvirkende til fangststørrelsesvariationerne i løbet af et døgn. Mange kilder mener, at disse variationer findes som følge af koncentrationen af lys på havbunden (Dybern & Høisater, 1965; Simpson, 1965; Chapman & Howard, 1979).

Forsøg er lavet, hvor det ser ud som om, der er størst aktivitet midt om natten på lavt vand (ca. 30 meter) (Chapman & Rice, 1971), og der er to aktivitetsperioder på noget dybere vand (ca. 30-100 meter) nemlig omkring solop- og solnedgang (Simpson, 1965), mens aktiviteten er højest midt på dagen, hvis hummerne befinder sig på meget dybt vand (Atkinson & Naylor, 1976) (se figur 5). Disse forhold varierer dog lidt over året, og natfiskeri er det mest almindelige i sommermånederne, mens fiskeri om dagen omvendt er det mest foretrukne om vinteren. Udfra månedlige indsamlinger igennem 3 år af Oakley (1978) på 90 meters dybde konstateres de største fangster generelt at tages ca. 2 timer efter solopgang og ca. 2 timer før solnedgang. Ifølge denne teori kommer *N. norvegicus* kun op af hulerne, når lysintensiteten ligger indenfor et bestemt interval,  $10^{-5}$ - $10^{-1}$  mc (meter candles).

Hummerne kommer altid ud ved samme lysintensitet ved bunden uanset dybden. Så tidspunkt for maximum-aktivitet afhænger således kun af, hvornår i døgnet den "rigtige" lysintensitet findes.

Dette forhold er dog ret kompliceret, og det er langt fra alle hummere, der kommer ud på det samme tidspunkt; faktisk kommer kun ca. 30 % af dyrene ud på de teoretisk mest optimale tidspunkter (Farmer, 1975).

Det bliver også diskuteret, om de kommer ud af hulerne ved en bestemt lysintensitet, eller om det er, når lyset skifter som f.eks. ved daggrø eller solnedgang.

Oakley (1978) mener at kunne konkludere, at hummerne kommer ud som følge af en ændring i lysintensiteten i forhold til et absolut lysniveau. Dette antages udfra det faktum, at de største fangster konsekvent bliver taget omkring solop- og solnedgang året rundt, selvom det absolutte lysniveau tydeligt ændres.

At fiskerne i Kattegat og Skagerrak på et tidspunkt om foråret

ændrer fiskerimønster fra dags- til natfiskeri, og gør det omvendte om efteråret, kan være et tegn på det modsatte, nemlig at det er en bestemt lysintensitet, der er afgørende for aktiviteten.

Atkinson & Naylor (1976) viser, at lysintensiteten på bunden i de tidsrum, hvor flest hummere kommer ud af hulerne er den samme på 10 meter som på 184 meter. Samme forfattere viser også, at en endogen rytme for aktivitet vedbliver i *N. norvegicus* efter de udsættes for en 12:12 timers lys/mørke-cyklus i laboratoriet. I et andet forsøg (Loew, 1974) bliver formodede blinde hummere også ved at følge en tilsyneladende lysbestemt rytme. Dermed menes, at en endogen rytme, der er inkorporeret udfra lysforholdene, som dyrene har været udsat for, opretholdes efter, at de er kommet i laboratoriet (Atkinson & Naylor, 1976).

Hummerøjet er tilpasset til lave lysintensiteter (Aréchiga & Atkinson, 1975; Loew, 1976) og undersøgelser viser, at øjet gradvist ændres fra mørketilpasning til lystilpasning ved intensiteter fra  $10^{-2}$ -1 mc. Denne intensitet svarer til den øvre del af spektret, hvor de fleste dyr kommer ud af hulerne. Hvis øjet udsættes for højere intensiteter, sker der skade på øjet, som f.eks. hvis hummerne bringes til havoverfladen i fuldt dagslys. Omfanget af skaden afhænger af om øjet er lys- eller mørketilvænnet og af den lysintensitet, det udsættes for (Shelton et al., 1985).

Loew (1974) mener at hummerne, der bliver bragt til overfladen i fuldt dagslys, bliver blinde, og at denne skade på øjet er irreversibel. Shelton et al. (1985) holder hummere, der har været udsat for dagslys i bure på havbunden i en måned. De konkluderer som Loew, at skaden er uoprettelig, men at der evt. vil ske lidt forbedring for hvert skalskifte, da der her dannes et antal nye ommatidier.

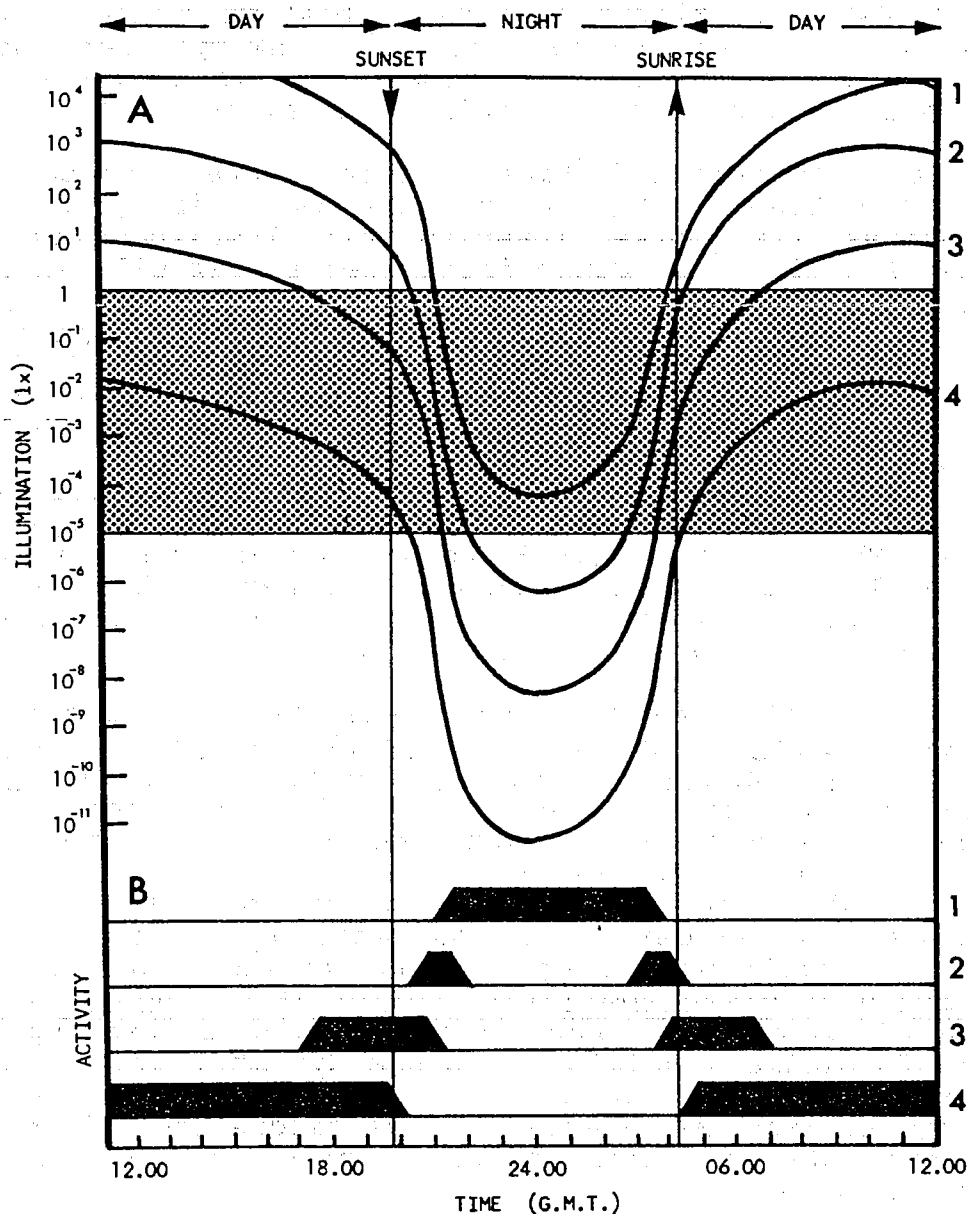
Det vides endnu ikke, hvordan disse øjenskader influerer på dyrenes adfærd. Muligvis er hummerne lysfølsomme på abdomen, og hvis hummerne også bruger chemoreception til lokalisering af føde, betyder det nedsatte syn evt. ikke så meget i den forbindelse. Måske har synet større betydning i forhold til predatorer (Shelton et al., 1985).

Viden om hvorvidt blindheden har betydning for væksten eller mortaliteten eksisterer der heller ikke meget om. Chapman et al. (1989) har lavet mærkningsforsøg med hummerne med øjenskader for at belyse nogle af disse spørgsmål. Heller ikke lang tid efter belysningen af øjet har fundet sted, ses der forbedring. De finder ikke forskelle i adfærd fra sunde dyr mht. overlevelse, vækst og reproduktion. Der er her kun tale om store individer, og viden foreligger ikke om adfærden hos de mindre jomfruhummere. Dog observerer de, at der generelt fanges flere dyr med øjenskader end raske.

Forsøg viser, at der på lavt vand bliver fanget relativt flere store individer om dagen, mens fangsterne er størst om natten, til gengæld er individerne så en del mindre (Andersen, 1962). Også Simpson (1965) finder en tendens til relativt færre små individer i dagsfangsterne.

Denne variation i længdefordelingerne i fangsterne mellem dag og nat tyder på en tendens til at varigheden af aktivitet udenfor

hulerne stiger med kropsstørrelse. Dette kan skyldes, at øjet med tiden ikke responderer så godt på lyset, eller at det større kropsvolumen gør, at hummerne må bruge mere tid på at finde føde for at tilfredsstille metabolismen. Evt. er de ej heller så udsat for predation, når de opnår en vis størrelse (Chapman & Howard, 1979).



Figur 5. Diagram, der viser (A) hypotetiske belysningskurver for 4 dybder (1-4), og (B) perioder af aktivitet, der ville forventes ved respektive dybder på basis af teorien om aktivitet ved optimal lysintensitet, (efter upubl. artikel af Chapman, Priestley & Robertson, 1972, refereret i Farmer, 1975).

At hummerne kommer ud indenfor et optimalt spektrum af lys, bestemmes nok både af udbuddet af føde såvel som fjender. Chapman & Rice (1971) mener, at aktivitetsmønstret bestemmes af, hvornår byttedyr er talrigest og ved at blive i hulerne i perioder, hvor fødeudbuddet ikke er optimalt, kan risikoen for selv at blive spist reduceres.

### 2.5.3.2. Strømforhold og månens indflydelse

Fangsten varierer ligeledes alt efter højvande-ebbe og månens faser, således bliver der ifølge fiskere ikke fanget så meget ved højvande og ej heller ved bestemte strømforhold.

Dette kan også hænge sammen med synet, da sigtbarheden jo forringes med voksende strøm over bunden. Strømmene ved hummerhulerne tæt over bunden er selvfølgelig svage, men åbenbart stærke nok til at øge turbiditeten (Chapman, 1980).

## 3. JOMFRUHUMMER-FISKERIET

Siden 1950 er fiskeriet efter jomfruhummer steget betydeligt i de fleste europæiske lande, hvilket skyldes en øget efterspørgsel på jomfruhummer som delikat spise (Bennett, 1980).

*N. norvegicus* er i hele sit udbredelsesområde genstand for fiskeri, og de største fangster tages i Nordsøen, rundt om Skotland, Irland, Island, Frankrig samt i Kattegat og Skagerrak. Som regel foregår fiskeriet forholdsvis tæt på kysten, men der fiskes også ca. 200 km. fra kysten i Nordsøen (Farmer, 1975). Vægtmæssigt er fangsterne ikke så imponerende, men de høje priser gør, at jomfruhummer er en økonomisk vigtig art.

Hovedparten af det danske fiskeri foregår i Kattegat og Skagerrak, men i de senere år er fiskeriet blevet udvidet til også at inkludere dele af Nordsøen. Fiskeriet foregår mest i området omkring Skagen, fra Hirtshals til Frederikshavn og rundt om Læsø. Der skete et skift i løbet af 1980'erne, da iltsvind begyndte at forekomme i det sydligere Kattegat omkring Anholt, hvor meget af fiskeriet tidligere havde været koncentreret. Der er dog en tendens til fra 1990, at hummerne er ved at komme igen i dette område, og fiskeriet er herefter atter steget.

### 3.1. Fiskeriet i Kattegat og Skagerrak

#### 3.1.1. Fiskeredskaber

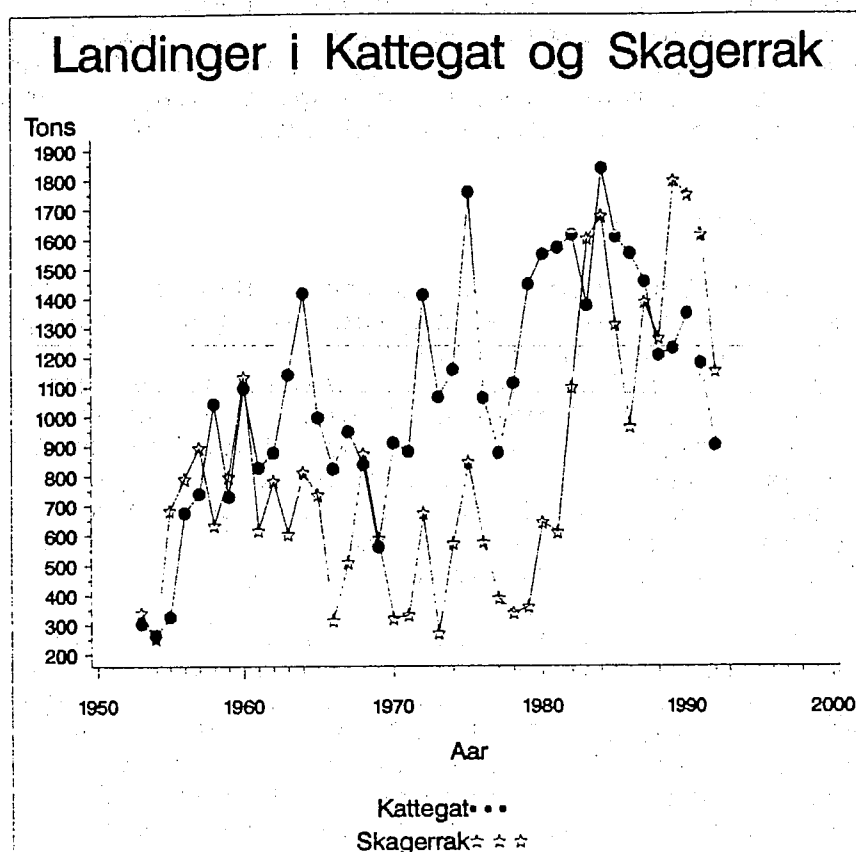
Det danske fiskeri efter jomfruhummer, i Kattegat og Skagerrak, sker idag udelukkende med et såkaldt hummertrawl. Det specielle ved det trawl er, at det har et kort krop og ret lange arme (vinger). For de fleste hummerfiskeres vedkommende benyttes et dobbelttrawl, hvilket blev introduceret i 1986, hvor der førhen kun blev fisket med enkelt trawl.

Svenske fiskere benytter endvidere tejner i kystnære områder i Skagerrak, hvor trawling er forbudt. I Skærgården eksempelvis fanges hummerne i tejner vha. madding og disse er konstrueret

på en måde, så de mindste dyr kan slippe ud. Fangstburene er også selektive på den måde, at større hummere bruger mere tid væk fra deres huler i søgen efter føde og ikke skræmmes så let af det unaturlige element, som et tejn er (Bjordal, 1986). Kun de store dyr fanges altså, og de har ved denne fangstmetode ikke skader ligesom de kan have efter den hårde medfart i et trawl. Det er derfor muligt at opnå højere priser på hummere fanget i tejn.

### 3.1.2. Fiskeriet og landingerne

De danske landinger fra Skagerrak og Kattegat fra 1953 til 1992 er vist i figur 6.



Figur 6. Udvikling i årslanding af jomfruhummer i Kattegat og Skagerrak i perioden 1953-1992.

Generelt er landingerne fra år til år præget af store udsving, samtidig med at niveauet har været stigende i perioden.

Fra 1970 til 1983 har landingerne fra Skagerrak ligget på et lavere niveau i forhold til landinger fra Kattegat. Dette ændrede sig fra sidst i 1970'erne og starten af 1980'erne, hvor landingerne fra Skagerrak steg til samme niveau som Kattegat. Herefter konstateres faldende landinger i Kattegat igennem 1980'erne. Niveauet for Skagerrak er nogenlunde stabilt, men i de allerseneste år ses en tendens til mindre landinger også i dette område. I 1984 var udbyttet det højeste hidtil, nemlig 3.513 tons, hvor der til sammenligning blev landet totalt 2.052 tons samlet for Kattegat og Skagerrak i 1992.

I midten af 1980'erne opstod som sagt iltsvind i det sydlige Kattegat, der gjorde at hummerfiskeriet i denne del af Kattegat ikke længere var rentabelt, hvorfor fiskeriet flyttede til det nordlige Kattegat (Bagge et al., 1990).

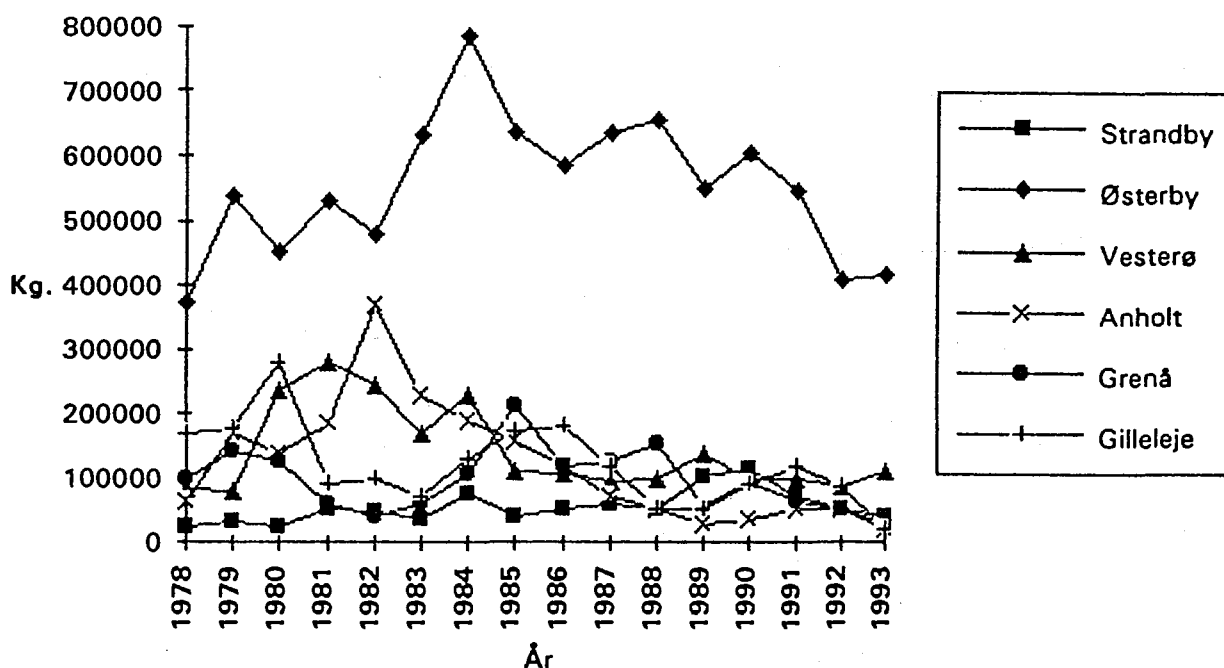
De resulterende faldende landinger i det sydlige Kattegat er søgt illustreret i figur 7, der viser årslandinger fra udvalgte havne i dette farvand.

Havnene Strandby, Østerby og Vesterø repræsenterer det nordlige og havnene Anholt, Grenå og Gilleleje det sydlige Kattegat.

Mange fiskere fra Anholt indstillede hummerfiskeriet fra midten og slutningen af 1980'erne, mens andre fiskede i det nordlige Kattegat, hvor det må formodes, at de også landede de fangede hummere.

De største landinger sker gennem hele perioden i Østerby, og der konstateres ikke fald her i iltsvindsperioden, men store stigninger kan heller ikke konkluderes ud fra grafen.

For Anholt ses klart faldende landinger fra midten af 1980'erne og årslandingen i Gilleleje ligger også meget lavt i 1988, hvor iltforholdene var specielt dårlige.

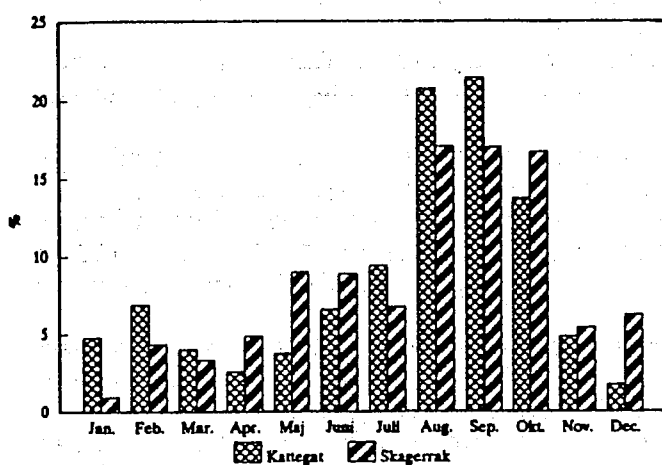


Figur 7. Landinger i kg. af jomfruhummere i Kattegat fra 1978 til 1993 fordelt på udvalgte havne.

I figurerne 8a og 8b illustreres den samlede årlige landing fordelt på de enkelte måneder for 1991 og 1992.

Der er indenfor de seneste år sket en sæsonændring af fiskeriindsatsen. Hvor den førhen var mere koncentreret i sommermånederne og efterårsmånederne, foregår fiskeriet nu mere ligeligt over hele året. Denne tendens viser sig stærkest i Skagerrak, men stadigvæk tages den største procentvise andel af årslandingerne i perioden juni - oktober, der tilsammen udgør eksempelvis 73.4 % og 64.3 % for henholdsvis Kattegat og Skagerrak i 1992.

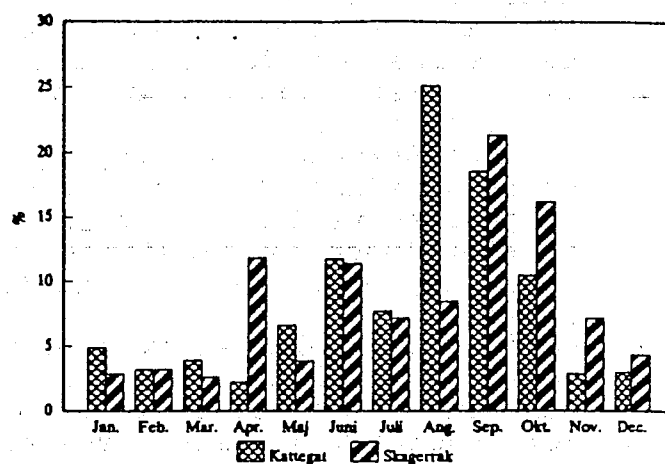
1991



Fordeling af landinger pr måned i pct af årslanding  
1991

Figur 8a

1992



Fordeling af landinger pr måned i pct af årslanding  
1992

Figur 8b

Figur 8a & 8b. Fordeling af landinger pr. måned for Kattegat og Skagerrak i procent af årslanding for 1991 (figur 8a) og 1992 (figur-8b).

### 3.1.3. Effort (indsats)

#### 3.1.3.1. Udvikling i effort

I midten af 1980'erne fordoblede antallet af fiskebåde, som fiskede jomfruhummer. Det var både, der før var engageret i andet fiskeri i samme område (torsk & tunge) eller andet fiskeri i andre områder (Østersøen, sild & brisling - Nordsøen, overkapacitet af både), som skiftede. Bestandene af torsk og rødspætter reduceredes, og priserne på pelagiske fisk som brisling og sild gjorde fiskeriet urentabelt. Derfor overførtes efforten fra disse fiskerier i overvejende grad til jomfruhummerfiskeriet, der ikke er kvoteret.

Endvidere er bådene blevet større samt udstyret med mere motorkraft, og siden 1980'erne er langt de fleste både blevet udstyret med dobbelttrawl, hvilket næsten fordobler fangsten i sammenligning med brug af enkelt trawl (Bagge, 1988).

#### 3.1.3.2. Problemer med måling/registering af effort

Et præcist antal af hummerbåde er meget svært at få oplyst, da fiskeriet i stor udstrækning består af blandet fiskeri. Der bruges samme trawl til tunger og hummer, og det er sjældent, at fiskeriet kun er rettet mod jomfruhummer.

Hidtil er den danske jomfruhummer-effort defineret ud fra maskestørrelse i trawlrødskebet, dvs. at alle både, der fisker med et trawl med maskestørrelse på 50 mm eller derover, anses som værende potentielle hummerfiskere.

Mål for efforten, fangst pr. time, er i Danmark ikke registreret.



før 1987, og der vides derfor endnu ikke nok om, hvor belastet hummerbestanden er som følge af det øgede fiskeritryk.

#### 3.1.4. Maskestørrelse og mindstemål

I Danmark eksisterer der ikke fastsatte kvoter for jomfruhummerfiskeriet, og regulering sker gennem krav for anvendt maskestørrelse og mindstemål for landede individer. Mindste tilladte maskestørrelse for hummertrawl i Kattegat og Skagerrak er 70 mm diagonalmaske.

Det er i Kattegat og Skagerrak ikke tilladt at lande jomfruhummere med en skjoldlængde på mindre end 40 mm (undermålshummere), hvilket svarer til en totallængde på ca. 13 cm.

Man må som sagt bruge et 70 mm net, og ved brug af denne maskestørrelse gælder yderligere betingelserne, at mindst 30 % af fangsten skal bestå af målarter, dvs. alle arter, der må fiskes med 70 mm, og at højst 60 % af fangsten må bestå af beskyttede arter.

#### 3.1.5. Discard (udkast)

Tal fra egen undersøgelse i 1991 og 1992 i Kattegat/Skagerrak viser, at en stor del af fangsten består af undermålshummere, der må discardes. Tallene varierer fra ca. 30 % til ca. 90 % (se tabel i resultatafsnittet s. 56-57).

Til den store discardmængde ved målrettet fiskeri efter jomfruhummer, skal også lægges discardhummere, der fanges som bifangst ved fiskeri efter andre målarter.

#### 3.1.6. Bifangst

Nogle af de væsentligste bifangstarter i fiskeriet efter *N. norvegicus* er torsk, hvilling, tunge og rødspætte. Det er kun få fiskere, som udelukkende går efter hummere hele året rundt - de fleste vil primært gå efter tunger i vintermånederne. Ved tungefiskeriet bruges samme trawl, og det kan derfor være vanskeligt at afgøre hvilken art, der er bifangsten.

Andre arter, der indgår i bifangsten, er sej og kulmule; sidstnævnte især om efteråret.

### 4. MATERIALER OG METODER

#### 4.1. Materialer

Længdedata er indsamlet som data for DFH i 1991 og 1992 i Kattegat og Skagerrak, og disse indgår i DFH's grunddata med henblik på dels at få estimater af discards dels at bestemme størrelsessammensætningen af fangster.

Der blev foretaget 4 indsamlingsture i 1991, hvilke alle er med kommercielle både. I 1992 blev der indsamlet materiale på seks

ture og her er ligeledes de fire med kommercielle kuttere. De to resterende togter er med DFH's båd 'Havfisken'. I sidstnævnte bliver der brugt et enkelt sidetrawl, hvor der i de øvrige togter bruges et dobbelttrawl. Maskestørrelsen har ved alle trækkene været 70 mm.

En oversigt over togterne findes i appendix (A.4.1a)

For hvert træk er enten hele fangsten eller, hvis denne var for tidskrævende at sortere, en stikprøve blevet opdelt i hunner og hanner. I tilfælde, hvor der er gjort brug af stikprøver er resten af fangsten fordelt ud på længdegrupper efter, hvad der er målt i stikprøven.

Skjoldlængden af jomfruhummerne er målt vha. en skydelære og for nogle togter gælder det, at også rognhunner og bløde hummere (dyr, der lige har skiftet skal) er registreret og målt.

For de kommercielle togters vedkommende er hummerne delt op i landede hummere og discard, og fiskerne måler her hel længde, hvorfor måls- og undermålshummerne ikke skiller præcis ved 40 mm skjoldlængde.

Under togterne med 'Havfisken' er måls- og undermålshummer delt ved 40 mm. I de fleste træk er disse to grupper vejet for sig henholdsvis for hunner og hanner, men i enkelte tilfælde eksisterer kun en total vægt for de to køn, og en længde-vægt relation er her brugt til at dele vægten op i måls- og undermålshummer.

Ved hvert træk er positionen, tidspunkt på døgnet, trækdybden og træktiden noteret.

Trækbeskrivelser findes i appendix (A.4.1b)

Længdefordelingerne for hvert træk findes i appendix (A.4.1c)

Til brug for sammenligning af længdefordelinger indgår desuden data fra Nordsøen sommeren 1993 indsamlet for DIFTA med 'Tannisbugt', en kommerciel båd.

Heri indgår længdefordelinger for de to køn samt tal fra selektionsforsøg med forskellige maskestørrelser og masketyper. Disse data kan udover at blive sammenlignet med tilsvarende længdefordelinger fra Kattegat/Skagerrak bruges til at se på størrelse og antal af hummere, der slipper igennem de forskellige maskestørrelser, da der ved disse forsøg blev brugt cover (net udover trawlet der opsamler dyr, der slipper igennem trawlet).

Dette er nærmere beskrevet under selektionsafsnittet.

Trækbeskrivelser og længdefordelinger fra Kvadrat-og standardmasketrawlforsøg i Nordsøen findes i appendix (A.4.1d) og maskestørrelsesforsøg i Nordsøen findes i appendix (A.4.1e).

Til brug af sammenligning med længdefordelinger fra andre bestande findes også nogle længdefordelinger fra DANA-togter på Fladen i november 1990 og november 1992.

Længdefordelinger fra disse togter ses i appendix (A.4.1f).

Ligeledes findes tal fra 1970'erne fra Kattegat med 'Havfisken', der kan bruges til at vurdere, om der er sket ændringer i udviklingen af længdefordelingen i hummerbestanden.

Disse data findes i appendix (A.4.1g).

#### 4.2. Prøvetagningsproblemer

Det har ikke været muligt, primært af økonomiske årsager, at fremskaffe de mest optimale data til beregningerne. Nedenfor er beskrevet, hvilke mangler og fejlkilder ved indsamlingerne, der især til udregningerne til bestandsvurderingen i Kattegat og Skagerrak har betydning.

Togterne er ikke, som de ideelt burde være, fordelt ligeligt over hele året for både Kattegat og Skagerrak (se tabel 1). Det gælder for både 1991 og 1992, at størsteparten af data stammer fra 3. og 4. kvartal. Det er dog også i disse kvartaler ca. 75 % af den totale fangst bliver landet for Kattegat, men for Skagerraks vedkommende er landingerne som sagt mere spredt ud over årets måneder (se figur 8b, s. 25).

Til belysning af manglen kan undersøgelserne i Skagerrak 1991 bruges. Der findes her kun et enkelt togt i 4. kvartal, og det er langt fra sikkert, at denne ene længdefordeling er repræsentativ for, hvordan fangsten af hummere fordelt på længdegrupper ser ud for hele året (se figur 14b, s. 49).

At prøverne er fordelt i samme relative forhold som fiskernes fangster over året er betydningsfuldt, når man ønsker at få et godt estimat af fordelingen (køns- og størrelsesfordeling) i fangsten/landingen.

Der fanges f.eks. et meget varierende forhold mellem hanner og hunner gennem året, så et togt i december vil ikke vise det samme billede som et togt i eksempelvis august. Som beskrevet under biologiafsnittet lever dyrene en stor del af tiden nedgravet, og den sæsonmæssige ændring i adfærd gælder især for hunnerne, der jo sjældent kommer op i vinterperioden, hvor de er med rogn.

Til grundlag for udformningen af data til sammenligningen af længdefordelinger spiller endvidere ydre faktorer ind. Det kunne f.eks. tænkes, at hummere af forskellig størrelse kom op af hulerne på forskellige tidspunkter i døgnet for at fouragere, så om prøven er taget dag eller nat, er evt. afgørende for, hvordan længdefordelingen udformer sig.

Dyrenes adfærd på skiftende tider af døgnet og sæsonen må altså tages med i betragtning, når der vurderes om, de opnåede prøver er repræsentative.

Hvis der skal sammenlignes, hvad der blev fanget pr. time i de forskellige træk, skal der endvidere tages andre faktorer med i betragtning såsom, om hummerne fordeler sig ligeligt i forhold til størrelse og køn ved forskellige typer bundsubstrat, dybde, strømforhold, tidspunkter på døgnet etc.

At bruge fordelingerne pr. time og samlede landede mængder til at sige noget om bestanden som helhed, kræver endvidere viden om redskabsselektionen, altså om hummere, der er rekrutteret til fiskeriet, har lige stor chance for at blive fanget uanset størrelse.

Udover ovennævnte faktorer er trivielle ting som en standardiseret sorteringsproces af fangsten og målemetoden jo selvfølgelig også vigtige.

#### 4.3. Procedure anvendt til beskrivelse af samlede længdefordelinger

Fangsten pr. træk er regnet om, så alle længdefordelinger og vægte er pr. 1 times træk og en gennemsnitsfordeling er udregnet for hvert togt.

Det er denne gennemsnitsfordeling, der bliver brugt til at omregne de kvartalmæssige landinger i tons til antal fordelt på længdegrupper (se appendix A.4.1c).

I nedenstående tabel vises, hvordan togterne i Kattegat og Skagerrak har fordelt sig på kvartalerne i henholdsvis 1991 og 1992.

	Kattegat 1991	Skagerrak 1991	Kattegat 1992	Skagerrak 1992
1. kvartal	-	-	-	1
2. kvartal	-	-	-	-
3. kvartal	2	-	2	3
4. kvartal	1	1	-	1

Tabel 1. Oversigt over togtfordeling på kvartaler og år.

I kvartaler med ét togt er den gennemsnitlige længdefordeling for togtet brugt og i tilfælde med to eller flere undersøgelser pr. kvartal, er gennemsnittet af disse togters gennemsnitsfordelinger brugt (se appendix A.4.1c).

Der er i kvartaler uden togter skønnet hvilken fordeling fra et andet kvartal, der giver det mest realistiske billede:

For Kattegat 1991 bruges i 1. kvartal længdefordelingen fra 4. kvartal og i 2. kvartal bruges længdefordelingen fra det første togt i 3. kvartal med den begrundelse, at disse fordelinger ligger tidsmæssigt tættest på, og at hummernes adfærd da vil have forandret sig mindst muligt.

I Skagerrak 1991 blev der kun udført et togt, og denne længdefordeling fra 4. kvartal er blevet brugt i samtlige kvartaler, da der ikke fandtes andre muligheder.

For Kattegat 1992 mangler ligeledes data fra 3 kvartaler, og

gennemsnitsfordelingen fra 3. kvartal bruges her over hele året. Skagerrak 1992 er bedst repræsenteret med længdefordelinger for 3 kvartaler og til beregningerne i 2. kvartal er gennemsnitsfordelingen fra 1. kvartal brugt, da den tidsmæssigt er placeret i marts/april, altså både 1. og 2. kvartal.

Omregningerne fra vægt til antal for de samlede landinger pr. kvartal, foregår ved at gange de repræsentative målte længdefordelinger med antal gange prøven går op i den totale landede mængde hummer pr. kvartal. Dvs.:

$C = W/w$ , hvor C er fangsten pr. kvartal i antal, W er vægten af landingerne og w er vægten af prøven pr. time.

Man antager altså, at hele kvartalets længdefordeling er relativt den samme som gennemsnitslængdefordelingen, blot indeholder den totale fangst ikke vægten af undermålshummerne.

For at få det totale antal fangne hummere for de to år og områder lægges tallene fra de fire kvartaler blot sammen.

#### 4.4. Metode til sammenligning af længdefordelinger

Når længdefordelinger fra forskellige bestande eller områder sammenlignes, er det tradition at benytte middellængden som grundlaget for sammenligningen (eksempelvis Jensen, 1965; Thomas, 1965b; Chapman et al., 1989). Middelværdien er imidlertid en størrelse, der kan variere en del alt efter formen af fordelingerne. Hvis en fordeling eksempelvis er skæv, dvs. hvis der f.eks. findes få men meget store individer kan middellængden blive urealistisk høj.

En anden måde hvorpå længdefordelinger kan sammenlignes, er ved at se på andelen af fangsten over og under en vis længde i forskellige bestande og områder.

Jeg har valgt at lave dette skel ved 40 mm carapaxlængde, idet det største problem indenfor hummerfiskeriet er de meget store andele af undermålshummere i fangsten. Figurerne 14a-d (resultatafsnittet, se s. 49) viser netop, at størstedelen af fangsterne består af hummere under målet - dyr der altså må discards, og som sagt ved man ikke meget om disses skæbne.

Jeg har derfor valgt at sammenligne bestande fra Nordsøen med Shetlandsøerne, Fladen, Kattegat og Skagerrak ved at se på hvor stor en andel undermålshummere, der indgår i fangsterne fra de respektive områder.

Udover bestandssammenligningerne prøver jeg udfra ydre faktorer at finde forklaringer på, hvorfor andelen af undermålshummere i fangsten til nogle tidspunkter og på bestemte steder er større end andre.

Nedenstående er en gennemgang af valg af statistisk test og begrundelsen herfor. Gennemgangen er grundig, fordi et valg af et forkert test kan gøre, at der drages meget forkerte konklusioner, som jeg søger at vise vha. et eksempel.

#### 4.4.1. Valg af statistisk test

I data fra Kattegat og Skagerrak er antal fangne undermåls- og målshummere optalt for alle 43 træk og det er dermed muligt at beregne, hvor stor en procentdel undermålsommerne udgør af den samlede fangst.

For hvert træk foreligger endvidere oplysninger om en række faktorer, f.eks. område, dybde og tidspunkt på dagen, der kunne tænkes at have indflydelse på procenten af undermålsommer i fangsten.

Når man ønsker at sammenligne længdefordelinger (altså sammenligne andele undermålsommer i fangsten) i f.eks. Kattegat og Skagerrak, er det nærliggende at slå alle Kattegattræk sammen og tælle antal fangne individer under eller over en given længde sammen, og gøre tilsvarende for Skagerraktrækkene.

Dernæst kunne man lave et  $\chi^2$ -test (chi<sup>2</sup>-test), der sammenligner, hvor stor en procentdel, der er mindre end en given længde i de to områder.

Men en forudsætning, for at et sådant test er rimeligt at bruge, er, at stikprøverne er udtaget fra homogene områder, og når der eksisterer så mange stikprøver (træk) som her, er det muligt at undersøge, om denne forudsætning er opfyldt.

At områderne er homogene betyder, at undermålsommerne er tilfældigt fordelt over hele området, således at de forskellige træk alle kan betragtes som binomialeksperimenter med samme sandsynlighed.

Det vil f.eks. ikke være tilfældet, hvis undermålsommerne har en eller anden form for klumpet fordeling, så frekvensen varierer meget indenfor samme område (f.eks. efter dybde), eller hvis trækkene er foretaget under forskellige omstændigheder (varierende maskevidde, årstid eller lign.), hvorunder frekvensen varierer.

Det er muligt at checke forudsætningen om homogene områder ved at undersøge, om den observerede spredning,  $s_{\text{obs}}$ , på procenten (andelen) af undermålsommer i samtlige træk (i et givet område) svarer til den spredning,  $s_{\text{for}}$ , man skulle forvente, hvis andelen af undermålsommer i stikprøverne var binomialfordelte.

Størrelsesordenen af den forventede spredning kan vurderes ved at antage, at stikprøverne alle er af nogenlunde samme størrelse og så benytte binomialspredningen, der giver at:  $s_{\text{for}}^2 = p(1-p)/n$ , hvor  $p$  er den sande andel undermålsommer og  $n$  er stikprøvestørrelsen.

Som regneeksempel har jeg udvalgt træk 2, togt 5 i 1992, der er repræsentativt for størrelsen af prøverne. Her er den samlede fangst  $n=438$ , hvoraf 141 er målshummer og 297 er undermålsommer. Her fås altså  $p=297/438$  og dermed forventet standardafvigelse  $s_{\text{for}}=0.022$ , mens den faktiske spredning,  $s_{\text{obs}}$  for samtlige træk i Kattegat er 0.102 (se appendix A.4.4.1a)

Dette viser, at der tilsyneladende er forskel på andelen af undermålsommer trækkene imellem fra Kattegat, dvs. der er ikke homogenitet, da den observerede spredning altså er langt større end den forventede, og forskellen er dermed for stor til at benytte et  $\chi^2$ -test.

Jeg har derfor i stedet for at bruge  $\chi^2$ -test valgt at se på procent undermålshummer i de forskellige træk og lave sammenligninger ved t-test.

Procenten af undermålshummere i trækkene fra henholdsvis Kattegat og Skagerrak sættes til  $p_1, \dots, p_n$  og  $q_1, \dots, q_m$ , og gennemsnittene af disse til  $\bar{p}$  og  $\bar{q}$ . T-testet skrives da som:

$$t = \frac{\bar{p} - \bar{q}}{s} \cdot \left( \frac{1}{n} + \frac{1}{m} \right)^{1/2}.$$

s udregnes vha.  $s^2 = ((n-1)s_p^2 + (m-1)s_q^2) / (n+m-2)$ , hvor henholdsvis  $s_p^2$  og  $s_q^2$  er variansen på p'erne og q'erne.

Ved mere komplicerede analyser, hvor flere faktoreres samtidige indflydelse på procenten af undermålshummere ønskes belyst, bruges under lignende forudsætninger som ved t-test multiple regressioner.

Det er muligt at lave et test på, om den observerede spredning er signifikant større end den forventede, men det er mere illustrativt at undersøge konsekvensen af at bruge et  $\chi^2$ -test i en situation med så stor spredning som den jeg har observeret, således at man direkte kan se, hvad det er for fejlkonklusioner, man kan komme til at lave.

I nedenstående eksempel vises, hvad der kan ske hvis  $\chi^2$ -test bruges, hvor der ikke er homogenitet. Spredningen er den samme som i mine data:

Man tænker sig, at Skagerrak er delt op i en række lige store felter med 100 jomfruhummere i hver. I halvdelen af felterne udgøres 60 pct. af undermålshummere og i den anden halvdel udgøres disse af 80 pct.

Der skal så testes for, om procenten af undermålshummer ialt er 70 pct.

Der udtages 10 tilfældige stikprøver i 10 tilfældige felter og det viser sig, at i 3 fangster er andelen af undermålshummer 60 pct., hvor denne så i de resterende 7 træk er 80 pct.

Sandsynligheden for at udtagningen bliver som i dette tilfælde er:  $10! / (7! \cdot 3!) \cdot (1/2)^{10}$  og for at få sandsynligheden for 'noget der er værre eller ligeså slemt' lægges sandsynligheden for tilfældet 60 pct. undermålshummer i 0, 1, 2, 7, 8, 9 eller 10 af fangsterne til. Den samlede sandsynlighed bliver da 34 pct.

Antallet af undermålshummer i denne udtagning er:  $(3 \cdot 60 + 7 \cdot 80) = 740$ , hvor det forventede antal er  $(10 \cdot 70) = 700$ .

Ved brug af et  $\chi^2$ -test ses på forskellen mellem det observerede samlede antal undermåls-/målshummere og de forventede antal:  $\chi^2 = ((740 - 700)^2 / 700) + ((260 - 300)^2 / 300)$ , hvilket er klart signifikant ( $p < 0,01$ ).

Et  $\chi^2$ -test ville altså forkaste hypotesen, om at den samlede mængde undermålshummer ialt er 70 pct. Testet regner forskellen mellem 700 og 740 for mere end den er, og resultatet er altså, at i 34 pct. af tilfældene vil  $\chi^2$ -testet komme ud med en gal konklusion.

Den samlede fangst er i dette eksempel 100, hvor tallet i eksemplet fra mine data er 438, hvilket kun understreger

vigtigheden af brug af det rigtige test til sammenligningerne, da  $\chi^2$ -testet oftere forkaster den sandfærdige hypotese ved større n-værdier dvs. fangstantal.

I det konstruerede eksempel konkluderer t-testet imidlertid det rigtige, at forskellen mellem 700 og 740 ikke er nok til, at forkaste hypotesen om at procenten af undermålsommer ialt er 70 pct.

En korrekt analyse i tilfælde hvor spredningen på pct. undermålsommer i de forskellige træk er stor, vil altså være at lave t-test på de observerede undermålsprocenter, hvis disse har en fordeling, der ikke afviger tydeligt fra en normalfordeling (især må fordelingen ikke være tydeligt skæv), hvilket den ikke gør i denne undersøgelse (se eksempelvis figur 16, s. 58).

Hvis den observerede spredning havde været som den forventede, ville der ikke være nogen idé i at lede efter faktorer, der har indflydelse på procent undermålsommer, da afvigelsen fra det forventede ikke ville være større, end hvad man ville forvente alene af den grund, at det er stikprøver.

Den langt større faktiske spredning kan så skyldes, at hummerne klumper sig efter størrelse, eller at områderne er meget inhomogene.

#### 4.5. Selektion

##### 4.5.1. Definitioner

Selektion kan defineres som evnen af udstyret (skib + trawl) til at tilbageholde et individ af en bestemt art i forhold til individets størrelse (Briggs, 1986).

Dette betyder, at fangsten i trawlet har en anden længdesammensætning end den, der gælder for den befiskede population. I jomfruhummerfiskeriet er mindste tilladte maskevidde 70 mm, hvilket gør, at trawlet selekterer for de større længdeklasser. Ved brug af fangsttal vil man således kun få et billede af, hvad der bliver taget i trawlet, og da der altså her er tale om selektion, får man ikke et reelt billede af populationen som helhed. Kendskab til selektionen er dermed en vigtig faktor, når der skal laves en populationsanalyse.

Selektion spiller også en vigtig rolle i reguleringen af mindstemål for arten, da maskevidden i udbredt grad kan bestemme størrelsen af fangne dyr.

Det er muligt at bestemme mængden og størrelsen af hummere, der ryger gennem posen (den del af trawlet, hvor fangsten opsamles) ved at have et cover, dvs. et net udenom posen med meget lille maskestørrelse. Man kan derved bestemme andelen af tilbageholdte hummere ud af tilbageholdte+undslupne hummere for hver længdegruppe. Plottes denne andel mod middellængderne af de respektive længdegrupper, fås typisk en sigmoid kurve, der nærmer sig 0 for en given lille længde, og som nærmer sig 1 for en given stor længde.



Formlen for selektionen som den udtrykkes i Sparre & Venema (1992):

$$S(L) = \frac{1}{1 + e^{(S1 - S2 * L)}}, \text{ hvor } S(L) \text{ er antallet af individer i posen med}$$

længden L divideret med antallet af individer i pose+cover med længden L, L er længdeintervallets midtpunkt og S1 og S2 er konstanter. Man antager, at hvert individ i én længdegruppe har samme chance for at blive tilbageholdt, dvs. at fordelingen i hver længdegruppe følger en binomialfordeling.

Ovennævnte udtryk kan omskrives til formelen for en ret linie:  $\ln(1/S(L) - 1) = S1 - S2 * L$ , hvor  $S1 = a$  og  $S2 = b$ .

Et andet begreb, man opererer med under selektion, er "selection range", der angiver afstanden mellem længden, hvor 25 % af fangsten bliver tilbageholdt og den længde, hvor 75 % bliver tilbageholdt. Det er typisk denne størrelse, man prøver at mindske, således at selektionen for tilladte landingslængder af målarten er god.

Udregningerne af længdeintervallerne, hvor henholdsvis 25-, 50-, og 75 % af fangsten bliver tilbageholdt i posen, foregår udfra følgende formler:

$$L_{25\%} = -(\ln 3 - S1) / S2, \quad L_{50\%} = S1 / S2 \quad \text{og} \quad L_{75\%} = (\ln 3 + S1) / S2.$$

Konstanterne S1 og S2 kan udledes fra formlerne til L75% og L50%:  $S1 = L_{50\%} * \ln 3 / (L_{75\%} - L_{50\%})$  og  $S2 = \ln 3 / (L_{75\%} - L_{50\%}) = S1 / L_{50\%}$ .

Udfra L50% kan selektionsfaktoren SF findes, da følgende formel gælder:  $L_{50\%} = SF * \text{maskevidde}$ .

#### 4.5.2. Standard- og kvadrat-maskeselektionsforsøg i Nordsøen

Under togtet i Nordsøen i juni 1993 blev et forsøg udført, hvor et trawl med et panel af kvadratmasker indsat i den øverste del af trawlet lige før posen, blev trukket parallelt med et standardmasketrawl (twin trawl eller dobbelttrawl).

Formålet med forsøget var, at se om trawlet med panelet kan reducere bifangsten af torsk, hvilling og kuller, og samtidigt modvirke, at der sker større udslip af hummere.

Panelet af kvadratmasker var 2 meter langt og 1,15 meter bredt med en maskevidde på 90 mm og indsat 2 meter før posen.

Kvadratmasketrawlet og standardmasketrawlet blev begge brugt lige mange gange i styrbords- og bagbordsside i det tilfælde, at der generelt blev fisket bedst i en af siderne.

Udenom poserne var fastgjort covers, som opfangede, hvad der røg igennem trawlene. Disse blev fastgjort ved hjælp af såkaldte 'hoops' dvs. ringe, der spændte dem ud fra trawlet, således at de ikke rørte ved posen.

Maskevidden i et cover var 37 mm.

Figur A.4.5.2a i appendix viser tegninger af trawl, poser og covers.

Jeg har indskrænket mig til udelukkende at analysere på

hummerdata. Dels en analyse af, om der er forskel på undermålshummer og målshummer i de to trawltyper og dels til at estimere selektionsfaktorer, der kan sammenlignes med andre selektionsforsøg i litteraturen.

I 11 træk blev hummerne målt dels i de to poser og dels i de to covers. I tilfælde af at fangsterne var så store, at det var for tidskrævende at sortere det hele, blev stikprøver udtaget på ca. 15 kg for hver af de fire grupper og carapax-længde blev målt vha. elektronisk skydelære. Resultat af målinger ses som beskrevet i metodeafsnittet i appendix A.4.1d.

For at sammenligne, om de to trawltyper fisker ens, bruges t-test på fangstantallene i trawl+cover for de 11 træk til at se, om der er forskel på andelen af undermålshummer. Til at analysere på, om andelen af undermålshummer og målshummer, der bliver tilbageholdt i de to forskellige trawl, er ens, bruges ligeledes et t-test.

Til at estimere selektionsparametrene lægges alle trækkene sammen for hver trawltype, og analyserne udføres vha. logistisk regression, da eventuelle længdegrupper, hvor andelen af tilbageholdte *N. norvegicus* bliver enten 0 eller 1, her medtages. Desuden vægtes antallene, således at længdegrupper med størst antal, kommer til at betyde mest for kurvens forløb.

#### 4.5.3. Maskestørrelsesforsøg i Nordsøen

På anden del af togtet i Nordsøen i juni 1993 var formålet at undersøge selektionsparametre ved 3 forskellige maskestørrelser i posen og for hver af disse maskestørrelser endvidere 3 forskellige omkredse, altså 9 trawl ialt.

Et andet eksperiment under togtet var at se på størrelsen af udslip i andre dele af trawlet end posen. Dette opnåedes ved at have to trawl, et med 80 mm og et med 110 mm, hvor poserne med de forskellige maskestørrelser og omkredse blev sat på.

Samme metode som ovennævnte forsøg med covers omkring poserne blev brugt i denne del af togtet. Men da det ikke bare er to trawltyper, der skal sammenlignes her, kan man ikke som før antage, at der blev fisket på samme population.

Stikprøver og målinger blev udført på samme måde som ved kvadratmaske- og standardmasketrawl forsøget.

Figur A.4.5.2a og A.4.5.2b i appendix viser tegninger af trawl, poser og covers.

Resultat af målinger ses som beskrevet i metodeafsnittet i appendix (A.4.1e).

Hummere blev målt i 19 træk. Antal gange de forskellige trawl er benyttet ses i tabel 2.

T-test bruges ligeledes her til at se, om der er forskel på længdefordelingerne mellem trawl dels med forskellig maskestørrelse dels med forskellig omkreds, og også på forskel

mellem trawl med 80 mm - og trawl med 110 mm maskestørrelse i 'belly', dvs. delen af trawlet før posen. Selektionsparametrene estimeres som på første del af togtet.

Maskestørrelse	70			85			100		
Maskeantal	100	122	143	82	100	118	70	85	100
Antal træk	5	3	7	2	3	2	4	8	3

Tabel 2. Antal træk pr. maskestørrelse og maskeantal fra togtet i Nordsøen juni 1993.

#### 4.6. Assessment

Formålet med et assessment (bestandsvurdering) er at forudsige, hvad der vil ske med det fremtidige fiskeriudbytte, biomasseniveau og fangstværdi, hvis efforten holdes på samme niveau eller hvis den ændres (Sparre & Venema, 1992).

Kattegat/Skagerrak-området slås sammen, når der i ICES *Nephrops* arbejdsgruppen udregnes prognoser for bestande. Det antages altså, at hummerne i Kattegat og Skagerrak tilhører samme bestand. En bestand defineres ifølge Sparre & Venema (1992) som "en undergruppe af en art, der har samme vækst og dødelighedsparametre og samme geografiske udbredelsesområde". Jeg har i mit assessment delt analyserne op pr. køn for henholdsvis Kattegat og Skagerrak, da dødelighedsparameteren  $Z$  eksempelvis varierer en del for de to bestande (se s 75-76).

Man skelner ofte mellem to hovedtyper af modeller, de holistiske og de analytiske.

De holistiske modeller er mere simple og her betragtes bestanden som en homogen biomasse, hvor længde- eller aldersstrukturer i bestanden ikke tages med i betragtning.

De analytiske modeller derimod baseres på en mere detaljeret beskrivelse af bestanden, og her medtages begreber som dødelighed, individuel vækst og kohorte, dvs. en gruppe individer i bestanden med samme alder. Disse modeller kræver således mere af inputdata end de holistiske modeller.

Set ud fra en biologisk betragtning (hvor bestanden søges opretholdt) er målet at 'høste' lige netop så meget af populationen pr. tidsenhed, som produktionen udgør. Men dette er et subjektivt biologisk mål, der ikke tager hensyn til økonomiske faktorer. Ud fra et økonomisk synspunkt er en hurtig profit ofte mere værdifuld end en fremtidig profit. Der findes således modeller, der søger at forudsige, hvordan man bedst bevarer populationen og samtidig får mest udbytte af fiskeriet. Oftest bliver regulering sat som et kompromis mellem den biologiske rådgivning og de kortsigtede økonomiske hensyn.

#### 4.6.1. Holistiske modeller

Indenfor de holistiske modeller er "swept area metoden" og "surplus yield modellen" til rådighed.

##### Swept area metoden

Ved swept area metoden estimeres en total biomasse for bestanden ud fra fangst pr. indsats (f.eks. tid) eller område. Dette er naturligvis et upræcist mål, men kan nogle gange være eneste mulighed, hvis der ikke eksisterer andre data om bestanden.

##### Surplus yield modeller

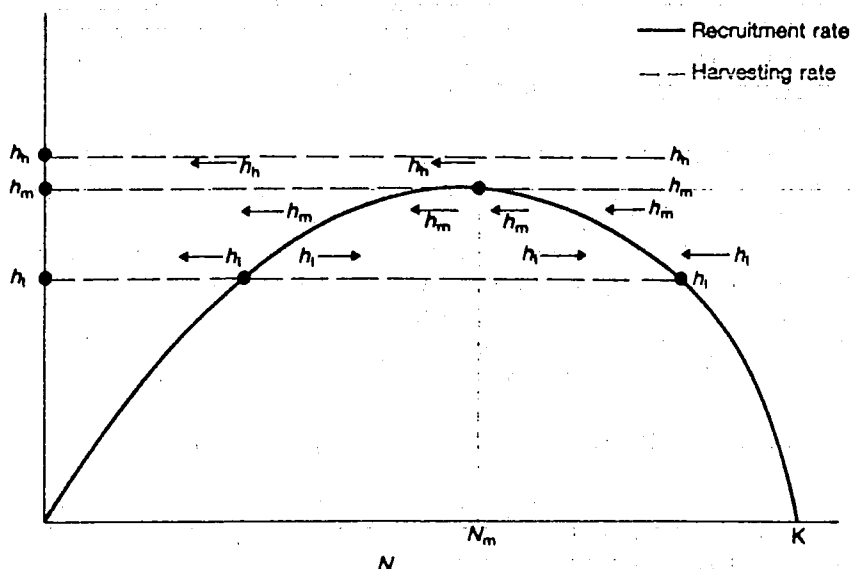


Figure 10.14. Fixed quota harvesting. The figure shows a single recruitment curve (solid line) and three fixed quota harvesting curves (broken lines); high quota ( $h_h$ ), medium quota ( $h_m$ ) and low quota ( $h_l$ ). Arrows in the figure refer to changes to be expected in abundance under the influence of the harvesting rate specified. Dots (●) are equilibria. At  $h_h$  the only 'equilibrium' is when the population is driven to extinction. At  $h_l$  there is a stable equilibrium at a relatively high density, and also an unstable break-point at a relatively low density. The maximum sustainable yield is obtained at  $h_m$  because it just touches the peak of the recruitment curve (at a density  $N_m$ ): populations greater than  $N_m$  are reduced to  $N_m$ , but populations smaller than  $N_m$  are driven to extinction.

Figur 9. (Fra Begon et al., 1986).

Her betragtes populationen som en helhed, en kohorte (et antal ens individer), og alders- eller størrelsesklasser og disses forskellige vækstrater, overlevelse og reproduktion ignoreres. Ligeledes forudsættes det, at miljøet ikke varierer fra år til år. Modellerne er udviklet ud fra den logistiske funktion:  $dN/dt = a'N(1 - N/k)$ , hvor  $N$  = antal,  $a'$  = øjeblikkelig rate i naturlig vækst fra generation til generation og  $k$  = mætningsniveauet,

"carrying capacity" (Cushing, 1981).

Ofte bruges den integrerede form af ovenstående udtryk:

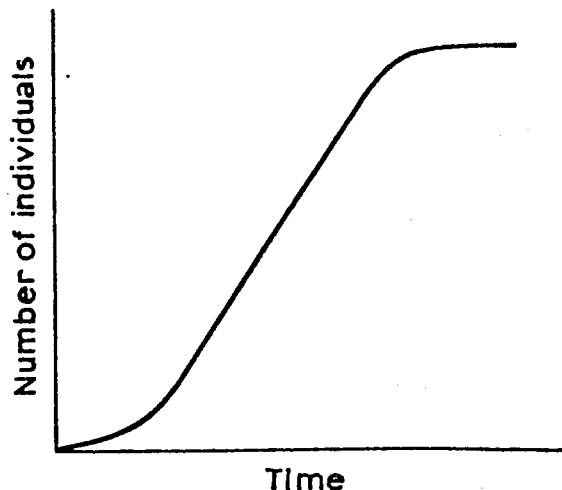
$N_t = k / (1 + e^{-at})$ , hvor  $a$  og  $b$  er konstanter relateret til stejlehed og højde af kurven og  $t$  er tiden. Formen for denne kurve ses i figur 10, hvor vendetangenten til kurven er MSY (maximum sustainable yield).

Det søges at bestemme det optimale effortniveau, dvs. den effort der producerer det optimale udbytte, der kan opretholdes uden at ændre produktiviteten på langt sigt.

Quota er fast og MSY opnås, hvor  $h_m$ -linien (figur 9) lige rører det højeste punkt på rekrutteringskurven. Dette er balancen mellem over- og underproduktion.

Det er usikkert at bygge forudsigelser på estimat af MSY, da dette kræver kendskab til populationsstørrelse og rekrutteringsrate og som oftest eksisterer kun antagelser om disse størrelser.

Det er altså vanskeligt ud fra denne model at estimere MSY korrekt og populationen kan hurtigt blive mindre, hvis  $h_m$  overestimeres. Endvidere ændres quota ofte først efter at symptomer på overfiskning viser sig, dvs. at fangsterne er blevet mindre og ikke som følge af lavere rekrutteringsrate, da analysering af sidstnævnte kræver en del mere af data.



Figur 10. Den logistiske vækstkurve (fra Solomon, 1969).

I stedet for at holde fangsten konstant kan man regulere efforten (figur 11). Her er udbytte afhængig af tre faktorer:

$$h = g * E * N, \text{ hvor}$$

$h$ =udbytte,  $g$ =effektivitet,  $E$ =effort og  $N$ =populationsstørrelse. MSY opnås ved en effort på  $E_m$  og dette er en sikrere metode end MSY quota, da  $E_m$  skal overestimeres meget, før populationen går mod udryddelse. Det kræves, at efforten holdes konstant såvel som effektiviteten, men som regel er virkeligheden således, at efforten sættes op, når udbyttet bliver mindre.

Modellens svaghed er at data ofte er for dårlige til at bestemme MSY på en passende måde. Der kræves en serie data fra starten af fiskeriet af bestanden til tidspunktet, hvor den er overfisket og dertil er effortdata tit for dårlige.

For hummerfiskeriet er effortdata kun registreret fra 1987, hvilket er en for kort årrække til at bruge denne metode.

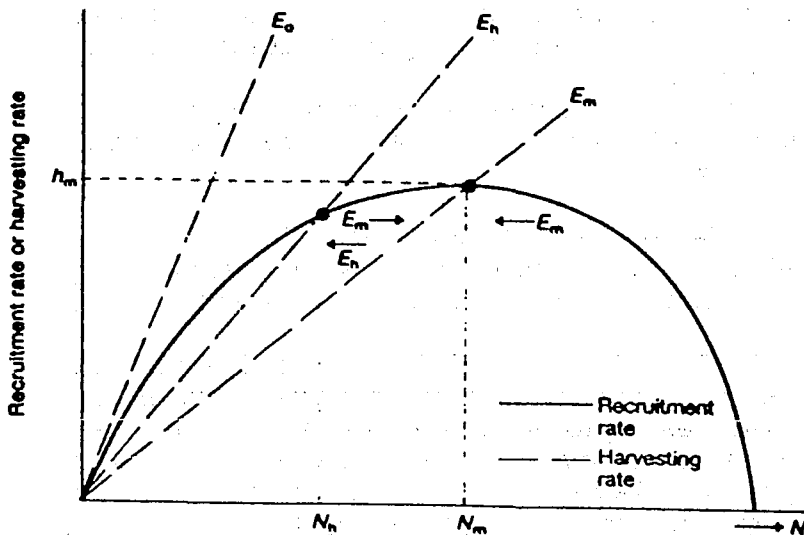


Figure 10.16. Constant-effort harvesting. Curves, arrows and dots as in Figure 10.14. The maximum sustainable yield is obtained with an effort of  $E_m$ , leading to a stable equilibrium at a density of  $N_m$  with a yield of  $h_m$ . At a somewhat higher effort ( $E_h$ ), the equilibrium density and the yield are both lower than with  $E_m$ . Only at a much higher effort ( $E_0$ ) is the population driven to extinction.

Figur 11. (Fra Begon et al., 1986).

Foruden de nævnte reguleringsmetoder, hvor man holder udbytte eller effort konstant, kan der reguleres ved at fjerne en konstant procentdel af populationen eller ved at lade et konstant antal individer slippe.

Fælles for de holistiske modeller er, at de ignorerer populationsstrukturen, hvilket er en mangel, da eksempelvis rekrutteringen i visse tilfælde afhænger af antallet af voksne individer i populationen. Det kunne f.eks. også tænkes, at fiskeriet kun var interesseret i at fange de store hummere, da disse opnår en bedre pris.

Grunden til at modellerne somme tider alligevel anvendes er, at data for individuel vækst, dødelighed etc. ofte er så mangelfulde at parametre til indsættelse i bedre modeller mangler.

#### 4.6.2. Analytiske modeller

##### *Dynamic pool modeller*

Første model blev lavet af Baranov i 1914 (Sparre & Venema, 1992) og blev specielt udviklet af Beverton-Holt i 1950'erne.

Her opdeles bestanden i kohorter, hvor man er i stand til at beskrive vækst og dødelighed for gennemsnitsindividet. I de

simple metoder antages alle individer i en kohorte at følge samme vækstrate og have samme dødelighed. I den klassiske udgave af Beverton-Holt antages det endvidere, at væksten følger von Bertalanffy-kurven.

Først og fremmest beskrives udbyttet ikke kun ud fra antal fangne individer men også ud fra disses størrelse. Dernæst er andelen af den udnyttede del af populationen ikke kun afhængig af netto-rekruttering men også af dødelighed, vækst og rekruttering til fiskeriet (se figur 12).

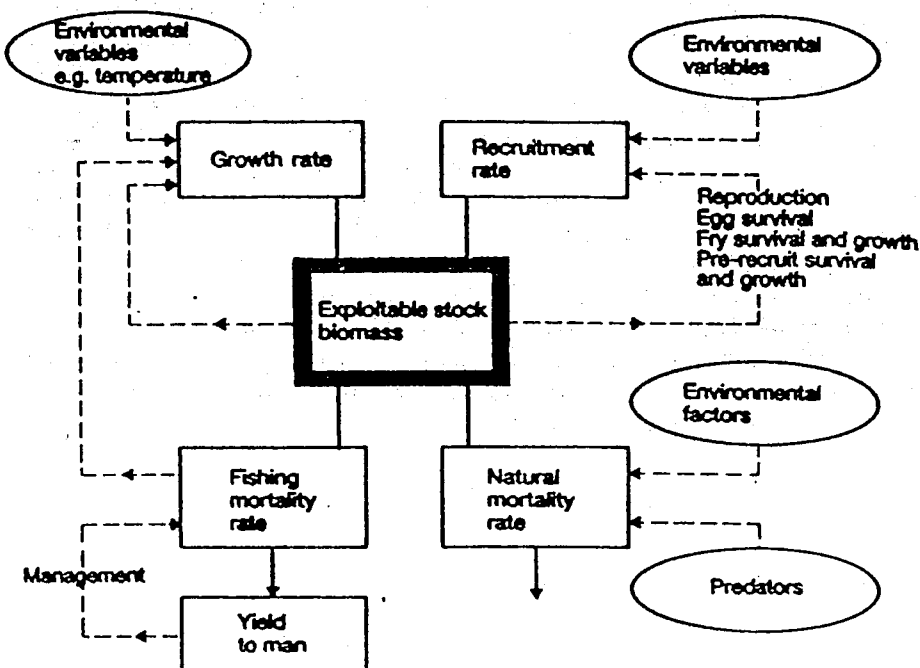


Figure 10.19. The dynamic pool approach to fishery harvesting and management, illustrated as a flow diagram. There are four main 'sub-models': the growth rate of individuals and the recruitment rate into the population (which add to the exploitable biomass), and the natural mortality rate and the fishing mortality rate (which deplete the exploitable biomass). Solid lines and arrows refer to changes in biomass under the influence of these sub-models. Dashed lines and arrows refer to influences either of one sub-model on another, or of the level of biomass on a sub-model, or of environmental factors on a sub-model. Each of the sub-models can itself be broken down into more complex and realistic systems. Yield to man is estimated under various regimes characterized by particular values inserted into the sub-models. These values may be derived theoretically (in which case they are 'assumptions') or from field data. (Modified from Pitcher & Hart, 1982.)

Figur 12. (Fra Begon et al., 1986).

Modellerne kan yderligere udbygges ved at behandle parametrene separat for hver aldersgruppe, således at udnyttelsesstrategien kan komme til at inkludere, hvordan effekten skal fordeles på aldersklasserne og ikke bare omhandle et samlet udbytte.

Ved i denne slags modeller at have en populationsstruktur, anerkendes det også, at fiskeriet ændrer struktur, når diverse størrelsesklasser influeres forskelligt.

De parametre, der tages hensyn til i modellen, er således vækst og rekruttering, der bidrager positivt til populationsbiomassen og dødeligheden, der tager fra den samlede biomasse.

#### 4.6.2.1. Vækst

Indenfor krebsdyrene kan man som sagt ikke direkte aldersbestemme dyrene, men længden kan måles og konverteres til pseudo-aldersgrupper, der ikke er nøjagtige, men som stadigvæk fortæller om vækst og om aldersforskelle i populationen.

Ligesom rekruttering er væksten ikke en faktor, man direkte kan påvirke, idet den bestemmes af omgivelserne eksempelvis temperaturen. Hvis en population befinder sig i en situation med stor intraspecifik konkurrence, kunne det evt. tænkes at øget fiskeri ville hjælpe på vækst og rekruttering, da der ville blive mindre intraspecifik konkurrence, men da hummernes føde består af mange forskellige ting, er fødeudbuddet næppe begrænsende for væksten. Noget føde er dog mere værdifuldt end andet. Ændrede iltforhold kan gøre, at nogle slags fødeemner ikke overlever og må erstattes af andre måske ikke så 'næringsholdige' arter, hvilket kan have indflydelse på væksten for hummerne.

Evt. kan vækstrate også influeres af densitet på den måde at en høj densitet kan ændre den sociale adfærd, således at dyrene har færre skalskifter (Chapman & Howard, 1988).

#### 4.6.2.2. Dødelighed

En parameter, der også er vigtig, når man skal vide noget om, hvordan en bestand vil udvikle sig i fremtiden, er dødeligheden. Denne størrelse betegnes  $Z$ , og består af den naturlige dødelighed  $M$  og fiskeridødeligheden  $F$ , således at  $Z = M + F$ . Til  $M$  hører dødsfald, der skyldes naturlige årsager, såsom alderdom, sygdom og prædation og til  $F$  hører dødsfald, der udelukkende skyldes fiskeriet.  $M$  og dermed  $Z$  er meget svære at bestemme, og kan ikke måles direkte, men må estimeres, og til dette brug findes teoretiske modeller (se afsnittet om bestemmelse af  $Z$ ).

#### 4.6.2.3. Rekruttering

Rekrutteringsraten er både påvirket af miljømæssige parametre og populationsstrukturen. Sidstnævnte indeholder faktorer som f.eks. hvor stor en andel af populationen, der er i den kønsmodne alder og disses fertilitet samt af overlevelse af æg og juvenile individer.

Det er meget vanskeligt at måle rekruttering og som oftest taler man om rekruttering til fiskeriet, dvs. når dyrene begynder at blive fanget med anvendte trawl.

$F$  kan reguleres vha. forskellige foranstaltninger i form af



regler for fiskeriet, f.eks. ændring af antallet af både, antal fisketimer, fredede områder, fredning af dyrene i dele af året, maskestørrelse og mindstemål for landing, hvor de sidste to faktorer jo gør sig gældende i jomfruhummerfiskeriet. Metoden der bliver brugt i praksis er at fastsætte en TAC (Total Allowable Catch), dvs. en samlet mængde der må landes på et år. Man kan kun påvirke indirekte, eksempelvis ved at fiske på eventuelle prædatorer eller søge at forbedre iltforholdene, som der søges gjort ved miljøplanlægning.

#### VPA-modeller

Der findes forskellige analytiske modeller, hvoraf en VPA-analyse er den her anvendte.

I en VPA (Virtual Population Analysis) analyse søger man at beregne en bestand ud fra fangsttal fra det kommercielle fiskeri sammen med information om dødelighed og opdeling i kohorter. Som regel er disse analyser baseret på aldersdata og i tilfælde, hvor kun længdedata er til rådighed, kan Jones' længdebaserede kohorteanalyse anvendes.

#### 4.6.2.4. Fangstligning (bestemmelse af Z)

Beregning af den totale dødelighed Z starter med den eksponentielle henfaldsligning:

$$N(t) = N(T_r) e^{-Z(t-T_r)}$$

hvor  $N(t)$  = antal af populationen med alderen  $t$ , og  $N(T_r)$  = antal af populationen ved rekrutteringsalderen  $T_r$ .  
Ovennævnte indsættes i fangstligningen:

$$C(t_1, t_2) = N(t_1) \frac{F}{Z} (1 - e^{-Z(t_2-t_1)})$$

hvor henholdsvis  $C(t_1, t_2)$  = antal fangne dyr i aldersintervallet  $t_1-t_2$ .

Ved hjælp af omskrivninger fremkommer følgende udtryk:

$$\ln \frac{C(t, t+\Delta t)}{\Delta t} = c - Z(t + \frac{\Delta t}{2})$$

der benævnes den lineariserede fangstligning.

Derefter erstattes  $t$ 'erne med  $L$ 'er vha. von Bertalanffys vækstligning, der lyder:

$$L(t) = L_{\infty} [1 - e^{-K(t-t_0)}]$$

$L(t)$  betegner dyrets længde til tiden  $t$ ,  
 $L_{\infty}$  er den maximale længde dyret kan opnå,  
 $K$  er en konstant, der bestemmer, hvor hurtigt dyrets længde nærmer sig  $L_{\infty}$ , og  
 $t_0$  er det tidspunkt, hvor  $L=0$ .

Hvis denne løses for  $t$  fås:

$$t(L) = t_0 - \frac{1}{K} \ln\left(1 - \frac{L}{L_{\infty}}\right)$$

hvilket betegnes den inverse von Bertalanffy ligning, der kan bruges til at konvertere længdegrupper til aldersintervaller.

Ved indsættelse fås:

$$\Delta t = t(L_2) - t(L_1) = \frac{1}{K} \ln \frac{L_{\infty} - L_1}{L_{\infty} - L_2}$$

og det endelige resultat bliver:

$$\ln \frac{C(L_1, L_2)}{\Delta t(L_1, L_2)} = c - Zt \frac{(L_1 + L_2)}{2}$$

hvor  $C(L_1, L_2)$  er fangsten i længdeintervallet  $L_1$  til  $L_2$ , og  $\Delta t(L_1, L_2)$  er tiden for væksten mellem  $L_1$  og  $L_2$ .

Dermed er man kommet frem til ligningen for en ret linie, hvor:

$$Y = \ln \frac{C(L_1, L_2)}{\Delta t(L_1, L_2)} \quad \text{og} \quad X = t \frac{(L_1 + L_2)}{2} \quad \text{og hældningen er } -Z.$$

Dette er metoden til at bestemme den samlede dødelighed, når der eksisterer længdedata og vækstparametrene  $K$  og  $L_{\infty}$  er estimeret.  $X$  bliver plottet mod  $Y$ , og man bestemmer hvilke punkter, der skal høre med til den lineære regression, hvis hældning vil være  $-Z$ . Mht. hvilke punkter, der skal høre med, er det praksis at udelade værdier for de mindste længdegrupper, da disse endnu ikke er fuldt rekrutteret til fiskeriet. Ligeledes medtages værdier fra de største længdegrupper som regel heller ikke. Baggrunden for dette er dels, at værdierne oftest bygger på et meget lille talmateriale og dels, at jo tættere der kommer på  $L_{\infty}$ , jo større

er usikkerheden på forholdet mellem alder og længde, da det for disse aldersgrupper tager meget længere tid at "vokse sig gennem den givne længdegruppe".

Man antager således, at  $Z$  er den samme for alle længdegrupper, hvilket betyder, at man ser bort fra en eventuel større naturlig dødelighed i de mindre længdegrupper og en eventuel større fiskeridødelighed i de større længdegrupper.

#### 4.6.2.5. Jones længdebaserede kohorte analyse

Der eksisterer som sagt kun længdefordelingsdata fra fiskeriet, der skal søges konverteret til aldersdata. Forudsætningen for at benytte Jones' længdebaserede kohorte analyse er, at populationen er i ligevægt, dvs. at man forudsætter en konstant rekruttering. Der er tale om en 'pseudo-kohorte', hvor man antager, at data fra et år af alle længdeklasser er repræsentativt for kohorten i hele dens livsforløb.

Jones' længdebaserede kohorte analyse bygger på Pope's aldersbaserede kohorte analyse, hvorfra hentes følgende udtryk:

$$N(t) = (N(t+\Delta t) e^{(M\Delta t/2)} + C(t, t+\Delta t)) e^{(M\Delta t/2)}$$

der kan skrives som:

$$N(L1) = (N(L2) X(L1, L2) + C(L1, L2)) X(L1, L2)$$

hvor  $N(L1)$  er antallet af hummere, der opnår længden  $L1$  og  $X(L1, L2)$  er andelen af  $N(L1)$ , der ikke dør som følge af naturlige årsager i tidsperioden fra  $t(L1)$  til  $\Delta t/2$ . De opnåede aldersintervaller vil ikke være af samme længde, de vil være større for de største længdegrupper.

Der gættes på en terminal  $F$  udfra ligningen:

$$F = M \frac{\frac{F}{Z}}{1 - \frac{F}{Z}}$$

hvor udnyttelsesraten  $F/Z$  stammer fra følgende ligning:

$$\frac{F}{Z} = \frac{C(L1, L2)}{N(L1) - N(L2)}$$

Udbytte (yield) udregnes vha. følgende formler:

$y(L1, L2) = C(L1, L2) * w(L1, L2)$  og  $Y = \sum y_i$ , hvor  $y$  = udbytte pr. længdegruppe,  $Y$  = årligt udbytte og  $w(L1, L2)$  = gns. vægt pr. længdegruppe.

Biomasse udregnes ud fra disse formler:

$B(L1, L2) * \Delta t(L1, L2) = \bar{N}(L1, L2) * \Delta t(L1, L2) * \bar{w}(L1, L2)$  og  $\bar{B} = \Sigma \bar{B}_i * \Delta t$ ,  
hvor  $\Delta t(L1, L2) =$  den tid det tager for kohorten at vokse fra L1  
til L2 og  $\bar{N}(L1, L2) =$  gns. antal overlevende pr. længdegruppe.

#### 4.6.3. Længde-vægt relationen

For enkelte togters vedkommende (togt 1 fra 1991, togt 1 fra 1992 og togt 3 fra 1992) gælder det, at der ikke findes en separat vægt for måls- og undermålsnummere som nævnt under materiale-afsnittet. Disse vægte behøves for at få et indtryk af det relative forhold mellem andelen af dyr over og under målet i fangsten og til indsættelse i LCA-programmer. Nedenstående er en beskrivelse af, hvorledes de separate vægte kan udregnes vha. længde-vægt relationen.

Længde-vægt relationen kan udtrykkes ved:

$$W(i) = q * L(i)^b, \text{ (det såkaldte allometrisk udtryk)}$$

denne potensfunktion kan transformeres til et lineært udtryk ved at tage logaritmen på begge sider:

$$\ln W(i) = \ln q + b * \ln L(i) \text{ eller } y(i) = a + b * x(i)$$

hvor  $y(i) = \ln W(i)$ ,  $x(i) = \ln L(i)$  og  $a = \ln q$ .

En lineær regressionsanalyse, hvor a og b bestemmes kan nu udføres.

Da  $a = \ln q$  skal antilogaritmen til a tages for at få q:

$$q = \exp a.$$

Denne tilbagetransformering giver anledning til bias (Hald, 1952). Skæringen med y-aksen er ikke  $\ln q$ , men  $\ln q - \sigma/2$ . For at opnå den korrekte værdi af  $\ln q$  skal  $\sigma/2$  lægges til. Derefter kan der så tilbagetransformeres.

Til mine beregninger af separate vægte for måls- og undermålsnummere bruger jeg en vægtet lineær regression, da der indenfor hver prøve findes forskellige antal ved forskellige længdegrupper. De længdegrupper, hvor antallet er størst skal vægtes mere, da gennemsnittet her er bedst bestemt.

Der er udført tre sæt af målinger til bestemmelse af længde-vægt relation, og dyrene er blevet delt op i længdegrupper, hvorefter hver længdegruppe er blevet vejet for sig. To af prøverne er fra Skagerrak og en er fra Kattegat.

Resultaterne ses i appendix (A.4.6.2a).

Det var ikke tidsmæssigt muligt at veje hver enkelt hummer for sig og usikkerheden på vægten ansås også for stor til at dette var hensigtsmæssigt. Der findes derfor en samlet vægt pr. længdegruppe.

#### 4.6.4. Bestemmelse af $L_{\infty}$

$L_{\infty}$  kan bestemmes på mange måder, men i tilfælde hvor man ikke kender alderen, kan Powell-Wetherall-metoden bruges, der derfor er den her anvendte.

Beverton & Holt (1956) viser, at med forudsætning om et konstant parametersystem og for vækst, der følger von Bertalanffys vækstligning, gælder følgende forhold:

$$Z = K \frac{L_{\infty} - \bar{L}}{\bar{L} - L'}$$

$L'$  står for længden, hvor alle individer af denne størrelse eller længere er under fuld udnyttelse, og  $\bar{L}$  er gennemsnitslængden af dyr med længden  $L'$  eller længere.

Ovenstående formel kan omskrives til:

$$\bar{L} - L' = a + b * L'$$

hvor  $Z/K = -(1+b)/b$  og  $L_{\infty} = -a/b$  eller  $b = -K/(Z+K)$  og  $a = -b * L_{\infty}$ .

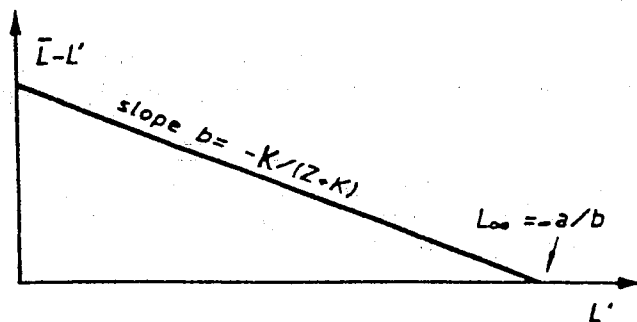
Powell (1979) viser, at formlen gælder, selvom man slækker på forudsætningerne (at  $L_{\infty}$  kan variere fra dyr til dyr, hvor den ifølge von Bertalanffy er ens for populationen). Wetherall et al. (1987) har beskrevet, hvordan  $Z/K$  og  $L_{\infty}$  kan estimeres vha. lineær regression, hvor  $\bar{L} - L'$  plottes mod  $L'$ ,  $a$  og  $b$  og dermed  $L_{\infty}$  og  $Z/K$  bestemmes således ud fra et Powell-Wetherall plot som vist i figur 12.

De to forudsætninger tilsammen gør, at fangstantallene kan udtrykkes som funktion af længden, idet den inverse von Bertalanffy indsættes i henfaldsligningen: Dvs. at  $t = -\frac{1}{K} \log(1 - \frac{L}{L_{\infty}})$

indsættes i  $N_t = N_0 e^{-Zt}$  og resultatet ganges endvidere med differentialkvotienten af udtrykket på højre side af lighedstegnet i den inverse von Bertalanffy. Dette resulterer i en potensfunktion af formen:

$$N_L = N_0 \left(1 - \frac{L}{L_{\infty}}\right)^{\frac{Z}{K} - 1}$$

Potensfunktionen bruges til at se om forudsætningerne om konstant parametersystem og vækst, der følger von Bertalanffys vækstligning, er opfyldt. Hvis modellen for bestemmelse af  $L_{\infty}$  er rigtig, skal følgende udtryk være lineært:  $\log N_L = \log N_0 + \left(\frac{Z}{K} - 1\right) \log\left(1 - \frac{L}{L_{\infty}}\right)$ .



Figur 13. Powell-Wetherall plot (fra Sparre & Venema, 1992).

#### 4.6.5. Omregning fra skjoldlængde til hel længde

Det er ved biologiske prøver nu almen praksis at måle skjoldlængden af jomfruhummer, hvorimod man tidligere målte hel længde. At måle hel længde er også den fremgangsmåde, der bliver anvendt af fiskerne til at dele fangsten op i undermåls- og målshummer. Det er derfor af betydning at kende omregningsfaktorerne mellem disse, hvis der eksempelvis skal sammenlignes længdefordelinger mellem nye og gamle prøver.

Jeg målte således både hel længde og skjoldlængde af en mængde hummere opdelt i køn på togtet i Nordsøen for at opnå disse omregningsfaktorer.

Resultatet af disse målinger ses i appendix (A.4.6.4a)

#### 4.6.6. LCA (længde-kohorte-analyser)

I Skotland har man udviklet et program (LBA-programmet) til at lave langtidsprognoser ud fra Jones' længdebaserede kohorte analyse. Det er dette program, der bliver anvendt i ICES-gruppe møder (arbejdsgruppemøder), hvor man forsøger at give råd vedrørende management af forskellige hummerbestande.

LBA-programmet kræver en række input for at kunne køre.

Det mest basale input er naturligvis den totale fangst i antal fordelt på længdegrupper - fangstdata er opdelt i køn, og fordelt på måls/undermåls (landede/discard), samt opdelt i område pr år. De andre input er:

Vækstparametre ( $L_{\infty}$  &  $K$ ).

Dødelighedsparametre ( $F$  &  $M$ ).

Længde/vægt-relation ( $q$  &  $b$ ).

Maskeparametre (Selektionsfaktor & selektionsrange).

Overlevelsesrate for discard.

Jeg har forsøgt at lave langtidsprognoser ud fra mine data fra Kattegat og Skagerrak.

Desuden har jeg undersøgt følsomheden i programmet for input af forskellige størrelser for parametrene  $L_{\infty}$  og  $K$ .

## 5. RESULTATER

### 5.1. Samlede længdefordelinger i fangsterne fra Kattegat og Skagerrak

Fordelingerne af henholdsvis undermålshunner og -hanner og målshunner og -hanner for Kattegat og Skagerrak ses i figurerne 14a-d.

Det bemærkes først og fremmest, at andelen af fiskede undermålshummere er meget stor.

For Kattegats vedkommende synes det som om fangsten i 1991 er langt større end samme i 1992, men vægtmæssigt er landingerne ikke meget større. Målshummerne i længdefordelingerne fra 1992 er større, og vejer dermed mere end målshummerne fra 1991, således at den samlede landede vægt ikke bliver fordelt på så mange individer. Antallet af landede målshummere er altså ikke så forskellig for de to år, men der blev i 1991 fanget langt flere undermålshummere end i 1992.

Fangsten er således i 1992 præget af færre men større hummere end i 1991, og forskellen mellem andelen af undermåls- og målshummere er ikke så stor som året før.

Den store mængde undermålshummere i 1991 i forhold til 1992 kunne evt. forklares med en stor årgang undermålshummere i 1991, der er vokset til målshummere i 1992. 1991-årgangen af undermålshummere kan være et resultat af en stor rekruttering efter at iltsvindet i 1980'erne var overstået.

I figurerne 14b og 14d, der viser længdefordelingen af fangede hummere i Skagerrak i 1991 og 1992, ses en ændring i mønstret fra det ene år til næste. I 1991 er fangsten mere ligeligt fordelt mellem de fire grupper, mens der i 1992 ses en klar overvægt i antal fangede undermålshunner.

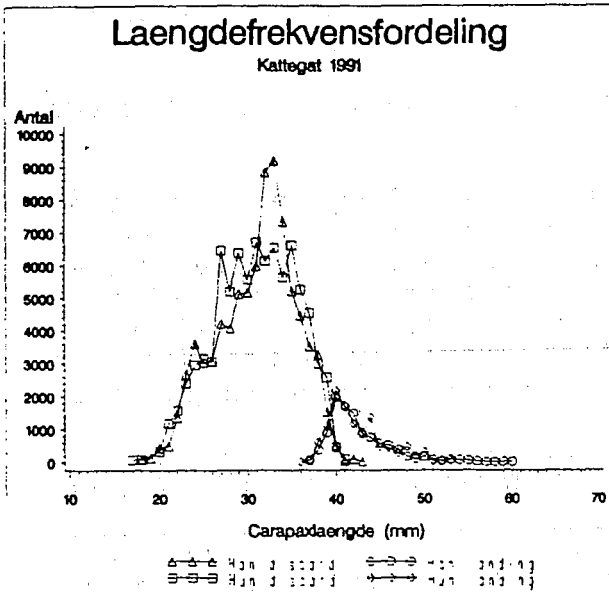
Forklaringen på at længdefordelingen fra Skagerrak i 1991 har en afvigende form i forhold til de øvrige kurver kunne som beskrives i afsnittet om prøvetagningsproblemer evt. stamme fra, at prøvetagningen i 1991 ikke er repræsentativ, da den kun blev udført i 4. kvartal, hvor de kønsmodne hunner jo for en stor del af tiden befinder sig i hulerne.

Ligesom i tilfældet med Kattegat er målshummerne længere i 1992 end året før, og det kan undre, hvorfor der findes hummere i stikprøven fra det seneste år, der har en 10 mm længere carapaxlængde. De største hummere vokser relativt mindre pr. år og det synes usandsynligt, at disse hummere kan have vokset 10 mm på et år.

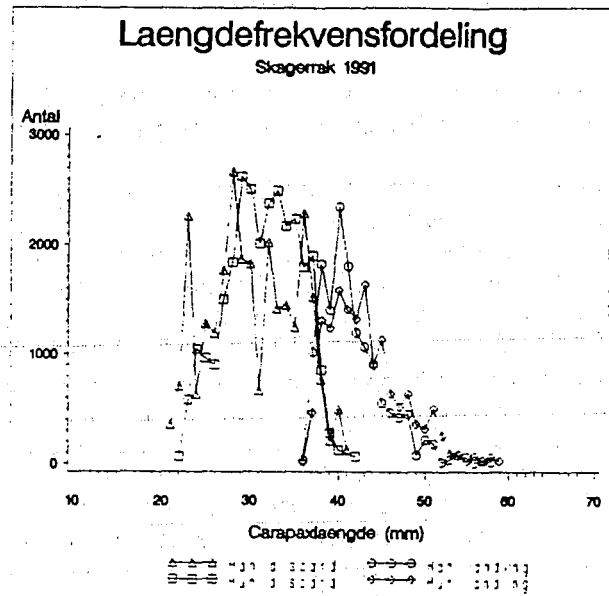
Længdefordelingerne fra Kattegat og Skagerrak i 1992 har nogenlunde samme form, men en stor del af undermålshummerne i Skagerrak består af hunner, hvor der for samme ses en overvægt af hanner i Kattegat.

Den største forskel bemærkes i figurerne 14a og 14b for henholdsvis Kattegat og Skagerrak i 1991, hvor der vægtmæssigt blev landet 500 tons mere i Skagerrak, men den antalsmæssige fordeling viser et helt andet billede, nemlig at et meget stort

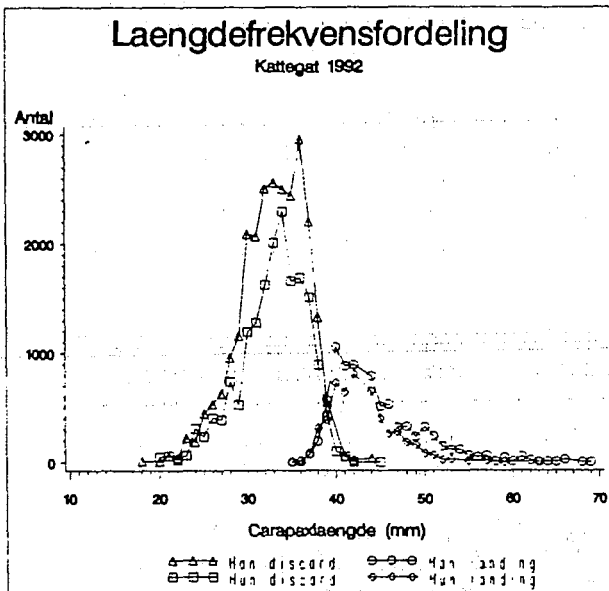
antal flere undermålshummere blev fanget i Kattegat. Samtidigt er det samlede antal landede hummere i Kattegat ikke meget mindre end tilsvarende i Skagerrak. Gennemsnitsvægten for en landet hummer fra Skagerrak er dermed større end en hummer fra Kattegat.



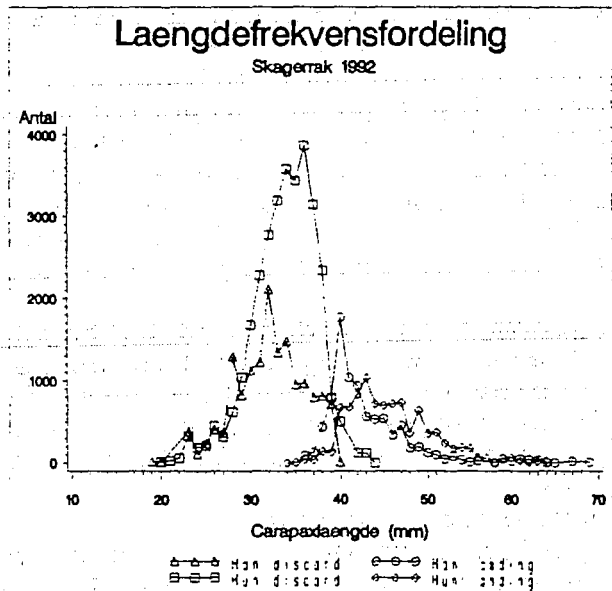
Figur 14a



Figur 14b



Figur 14c



Figur 14d

Figur 14a-d. Den årlige fangst af jomfruhummere fordelt på længdegrupper og grupperet i andele, der landes og discards for Kattegat og Skagerrak.



Sammenfattende gælder det, at en meget stor del af de samlede længdefordelinger består af undermålshummere. For Kattegat blev der i 1991 fanget flere små hummere end i 1992, og målshummerne var en del større i 1992. I Skagerrak består den største del af de små hummere af hunner, hvilket ikke er tilfældet for Kattegat. Hummerne er generelt større i Skagerrak, og fordelingen fra 1991 har ikke så stor en overvægt af undermålshummere.

## 5.2. Længdefordelinger og samlet fangst

### 5.2.1. Sammenligning af længdefordelinger og samlet fangst fra Kattegat og Skagerrak

I det følgende bliver der analyseret på tre ting for trækkene i Kattegat og Skagerrak: Kønsforskelle, forskellige faktorerers betydning for andelen af undermålshummere i fangsten og fangststørrelsen.

Under afsnittet 'kønsforskelle' ses både på den kønsmæssige fordeling i det samlede fangstantal og længdefordelingerne (andelen af måls- og undermåls-hummere i fangsten).

Som beskrevet under metodeafsnittet bruges t-test til sammenligning af længdefordelingerne.

I analyserne af faktorerers indvirken på hyppigheden af undermålshummere i fangsten bruges ligeledes nævnt i metodeafsnittet multiple regressioner, hvilke også bliver brugt i afsnittet om den samlede fangst.

### 5.2.2. Kønsforskelle

Tabellerne 3a og 3b viser procenten af undermålshummere blandt hunner i fangsten (% Um. Hunner) og tilsvarende for hanner (% Um. Hanner) pr. træk og endvidere forskellen mellem disse to procenter (Diff.).

Det bemærkes som for de samlede længdefordelinger, at for langt den overvejende del af trækkene er andelen af undermålshummere for begge køn meget stor, og kun i få tilfælde er andelen af målshummere større end andelen af undermålshummere. Faktisk udgør hummere under mindstemålet i størstedelen af trækkene 3/4 eller mere af fangsten.

Det ses, at der fanges flest 'landbare' hummere er marts og juli, der også er perioden, hvor klækning af larver, skalskifte og parring foregår, hvorimod andelen af undermålshummere i fangsten toppe i november og december.

Når der ses på forskel mellem andelen af undermålshanner og undermålshunner i fangsterne bruges Wilcoxon-testet, da der bliver sammenlignet parvist pr. træk.

Over det samlede år ses ingen forskel mellem kønnene ( $p=0.8607$ , se appendix A.5.2.2a), men hvis der deles op i mindre perioder over året, konstateres statistisk signifikante forskelle mellem kønnene.

Der er en signifikant større procent af undermålshummere blandt

hunner i fangsten for trækkerne fra november og december ( $p=0.0014$ , se appendix A.5.2.2a), hvilket betyder, at længdefordelingen er forskellig for de to køn. Hannerne i fangsten er generelt større end hunnerne på dette tidspunkt, og der fanges således for hunnernes vedkommende en mindre mængde målshummere, hvilket sandsynligvis skyldes, at de rognbærende hunner befinder sig i hulerne.

For begge køn gælder endvidere, at i disse årets sidste måneder er mængden af fangede målshummere meget lille, ca. 10 % for hannerne og ca. 5 % for hunnerne, hvilket evt. kan forklares med, at de hummere, der blev klækket 1½ år før på dette tidspunkt rekrutteres til fiskeriet.

År	Måned	Tgtnr	Trknr	% Um. Hunner	% Um. Hanner	Diff.	% Hunner af måls
1991	7	1	1	72.1	84.3	-12.2	46.6
1991	7	1	2	90.0	91.4	-1.4	58.3
1991	8	2	1	84.0	74.2	9.8	51.8
1991	8	2	2	85.3	95.8	-10.5	89.9
1991	8	2	4	83.4	90.5	-7.1	83.9
1991	8	2	6	84.2	94.2	-10.0	88.5
1991	10	4	1	54.7	65.4	-10.7	52.1
1991	10	4	2	42.6	58.2	-15.6	51.2
1991	10	4	3	59.2	74.8	-15.6	69.2
1991	10	4	4	66.9	71.7	-4.8	51.1
1991	10	4	5	84.6	57.0	27.6	16.6
1991	10	4	6	60.0	79.1	-19.1	75.0
1991	11	3	1	95.4	86.0	9.4	13.8
1991	11	3	3	95.4	86.2	9.2	16.2
1991	11	3	5	95.3	90.7	4.6	29.2
1991	11	3	7	94.1	90.4	3.7	25.8
1991	11	3	9	96.0	90.2	5.8	19.4

Tabel 3a. Viser procenten af undermålshummere blandt den samlede fangst af henholdsvis hanner (% Um. Hanner) og hunner (% Um. Hunner) pr. træk og forskellen mellem disse to procenter (Diff.). Procenten af hunner ud af samlede målshummere er også angivet (% Hunner af måls).

År	Måned	Tgtnr	Trknr	% Um. Hunner	% Um. Hanner	Diff.	% Hunner af måls
1992	3	1	3328	44.5	54.9	-10.4	69.6
1992	3	1	3329	28.3	29.0	-0.7	49.4
1992	3	1	3330	46.9	65.2	-18.3	73.9
1992	3	1	3331	41.6	64.3	-22.7	75.5
1992	7	5	2	56.9	64.5	-7.6	33.0
1992	7	5	3	60.3	80.3	-20.0	59.3
1992	7	5	4	68.0	77.6	-9.6	43.9
1992	7	5	5	37.8	72.0	-34.2	66.6
1992	7	6	1	79.8	83.3	-3.5	27.0
1992	7	6	2	52.0	60.0	-8.0	47.9
1992	7	6	3	52.1	66.9	-14.8	44.6
1992	8	7	1	95.6	43.9	51.7	4.3
1992	8	7	2	98.5	42.6	55.9	1.4
1992	8	7	3	97.0	51.6	45.4	4.3
1992	8	7	4	86.8	48.3	38.5	19.5
1992	8	7	5	76.6	71.8	4.8	64.2
1992	8	7	6	74.9	70.1	4.8	59.3
1992	8	7	8	75.7	47.6	28.1	32.8
1992	9	3	3444	85.0	92.1	-7.1	67.1
1992	9	3	3446	90.6	91.0	-0.4	57.8
1992	9	3	3447	85.2	79.9	5.3	43.7
1992	9	3	3448	76.6	93.6	-17.0	73.2
1992	9	3	3449	92.2	84.2	8.0	30.8
1992	9	3	3450	89.9	81.4	8.5	20.8
1992	9	3	3451	63.9	92.1	-28.2	89.0
1992	12	8	1	89.6	80.1	9.5	11.1

Tabel 3b. Viser procenten af undermålshummere blandt den samlede fangst af henholdsvis hanner (% Um. Hanner) og hunner (% Um. Hunner) pr. træk og forskellen mellem disse to procenter (Diff.). Procenten af hunner ud af samlede målshummere er også angivet (% Hunner af måls).

For månederne før august, hvilket vil sige trækkene fra marts og juli er procenten af undermålshummere signifikant større for hannerne ( $p=0.0004$ , se appendix A.5.2.2a), hvilket jo betyder, at

en større andel af hannerne i forhold til hunnerne har en skjoldlængde på under 40 mm. Altså er en større del af hunnerne i disse måneder målshummere, hvilket igen kan skyldes hummernes reproduktionscyklus, da hunnerne om foråret og sommeren skifter skal, parrer sig og er mere aktive ude af hulerne end om vinteren.

For månederne august, september og oktober er billedet ikke så entydigt.

For togtet i august ses en meget stor forskel på andelen af undermålshummere imellem kønnene.

Andelen af undermålshummere blandt hunnerne er overalt større end hos hannerne, men varierer fra ca. 5 % til over 50 %. Disse tal er meget afvigende, hvilket evt. kan have noget at gøre med, at de er fanget i et andet område, nemlig på et kommercielt togt tæt på svenskekysten; fangstantallene fra dette togt er heller ikke så store som de øvrige.

Togt 2 fra 1991 er også fra august, men her er forskellen mellem kønnene lidt blandet.

For størstedelen af trækkene fra togtet i 1991 gælder dog, at det modsatte af augusttogtet fra 1992 viser sig, nemlig at der blandt hannerne, findes en større andel af undermålshummere, end hvad der er tilfældet for hunnerne.

I september ses ingen tendens til flere undermålshummere hos et køn frem for et andet, men generelt er fangsten af hummere under mindstemålet også stor her; mellem 64 % og 94 %.

For oktober derimod er andelen af undermålshummere i fangsten generelt lavere, så en større andel af fangsten kan i denne måned landes. Endvidere ses, at for 5 ud af 6 træk er andelen af undermålshummere størst blandt hannerne.

Tabellerne 3a og 3b viser også hvor stor en andel af målshummerne, der er hunner.

Tendensen er den samme, at der generelt ikke bliver fanget så mange målshunner om vinteren som om sommeren.

I årets to sidste måneder udgør hannerne over 70 % af målshummerne, hvorimod langt størsteparten af samme i togtet fra august 1991 er hunner. Igen er tallene fra de to augusttogter meget forskellige, og andelen af målshunner ud af samlede målshummere er så langt nede som under 5 % for augusttogtet 1992 mod over 80 % for året før.

En multipel regressionsanalyse til påvisning af om der fanges flere målshunner i ét område frem for et andet i forhold til den samlede mængde målshummere, viser ikke signifikant forskel ( $p=0.1342$ , se appendix A.5.2.2.b). Det samme gælder for skib og år, andelen af målshunner er ikke væsentligt større i et bestemt år ( $p=0.1213$ , se appendix A.5.2.2b) eller fisket med bestemt skib ( $p=0.0654$ , se appendix A.5.2.2b), hvilket betyder, at målshunner og målshanner varierer altså tilfældigt.

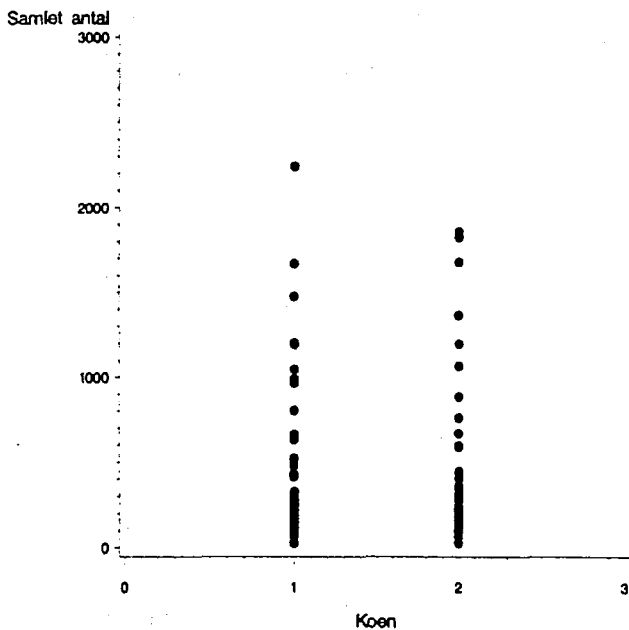
Når der ses på tallene for den samlede fangst pr. time observeres, at fordelingen af fangststørrelser er skæv (punkterne ligger tættest nederst på figur 15a), dvs. de er ikke normalfordelt.

Logaritmen til det samlede fangstantal er derfor taget, idet

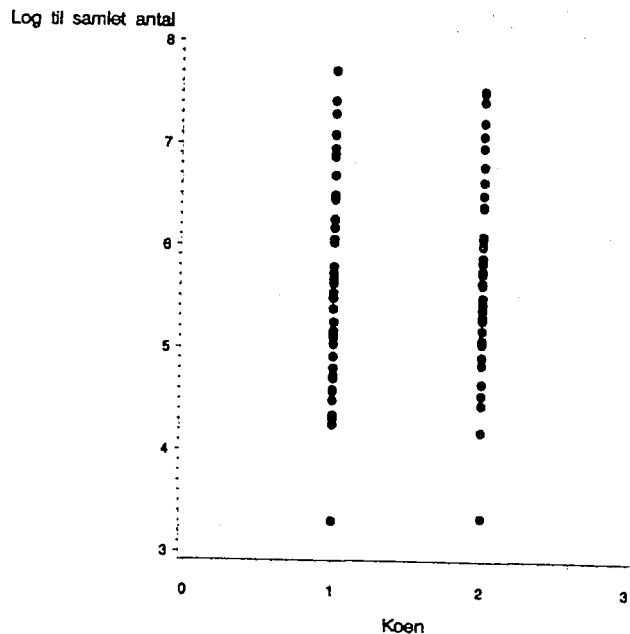
forudsætningen for en videre analyse er en normalfordelt fordeling af fangststørrelser. Fordelingen af log til fangststørrelserne ses i figur 15b, og denne afviger ikke væsentligt fra en normalfordeling.

I data over de samlede fangstantal pr. time for henholdsvis hunner og hanner (se appendix A.5.2.2c) konstateres der relativt store fangstantal i nogle af sommer- og efterårstrækkene, men specielt meget store fangster i antal i årets sidste måneder, og som ovenfor beskrevet består disse træk af ca. 90 % undermålshummere, og kun en meget lille andel er målshunner. Disse store fangster i vintermånederne skyldes som sagt nok, at der foregår rekruttering af hummere klækket 1½ år før.

Wilcoxon-testet, der bliver brugt til at se på, om der på årsbasis fanges antalsmæssigt flere individer af det ene køn, viser ingen sådanne tendenser ( $p=0.4142$ , se appendix A.5.2.2d). Hvis der derimod deles op i perioder, viser testet, at der fanges flere hanner i årets sidste 4 måneder ( $p=0.0453$ , se appendix A.5.2.2d). Sammenholdt med øvrige test bemærkes, at disse flere hanner hovedsageligt udgøres af undermålshummere.



Figur 15a



Figur 15b

Figur 15a. De samlede fangststørrelser i antal pr. time som funktion af kønnene. Koen 1 = hunner og koen 2 = hanner.

Figur 15b. Logaritmen til de samlede fangststørrelser i antal pr. time som funktion af kønnene. Koen 1 = hunner og koen 2 = hanner.

Hovedresultaterne i dette afsnit er:

\* En meget stor del af fangsterne består af undermålshummere; specielt i vintermånederne er andelen af disse meget store, samtidigt med at der generelt fanges mange individer pr. time i årets sidste måneder. Forklaringen på dette kan søges i at hummere, der blev klækket som larver om foråret året før, på dette tidspunkt rekrutteres til fiskeriet.

\* En større del af hunnerne i fangsten består i november og december af små hummere, hvilket nok skyldes, at de store hunner på dette tidspunkt holder sig nedgravet en stor del af tiden. Dette ses også ved, at der om vinteren fanges flere hanner.

\* Der fanges flere målshunner om sommeren, som kan forklares med, at de her er mere aktive ude af hulerne med skalskifte, parring og fødesøgning end i vintermånederne.

\* I marts og juli består en større del af hannerne i fangsten af undermålshummere. Dette er svært at forklare biologisk, og resultatet er eventuelt tilfældigt signifikant.

\* Målshunner og målshanner varierer tilfældigt, da der ikke i et bestemt år, område eller med bestemt båd bliver fanget flere målshunner.

### 5.2.3. Undersøgelse af forskellige faktorerers betydning for mængden af undermålshummere i fangsten i Kattegat/Skagerrak.

Kønnene er slået sammen i det følgende, hvor der ses på forskel mellem procent undermålshummere i de forskellige træk.

Man må regne med, at hvis der i ét træk bliver fanget mange undermålshanner, vil der tilsvarende blive fanget mange undermålshunner, da begge køn er udbredt i samme områder (som ovenfor beskrevne analyser viser). Ved at analysere kønnene adskilt ville hvert træk blive regnet med to gange, hvilket ikke er den rigtige måde, da det er lettere at få et statistisk signifikant resultat ved dobbelt så mange prøver.

Andelen af undermålshummere er regnet ud pr. træk i tabel 4a og 4b, og det ses, at procenterne for alle andre måneder end marts er højere end 50. For de fleste træk er andelen også højere end 70 %.

De fire træk fra marts afviger som sagt, fra ca. 29 % til ca. 53 %, hvilket er langt lavere procenter end for trækkene senere på året.

I de videre analyser af forskellige faktorerers indflydelse på andelen af undermålshummere i fangsten benyttes multiple regressioner.

Testet, for om der er forskel mellem områderne, viser den mest signifikante tendens ( $p=0.0001$ , se appendix A.5.2.3a), nemlig at der fanges flere undermålshummere i Kattegat end Skagerrak (se figur 16a).

Dette kan måske forklares med, at der er blevet fisket mere i Kattegat igennem årene, således at hummerne her efterhånden bliver af mindre størrelse end i Skagerrak.

Der er signifikant forskel mellem trækkene mht. år ( $p=0.0012$ , se appendix A.5.2.3a), hvor der i 1991 observeres en større andel undermålshummere i fangsten end i 1992 (se figur 16b).

En biologisk forklaring på dette er som sagt eventuelt, at en stor del af undermålshummerne fra 1991 er vokset til målshummere i 1992.

Ligeledes ses en forskel ved skibskategori ( $p=0.0004$ , se appendix A.5.2.3a), hvor der fanges flere undermålshummere med Havfisken end med de kommercielle både (se figur 16c).

Der er søgt fisket i de samme områder med Havfisken som de kommercielle både, så forklaringen på den større andel små hummere i fangsten med Havfisken skyldes måske trawlredskabet, hvor maskevidden i trawlet kan være mindre.

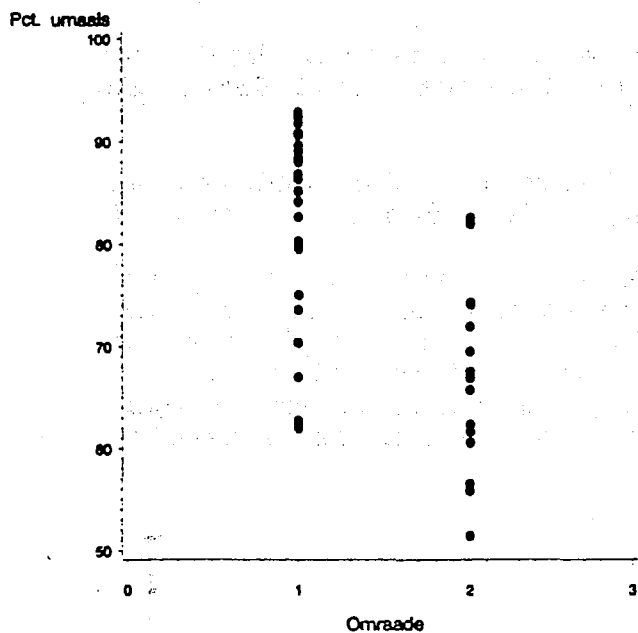
År	Måned	togtnr	Træknr	Pct. umåls
1991	7	1	1	80.3
1991	7	1	2	90.6
1991	8	2	1	79.6
1991	8	2	2	88.3
1991	8	2	4	85.2
1991	8	2	6	86.8
1991	11	3	1	89.0
1991	11	3	3	89.6
1991	11	3	5	92.8
1991	11	3	7	91.7
1991	11	3	9	92.4
1991	10	4	1	60.5
1991	10	4	2	51.5
1991	10	4	3	65.7
1991	10	4	4	69.4
1991	10	4	5	66.9
1991	10	4	6	67.5

Tabel 4a. Den procentvise andel af undermålshummere pr. træk sammenlagt for kønnene (Pct. umåls).

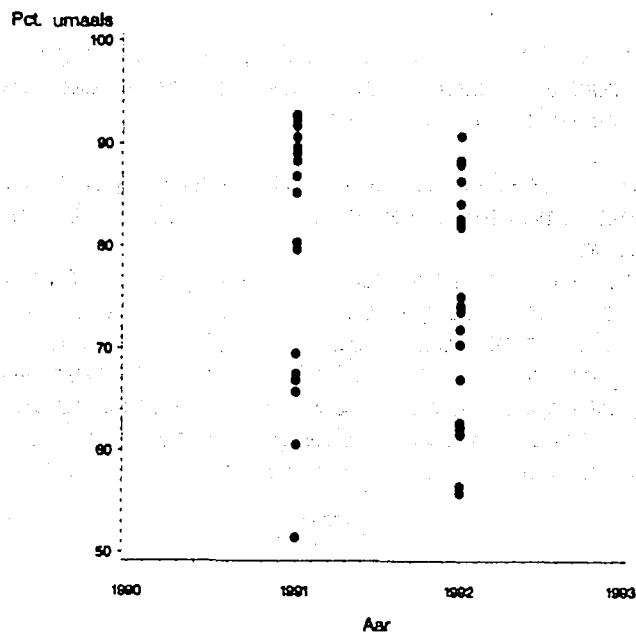
År	Måned	Togtnr	Træknr	Pct. umåls
1992	3	1	3328	48.1
1992	3	1	3329	28.7
1992	3	1	3330	53.3
1992	3	1	3331	48.1
1992	9	3	3444	88.4
1992	9	3	3446	90.8
1992	9	3	3447	82.6
1992	9	3	3448	86.3
1992	9	3	3449	88.0
1992	9	3	3450	84.1
1992	9	3	3451	74.1
1992	7	5	2	62.3
1992	7	5	3	71.9
1992	7	5	4	74.2
1992	7	5	5	55.8
1992	7	6	1	82.5
1992	7	6	2	56.5
1992	7	6	3	61.6
1992	8	7	1	62.8
1992	8	7	2	62.6
1992	8	7	3	70.4
1992	8	7	4	67.0
1992	8	7	5	75.1
1992	8	7	6	73.6
1992	8	7	8	62.0
1992	12	8	1	81.9

Table 4b. Den procentvise andel af undermålshummere pr. træk sammenlagt for kønnene (Pct. umåls).

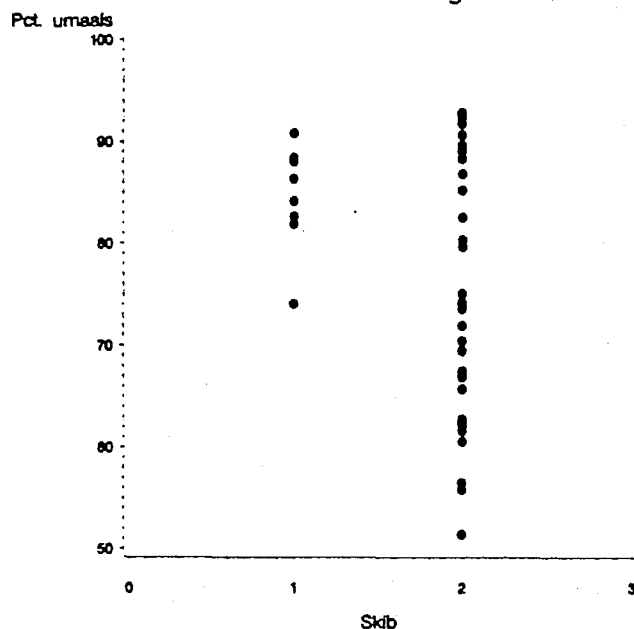




Figur 16a



Figur 16b



Figur 16c

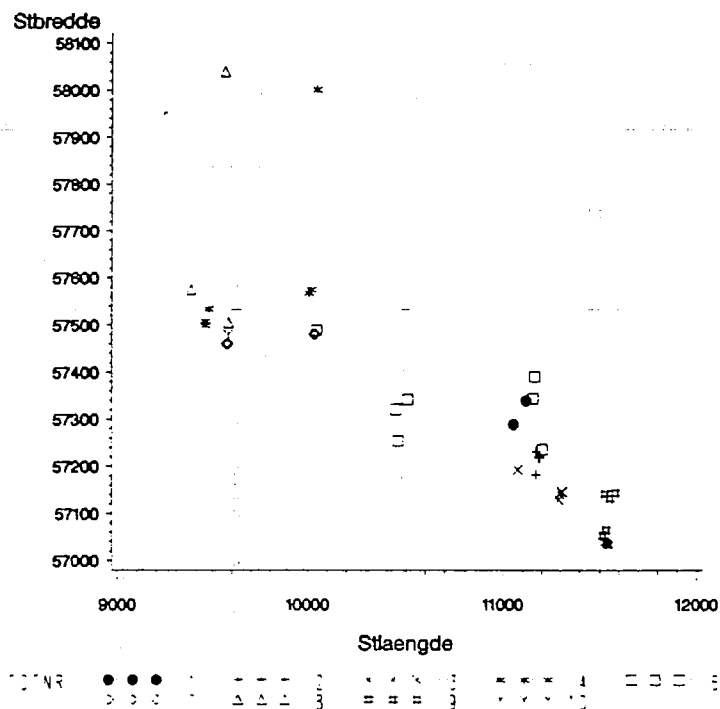
Figur 16a-c. Forskellige faktorerers indflydelse på andelen af umålshummere ud af samlet fangst. Figur 15a: Pct. umåls i trækkene fra områderne Kattegat (område 1) og Skagerrak (område 2). Figur 15b: Pct. umåls i trækkene fra 1991 og 1992. Figur 15c: Pct. umåls i trækkene med henholdsvis Havfisken (skib 1) og kommercielle både (skib2).

De signifikante forskelle gælder kun ved test, hvor data fra martstogtet i 1992 er undtaget, da tallene fra dette togt passer meget dårligt i multipel regressionsmodellen. Dels er procenten for undermålshummere meget lavere end ved de øvrige træk, og dels er trækkene fra en forårsmåned, hvilket ingen andre togter er. I de følgende analyser er dette togt derfor ikke medtaget. Det kan også tænkes, at prøvetagningen eller målemetoden kan være skyld i, at data fra dette togt varierer så meget.

Tilsammen med område, år og skib betyder starttidspunktet for trækket ikke så meget som de øvrige faktorer ( $p=0.5558$ , se appendix A.5.2.3b).

Da område synes at have en stor betydning for andelen af undermålsnummere i fangsten, laves mere dybtgående analyser af denne.

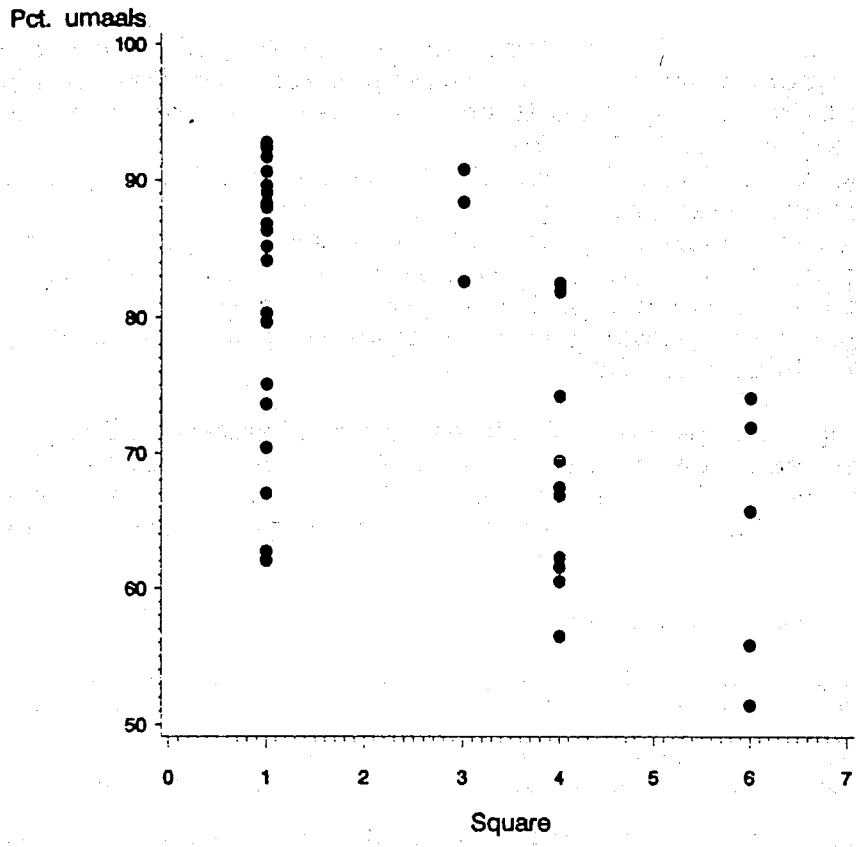
For at afgøre om opdelingen i Kattegat og Skagerrak er naturlig, dvs. at mange træk ikke ligger på kanten mellem de to områder, deles trækkene ud på ICES squares (skraverede felter på kort, se appendix A.5.2.3c). Der fremkommer så 6 delområder, tre i Kattegat (omr1) og tre i Skagerrak (omr2) og disse viser sig også at være signifikant forskellige mht. procenten af undermåls ( $p=0.0004$ , se appendix A.5.2.3d).



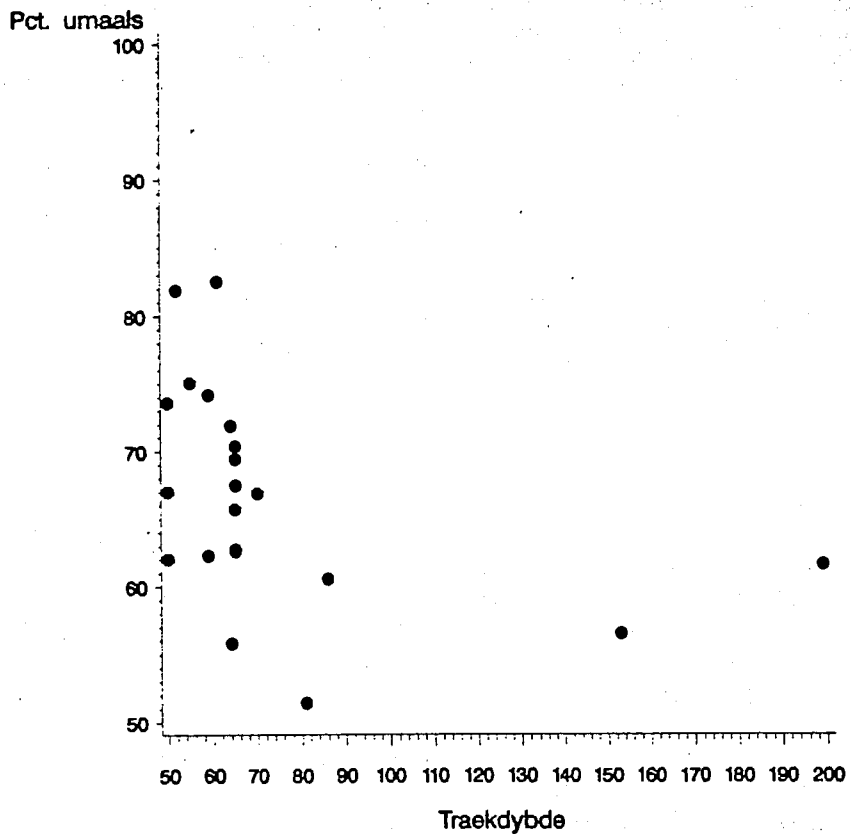
Figur 17. Trækkenes placering som funktion af længdegrader (stlaengde) og breddegrader (stbredde) for de forskellige togterne (tgtnr).

Når disse tegnes op i en figur på baggrund af trækkenes placering dvs. længdegrader og breddegrader (se figur 17), og sammenholdes denne med tabel A.5.2.3e i appendix konstateres, at trækkene fra square 2 ligger meget tæt på trækkene fra square 1 og ligeledes ligger trækkene fra square 5 tæt på trækkene fra square 4. Square 1 er slået sammen med square 2 og square 4 med square 5, og resultatet bliver to squares i hvert farvand.

Der fanges flere undermålsnummere i square 1 og 3 end 4 og 6 ( $p=0.001$ , se appendix A.5.2.3f), hvor de to førstnævnte altså svarer til Kattegat og de to øvrige til Skagerrak (se figur 18). Dette viser, at område stadig er signifikant mht. andelen af nummere under mindstemålet, når det deles ud på mindre stykker.



Figur 18. Andelen af umålshummere i fangsten i 4 forskellige squares (mindre områder).



Figur 19. Andelen af umålshummere i fangsten som funktion af dybden i meter.

Men laves et test med år, område og trækdybde som afgørende faktorer for procenten af undermålshummere, bliver område ikke længere signifikant, og trækdybde er her den betydende faktor ( $p=0.038$ , se appendix A.5.2.3g).

Der findes dog ikke data for dybde i alle trækkene, og således er der kun dybdeangivelse for syv træk fra Kattegat.

At dybden er af stor betydning illustreres i figur 19, der viser undermålsprocenten mod dybden. Her ses det, at med stigende dybde falder andelen af hummere under 40 mm i fangsten.

Generelt bliver der fisket mere på lavere vand, hvilket kan være grunden til at hummerne her er mindre.

Område, år og trækdybde forklarer tilsammen afvigelser så standardafvigelsen kommer ned på ca. 7-8 % (se appendix A.5.2.3g) og altså ikke det hele, da der kun måtte være 2 % spredning (se metodeafsnit, s. 32), hvis stikprøverne havde været homogene.

Sammenfattende er hovedresultaterne:

\* Dybden har den største betydning for andelen af undermålshummere i fangsten ud af de undersøgte faktorer, selvom der kun eksisterer dybdeangivelse for et udsnit af trækkene.

Andelen af små hummere i fangsten falder med stigende dybde, hvilket med andre ord betyder, at der generelt opnås større hummere i fangsten, hvis der fiskes på dybt vand.

De mindre hummere på lavere vand er måske et resultat af et højere fiskeritryk, hvorved hummerne efterhånden bliver mindre i disse områder.

\* Området er også af betydning for hvor mange undermålshummere, der er i fangsten, hvilket også gælder, når områderne deles til mindre stykker. I Kattegat er hummerne i fangsten mindre end samme for Skagerrak.

At fangsterne fra Kattegat består af flere små hummere kan også skyldes et større fiskeritryk. Der kan også være et overlap med dybde, da dybden for trækkene i Kattegat er lavere end i Skagerrak.

\* Fangsterne fra 1991 indeholder en større andel undermålshummere end fangsterne fra 1992.

En eventuel stor årgang af undermålshummere i 1991, der vokser sig til målshummere i 1992, er måske grunden til forskellen mellem årene.

\* Der fanges generelt flere små hummere, når der fiskes med Havfisken end med de kommercielle både, hvilket hvis dette ikke skyldes tilfældigheder kun kan forklares med forskel i fiskeredskab, evt. maskevidde.

#### 5.2.4. Samlet fangst (fangstantal).

Fordelingen af fangstantal ser ikke ud til at være normalfordelt, hvilket anskueliggøres på plottet over fangstantal mod område (se figur 20a). Punkterne ligger tættest nederst i figuren, hvor fangststørrelsen er mindst, og ligger derefter mere og mere spredt jo større fangstantallene bliver. I figur 20b over logaritmen til fangststørrelsen plottet mod område ser fordelingen derimod normalfordelt ud.

Logaritmen til det totalt antal fangede hummere pr. træk pr. time (fangststørrelse eller CPUE, hvilket betyder catch per unit effort) er blevet undersøgt mht. faktorerne år, område, skib, starttid og trækdybde, dvs. at der er udført en multipel

regression.

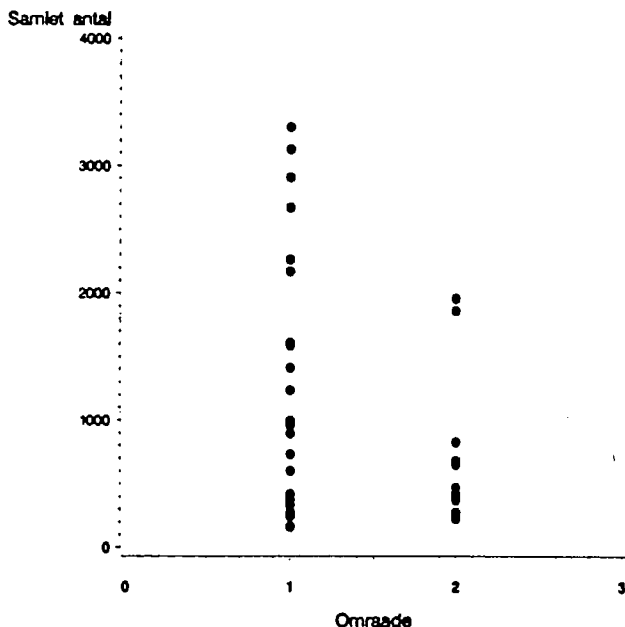
Togtet fra marts 1992 spiller ikke den samme rolle som ved sammenligningen af procenten af undermålshummere i fangsten, og tages her med.

Resultatet af denne undersøgelse viser også her en afhængighed af faktorerne år ( $p=0.0009$ , se appendix A.5.2.4a) med de største fangster i 1991 og område ( $p=0.0261$ , se appendix A.5.2.4a) med de største fangster i Kattegat.

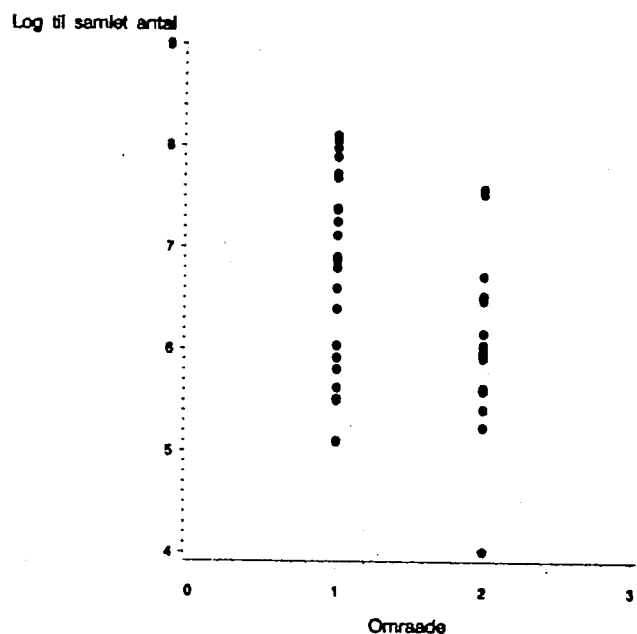
Forklaring på de store fangster i 1991 kunne ligge i en stor årgang, der i dette år blev rekrutteret til fiskeriet. Der blev ikke længere konstateret iltsvind i det sydlige Kattegat i slutningen af 1980'erne og mange larver kan herefter være drevet derfra til det nordligere Kattegat.

At fangsterne er større i Kattegat har eventuelt at gøre med, at der her generelt fiskes på lavere vand, og at der hermed er en større produktion og fødeudbud for hummerne. Måske er forholdene her også mere gunstige for de settlende larver.

Der er ikke så klar en sammenhæng mellem antal fangede hummere og skibskategori (Havfisken eller kommercielt fartøj) ( $p=0.0730$ , se appendix A.5.2.4a) som er tilfældet ved andel undermålshummere. Tendensen er, at der bliver taget større fangster med de kommercielle både end med Havfisken (der jo også kun har et enkelt sidetrawl). Forskellen kan skyldes tilfældigheder, men det ville også være mærkeligt, hvis fangst pr. time ikke var højere med et dobbelt-trawl end med et enkelt-trawl.



Figur 20a



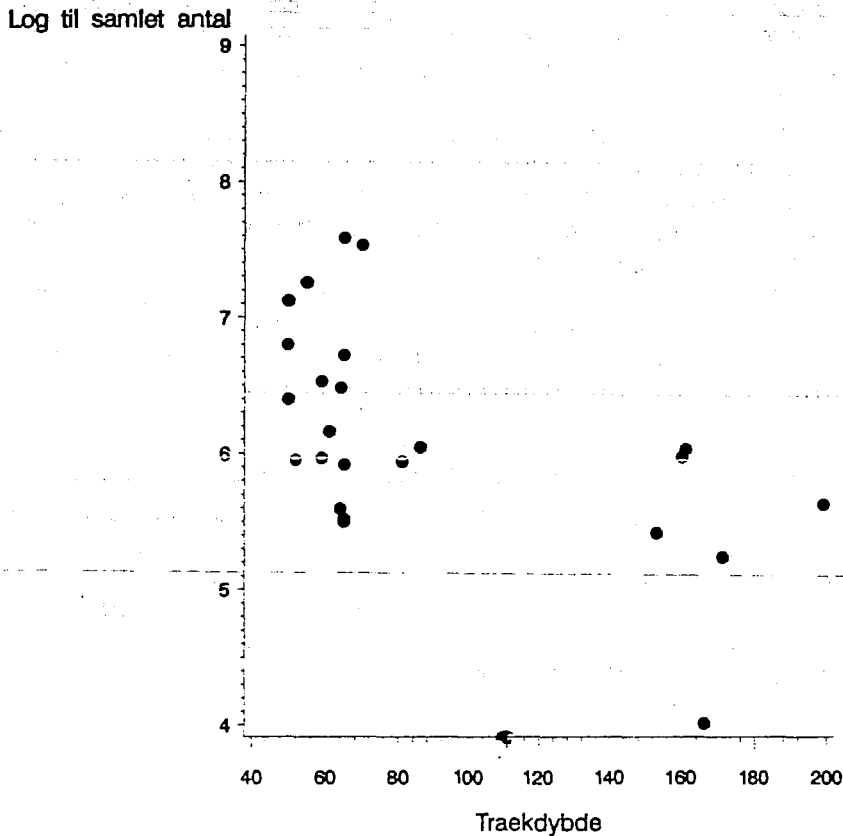
Figur 20b

Figur 20a. De samlede fangster pr. time i antal som funktion af område, henholdsvis Kattegat (område 1) og Skagerrak (område 2).

Figur 20b. Logaritmen til de samlede fangster pr. time i antal som funktion af område, henholdsvis Kattegat (område 1) og Skagerrak (område 2).

Starttidspunktet for trækket betyder ikke noget for den samlede fangst (se appendix A.5.2.4b).

Dybden derimod er igen den mest betydende faktor ( $p=0.0365$ , se appendix A.5.2.4c): Antallet af hummere i fangsten formindskes ved forøget dybde (se figur 21).



Figur 21. Andelen af umålshummere i fangsten som funktion af dybden i meter.

Dette afsnits hovedresultater er:

\* Dybden er igen den vigtigste af undersøgte faktorer. Her betyder stigende dybde et mindre antal hummere i fangsten pr. time, men til gengæld større dyr som undersøgt i forudgående afsnit.

Den større biologiske aktivitet og dermed fødeuddet er nok grunden til de større fangster på lavere vand. Hvis der fiskes på dybere vand, har man altså større chance for at fange de store hummere, men antalsmæssigt er fangsterne mindre.

\* Der konstateres større fangster i trækene fra Kattegat end fra Skagerrak, hvilket kan have at gøre med, at fangsterne fra Kattegat generelt er foregået på lavere vand, hvor fødeuddet for hummere er større.

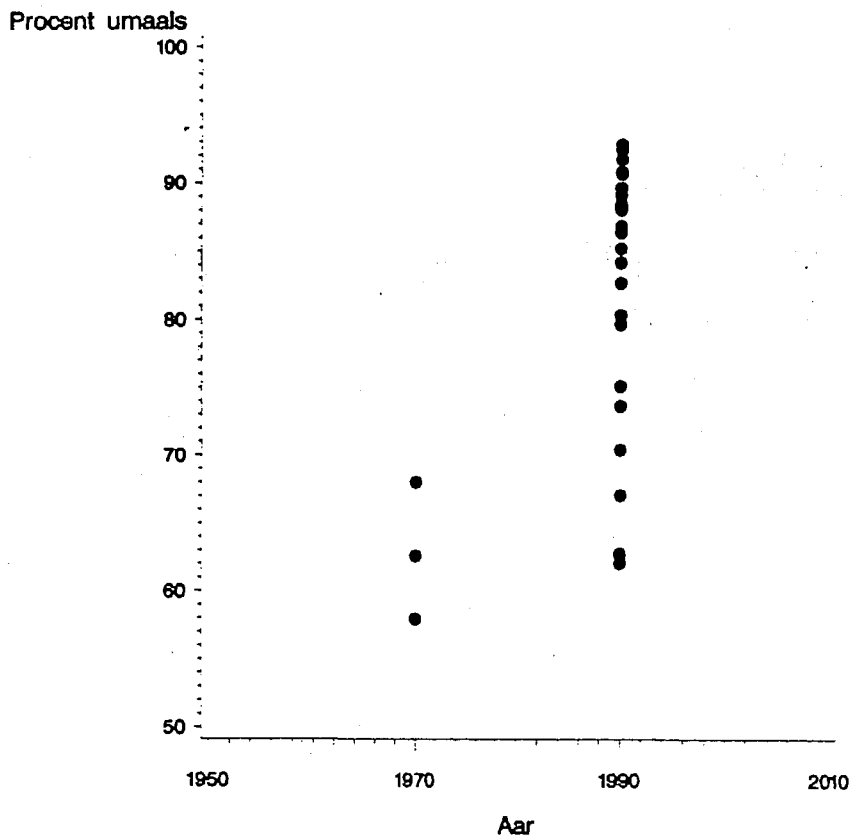
\* Der opnås større fangster i 1991 end 1992. Dette kan eventuelt forklares med en stor årgang, der rekrutteres til fiskeriet i 1991. Det kan måske også relateres til, at alle togterne i 1991 foregik med kommercielle både og en del af trækene foregik i årets sidste måneder, hvor fangstantallene som beskrevet under afsnittet om kønsforskelle er store.

\* Der er ingen sammenhæng mellem fangststørrelser og starttidspunkt for trækket.

### 5.2.5. Sammenligning mellem længdefordelinger fra 1970'erne og 1990'erne i Kattegat

De her anvendte data fra 1970'erne er gennemsnitsfordelinger over tre togter fra august 1974, 1975 og 1976 i Kattegat.

Andelen af undermålshummere i togterne ligger mellem ca. 58 og 68 procent (se tabel over andel umåls og antal hummere i fangsten pr. time og logaritmen til sidstnævnte størrelse i appendix A.5.2.5a). Disse tal er lavere end, hvad der gælder for trækkene fra Kattegat i 1991 og 1992 og t-testet viser en signifikant forskel mellem 1970'erne og 1990'erne ( $p=0.0045$ , se appendix A.5.2.5a). Denne forskel kan observeres i figur 22. De små hummere udgjorde i 1970'erne altså også over halvdelen af fangsten, men i 1990'erne består en endnu større del af fangsten af undermålshummere, hvilket nok skyldes et stadigt stigende fiskeritryk gennem årene.



Figur 22. Andelen af undermålshummere i fangsten i trækkene fra 1970'erne (1970) og 1990'erne (1990) i Kattegat.

Hvad angår CPUE er fangststørrelsen højere i trækkene fra 1970'erne ( $p=0.0126$ , se appendix A.5.2.5b), hvor fangsterne i specielt to af trækkene er meget høje (ca. 4500 individer på en time). Det ser således ud som om, hummerene var mere talrige i 1970'erne.

Da data fra 1970'erne er fra august, er det nærliggende at

sammenligne kun med trækkene fra samme måned i Kattegat i 1990'erne.

Her gælder samme resultat mht. fangststørrelsen; der blev fanget flere individer i trækkene fra 1970'erne ( $p=0.0146$ , se appendix A.5.2.5b), men andelen af undermålshummere viser sig ikke længere at være større for trækkene fra 1990'erne ( $p=0.0912$  se appendix A.5.2.5c).

Det er her togt 7 fra 1992, der gør at forskellen på andelen af undermålshummere ikke længere er signifikant. Togt 7 er et kommercielt togt i et område nær svenskekysten, hvilket ikke er det samme område, hvorfra der blev fisket som i 1970'erne.

Hovedresultaterne i dette afsnit er:

\* Der konstateres færre små hummere i fangsterne i trækkene fra 1970'erne end fra 1990'erne. Hummerne er generelt blevet mindre igennem de to årtier, hvilket nok skyldes, at der er blevet fisket kraftigt på dem.

\* CPUE er større i 1970'erne end i 1990'erne. Det ser altså ud som om hummerne var talrigere i 1970'erne.

#### 5.2.6. Sammenligning af længdefordelinger fra Fladen (Dana-togt) og Kattegat/Skagerrak

I sammenligningen af længdefordelinger mellem Fladen (fra Dana-togtet i 1992) og Kattegat/Skagerrak indgår 7 træk fra førstnævnte område (se tabel i appendix A.5.2.6a over andel umåls, det samlede antal fangede hummere pr. time og logaritmen til samme for trækkene fra Dana-togtet på Fladen).

Da der blev fundet forskel i længdefordelingerne fra Kattegat og Skagerrak, bliver Fladen-data sammenlignet med hvert område for sig.

Hvad angår andelen af undermålshummere, viser det sig, at der er forskel mellem Fladen og Skagerrak ( $p=0.0367$ , se appendix A.5.2.6a), men ikke mellem Fladen og Kattegat ( $p=0.5780$ , se appendix A.5.2.6b).

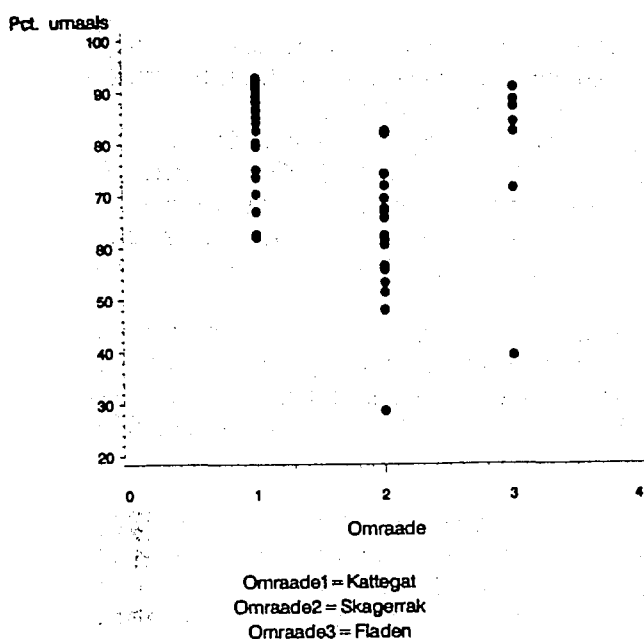
Der er en større procentdel hummere under mindstemålet i trækkene fra Fladen end Skagerrak (se figur 23a), også selvom der i et af trækkene kun blev fanget ca. 39 % undermålshummere ud af den samlede fangst. De øvrige procenter fra Fladen ligger mellem ca. 71 % og ca. 91 %.

Mellem Fladen og Kattegat observeres der som sagt ingen forskel i længdefordelingerne (se figur 23a), og ses der på trækkene fra november, hvor alle 7 træk fra Fladen er fra, konstateres mindst lige så høje andele af undermålshummere i Kattegat.

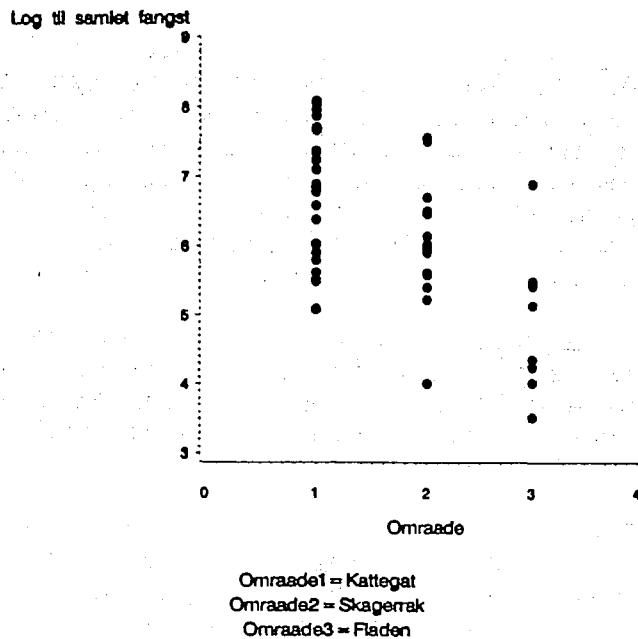
Der har også gennem flere år været drevet intensivt fiskeri på Fladen, hvilket nok er forklaringen på at hummerne i dette område generelt er små.

Fangststørrelsen pr. time kan ikke sammenlignes, da det er forskellige redskaber, der bruges. På Dana-togtet på Fladen anvendtes et rejetrawl.





Figur 23a



Figur 23b

Figur 23a. Andelen af umålshummere i fangsten i trækkene fra henholdsvis Kattegat, Skagerrak og Fladen (Dana-togtet i 1992).

Figur 23b. Logaritmen til det samlede antal fangede hummere i trækkene fra henholdsvis Kattegat, Skagerrak og Fladen (Dana-togtet i 1992).

Hovedresultaterne i dette afsnit er:

\* Der ses en større andel undermålshummere i fangsten på Fladen end i Skagerrak. Andelen af små hummere er ikke større på Fladen end i Kattegat. Fladen er også et relativt lavvandet område med en stor produktivitet som i Kattegat, så måske er forholdene og dermed vækstvilkårene for hummerne ret ens i disse to områder.

#### 5.2.7. Sammenligning af længdefordelinger fra Nordsøen (Tannisbugt-togtet) og Kattegat/Skagerrak

Analyserne er opdelt på samme måde som sammenligningerne mellem Fladen og Kattegat/Skagerrak, da forskellen mellem Kattegat og Skagerrak er for stor til, at det kan betragtes som et samlet område.

I Nordsøtoget fra 1993 (Tannisbugt-togtet) er de 5 træk fra Fladen og de øvrige 6 træk fra et område nær Shetlandsøerne (tabel A.5.2.7a i appendix viser andelen af undermålshummere i fangsterne fra trækkene i Nordsøen).

Når der testes for forskel mellem andelen af undermålshummere i disse to områder ses ingen forskel ( $p=0.4588$ , se appendix A.5.2.7a).

Længdefordelingerne fra Nordsøen (samlede togt) og Skagerrak er signifikant forskellige ( $p=0.0033$ , se appendix A.5.2.7b), og forskellen ytrer sig i flere undermålshummere i fangsten i Skagerrak-området.

Hvis Nordsøtoget deles op i Fladen-delen og Shetlandsøerne-delen er længdefordelingerne signifikant forskellige ( $p=0.0003$ , se

appendix A.5.2.7b) imellem Skagerrak og området ved Shetlandsøerne, med en overvægt af undermålshummere i Skagerrak. (Det bemærkes at træk 8 kun består af 14 individer.) Derimod ses ingen forskel mellem Skagerrak og Fladen-data fra Nordsøtoget (p=0.0539, se appendix A.5.2.7c) omend dog lige på grænsen til af være en større del af undermålshummere i Skagerrak. (Det må også her noteres, at antallet i fangsterne fra trækkene på Nordsøtoget er ringe i forhold til Skagerraktallene)

I sammenligningen mellem Nordsøen (det samlede antal træk) og Kattegat, består en større del af hummerfangsten i Kattegat af undermålsindivider, og forskellen er endnu tydeligere end ved sammenligningerne med Skagerraktallene (p=0.0001, se appendix A.5.2.7c).

Når Nordsøtoget deles op, ses samme signifikante forskel (p=0.0001, se appendix A.5.2.7d) mellem længdefordelingerne fra Shetlandsøerne og Kattegat og ligeledes er der signifikant flere undermålshummere i Kattegat end i længdefordelingerne fra Fladen på Nordsøtoget (p=0.0001, se appendix A.5.2.7d).

Der kan ikke drages nogen konklusioner om forskelle på antal hummere i den samlede fangst, da fangststørrelserne fra Nordsøen ikke er regnet om til fangst pr. time.

Hovedresultaterne i dette afsnit er:

\* Der konstateres en større andel små hummere i fangsten både i Kattegat og i Skagerrak end i Nordsøen. Men for Skagerraks vedkommende gælder det kun, når trækkene på Fladen fra Tannisbugt-toget ikke medtages i analysen. Hummerfiskeriet er indenfor de sidste år udvidet til dele af Nordsøen, og der er derfor ikke fisket meget i disse områder, hvilket nok resulterer i de større hummere. Desuden foregår fiskeriet i Nordsøen på meget dybere vand, der jo har vist sig at resultere i en større andel målshummere i fangsten.

#### 5.2.8. Oversigt over viste forskelle i andelen af undermålshummere.

	Kattegat	Skagerrak	Fladen (Dana)	Shetland (Tan.bugt)	Fladen (Tan.bugt)
Kattegat		+		+	+
Skagerrak	+		+	+	
Fladen (Dana)		+		ikke undersøgt	ikke undersøgt
Shetland (Tan.bugt)	+	+	ikke undersøgt		ikke undersøgt
Fladen (Tan.bugt)	+		ikke undersøgt	ikke undersøgt	

Tabel 5. Oversigt over signifikante resultater mht. forskel i andel undermålshummere imellem togter og områder. En forskel er markeret med +.

### 5.3. Selektionsforsøg

#### 5.3.1. Sammenligning af standardmaskepose og kvadratmaskepose

##### 5.3.1.1. T-test analyser af forskelle i fangst

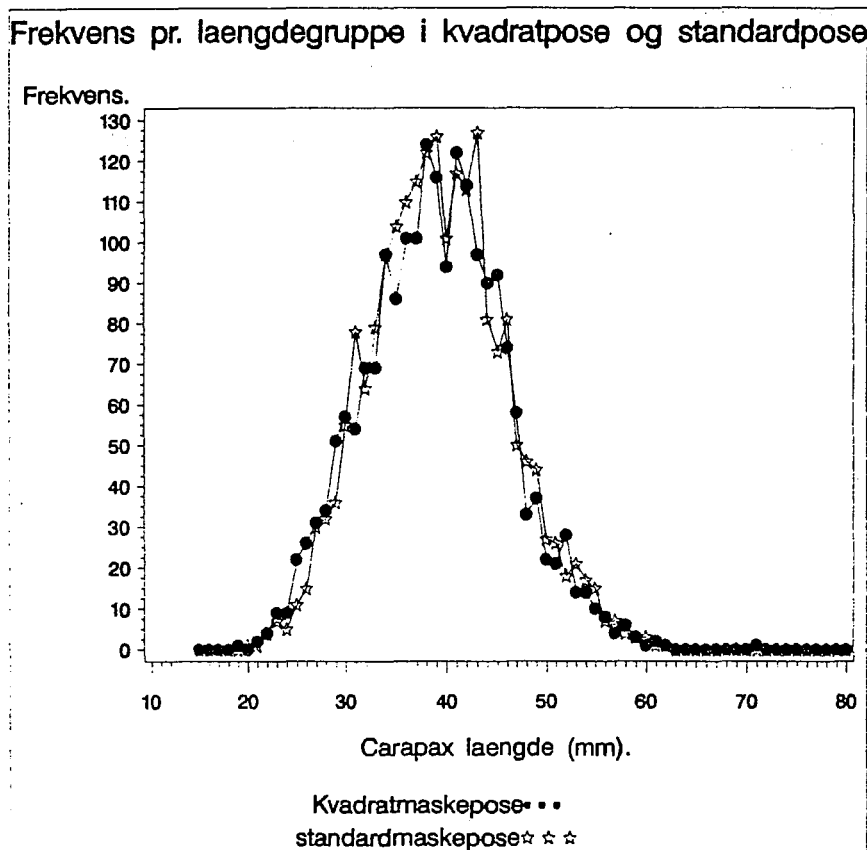
I nedenstående t-test analyser af forskelle mellem fangst i standardmaskepose og kvadratmaskepose er træk 1 og 8 udeladt, da antallene her er vurderet til at være for få. En oversigt over medtagne træk ses i appendix A.5.3.1.1a.

Længdefordelingerne af hummere, der er blevet fisket på med de to slags trawl, er ikke signifikant forskellige, hvilket er blevet undersøgt ved hjælp af et t-test på andelen af undermålshummere i pose+trawl ( $p=0.7141$ , se appendix A.5.3.1.1b).

Dette betyder, at man godt kan antage at størrelsesfordelingen af hummere, der er fisket med kvadratmaskeposen, ikke er forskellig fra størrelsesfordelingen af hummere, der er fisket med standardmaskeposen.

Andelene af undermålshummere ud af samlet antal individer i posen er ikke forskellige for de to trawltyper ( $p=0.7482$ , se appendix A.5.3.1.1b).

Figur 24 viser længdefordelingen i fangsterne samlet for alle 11 træk for trawlene, og det ses da også tydeligt, at der ikke er forskel mellem disse. De to trawltyper fisker altså ikke forskelligt. (Her betyder de ringe antal i træk 1 og 8 ikke noget).



Figur 24. De samlede længdefordelinger af *N. norvegicus* for trækkene med henholdsvis kvadratmaskepose og standardmaskepose.

Der ses heller ingen forskel mellem andelen af undermåls hummere, der bliver tilbageholdt i henholdsvis standardmaskeposen og kvadratmaskeposen ( $p=0.3564$ , se appendix A.5.3.1.1c). Der slipper altså ikke flere små hummere ud af den ene pose fremfor den anden.

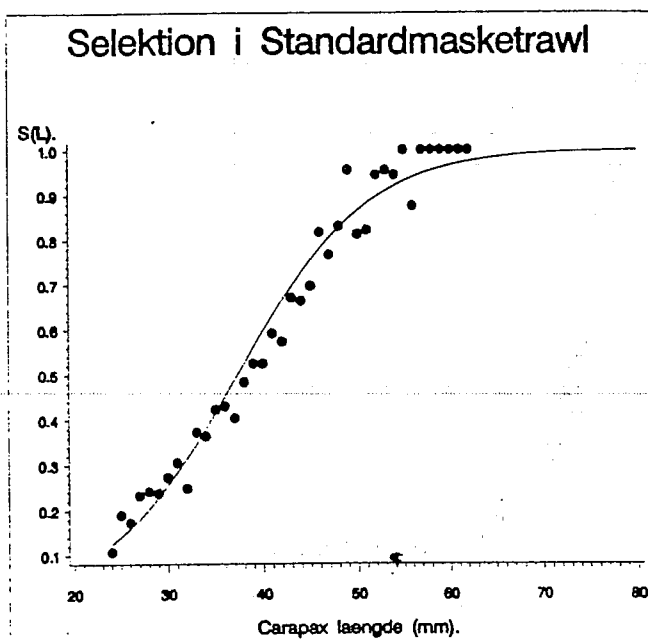
Dette gælder også for måls hummere; der bliver ikke tilbageholdt flere måls hummere i den ene trawltype ( $p=0.2531$ , se appendix A.5.3.1.1c).

Tabel 6 illustrerer den gennemsnitlige andel undermåls hummere og måls hummere, der bliver tilbageholdt i poserne for de to slags trawl. Ca. 1/3 af undermåls hummerne bliver tilbageholdt i posen, mens det samme gælder for ca. 2/3 af måls hummerne.

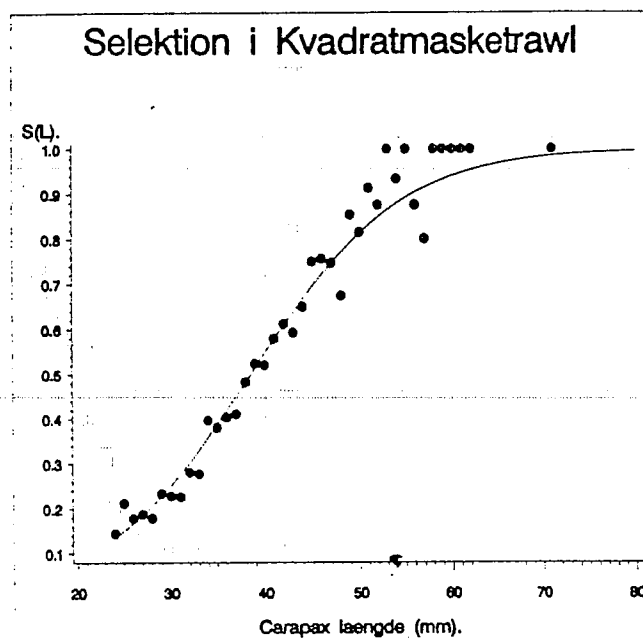
	Kvadratmaskepose	Standardmaskepose
Undermåls	32.6 %	37.7 %
Måls	61.4 %	67.9 %

Tabel 6. Den gennemsnitlige andel af henholdsvis undermåls hummere og måls hummere, der bliver tilbageholdt i posen ud af samlet antal i pose+cover. Den procentvise andel er udregnet for to trawltyper, henholdsvis kvadratmasketrawl og standardmasketrawl.

### 5.3.1.2. Selektionsparametre



Figur 25a



Figur 25b

Figur 25a-b. Selektionskurverne beregnet ud fra logistisk regression for henholdsvis standardmasketrawl og kvadratmasketrawl.

Figurerne 25 a-b viser selektionskurverne for henholdsvis standardmasketrawlet og kvadratmasketrawlet, og det bemærkes, at disse er s-formede og ikke særlig stejle, hvilket skyldes en stor selektionrange. At selektionrange er så stor skyldes nok, at hummerne er ikke strømlinede som fisk og har en tendens til at hage sig fast til trawl, fisk og andre hummere.

I tabel 7 er selektionsparametrene for de to trawltyper opskrevet, og også her noteres det, at disse er meget ens for begge slags trawl. Med en carapaxlængde på ca. 38 mm. er der 50 procent sandsynlighed for, at en hummer bliver fanget.

Trawl type	S1	S2	L25	L50	L75	SR	SF
Stan.	4.9580	0.1303	29.62	38.05	46.48	16.86	0.54
Kvad.	5.0712	0.1310	30.33	38.71	47.10	16.77	0.55

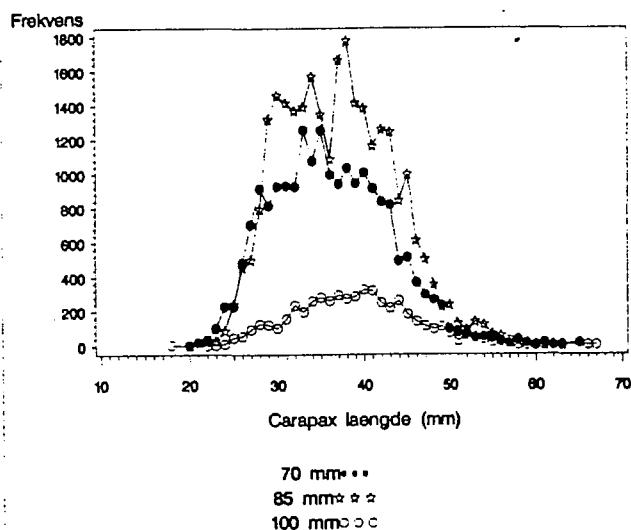
Tabel 7. Selektionsparametre for henholdsvis kvadratmasketrawl (Kvad.) og standardmasketrawl (Stan.).  $S1 = L50\% \cdot \ln 3 / (L75\% - L50\%)$  og  $S2 = \ln 3 / (L75\% - L50\%) = S1 / L50\%$ . L25, L50 og L75 = længderne hvor henholdsvis 25 -, 50-, og 75 procent af fangsten bliver i posen. SR = selektionrange =  $L75 - L25$ . SF =  $L50 / \text{maskevidde (70 mm)}$ .

### 5.3.2. Maskestørrelsesforsøg

#### 5.3.2.1. T-test analyser af forskelle i fangst i poserne

Længdefordelinger over hummere der bliver opsamlet i posen for 3 forskellige maskestørrelser (70, 85 og 100 mm) er illustreret i figur 26. Antallene (frekvensen) er ikke pr. time og kan derfor ikke sammenlignes, men selve kurveforløbene kan godt.

Frekvens pr. længdegruppe for 3 maskestørrelser



Figur 26. Længdefordelinger af hummere fanget i trawl med 3 forskellige maskestørrelser (70, 85 og 100 mm) i posen.

Kurveforløbene for 70 mm og 85 mm er nogenlunde ens, men længdefordelingskurven er anderledes for 100 mm posen. Her konstateres en mere ligelig fordeling af alle længdegrupper, således at andelen af undermålsnummere ikke udgør en så stor andel af fangsten.

Antal nummere i de forskellige træk og andelen af henholdsvis undermålsnummere og målsnummere, der bliver tilbageholdt i posen ud af, hvad der opfanges i pose og cover tilsammen, ses i tabel A.5.3.2.1a i appendix. Antal individer i træk 1, 2, 4, 5, 7, 8 og 10 er meget sparsomme, og er derfor udeladt i t-test-analyserne.

En gennemsnitlig andel små og store nummere, der tilbageholdes i poserne for hvert trawl er udregnet i tabel 8. Andelen af undermålsnummere, der bliver tilbageholdt i posen falder med stigende maskestørrelse, men andelen af målsnummere falder endnu mere.

Det er undersøgt, om andelen af undermålsnummere og andelen af målsnummere der tilbageholdes i posen falder med samme hældning, når maskestørrelsen øges (fra 70 mm til 100 mm). Resultatet ses i A.5.3.2.1a og A.5.3.2.1b i appendix og viser at andelen af målsnummere i posen falder lidt mere end andelen af undermålsnummere med stigende maskestørrelse.

	70 mm	85 mm	100 mm
<b>Undermåls</b>	69.6 %	58.8 %	31.6 %
<b>Måls</b>	94.8 %	79.2 %	56.3 %

Tabel 8. Andelen af henholdsvis undermålsnummer og målsnummer, der bliver tilbageholdt i posen ud af samlet antal i pose+cover. Den procentvise andel er udregnet for tre trawl med forskellig maskestørrelse, henholdsvis 70 mm, 85 mm og 100 mm.

Der konstateres en forskel i andelen af undermålsnummere, der bliver tilbageholdt i posen for de 3 maskestørrelser ( $p=0.0004$ , se appendix A.5.3.2.1c) og dette gælder også for andelen af målsnummere ( $p=0.0001$ , se appendix A.5.3.2.1c).

Ligeledes konstateres en forskel i andelen af undermålsnummere ( $p=0.0012$ , se appendix A.5.3.2.1d) og målsnummere ( $p=0.0006$ , se appendix A.5.3.2.1d) tilbageholdt i poserne for trawl med forskellige maskeantal.

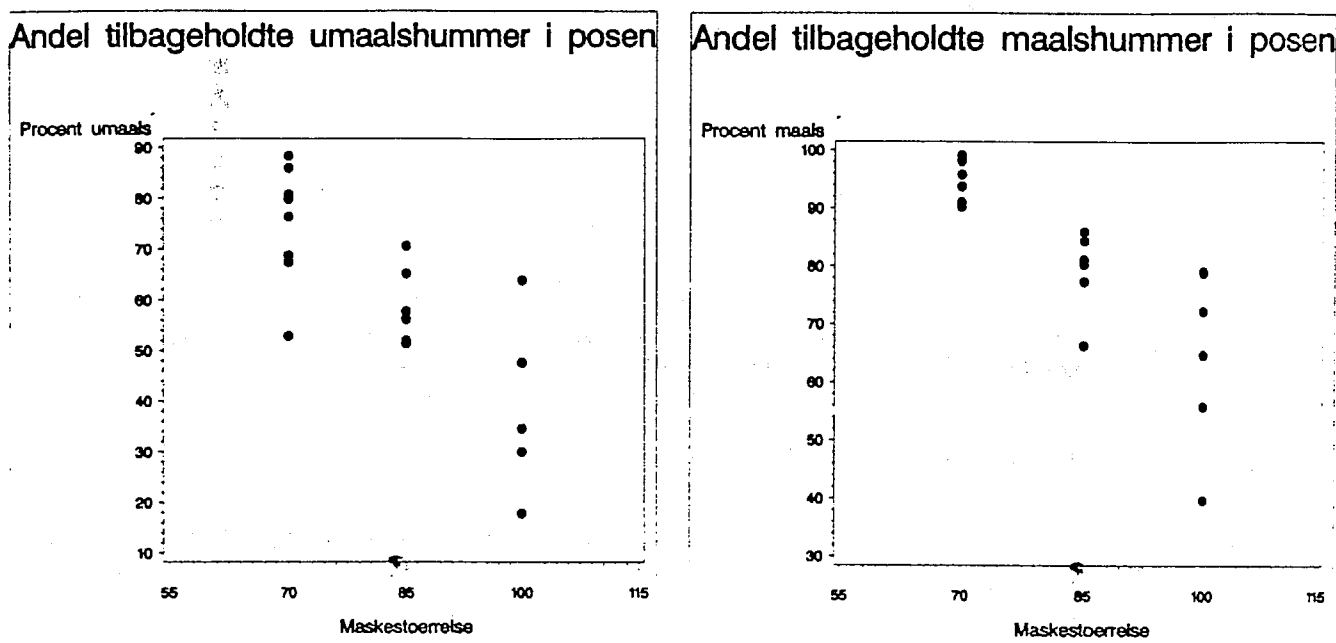
Laves en analyse med faktorerne maskestørrelse og maskeantal sammen, er maskestørrelse signifikant for både undermåls- og målsnummere ( $p=0.0390$  og  $p=0.0034$ , se appendix A.5.3.2.1e), mens maskeantal ikke er signifikant ( $p=0.2660$  og  $p=0.4643$ , se appendix A.5.3.2.1e).

Det er undersøgt, om andelen af undermålsnummere opfanget i posen i trawl med 3 forskellige omkredse er forskellig, hvilket den ikke er ( $p=0.9106$ , se appendix A.5.3.2.1f). Der er heller ikke forskel mht. andelen af målsnummere, der opfanges i trawl med forskellige omkredse ( $p=0.7119$ , se appendix A.5.3.2.1f).

### 5.3.2.2. T-test analyser af selektion i trawldelen før posen

Andelen af undermålshummere og målshummere der bliver opfanget i posen ved trawl med henholdsvis 80 mm og 110 mm maskestørrelse i trawlet før posen ('belly') er forskellig.

Der opfanges en større andel undermålshummere ( $p=0.0006$ , se appendix A.5.3.2.1g) og målshummere ( $p=0.0006$ , se appendix A.5.3.2.1g) i et trawl med maskestørrelse på 80 mm. Dette illustreres i figur 27a og 27b.



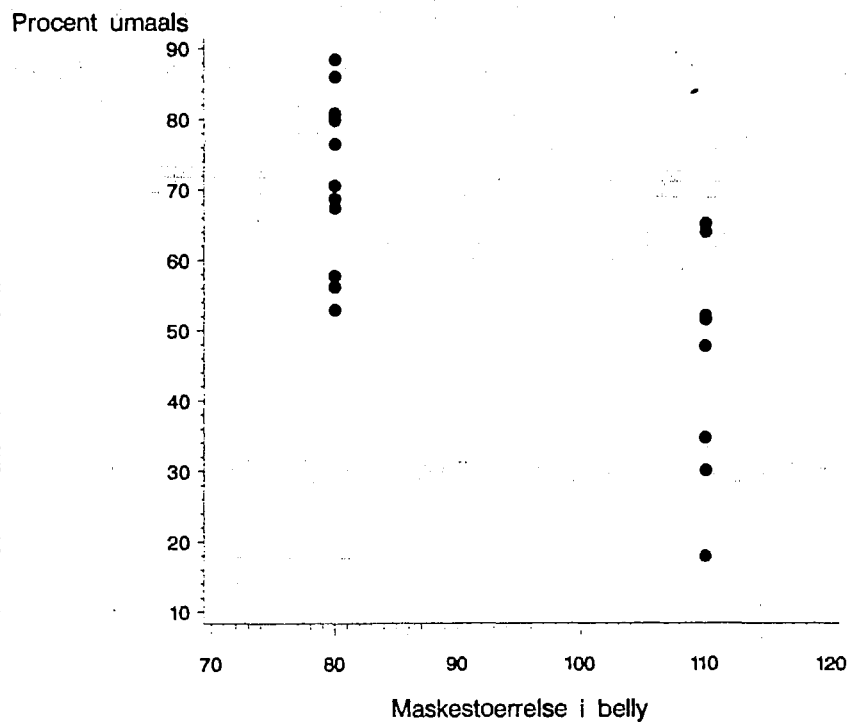
Figur 27a

Figur 27b

Figur 27a-b. Andelen af undermålshummere (figur 27a) og målshummere (figur 27b) i posen ud af pose+cover for 80 mm og 100 mm trawl.

At andelen af små og store hummere er større i trawlet med en maskestørrelse på 80 mm kan betyde, at de individer indenfor henholdsvis undermålshummere og målshummere der er i posen på dette trawl, bare er mindre end hummerne i posen på 110 mm trawlet. Det kan altså være, at større individer indenfor både små og store hummere er blevet selekteret fra før posen i trawlet med en maskestørrelse på 110 mm.

Når der analyseres på andelen af undermålshummere i pose+cover ud af den samlede fangst konstateres da også en forskel mellem 80 mm og 110 mm trawlet ( $p=0.0172$ , se appendix A.5.3.2.2a). Der fanges en større andel undermålshummere, hvis der i trawlet før posen bliver brugt maskestørrelsen 80 mm (se figur 28).



Figur 28. Andelen af undermålshummere i pose+cover for to forskellige maskestørrelser i trawlet før posen (80 mm og 110 mm).

### 5.3.2.3. Selektionsparametre

Mas. Stø.	Mas. Ant.	S1	S2	L25	L50	L75	SR	SF
70	100	2.540	0.123	11.74	20.70	29.65	17.91	0.30
70	122	3.869	1.167	16.57	23.14	29.71	13.14	0.33
70	143	4.883	0.184	20.54	26.50	32.46	11.92	0.38
85	82	2.372	0.080	15.90	29.62	43.33	27.43	0.35
85	100	2.820	0.103	16.78	27.48	38.19	21.41	0.32
85	118	1.967	0.079	10.99	24.89	38.80	27.81	0.29
100	70	3.797	0.095	28.43	40.01	51.59	23.16	0.40
100	85	3.811	0.094	28.85	40.54	52.23	23.38	0.41
100	100	1.133	0.046	0.74	24.41	48.09	47.35	0.24

Tabel 9. Selektionsparametre for de 9 forskellige trawl.  $S1 = L50 \cdot \ln 3 / (L75\% - L50\%)$  og  $S2 = \ln 3 / (L75\% - L50\%) = S1 / L50\%$ . L25, L50 og L75 = længderne hvor henholdsvis 25 -, 50 - og 75 procent af fangsten bliver tilbageholdt i posen. SR = selektionrange =  $L75 - L25$ . SF = selektionsfaktor =  $L50 / \text{maskevidde (mas. stø.)}$ .



Selektionsparametre for de 9 forskellige trawl er opskrevet i tabel 9.

Ca. 50 procent af de fangede hummere bliver tilbage i posen, hvis de har en carapaxlængde på ca. 25 mm for både 70 mm og 85 mm, mens dette først sker ved en carapaxlængde på ca 40 mm med 100 mm trawlene.

Det bemærkes, at selektionrange (SR) er store for alle trawlene, fra ca. 12 mm til 18 mm med 70 mm trawl, og fra ca. 22 mm til ca. 28 mm for trawl med 85 mm og 100 mm maskestørrelse i poserne. Parametrene for trawlet med maskestørrelse 100 mm og maskeantal 100 er tydeligvis ikke realistiske, hvilket må skyldes mangelfulde data.

Selektionskurver for de forskellige trawl ses i A.5.3.2.3a i appendix.

#### 5.4. Assessment

##### 5.4.1. Dødelighed (Z)

Til at estimere Z bruges som omtalt i metodeafsnittet den lineære længdekonverterede fangstkurve:

$$\ln \frac{C(L1, L2)}{\Delta t(L1, L2)} = c - Zt \frac{(L1+L2)}{2}$$

Estimaterne på K og  $L_{\infty}$  tages fra arbejdsgrupperapporten fra 1993, og ligger på henholdsvis 0.16 og 75 for hannerne, og for hunnernes vedkommende er værdierne henholdsvis 0.10 og 65.

Udregningerne til bestemmelse for Z-værdierne findes i A.5.4.1a i appendix. og værdierne for årene 1991 og 1992 sammenlagt er opskrevet i tabel 10.

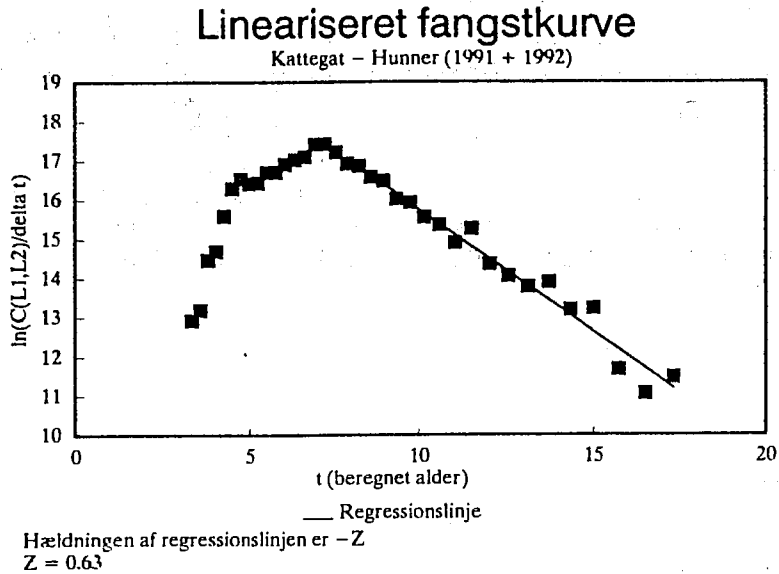
Det bemærkes først og fremmest, at dødeligheden er betydeligt højere for hanner end for hunner; specielt er forskellen stor i Skagerrak. Det bemærkes også, at dødeligheden er højere i Kattegat end Skagerrak, og dette gælder her i udpræget grad for hunnernes vedkommende.

Den større dødelighed i Kattegat kan nok forklares med det større fiskeritryk i dette område.

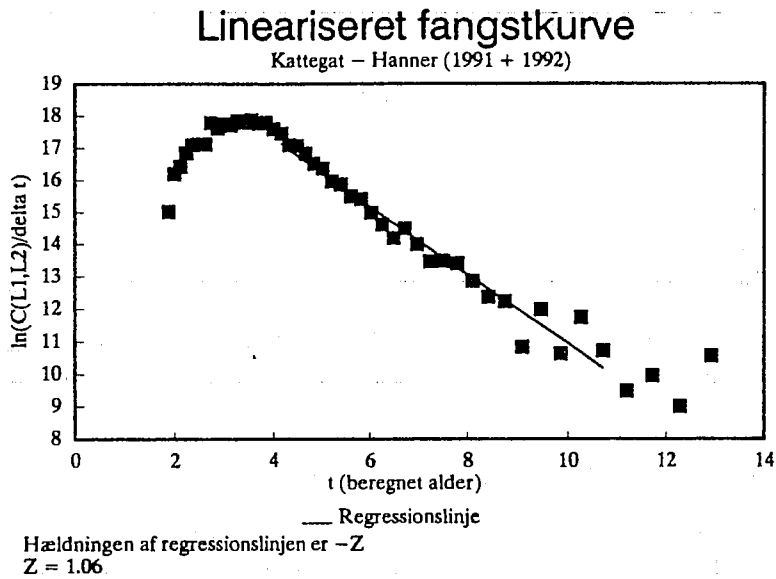
	Hunner	Hanner
Kattegat	0.63	1.06
Skagerrak	0.35	0.98

Tabel 10. Z-værdier (dødelighedsparametre) for hanner og hunner i henholdsvis Kattegat og Skagerrak sammenlagt for årene 1991 og 1992.

Graferne for de lineariserede fangstkurver og disses regressionslinier for medtagne værdier ses i figurerne 29a+b og 30a+b.



Figur 29a

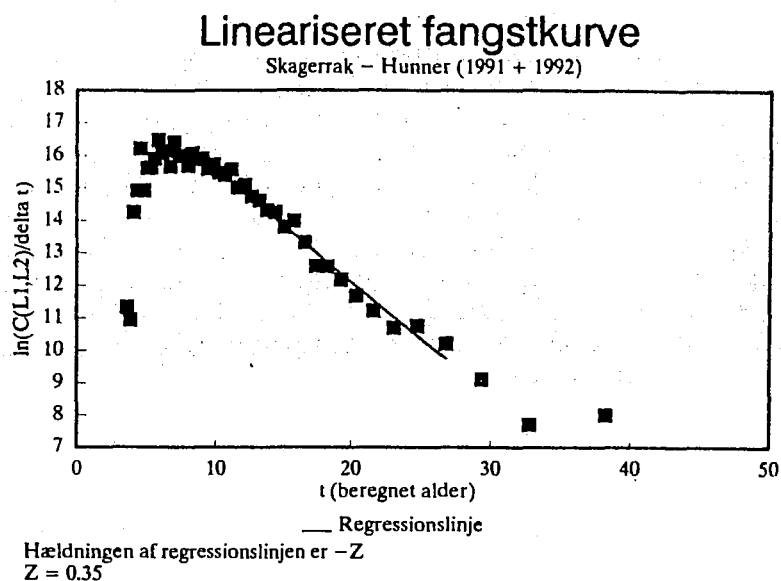


Figur 29b

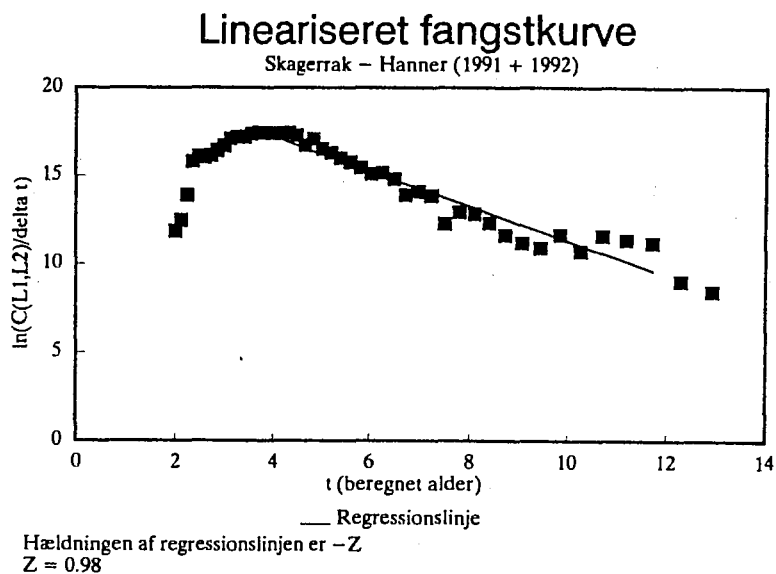
Figur 29a+b. Lineariserede fangstkurver og regressionslinier til udregning af Z-værdier for hunner (figur 29a) og hanner (figur 29b) i Kattegat.

Værdierne for de største længdegrupper er udeladt, og for de mindste længdegrupper gælder det, at værdierne er medtaget fra det punkt, hvor kurven topper, da man her kan regne med, at hummerne er fuldt rekrutteret.

$R^2$ -værdierne ligger mellem 0.91 og 0.98, hvilket viser, at linien er i meget god overensstemmelse med punkterne.



Figur 30a



Figur 30b

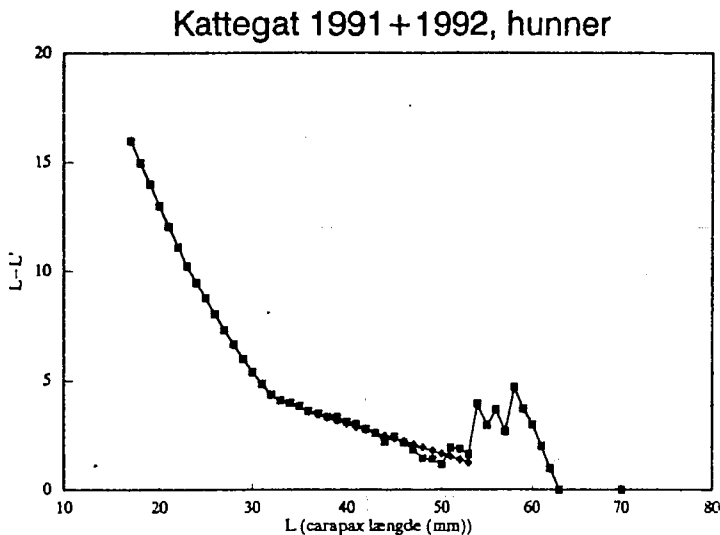
Figur 30a+b. Lineariserede fangstkurver og regressionslinier til udregning af Z-værdier for hunner (figur 29a) og hanner (figur 29b) i Skagerrak.

Størrelsen af den naturlige dødelighed sættes til 0.2 og 0.3 pr. år for henholdsvis hunner og hanner, som det er gjort i arbejdsgrupperapporten fra 1993. Begrundelsen for at sætte en større naturlig dødelighed, M for hannerne er den, at hunnerne i en større del af tiden holder sig nedgravet. Fiskeridødeligheden F findes da blot ved at trække M-værdierne fra ovenstående Z-værdier.

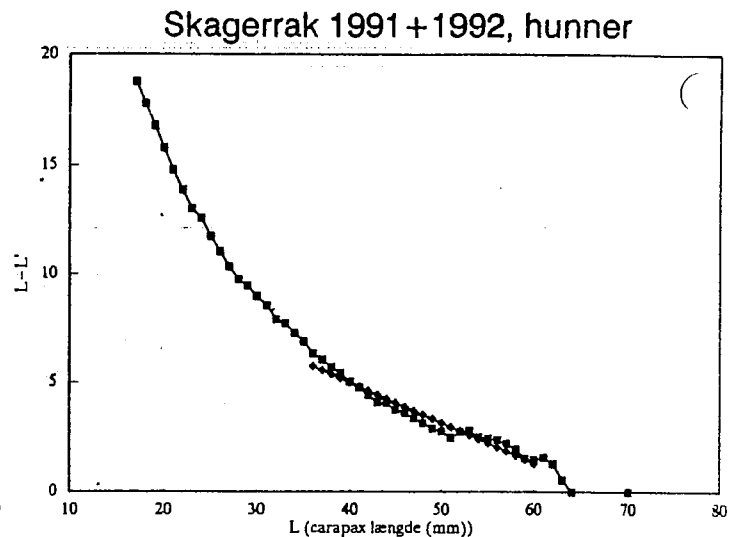
### 5.4.2. $L_{\infty}$ -bestemmelse

$L_{\infty}$  (den maximale længde en hummer kan opnå) kan som sagt bestemmes vha. Powells metode, hvor også Z/K bestemmes. Dette er gjort separat for hanner og hunner i 1991+1992 i henholdsvis Kattegat og Skagerrak. Beregninger og resultater ses i A.5.4.2a i appendix. Figurerne 31a+b viser regressionslinierne til grund for estimerne af  $L_{\infty}$  for hunner i Kattegat og Skagerrak.

$L'$ , der er længden, hvor hummerne er fuldt rekrutteret til fiskeriet, er de samme som der blev brugt til beregningerne af Z.  $L'$  er for begge køns vedkommende 36 mm for både Kattegat og Skagerrak. Værdierne for de største længdegrupper er udeladt, da usikkerheden her er for stor.



Figur 31a



Figur 31b

Figur 31a+b. Powell-Wetherall plots til bestemmelse af  $L_{\infty}$  for hunner i Kattegat (figur 31a) og hunner i Skagerrak (figur 31b).

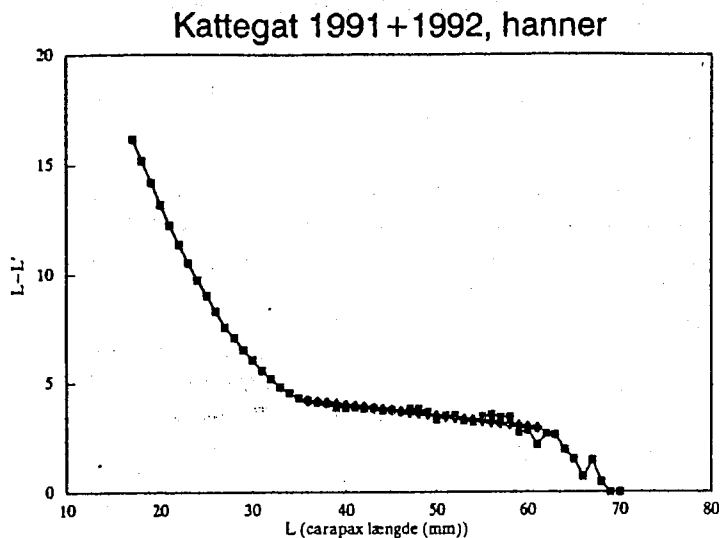
$L_{\infty}$  estimeres for hunnerne til henholdsvis 62 mm og 67 mm (se appendix A.5.4.2a) for Kattegat og Skagerrak, og disse værdier anvendes herefter til LBA-programmet.

For hannerne bliver  $L_{\infty}$ -værdierne urimeligt høje, nemlig henholdsvis 119 mm og 206 mm (se appendix A.5.4.2a) for Kattegat og Skagerrak.

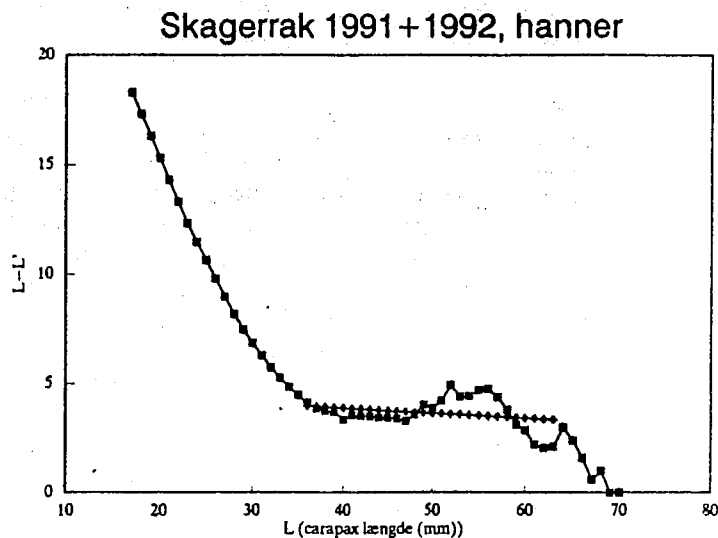
Regressionslinierne (figur 32a+b) ses også at være langt mere vandrette end for hunnerne, hvilket betyder, at fangsttallene ikke falder med den samme procentdel op gennem længdegrupperne. Dermed kan forudsætningerne for at bruge denne beregningsmetode ikke være opfyldt for hannerne vedkommende; enten følger væksten ikke von Bertalanffys vækstligning eller forudsætningen om et konstant parametersystem gælder ikke i dette tilfælde.

Derefter eksisterer muligheden at gætte på en  $L_{\infty}$ -værdi som inputparameter til LBA-programmet, og jeg vælger at benytte den

samme værdi som der er brugt i arbejdsgrupperapporten fra 1993, nemlig 75 mm.



Figur 32a



Figur 32b

Figur 32a+b. Powell-Wetherall plots til bestemmelse af  $L_{\infty}$  for hanner i Kattegat (figur 31a) og hanner i Skagerrak (figur 31b).

### 5.4.3. Længde-vægt relationen

De udregnede estimater for  $a$ ,  $b$  og  $\sigma^2$  er følgende (se appendix A.5.4.3a):

Prøvenr.	hun	han
1	$y = -6.6 + 2.8x$	$y = -8.6 + 3.4x$
2	$y = -6.7 + 2.8x$	$y = -7.8 + 3.1x$
3	$y = -5.3 + 2.5x$	$y = -7.6 + 3.1x$

For hvert køn for sig er der ikke signifikant forskel på  $a$  og  $b$  i de tre prøver (hun: $p=0.1147$  og han: $p=0.0757$ , se appendix A.5.4.3b) - de kan derfor godt lægges sammen og de samlede estimater (se appendix A.5.4.3c) bliver:

Hun:	$y = -6.7850 + 2.8444x$	$\sigma^2 = 0.0031$
Han:	$y = -8.0763 + 3.2204x$	$\sigma^2 = 0.0453$

For hunnernes vedkommende vil det altså sige, at  $b$ -værdien er 2.8444 og  $\ln q = -6.7850 + 0.0031/2$ , dvs.  $q = 0.0011$ .

For hannernes vedkommende er  $b$ -værdien = 3.2204 og  $\ln q = -8.0763 + 0.0453/2$ , dvs.  $q = 0.0003$ .

En forudsætning for at denne linie virkelig er den, der passer bedst, er at residualerne  $y_i - (a + bx_i)$  er normalfordelte med en varians  $\sigma^2$ , der er den samme for alle  $x_i$ -værdier. Sidstnævnte er undersøgt grafisk i appendix A.5.4.3d.

Standardafvigelsen på  $b$  er for hunnerne 0.0398 og for hannerne er værdien 0.0501 (se appendix A.5.4.3c).

Testet i appendix A.5.4.3e viser, at der er forskel på parametrene for hunner og hanner; dette gælder både for den samlede prøve og indenfor hver enkelt prøve.

Biologisk set betyder denne forskel, at for de større længdegrupper vejer hannerne forholdsmæssigt mere end hunnerne. Denne større vægt for hannerne viser sig højst sandsynligt ved, at de bærer større klosakse end hunnerne gør.

Med en  $b$ -værdi liggende på 3 sker tilvæksten i bredden, længden og højden med samme relative forhold - dette betegnes en isometrisk vækst. En allometrisk vækst er karakteriseret ved en  $b$ -værdi enten større eller mindre end 3.  $B$ -værdien for hannerne er signifikant forskellig fra 3 (den ligger over), hvilket vil sige, at de vokser relativt mere i højden og bredden end i længden. Det modsatte gør sig gældende for hunner; her er værdien signifikant mindre end 3.

I tre togter (togt 1 fra 1991, togt 1 fra 1992 og togt 3 fra 1992) er målshummer og undermålshummer ikke blevet vejet for sig. Her kan  $b$ - og  $q$ -værdierne så bruges til at dele den totale vægt op i to separate vægte for henholdsvis undermålshummere og målshummere.

Ligeledes indgår estimerterne som input-parametre i LCA-programmerne.

#### 5.4.4. Omregning fra skjoldlængde til hel længde

Relationen mellem målet for skjoldlængde og hel længde er illustreret i figur 33.

Det konstateres som forventet, at sammenhængen er lineær. En lineær regression giver ligningerne til at omregne længden af hummeren til hel længde ( $L$ ) fra skjoldlængde ( $C$ ):  $L = aC + b$

$$\text{Han } (L) = 3,19C + 8,94$$

$$\text{Hun } (L) = 3,47C - 0,60$$

Konfidensintervallerne for  $a$  er:

$$\text{Han: } [3,13 - 3,25]$$

$$\text{Hun: } [3,34 - 3,60]$$

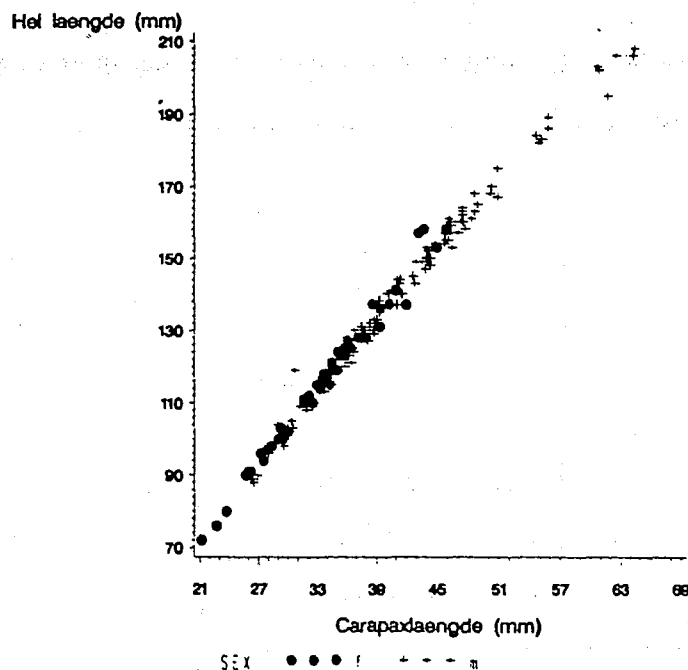
og konfidensintervallerne for  $b$  er:

$$\text{Han: } [6,42 - 11,46]$$

$$\text{Hun: } [-4,96 - 3,76]$$

hvilket betyder, at ligningerne er signifikant forskellige for

henholdsvis hanner og hunner (se appendix A.5.4.4a). Når hunnerne har opnået en vis carapaxlængde, er deres kropslængde forholdsmæssigt større end hanner med samme carapaxlængde, hvilket givetvis har er fordi, hunnerne bruger dette område til at bære rognen. Ved selve omregning fra hel længde til carapaxlængde bliver forskellen ikke stor fra det ene køn til det andet, selvom resultatet altså er signifikant.



Figur 33. Sammenhængen mellem carapaxlængde og hel længde (målt fra rostrumspids til midterste uropodspids) for hunner (f) og hanner (m).

#### 5.4.5. LCA-analyser

##### 5.4.5.1. Fremkomst af inputparametre

Vækstparametrene er, for  $K$ 's (der betegner hvor hurtigt dyret opnår sin maximale længde) vedkommende, taget fra Arbejdsgrupperapporten fra 1993 i hannernes tilfælde, og i hunnernes tilfælde er den beregnet.

$L_{\infty}$  skal, for at kunne anvendes i dette program, være større end den største længdegruppe, og er som det var tilfældet for  $K$  beregnet for hunnernes vedkommende. For hannerne er denne værdi som i arbejdsgrupperapporten.

Den naturlige dødelighed  $M$  er også taget fra arbejdsgrupperapporten 1993. Fiskeridødeligheden  $F$  er beregnet udfra en linjariseret fangstkurve.

Længde/vægt-relationen,  $a$  &  $b$ , er fremkommet ved anvendelse af en lineær regression, hvor længde/vægt-data fra 1992-undersøgelser er anvendt (Kattegat + Skagerrak er lagt sammen).

Selektionsfaktoren er taget fra Arbejdsgrupperapporten 1990, da egne data fra Nordsøen varierede meget. Selektionrange er sat til 13 mm, da det vurderes, at værdien på 6.7 mm fra arbejdsgrupperapporten 1990 er for lav.

Discardoverlevelseshraten er taget fra Arbejdsgrupperapporten 1993.

Tabel 11 opsummerer hvilke inputparametre, der er nødvendige for at køre LBA-programmet og hvilke værdier, jeg har anvendt.

	HUNNER	HANNER
K	0.08 a) 0.10 b)	0.16
$L_{\infty}$	67 a) 65 b)	75
F	0.15 a) 0.43 b)	0.68 a) 0.76 b)
M	0.2	0.3
q	0.0011	0.0003
b	2.84	3.22
Selektionsfaktor	0.42	0.42
Selektionrange	13	13
Discardoverlevelse	0.25	0.25

- a) Skagerrak
- b) Kattegat

Tabel 11. Oversigt over anvendte værdier til kørsel af LBA-program.

#### 5.4.5.2. Langtidsprognose

Resultatet af langtidsprognosen for hanner og hunner i henholdsvis Kattegat og Skagerrak ses i A.5.4.5.2a i appendix og er tegnet ind i figur 34, der viser hvilke ændringer, der sker med landing og biomasse, hvis efforten ændres.

Kurverne for hanner i Kattegat og Skagerrak ligner hinanden, og for begge ses, at hvis efforten reduceres med mellem 30 procent og 50 procent, vil biomassen øges med 50 procent eller mere. Biomassen vil ved yderligere reduktion af efforten stige endnu kraftigere.

En maksimal forøgelse af landinger på ca. 50 procent (her lidt højere for Kattegat) sker, hvis efforten nedsættes med ca. 60 procent. Ved yderligere reduktion af effort, forøges landingerne



derimod ikke.

Kurveforløbene for hunner i Kattegat og Skagerrak er ikke sammenfaldende og er ligeledes meget forskellige fra kurvene for hanner.

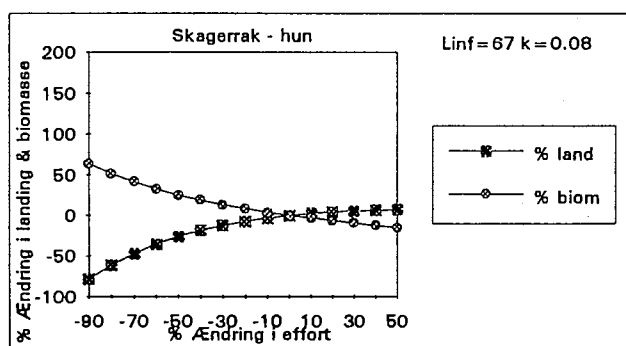
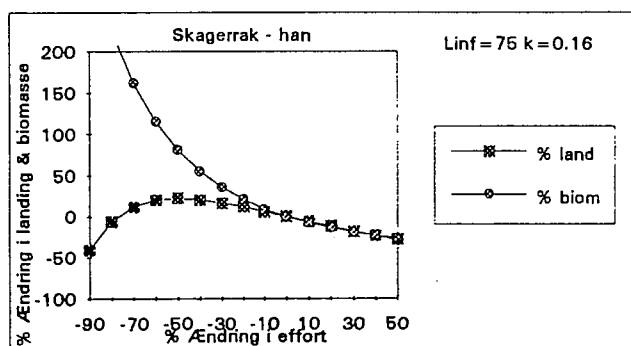
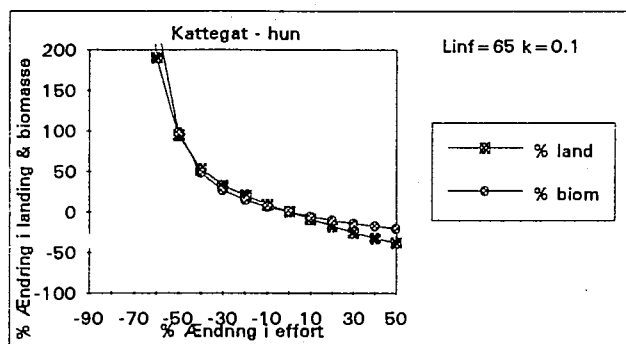
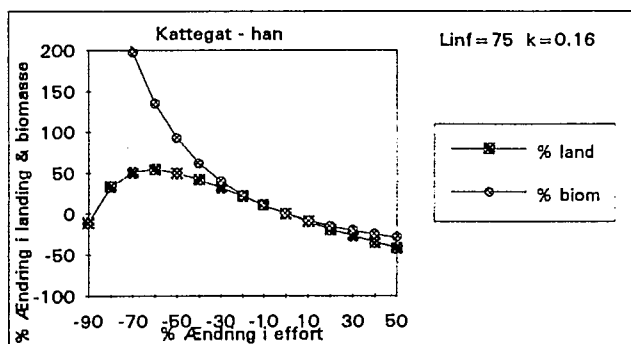
I Kattegat øges biomassen på tilsvarende måde som for hanner ved samme nedsættelse af efforten, men procentvis ændring i landinger stiger kraftigt med stigende effortreduktion, og falder aldrig, som det var tilfældet for hanner.

I Skagerrak er billedet et helt andet. En nedsættelse af efforten vil kun skabe en lille forøgelse i biomassen, og først ved en effortreduktion på 90 procent ses en forøgelse på over 50 procent i biomassen.

En nedsættelse af efforten vil betyde en nedgang i landinger på lang sigt af hunner i Skagerrak.

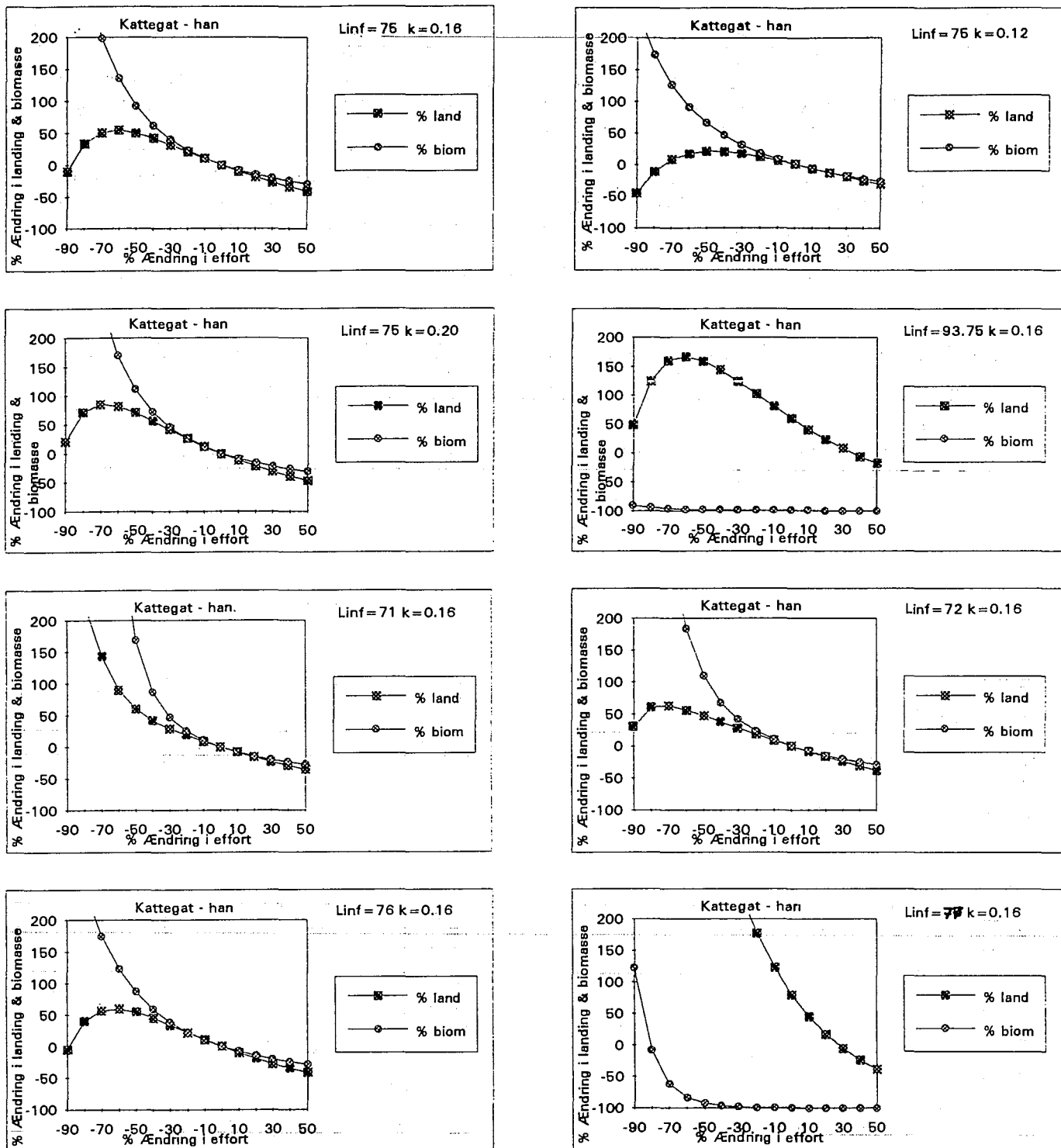
Fælles for alle kurverne er det, at hvis efforten øges med op til 50 procent, vil hverken landinger eller biomasse gå voldsomt ned på lang sigt. For hunner i Skagerrak vil landingerne endda stige en smule.

Dette synes umuligt, at forklare biologisk og må skyldes en fejl ved LBA-programmet.



Figur 34. Den procentvise ændring i biomasse og landing som følge af en ændring i effort (indsats) for hanner og hunner i henholdsvis Kattegat og Skagerrak.

Resultaterne af indsættelse af forskellige parametre af  $L_{\infty}$  og  $K$  i programmet med henblik på at undersøge sensitiviteten for input af disse ses i appendix A.5.4.5.2a og illustreres grafisk i figur 35.



Figur 35. Den procentvise ændring i biomasse og landing som følge af en ændring i effort (indsats) for hanner i Kattegat ved benyttelse af forskellige værdier for  $L_{\infty}$  og  $K$ .

Udgangspunktet er de benyttede værdier for hanner i Kattegat, der gav ovenfor beskrevne kurveforløb.

Hvis  $K$  øges med 25 procent i forhold til anvendte værdi og  $L_{\infty}$  holdes konstant, ændres kurveforløbet ikke meget - ændring i biomasse sker ikke helt så hurtigt ved en effortreduktion og landingsforøgelse er heller ikke så markant ved samme form for indgreb.

Hvis  $K$  derimod nedsættes med 25 procent, sker det omvendte. Dvs. en lidt kraftigere stigning i både ændring i biomasse og landing ved samme størrelsesmæssige reduktion i effort.

For øvrige kurver er  $K$  holdt konstant, mens  $L_{\infty}$  ændres. Ændres sidstnævnte værdi fra 75 mm til 76 mm eller nedad til 72 mm, forandrer kurveforløbet sig ikke synderligt, men sker ændringerne til værdier udover disse intervaller, fremkommer helt andre kurveforløb.

Hvis  $L_{\infty}$  ændres til 77 mm stiger ændringer i landing meget mere og disse falder tilsyneladende aldrig igen, som er tilfældet ved 75 mm. Ændring i biomasse stiger for denne  $L_{\infty}$  først ved en nedsættelse af efforten på ca 80 procent.

Ændres værdien yderligere til 93.75 mm når den procentvise forøgelse i landinger dog et maksimum ved en effortreduktion på ca. 60 procent, hvorefter den også falder.

Den procentvise ændring i biomasse ser derimod helt mystisk ud, og ligger konstant på ca. -100 procent uanset, hvad der gøres ved efforten.

Indsættes istedet en værdi på 71 mm, stiger den procentvise ændring i biomasse lidt, men den store ændring i kurveforløb i forhold til værdien på 75 mm ses for landingerne. Her når landingerne ikke et maksimum, men bliver derimod ved med at stige ved yderligere effortreduktion.

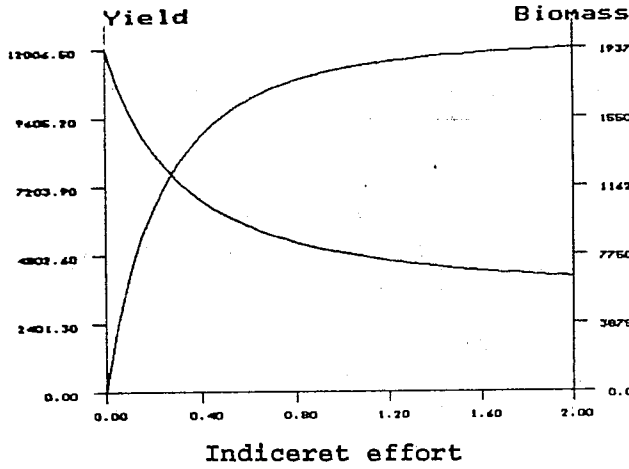
Det synes dermed som om, LBA-programmet ikke er så sensitivt overfor ændringer i  $K$ -værdier. Derimod synes ændringer, og også ganske små ændringer i  $L_{\infty}$ -værdier at skabe store forskelle i resultaterne af langtidsprognoserne.

Da LBA-programmet for nogle af inputparametrene viser urealistiske kurver, har jeg efterprøvet samme inputparametre i et til det formål konstrueret program. Langtidsprognose-kurverne fra dette ses i figur 36.

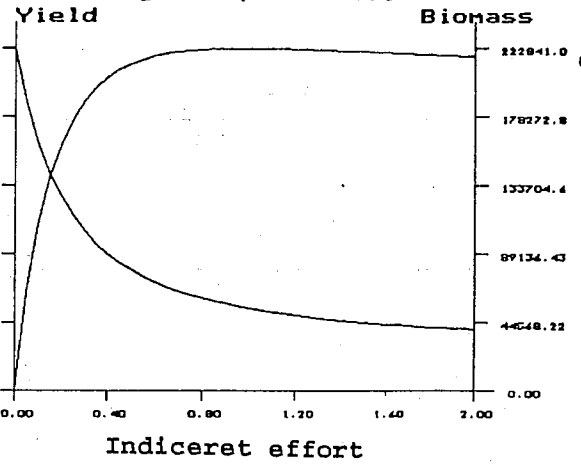
Konklusionen er også her, at kurverne for hanner i Skagerrak og Kattegat er næsten sammenfaldende. Udbytte pr. rekrut kan øges ved at sætte efforten ned. For hunner gælder, at populationen både i Kattegat men især i Skagerrak ikke er overudnyttet. Hvis efforten her fordobles, vil udbytte pr. rekrut ikke falde meget, mens biomassen faktisk vil stige.

Udbytte pr. 1000 rekrutter (gram)

Kattegat - hunner  
 $L_{\infty} = 65, K = 0.1$

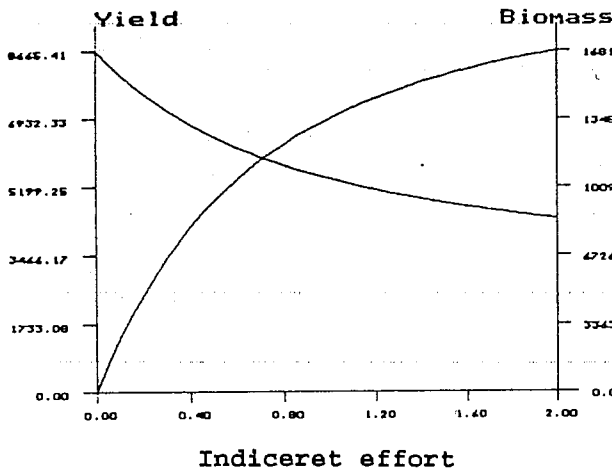


Kattegat - hanner  
 $L_{\infty} = 75, K = 0.16$

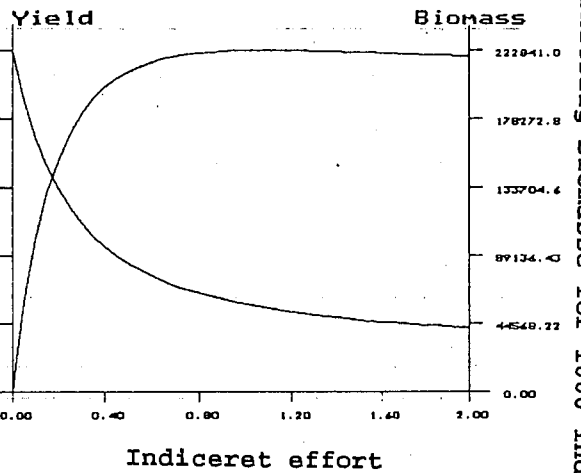


Udbytte pr. 1000 rekrutter (gram)

Skagerrak - hunner  
 $L_{\infty} = 67, K = 0.08$



Skagerrak - hanner  
 $L_{\infty} = 75, K = 0.16$



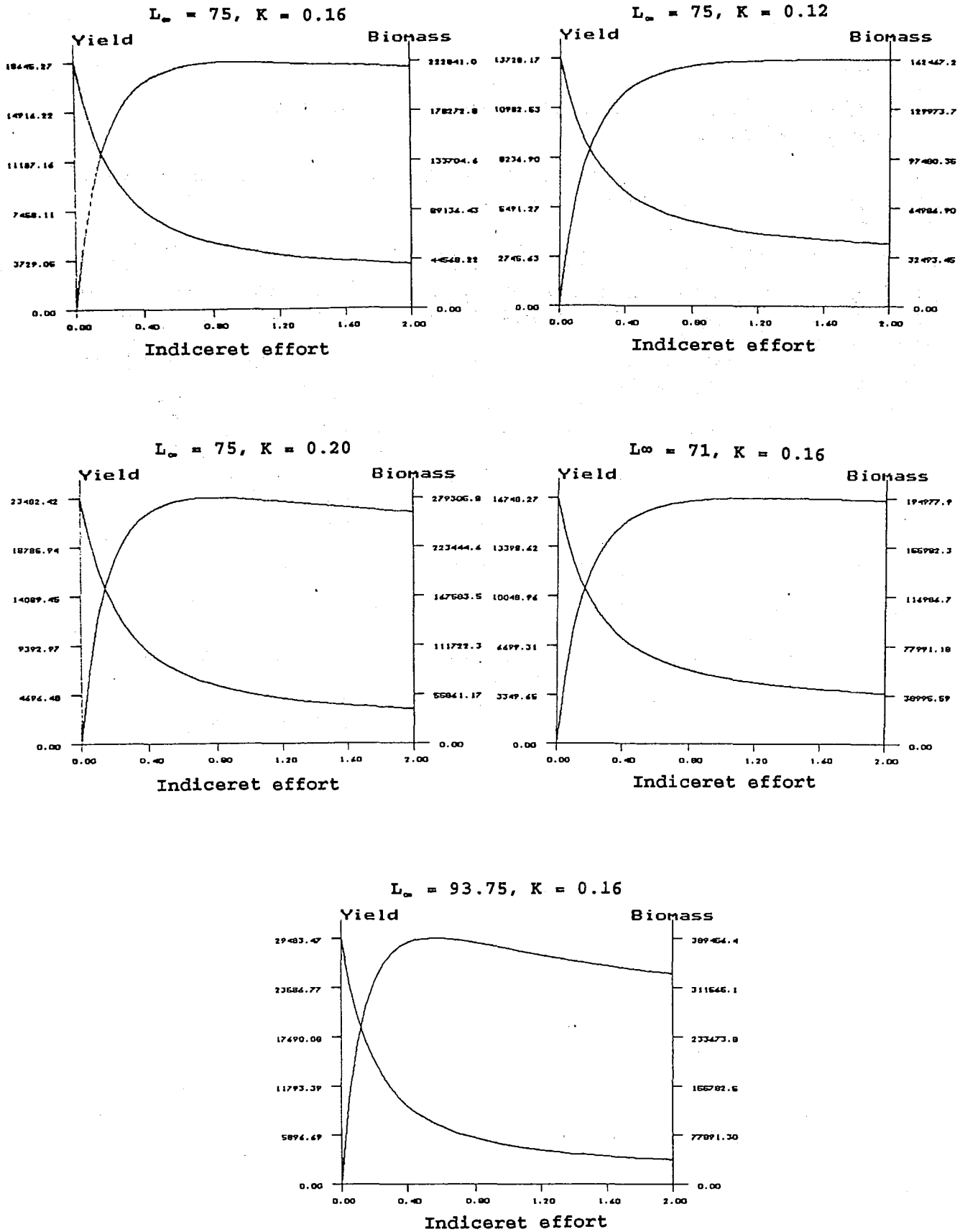
Gennemsnitslig biomasse for 1000 individer

Figur 36. Ændringen i udbytte pr. 1000 rekrutter og gennemsnitslig biomasse for 1000 individer i gram som følge af ændring i efforten for hanner og hunner i Kattegat og Skagerrak. Efforten kan varieres fra 0 i den ene ende af skalaen og til det dobbelte af nuværende niveau i den anden ende.

Følsomheden overfor ændring i inputparametre viser ikke samme store udsving som før.  $L_{\infty}$  ser også her ud til at have større effekt på udslaget end  $K$ , selvom der her skal huskes på, at de to størrelser er korreleret, da de begge udregnes vha. samme metode. Kurverne over følsomhed overfor inputparametre ses i figur 37.

Udbytte pr. 1000 rekrutter (gram)

Gennemsnitlig biomasse for 1000 individer



Figur 37. Ændringen i udbytte pr. 1000 rekrutter og den gennemsnitlige biomasse for 1000 individer i gram som følge af en ændring i effort for hanner i Kattegat ved benyttelse af forskellige værdier for  $L_{\infty}$  og  $K$ .

## 6. DISKUSSION

### 6.1. Hovedproblemet i hummerfiskeriet - fangsten af undermålshummere

Det gennemgående mest iøjnefaldende resultat i mine analyser er den utrolig store hyppighed af hummere under målet, der registreres i fangsten.

En af grundene til at der ses så mange undermålshummere i fangsten er, at hummere har tendens til at hage sig fast med klørerne i fisk, andre hummere og nettet, når de føler sig truet. Derved fanges en del dyr under målet i trawlet, og disse må discards (udkastes).

Andelene, der må discards er ofte oppe omkring 90 % af den samlede fangst og disse tal er ikke et særtilfælde - andre undersøgelser har også vist, at store dele af fangsterne består af små individer. Briggs (1983) beregner hyppigheden af discardedede hummere til at være ca. 38 % af fangsten vægtmæssigt, og man skal her huske på, at andelen af undermålshummere antalsmæssigt bliver højere end den vægtmæssige andel, da de små hummere jo har en ringe individvægt i forhold til målshummerne. Ligeledes skal man nogle gange regne med, at der i mængden af discard også indgår vægten af hoveder fra landede hummerhaler, når det er den vægtmæssige andel, der angives.

I Macer & Brown (1987) findes både tal for andelen af discard 15-82 % antalsmæssigt og 4-68 % vægtmæssigt med gennemsnitsprocenter på 57 % for førstnævnte andel og 40 % for sidstnævnte andel. Disse tal er fra England, hvor hummere med carapaxlængde på 25 mm eller derover godt må landes. Grunden til at discard-andelen her alligevel er så høj, er at det ikke altid kan betale sig at lande de små individer, da markedsprisen er for lav.

### 6.2. Overlevelse af discard

Da andelen af undermålshummere i fangsten ofte er så stor, er det af betydning både for bestanden og assessmentet, hvor mange af disse der overlever at blive kastet ud igen.

Det er vel kun et spørgsmål om tid før en bestand ikke længere kan holde til, at en så stor del bestandigt fjernes, også før mange af disse har nået til den reproduktive alder.

Mht. assessmentet har det betydning at vide noget om overlevelsen af discards, hvis der skal laves et ordentligt estimat af den naturlige dødelighed, som er ukendt.

Overlevelsesprocenten afhænger af flere faktorer, såsom fiskemetode, traktid, tid på dækket, effekt af ændring i temperatur, tryk og lysintensitet, graden af beskadigelse og predation af fugle, fisk og andre dyr, før de atter har fundet sig en hule.

Der er udført flere forsøg for at bestemme overlevelsesprocenten af discard-hummere. M.h.t. typen af beskadigelse deles hummerne ofte op i, om de har mistet begge kløer, en klo eller har andre skader. For discardedede hummere uden kløer har nogle forsøg vist, at overlevelsesprocenten er under 12 %, hvorimod den er oppe

omkring 40 %, hvis dyrene har en eller to kløer; begge tilfælde efter at hummerne har tilbragt ca. ½-1 time på dæk (Howard, 1982).

I et andet forsøg blev de fangne hummere placeret i bure og ført ned til bunden, hvor dykkere fulgte dem i de følgende dage. Dette viser efter 8 dage en overlevelsesprocent på ca. 60 % for hummere fanget i trawl, mens den er oppe på 97 % for hummere fanget i bure (tejner). Denne forskel skyldes sandsynligvis skader, de har pådraget sig i trawlet og tab af kløer, som følge af at andre hummere har haget sig fast (Chapman, 1981).

Temperaturen har en indflydelse på overlevelsen, hvilket er vist i samme forsøg beskrevet af Chapman (1981). Man beholdt hummere, fanget i en temperatur ved bunden på 8 grader og med en overfladetemperatur på 14 grader, i saltvandstanke med henholdsvis 8 og 14 grader på båden, før de igen blev nedsænket til bure på havets bund og 8 grader igen.

Dette forsøg viser, at overlevelseschancen er klart højest ved en tanktemperatur på 8 grader, selvom de her har oplevet en temperaturforandring 4 gange istedet for 2. Det ser således ud som om, det er lettere for hummerne at overleve hurtige skift i temperatur end længerevarende udsættelse for højere temperaturer.

Chapman (1981) beskriver også effekten af håndteringstiden på dækket. Her viser forsøg, at når sorteringen går hurtigt, er overlevelsesprocenten på ca. 80, mens den falder til ca. 50 % efter at have været på dækket i 2½ time ved 15 grader.

Lysintensiteten ser ligeledes ud til at have stor indflydelse på overlevelsesraten. Man mener som beskrevet under biologiafsnittet, at hummerne får deres syn delvist ødelagt ved at være på dækket i dagslys, og de vil således være lettere bytte for predatorer, ligesom de vil have sværere ved at finde en hule at gemme sig i (Chapman, 1981). Endnu vides dog ikke hvor meget den lysinducerede blindhed, som især hummere fanget på dybt vand og hevet op i fuldt dagslys oplever, betyder for overlevelsen.

Edwards og Bennet (1980) har lavet overlevelsesforsøg på to forskellige lokaliteter, dels i Irske hav og dels i Nordsøen, og finder høje overlevelsesrater. Der blev ved deres forsøg kun trawlet i ½-1 time og håndteringstiden på dækket var på ca. 1 time. Fiskeriet foregik på den ene lokalitet med et sidetrawl. Resultaterne viser, at mindst 2/3 af fangsten stadig er levende efter håndteringen, og at dødeligheden indenfor de næste 24 timer ikke er høj, specielt ikke for de hele individer (med begge klosakse intakte). Den højeste overlevelsesrate er 93 % og den laveste (dyr med beskadigelse) er 53 % for den ene lokalitet, Irske hav, og tallene var noget lavere, men dog stadig høje med en gennemsnitsoverlevelsesprocent på 42 % for den anden lokalitet, Nordsøen. De højeste procenttal blev fundet på lokaliteten med roligst vand og hvor der blev fisket med sidetrawl.

Resultater fra samme forsøg viser, at der ikke er forskel på overlevelse for hummere undsluppet fra selve trawlet eller fra en pose (cover) udenom trawlet. Dermed konkluderer forfatterne, at dyr der slipper ud af trawlet på bunden, ihvertfald ikke har

ringere overlevelse end de dyr, der først har været en tur på dækket, og derefter er blevet discardeded.

Det er her vigtigt at påpege, at fiskerne ikke kun som i disse forsøg fisker en time men derimod ofte i 5-6 timer, og man kan heller ikke regne med, at håndteringstiden er så kort som i denne type forsøg. Desuden har de i forsøgene ikke medtaget omfanget af predation og effekten af at blive returneret til havbunden langt fra hummernes oprindelige territorium.

Der er desværre ikke opgivet dybde, hvorfra hummerne er taget i overlevelsesforsøgene. Dette kunne have en betydning og fiskerne mener da også, at hummerne er langt mere levende, når de er på dækket efter at være blevet fanget fra lille dybde, hvorimod de er ret livløse, hvis de er taget fra eks. 200 m's dybde.

Så selvom overlevelsesraterne ser høje ud for udkastede *N. norvegicus* udfra forsøgene, er disse rater dog nok mindre i virkeligheden, når dyrene har været udsat for "hårdere behandling" fra erhvervsfiskerne.

### 6.3. Længdefordelinger og samlet fangst

Der er flere grunde til, hvorfor det er vanskeligt at tolke sammenligninger af længdefordelinger i fangster af hummere. For det første har trawlredskabet og dennes maskestørrelse betydning for længdesammensætningen og desuden er hummernes adfærd, hvor de er nedgravet en del af tiden og i den periode ikke kan fanges altafgørende. Adfærd medfører f.eks. sæsonmæssige forskelle.

Mine resultater viser en sæsonmæssig variation både hvad angår kønsfordelingen, fangststørrelsen og mængden af undermålshummere i fangsten.

Der fanges færre store hunner om vinteren, fordi de i denne periode er rognbærende og næsten udelukkende opholder sig i hulerne. Fra om foråret, hvor æggene klækkes og hunnerne skifter skal og parrer sig og dermed er mere aktive, forekommer de også hyppigere i fangsterne. Denne sæsonmæssige variation ses også i andre forsøg, eksempelvis Redant (1987) og Sterk & Redant (1989). Desværre har jeg manglet data fra årets første kvartal, men det må formodes, at fangstsammensætningen her ligner samme fra årets sidste kvartal, da æggene først klækkes om foråret, og det derfor må antages at være på dette tidspunkt, at hunnerne ændrer adfærd.

Antalsmæssigt er fangsterne størst om vinteren, fordi der her optræder en meget stor hyppighed af undermålshummere i fangsten. Hillis (1971) beskriver væksten i det første leveår og konkluderer, at disse i april året efter de er klækket, har opnået en carapaxlængde på ca. 14 mm. Det er derfor sandsynligt, at disse individer et halvt år efter har opnået en carapaxlængde, der gør, at de rekrutteres til fiskeriet. Den store andel om vinteren består derfor nok hovedsageligt af hummere, der er klækket som larver 1½ år tidligere. Dette støttes også af Conan (1980), der beskriver, at hummerne med en alder på 1½ år rekrutteres til fiskeriet i Biscay-bugten.

Jeg har derimod ikke ud fra mine data kunnet konkludere, at



andelen af små hummere og fangststørrelsen varierer over døgnet. Det menes ifølge eksempelvis Chapman & Howard (1979), at hummerne kommer ud ved en bestemt lysintensitet, men denne er ikke målt i disse forsøg, og da trækkene er foregået på forskellige tidspunkter af året, kan træktidspunktet ikke bruges som indikator for lysintensiteten.

Årsmæssigt er der forskel på både fangststørrelsen og andelen af små hummere i fangsten. Der blev taget større fangster i 1991 end i 1992 og disse bestod af flere hummere under målet.

At fangsterne er større kan eventuelt tilskrives, at trækkene fra 1991 overvejende var med kommercielle både, der bruger dobbelttrawl, og at trækkene for en stor dels vedkommende lå i årets sidste måneder. Sidstnævnte faktor kan dermed også redegøre for de mange små hummere.

De større fangster i 1991 kan måske også skyldes biologiske og vejræssige årsager. Der kan efter årene med iltsvind have kommet en stor årgang hummere, der ses i fangsterne i 1991, og nogle af disse kan have vokset sig til målshummere i 1992, selvom det nok ikke er sandsynligt, at de skulle kunne vokse så meget på et år. Hillis (1971) beskriver en årlig carapaxvækst på ca. 6 mm for hummere med en carapaxlængde på ca. 27 mm, hvilket dermed ikke alene kan forklare de flere målshummere i 1992.

Nogle kilder (eksempelvis Chapman, 1984) mener, at temperaturen kan have indflydelse på en årgangsstørrelse (se afsnit 2.5.2.1.), og der kan på denne måde eventuelt have været gunstigere forhold for 1991-årgangen.

Ud over tidsmæssige variationer er der også forskelle mht. fangststørrelse og andel små hummere i forskellige områder og ved forskellige dybder.

Der fanges færre men til gengæld større hummere på dybt vand. På dybt vand er den biologiske aktivitet og dermed fødeudbuddet ikke så stort som på lavt vand, hvilket kan forklare de flere hummere på lavere vand. Bundforholdene er eventuelt også anderledes.

Det kommercielle fiskeri foregår også mest på lavt vand, hvilket kan have reduceret længdefordelingen i disse områder. Hvis der i et område er en stor population, kan dette tiltrække fiskeriet, der så medfører, at gennemsnitslængden af hummerne bliver mindre (Hillis, 1987). Hillis & Tully (1993) foreslår også, at fiskeritrykket kan medføre langsom vækst i en bestand ved at selektere for de hurtigt voksende individer, således at de langsomt voksende bliver tilbage.

Fiskeritrykket kan ikke altid forklare, hvorfor hummere er mindre ét sted fremfor et andet. Således beskriver Chapman & Howard (1988) størrelsesforskelle i bestande, der ikke har været fisket på og forklarer forskellene ud fra varierende bundsubstrater.

Fangststørrelse og andel små hummere kan også hænge sammen på den måde, at væksten kan være lavere ved høj densitet - både som følge af intraspecifik konkurrence om føde og reduceret skalskiftefrekvens som følge af etablerede dominanshierakier.

Forholdene på Fladen kan måske sammenlignes med Kattegat mht. produktivitet, bundforhold og dybde, hvilket kunne være en mulig forklaring på de samme andele små hummere i fangsterne.

Trækkene fra Skagerrak og Shetland derimod er foregået på dybere

vand, og her er hummerne større. Specielt ses store hummere i trækkene fra Shetland, hvor dybden er stor og hvor fiskeriet ikke har været så intensivt.

Trækkene fra Nordsøen har generelt været af længere varighed end samme fra Kattegat og Skagerrak (nogle så lange som 10-12 timer), hvilket er en usikkerhedsfaktor i sammenligningerne. Efterhånden som maskerne i trawlet tilstoppes med fisk og invertebrater, bliver andelen af undermålshummere i fangsten større, da de ikke har samme mulighed for at slippe ud gennem maskerne. Dermed er de viste forskelle mellem længdefordelingerne fra Nordsøen og andre områder muligvis endnu mere udtalte end de fremstår her.

Siden 1970'erne er mængden af undermålshummere i fangsten steget, men dog ikke så meget som man eventuelt kunne forvente ud fra den stigende effort og benyttelsen af dobbelt trawl. Men hummerne var større i 1970'erne i Kattegat, og fiskeritrykket må have en stor del af æren for den nedadgående tendens i længdefordelingen. Hillis (1988) har også undersøgt forskelle mellem to årtier, 1970'erne og 1980'erne. Han finder, at gennemsnitsvægten for et individ er faldet, og at andelen af målshummere i fangsten er faldet fra 3/4 til under halvdelen i Irland.

#### 6.4. Selektion

##### 6.4.1. Maskestørrelsesforsøg i Nordsøen

På den ene del af togtet i Nordsøen var formålet at undersøge selektionsparametre for forskellige maskestørrelser med henblik på at nedbringe discard-andelen.

Da væksten af hummere er så langsom må der givetvis altid være en stor andel af bestanden, der ikke er særlig store - hvorfor der uundgåeligt vil være en stor del små hummere i fangsten, hvis disse ikke kan selekteres fra.

Set ud fra fiskernes synspunkt er det også besværligt med de mange undermålshummere, der må discardes, da det medfører et omfattende sorteringsarbejde. De har dermed også interesse i, at mængden af små hummere i fangsten reduceres.

Undersøgelser af selektion med forskellige maskestørrelser er udført før (bl.a. Bennett, 1984; Robertson & Ferro, 1991) og fælles er, at de beregnede 'selektion ranges' altid er meget store pga. hummernes morfologi; de er ikke så strømlinede som fisk. Klosaksene bliver let fanget i maskerne, hvilket gør, at de små hummere også fanges.

I 1989 blev tilladte maskestørrelse hævet fra 60 mm til 70 mm i *N. norvegicus* trawl med henblik på at nedbringe fangsten af små hummere. Bagge (1982) beskriver et forsøg over to år til at måle effekten af denne maskestørrelsesforøgelse, og finder, at fangsten af målshummere reduceres med 13-16 % antalmæssigt og 11-14 % vægtmæssigt. Der findes dog ikke tal for, hvor meget fangsten af små hummere nedbringes med.

Kirkegaard et al. (1989) har også beskrevet et forsøg med ændring af maskestørrelse fra 60 mm til 70 mm. De finder, at fangsten af undermåls- og målshummere reduceres med henholdsvis 32 % og 14 % ved en maskeændring til 70 mm.

Resultater af selektionsparametrene for de forskellige trawl viser, at både L50-værdierne og selektionsrange stiger med stigende maskevidde og omkreds for 70 mm og 85 mm maskestørrelse. Selektionskurverne bliver med andre ord fladere, hvilket betyder, at det ikke bare er de små hummere, der slipper igennem trawlet med større maskestørrelse, men også de store hummere. Det vil dermed ikke være den store fordel for fiskerne, at skifte til en større maskestørrelse, da de vil miste en del af den 'landbare' fangst.

L50 ligger fra 20.7-26.5 for 70 mm trawlene og fra 24.9-29.6 for 85 mm trawlene, hvilket heller ikke er den store ændring men dog større end hvad Robertson & Ferro (1991), der har undersøgt selektion i 70 mm og 80 mm maskestørrelse, finder. I deres forsøg er der ikke forskel i L50, hvilket betyder, at der ikke fanges færre undermålshummere med et 80 mm garn, L50 = 24.4 mm og 24.7 mm.

Selektionrange for deres forsøg er 5.1 for 70 mm trawlet og 9.3 for 80 mm trawlet, hvilket er langt lavere end mine værdier, der ligger på 11.9-17.9 mm for 70 mm trawlet og 21.4-27.8 for 85 mm trawlet.

Disse forskelle virker store, men generelt afviger selektionsparametre meget fra den ene undersøgelse til den anden, hvilket har at gøre med den uens længdefordeling, der eksisterer for hummere i forskellige områder, tidspunkter, sæsoner, bundsubstrat osv.

Mine resultater viser også, at ved brug af 100 mm maskestørrelse stiger L50 til 40 mm, mens selektionrange stadig er bred, ca. 23 mm. Der selekteres altså heller ikke her kun for de mindste hummere, men fangsten består ikke som for de øvrige maskestørrelser af en overvægt af undermålshummere.

L50 kan til en vis grad justeres til den ønskede længde ved at ændre maskestørrelse og det vigtige er, at få en så lille selektionrange som muligt, da dette vil betyde en mindre andel undermålshummere ved en bestemt L50.

Dette er altså ikke lykkedes i disse maskestørrelsesforsøg.

Sammenligningerne af andel undermålshummere ved forskellige maskestørrelser viser samme billede. Andelen falder godt nok ved forøgelse af maskevidden, men andelen af målshummere i posen falder endnu mere.

Derimod viser resultaterne om selektion i trawlet før posen ved to forskellige maskestørrelser (80 mm og 110 mm), at en del af undermålshummerne bliver selekteret fra før posen ved brug af den største maskestørrelse. Dette viser, at det ved selektionsforsøg er vigtigt ikke kun at se på, hvad der opfanges i posen men også i andre dele af trawlet.

Det er måske vigtigere, hvilken maskestørrelse, der er i trawldelen før posen, hvis man ønsker at nedbringe andelen af små hummere i fangsten.

Der er før lavet selektionsforsøg, hvor det også viser sig, at selektionen ikke kun sker i posen men i høj grad også i delen af trawlet før posen (Hillis & Earley, 1982; Briggs, 1986; Robertson

& Ferro, 1991).

En faktor der også må tages med i betragtning ved selektionsforsøg og hummerfiskeri i det hele taget er trawltiden. Hvor lang tid der trawles har betydning, da hummere ikke kan slippe så let ud gennem maskerne, når trawlet er fyldt. Desuden får de hårdere medfart, hvilket igen betyder noget for overlevelsen, hvis de slipper ud.

At der sker selektion i trawl og pose er også vigtigt i bestandsanalyserne, da man ikke skal regne med, at man fanger et repræsentativt udsnit af den virkelige population.

#### 6.4.2. Standard- og kvadrat-maskeselektionsforsøg i Nordsøen

På den anden del af togtet i Nordsøen var formålet at undersøge, om man kan undgå bifangst af små fisk, der ligesom undermålsommerne må discards, hvis der bruges en kvadratmaskepose.

Hummerfiskeriet er oftest et blandet fiskeri, hvor fiskerne også er afhængige af bifangst af andre arter som f.eks. torsk og kuller.

Ved brug af trawl med maskestørrelse på 70 mm er der tit problemer med meget store bifangster af små torsk, hvilling og kuller (Warren, 1974), hvilket kræver et stort sorteringsarbejde, og er endvidere unyttigt, eftersom de små fisk må discards, og næppe overlever håndteringen.

Forsøg har vist, at store mængder små individer af især hvilling og kuller, kan slippe igennem et indsat vindue med kvadratmasker i den øverste del af posen (Thorsteinson, 1991; Ulmestrand & Larsson, 1991). Dette kan lade sig gøre, fordi de søger opad, når de bliver trætte, og på denne måde kan de slippe ud gennem toppen af trawlet (Main & Sangster, 1985).

Samme slags forsøg viser også, at der ved indsættelse af et sådant kvadratmaske-panel i posen ikke sker udslip af hummere, da disse ikke kan svømme opad, og sjældent stiger til mere end 1 meter over bunden (Thorsteinsson, 1986; Ulmestrand & Larsson, 1991). *N. norvegicus* kan da i givet fald kun slippe ud gennem den nederste del af trawlet. Hillis & Earley (1982) ser på, hvor i trawlet hummerne slipper ud, og finder netop, at dette sker i den nedre del af trawlet, og endvidere at udslippene er størst i dele af trawlet før posen.

Newland et al. (1988a) har set på hummeres svømmeevne og udholdenhed. Her konstateres, at dyrene reagerer på samme måde overfor trawlet som overfor en naturlig fjende, nemlig ved at slå med halen og derved skabe en bevægelse bagud. Der konkluderes også her, at hummerne ikke kan nå højere end 1 meter over bunden. Svømmehastigheden for jomfruhummer er blevet målt til 0.47 m/s, hvilket er to til tre gange langsommere end sædvanlig trækthastighed. Hummerne har dermed ikke mulighed for at svømme fra trawlet.

Dyrene orienterer sig oftest, så de har halen vendt mod strømmen (Newland et al., 1988b), og ca. 50 % af individerne bevæger sig

overhovedet ikke, før fangstredskabet rør dem. Flugtadfærd afhænger så af, hvilken retning de er vendt imod; hvis de har halen mod trawlet, svømmer de opad og fanges, og hvis de har frontpartiet vendt mod trawlet, svømmer de bagud (Newland & Chapman, 1989), men bliver altså tilsyneladende alligevel fanget pga. deres lave svømmehastighed. Hvis jomfruhummerne derimod befinder sig i huleudgangen, når de at forsvinde ind i hulen, før de kan fanges af trawlet (Newland & Chapman, 1989).

Ved at fiske med et dobbelttrawl, som der blev gjort på denne del af togtet, så man får to sammenhørende målinger, kan man være rimelig sikker på, at man fisker på den samme bestand. Dette er især vigtigt ved forsøg med hummere, da der ses store variationer i populationsstruktur i fangsterne fra dag til dag (Robertson & Shanks, 1989). Man udelukker også døgnvariationer, dybdevariationer og andre betydende faktorer for uens længdefordelinger ved ikke at fiske med et enkelt trawl (Nicolajsen, 1988). Kirkegaard et al. (1989) beregnede dobbelttrawlmetoden til at være 6 gange mere besparende, dvs. der behøves 6 gange så mange træk med enkelt trawl til at opnå samme signifikante forskel som med dobbelttrawl.

Udenom poserne var fastgjort covers, som opfangede, hvad der røg igennem trawlene. Disse er ofte blevet kritiseret for at medvirke til, at trawlet ikke fisker normalt, da vandgennemstrømningen i trawlet bliver anderledes (Robertson & Shanks, 1989). Derfor blev de fastgjort ved hjælp af såkaldte 'hoops' dvs. ringe, der spændte dem ud fra trawlet, således at de ikke rørte ved posen. Maskevidden i et cover var 37 mm, hvilket eventuelt muliggør at enkelte hummere slipper gennem coveret, men på den anden side kan et cover med mindre maskevidde betyde, at vandgennemstrømningen bliver yderligere forværret.

Resultatet af denne undersøgelse viser det samme som andre forsøg har gjort før, nemlig at andelen af undermåls- og målshummere er den samme for begge slags poser. Der slipper ikke flere landbare hummere ud ved at bruge kvadratmaskepose men desværre heller ikke flere af de små hummere. Metoden er dog god til at undgå en stor discardmængde af små fiskearter.

Selektionsparametrene for de to masketyper i poserne er også meget ens med L50 på ca. 38 mm og selektionrange på ca. 17 mm. Disse parametre er ret forskellige fra parametrene ved 70 mm trawlene i maskestørrelsesforsøgene, hvilket igen viser, at selektionsparametre for hummere tit varierer meget.

At andelen af både undermåls- og målshummere, der tilbageholdes i posen på denne del af togtet er meget lavere end for maskestørrelsesforsøget med 70 mm er svært at forklare. Trækkene ved disse forsøg var endda af endnu længere varighed, hvilket skulle gøre at poserne var mere fulde og at hummerne dermed skulle have endnu sværere ved at slippe igennem maskerne. Måske er der ved maskestørrelsesforsøgene blevet fisket i et lidt andet område, hvor en eventuel stor fangst af invertebrater kan have lukket maskerne, så hummerne lettere blev tilbageholdt i posen.

Der er lavet forsøg, hvor ikke bare et panel i posen men derimod

hele posen består af kvadratmasker til at belyse, om fangsten af små hummere kan reduceres på denne måde.

Larsvik & Ulmestrand (1991) undersøger forskelle mellem et 70 mm diagonal- og et 60 mm kvadratmasketrawl og de finder ikke, at sidstnævnte trawl slipper flere undermålshummere igennem.

Robertson et al. (1986) derimod finder, at et kvadratmasketrawl med maskestørrelse på 57 mm selekterer bedre for de små hummere, end et diagonalmasketrawl med 70 mm gør det.

Robertson & Shanks (1989) finder også, at der fanges flere små hummere med et standardmasketrawl end med et kvadratmasketrawl.

## 6.5. Assessment

Til assessment af hummere benyttes som omtalt i metodeafsnittet længdebaserede modeller grundet dyrenes specielle vækstforhold. En sådan model benytter altså en konvertering fra længdegrupper til aldersgrupper. Desuden kræves pålidelige estimater af vækst samt dødelighed.

### 6.5.1. Vækst

$L_{\infty}$  og  $K$  er som sagt beregnet vha. Powells metode og de udregnede værdier for hunnerne afviger ikke meget fra værdierne, der anvendes i arbejdsgrupperapporten fra 1993. Værdierne for hanner derimod er meget afvigende med  $L_{\infty}$  på over 200 mm. Fangsttallene falder ikke med den samme procentdel op gennem længdegrupperne, og dermed er forudsætningerne for denne beregningsmetode ikke opfyldte. Grunden til at  $L_{\infty}$  ikke kan bestemmes i dette tilfælde, er, at der ikke findes nok individer i de største længdegrupper. Der findes mange hanner med en carapaxlængde på op til 50 mm men derefter næsten ingen. Den store fiskeridødelighed kan gøre, at de simpelthen ikke opnår den maximale længde.

Der er derfor ikke andre muligheder end at gætte på værdier for disse parametre, hvilket er en vigtig usikkerhedsfaktor i LCA-analyserne.

Antagelsen i LCA-analyserne, om at alle dyr i populationen vokser med samme vækstrate er sandsynligvis ikke korrekt.

Da der endnu ikke findes en egnet metode til at aldersbestemme hummerne er væksten en meget usikker parameter i analyserne.

Der eksisterer kun 3 metoder til at knytte en alder til hummere. For det første kan længdegrupper konverteres til aldersgrupper, og som det ses af ovennævnte resultater er dette langt fra en succesfuld metode.

Dernæst kan hummerne holdes i laboratorier, hvor man dels kan måle skalskiftefrekvens og skalskiftetilvækst, som væksten er en funktion af. Men der vil i disse forsøg altid være den usikkerhed, at resultaterne ikke kan overføres på hummernes vækst i naturen.

Sidste metode til at måle vækst er ved mærkningsforsøg, men problemet ved denne metode er, at der kun genfanges en meget lille andel. Desuden fremhæver Caddy (1987) faren for at væksten i disse forsøg kan reduceres som følge af, at dyrene har været håndteret.

Der blev i min undersøgelse registreret bløde individer, dvs. hummere der lige har skiftet skal, men tallene var få og der kan ikke konkluderes noget ud fra disse.

Flere har forsøgt alternative metoder til vækstbeskrivelse af hummere. Således har Castro (1992) eksempelvis lavet en alderslængde-nøgle ud fra oplysninger om interval mellem - og vækst ved skalskifter. Eiriksson (1992) ser på, hvor meget en årlig længdefordeling afviger fra en gennemsnitslængdefordeling over en årrække. Men den mest udbredte vækstbestemmelsesmetode er fortsat Powells metode.

Ofte benyttede omregningsfaktorer til forholdet mellem hel længde og carapaxlængde er fra Symonds (1972), hvor ligningerne lyder:

$$\begin{aligned}\text{Han (L)} &= 3,02C + 10,70 \\ \text{Hun (L)} &= 3,10C + 8,35\end{aligned}$$

og disse værdier er signifikant forskellige fra de værdier, jeg finder, med undtagelse af b-værdien for hanner, der falder indenfor 95% konfidensintervallet.

Farmer (1974a) mener, at der måske er racemæssige forskelle mht. kropsproportioner imellem bestande som følge af delvis reproduktion fra nabobestande.

Det viser, at man heller ikke her bare kan benytte omregningsfaktorer, der gælder for andre områder, hvis man behøver at omregne længdedata, der er opgjort i hel længde til carapaxlængde.

I forbindelse med udregning af udbytte og biomasse benyttes gennemsnitsvægten pr. længdegruppe. *Nephrops* arbejdsgruppen benytter her svenske længde-vægt-data, hvor  $a = 0.00051$  og  $b = 3.08$  for både hunner og hanner. Disse tal er afvigende fra de værdier, jeg finder. Forskelle imellem disse parametre for forskellige bestande er yderligere med til at tilføre usikkerhed til assessmentet og gøre dette mindre pålideligt.

I arbejdsgrupperapporten bruges for hunnernes vedkommende en b-værdi på 2.71, hvilket er signifikant forskellig for min værdi, hvilket ses ved, at den ligger udenfor intervallet  $2.8444 - 2 * 0.0398$  og  $2.8444 + 2 * 0.0398$ . Den i arbejdsgrupperapporten benyttede b-værdi for Kattegat/Skagerrak-området for hannerne er 3.08, hvilket også er signifikant forskelligt fra den her benyttede værdi. Til gengæld er mine værdier ikke signifikant forskellige fra benyttede b-værdier for mange andre nordlige områder, eksempelvis Skotland.

### 6.5.2. Dødelighed

Resultaterne viser, at den totale dødelighed  $Z$  er højere for hanner end hunner. Dette er ikke overraskende, da hannerne i deres adfærd, hvor de tilbringer mere tid udenfor hulerne har større mulighed for at blive fanget.

Der ses højere dødelighed i Kattegat end Skagerrak, hvilket betyder, at hummerne i Skagerrak har en længere levetid. Den højere dødelighed i Kattegat hænger sandsynligvis sammen med det

større fiskeritryk.

Z-værdierne er høje men ikke helt ualmindelige, eksempelvis finder Caddy (1987) værdier på 1.34 og 1.35 for henholdsvis hanner og hunner i Biscay-bugten.

Fiskeridødeligheden  $F$ , der bruges til LCA-analyserne beregnes som sagt ved at trække den naturlige dødelighed  $M$  fra den totale dødelighed.

De her fundne  $F$ -værdier er generelt lidt højere, end hvad der bruges i arbejdsgrupperapporten, hvor værdierne er 0.6 for hanner og 0.4 for hunner.

Der eksisterer ikke meget viden om den naturlige dødelighed og traditionelt sættes den til 0.2 pr. år og hæves til 0.3 pr. år for hanner, da de befinder sig mere oppe på bunden end hunnerne. Disse værdier er dermed store usikkerhedsfaktorer i LCA-analyserne og forskellige input af  $M$  skaber ret forskellige resultater i bestandsanalyserne, da den let kan ændre  $F$ -rater ved forskellige længdegrupper og dermed prognoserne (Bailey & Kunzlik, 1989; Lai & Gallucci, 1988).

En væsentlig forbedring af prognoserne ville fremkomme, hvis det var muligt at estimere  $M$  bedre og eventuelt variere  $M$  for forskellige størrelsesgrupper, da den naturlige dødelighed burde være større for de små dyr (Caddy, 1987), der lettere er bytte for predation.

### 6.5.3. Langtidsprognoser

Mine resultater viser, at udbytte og biomasse vil øges, hvis efforten nedsættes. Det omtrentlige maksimale niveau vil opnås med en effortreduktion på ca. 40 pct, hvorved udbytte og biomasse øges med ca. 40-50 pct.

Dette er i overensstemmelse med arbejdsgruppen, der konkluderer, at udbytte vil stige med 10 % til det maksimale niveau, hvis efforten sænkes med 40 % for hanner, mens den for hunner ligger på det maksimale niveau (Arbejdsgrupperapporten, 1993).

Arbejdsgruppen konkluderer også, at landing pr. effortenhed, LPUE, er gået ned og ser dette ud fra en 'surplus yield model', hvor effortniveauet ligger for højt, så bestanden er nedadgående. De foreslår, at der tillades en TAC på samme niveau, som hvad der blev landet i 1992.

Det kan synes mærkeligt, at bestanden endnu ikke er gået helt ned og eksempelvis blev der allerede i 1960 advaret om, at gennemsnitslængden af *N. norvegicus* var faldende som følge af stort fiskeritryk (Jensen, 1960).

Måske har hummerne haft gavn af den øgede eutrofiering op igennem årene. Men jeg mener nu, at der er god grund til at være forurolet over udviklingen ud fra resultaterne om formindskelsen i længden af individerne og de faldende landinger pr. effort.

Undersøgelsen af følsomheden af inputparametrene viser, at  $L_{\infty}$  betyder en del for analyseresultatet. Dette er også fundet af andre, eksempelvis Pereiro & Pallares (1984), Jones (1986) og



Bailey & Kunzlik (1989). Sidstnævnte kilde mener også, at  $k$ -estimatet ikke betyder så meget som  $L_{\infty}$ , og at udbyttet ikke er så influeret af inputparametrene som biomassen.

Mine resultater viser tydeligt, at der skal tages mange forbehold i tolkninger af LCA-analyse resultater for hummerbestande.

Viden om at disse LCA-analyser indeholder mange mangler og urimelige antagelser har man vidst længe, men der eksisterer endnu ikke nogen alternativ og bedre metode.

Lai & Gallucci (1988) påpeger, at LCA-analyser ikke er så troværdige som Pope's kohorte-analyse, da disse bygger på antagelse om 'steady state' og von Bertalanffys vækstmodel.

Det fremhæves i Anon (1992), at der mangler gode estimater af inputparametrene samtidigt med, at der kan være et overlap mellem de forskellige bestande, da spredning af larverne kan foregå over et stort område.

Eiriksson (1982) forsøger at lave VPA-analyser ved at dele længdefordelingen op i aldersgrupper ud fra normalfordelinger, men til dette brug kræves data fra en årrække, hvilket der endnu ikke foreligger for mange bestande.

Flere andre fiskeribiologer har i stedet for at gøre brug af analytiske metoder anvendt de holistiske. F.eks. mener Bailey et al. (1993), at det er svært at stole på trawlfangstrater, da de kun baseres på fangst af hummere ude af hulerne. Derfor anvender de som supplement data fra TV-surveys, hvor de tæller antal huler og ganger disse tal op med arealstørrelse. Conan et al. (1992) gør også brug af denne form for direkte assessment af biomassen. Plankton-surveys til at måle bestandsstørrelsen er også en eventuel mulighed, forslår Thompson & Ayers (1989), da kønsratio eksempelvis er svært at bestemme, når hunnerne er nedgravet.

Andre kilder mener endvidere, at hummerbestanden slet ikke kan vurderes alene men må indgå i en 'multispecies model'. Armstrong et al. (1991) har beskrevet, at hummere udgør 20-40 % af maveindholdet hos torsk, hvilket er grundlaget for Brander & Bennetts (1989) forsøg på at lave en model, hvor hummere indgår sammen med torsk. De mener, at hummerbestanden influeres af torskebestandsstørrelsen, således af hvis  $F$  sættes op for torsk, vil der ses et større udbytte af *N. norvegicus*.

Efforten er nok også en god faktor at vurdere tilstanden af bestanden ud fra, hvis tallene er troværdige og gældende for en længere årrække. Dette er f.eks. gjort for Island, hvor efforten er registreret fra tidspunktet, hvor fiskeriet startede, og tallene viser som forventet, at fangsten pr. time er faldende (Bennett, 1980).

På nuværende tidspunkt er måden, hvorpå man estimerer flådestørrelsen i Kattegat/Skagerrak, at gå ind i fiskeriministeriets oplysninger fra officielle logbøger og se på, hvor mange både der bruger et trawl med maskestørrelse på 50 mm eller derover, da jomfruhummer må anses som mulig fangst heri. Dette er selvsagt en usikker måling af efforten.

## 6.6. Løsningsmetoder til undermålshummer-problemet

Der er ikke overensstemmelse mellem, hvad fiskerne får i fangsterne og hvad de må lande, hvilket betyder, at de for det meste er tvunget til at smide halvdelen af fangsten i havet. Dette mener jeg, er det vigtigste problem at løse i hummerfiskeriet og her følger forslag, der eventuelt kan hjælpe til, at nedbringe andelen af undermålshummere og sikre en bæredygtig bestand af hummere.

Den mest indlysende metode er at nedsætte mindstemålet på hummere, hvorved fiskerne kan lande mindre individer. Det er nu ikke sikkert, at dette vil hjælpe, hvilket kan ses ud fra data fra eksempelvis Skotland, hvor det er tilladt at lande hummere med en carapaxlængde på 25 mm eller derover. Alligevel bliver en stor del af fangsten discarded, da det ikke kan betale sig for fiskerne at lande de små hummere, fordi priserne på disse er for lave.

Dow (1980) beskriver, hvorledes hunner med rogn er fredede i visse områder, hvilket ikke har til formål at nedbringe discardandelen men derimod med henblik på at sikre en bæredygtig bestand.

Rognhunnerne befinder sig dog for en stor del af tiden nedgravet, hvor de alligevel ikke kan fanges, og spørgsmålet er, hvor mange af de discardedede rognhunner, der ville overleve.

En anden mulighed er at forbyde hummerfiskeri eksempelvis om vinteren, hvor der ifølge resultaterne i denne undersøgelse fanges særlig mange små dyr. Problemet her er dog, at hummerne alligevel vil fanges, da fiskeriet jo oftest er en kombination med f.eks. fiskeri efter tunger.

Ændring af maskestørrelse er også en mulighed. Maskestørrelsesforsøgene viser, at andelen af undermålshummere kan nedbringes ved at øge maskestørrelsen. Desværre falder andelen af målshummere også meget. Det er dog en anvendelig metode at undgå helt så mange af de små dyr og desuden kan fiskerne undgå en eventuelt for stor bifangst ved at bruge en maskestørrelse på 90 mm, med hvilken eksempelvis torsken også må fiskes. Nærværende forsøg viser, at det nok bedre kan betale sig at øge maskevidden i trawlet før posen end i selve posen.

Der er grund til at lave flere selektionsforsøg med kvadratmasker. Foruden et panel i toppen af trawlet kunne der forsøges med paneler i bunden, da det er her hummerne har mulighed for at slippe ud. Dette synes også som en god grund for fiskerne, da materialet ikke vil være så dyrt, samtidigt med at de kan slippe for en del af sorteringsarbejdet med de små *N. norvegicus* og fisk.

En sidste løsning på undermålshummerproblemet kunne være at gå væk fra trawlfiskeriet og over til brug af tejn istedet. Det er vist, at der her fanges færre små hummere og at de store hummere, der fanges er i bedre stand end fra trawlfangster, og dermed kan

indbringe en bedre pris.

Men fiskeri er nok et traditionsbundet erhverv, hvor det vil være svært helt at skifte redskaber. Det vides heller ikke, hvor rentabelt tejn fiskeriet er i forhold til trawlfiskeriet, men fiskerne vil gå glip af bifangsten af tunge og torsk, der også betyder meget for indtægten ved hummerfiskeriet.

## 7. KONKLUSION

Formålet med specialet var på baggrund af en opsummering af jomfruhummernes biologi at belyse påvirkninger, som fiskeriet påfører populationer af jomfruhummere i forskellige områder og konsekvenserne af disse påvirkninger.

Nedenstående er en opsummering af konklusioner, der er blevet draget i forsøg på at opfylde ovenstående formål.

I sammenligningerne af længdefordelinger konkluderes følgende:

- \* Der konstateres få store hunner i fangsten om vinteren men til gengæld mange undermålshummere.

- \* Der blev i 1991 fanget flere små individer end i 1992 for Kattegat/Skagerrak området.

- \* Der fanges færre men større dyr på dybere vand.

- \* Der ses størrelsesforskelle i bestande fra område til område, således flere små hummere i Kattegat end Skagerrak og Nordsøen.

- \* En større andel af fangsterne består i 1990'erne af undermålshummere end i 1970'erne.

I undersøgelsen af selektion i hummerfiskeriet kan følgende konkluderes:

- \* Der mistes både undermåls- og målshummere ved større maskevidde.

- \* Der sker selektion i trawldelen før posen.

- \* Der ses en stor forskel i beregnede selektionsparametre for hummere og selektionrange er generelt stor.

Konklusionerne fra assessmentet er følgende:

- \* Det var muligt at bestemme vækstparametre for hunner, men ikke for hannerne, da der ikke var nok individer i største længdegrupper.

- \* Der konstateres en højere dødelighed for hunner end hanner.

- \* Der ses en højere dødelighed i Kattegat end Skagerrak.

- \* Det kan betale sig at nedsætte efferten. Det maximale udbytte på længere sigt opnås med en effortreduktion på ca. 40 procent.

- \* Hunnerne er ikke udnyttet i nær samme grad som hannerne.

- \*  $L_{\infty}$  betyder mere end  $k$  for resultatet af langtidsprognosen.

- \* Jeg finder andre parameterestimater end der benyttes i *Nephrops* arbejdsgruppen.

- \* Det er sværere at lave assessment på jomfruhummere end fisk og dermed uhyre svært at lave en optimal forvaltning af bestande.

- \* Sammenfattende om assessment konkluderes, at det er påkrævet at udvikle assessmentmodeller, der i større udstrækning tager hensyn til hummernes adfærdsbiologi.

Følgende løsningsmetoder til undermålshummerproblemet fremsættes, idet øvrige i diskussionen nævnte metoder ikke ansås at have nogen afgørende skånende effekt på bestandene:

- \* Ændring af maskestørrelse i trawlet før posen.

- \* Benyttelse af trawl med kvadratmasker i posen.

- \* Anvendelse af tejn i stedet for trawl.

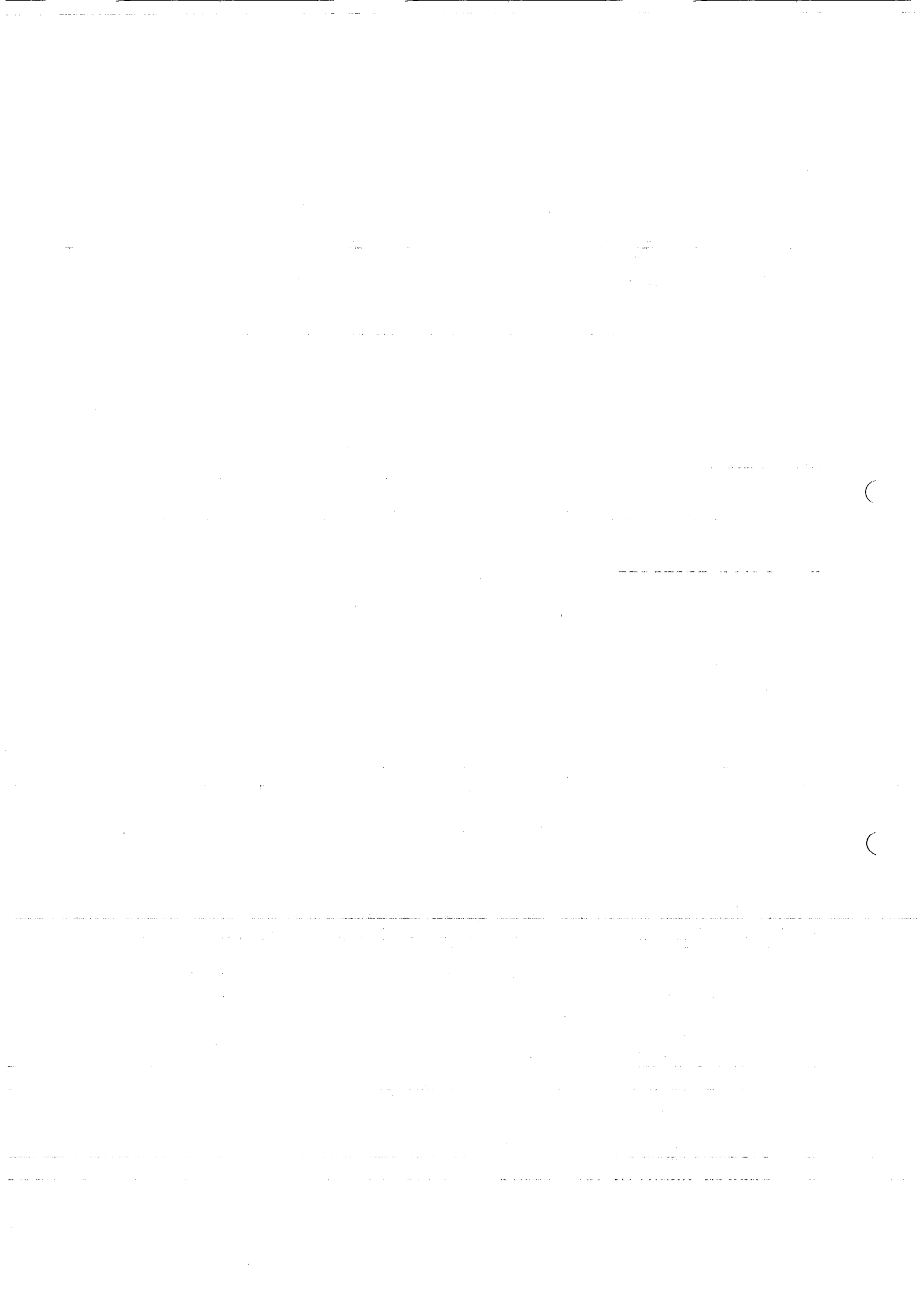
## 8. ORD- OG SYMBOL-LISTE

### SELEKTION

- L = længdeintervallets midtpunkt  
L25% = længdeintervallet, hvor 25 % af fangsten bliver tilbageholdt i posen  
L50% = længdeintervallet, hvor 50 % af fangsten bliver tilbageholdt i posen  
L75% = længdeintervallet, hvor 75 % af fangsten bliver tilbageholdt i posen  
Selektionsrange = afstanden mellem længden, hvor 25 % af fangsten bliver tilbageholdt og den længde, hvor 75 % bliver tilbageholdt i posen  
S(L) = antallet af individer i posen med længden L divideret med antallet af individer i pose+cover  
SF = selektionsfaktorer, L50%/maskevidde  
S1 og S2 = konstanter,  $S1 = L50% * \ln 3 / (L75% - L50%)$  og  $S2 = \ln 3 / (L75% - L50%) = S1 / L50%$

### ASSESSMENT

- a' = øjeblikkelig rate i naturlig vækst fra generation til generation  
a og b = konstanter relateret til stejlhed og højde for kurven med formlen:  $N_t = k / (1 + e^{-bt})$   
B = biomasse pr. længdegruppe  
B̄ = årlig biomasse  
C(L1, L2) = fangsten i længdeintervallet L1 til L2  
C(t1, t2) = antal fangne dyr i aldersintervallet t1-t2  
E = effort  
F = fiskeridødelighed  
g = effektivitet  
h = udbytte  
k = mætningsniveauet, "carrying capacity"  
K = konstant, der bestemmer, hvor hurtigt dyrets længde nærmer sig  $L_{\infty}$   
L(t) = dyrets længde til tiden t  
 $L_{\infty}$  = den maksimale længde dyret kan opnå  
L' = længden, hvor alle individer af denne størrelse eller længere er under fuld udnyttelse  
 $\bar{L}$  = gennemsnitslængden af dyr med længden L' eller længere  
M = naturlige dødelighed  
MSY = maximum sustainable yield, udbytte svarende til det effort-niveau, der på langt sigt giver højeste udbytte  
N = antal  
N(L1) = antallet af dyr, der opnår længden L1  
N(L1, L2) = gennemsnitligt antal overlevende pr. længdegruppe  
N(t) = antal af populationen med alderen t  
N(tr) = antal af populationen ved rekrutteringsalderen Tr  
q og b = konstanter i længde-vægt-udtrykket:  $W(i) = q * L(i)^b$   
t = tid eller alder  
t<sub>0</sub> = tidspunktet, hvor L=0  
Δt(L1, L2) = tiden for væksten mellem L1 og L2  
W̄ = vægt af prøve  
w(L1, L2) = gennemsnitsvægt pr. længdegruppe  
X(L1, L2) = andelen af N(L1), der ikke dør som følge af naturlige årsager i tidsperioden fra t(L1) til Δt/2  
y = udbytte pr. længdegruppe  
Y = årligt udbytte  
Z = totale dødelighed,  $Z = M + F$



## 9. REFERENCER

- Andersen, F.S. 1962. The Norway Lobster in Faeroe Waters. Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser. Vol.3 - No. 9. pp. 265-326. 1962.
- Anon. 1992. Report of the study group on life histories and assessment methods of *Nephrops* stocks (communications by correspondence in 1992). ICES CM 1992/K:9.
- Anon. Arbejdsgrupperapport 1990. Working group on *Nephrops* and *Pandalus* Stocks 1990. C.M. 1993:Assess:16.
- Anon. Arbejdsgrupperapport 1993. Working group on *Nephrops* and *Pandalus* Stocks 1993. C.M. 1993:Assess:11.
- Aréchiga, H., J.A. Atkinson. 1975. The eye and some effects of light on locomotor activity in *Nephrops norvegicus*. Marine biology, 32: 63-76.
- Armstrong, M.J., D. Smyth, W. McCurdy. 1991. How much *Nephrops* is eaten by cod in the western Irish Sea. ICES CM 1991/G:15.
- Atkinson, R.J.A., E. Naylor. 1976. An endogenous activity rhythm and the rhythmicity of catches of *Nephrops norvegicus*. J. exp. mar. Biol. Ecol. 25: 95-106.
- Baden, S.P., L. Pihl, R. Rosenberg. 1990a. Effects of oxygen depletion on the ecology, blood physiology and fishery of the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. Mar. Ecol. Prog. Ser. Vol. 67: 141-155.
- Baden, S.P., L-O. Loo, L. Pihl, R. Rosenberg. 1990b. Effects of Eutrophication on Benthic Communities Including Fish: Swedish West Coast. AMBIO. Vol. 19. No. 3, pp. 113-122.
- Bagge, O. 1977. Jomfruhummeren. Fisk og Hav. Skrifter fra Danmarks Fiskeri og Havundersøgelser. Nr. 36 - pp. 39-44. 1977.
- Bagge, O. 1982. Selection of *Nephrops* in 70 mm *Nephrops* trawl. ICES CM 1982/B:2.
- Bagge, O. 1988. The development of the fishery on Norway lobster in the Kattegat 1970-87. ICES CM 1988/K:11.
- Bagge, O., S. Munch-Petersen. 1979. Some possible factors governing the Catchability of Norway Lobster in the Kattegat. Rapp. P.-V. Reun., Cons. Int. Explor. Mer. 175: 143-146
- Bagge, O., E. Nielsen, S. Møllergaard, I. Dalsgaard. 1990. Hypoxia and the Demersal Fish Stock in the Kattegat (IIIa) and Subdivision 22. ICES CM 1990/E:4.

- Bailey, N. 1984. Some Aspects of Reproduction in *Nephrops*. ICES CM 1984/K:33.
- Bailey, N. 1986. Why does the size of *Nephrops* vary?. Scott. Fish. Bull. No. 49, pp. 31-36.
- Bailey, N., C.J. Chapman. 1983. A Comparison of Density, Length Composition and Growth of Two *Nephrops* Populations off the West Coast of Scotland. ICES CM 1983/K:42.
- Bailey, N., F.G. Howard, C.J. Chapman. 1986. Clyde *Nephrops*: biology and fisheries. Proc. R. Soc. Edinburgh. 90 B, pp. 501-518.
- Bailey, N., P. Kunzlik. 1989. Investigation of the sensitivity of Jones' length based cohort analysis to input parameters using the fast method. ICES CM 1989/D:24.
- Bailey, N., C. Chapman, J. Kinneary, D. Bova, A. Weetman. 1993. Estimation of *Nephrops* Stock Biomass on the Fladen Ground by TV Survey. ICES C.M. 1993/K:34.
- Barnes, H., T.B. Bagenal. 1951. Observations on *Nephrops norvegicus* (L.) and on an Epizoic Population of *Balanus crenatus* Brug. Journ. Mar. Biol. Assoc. 30: 369-380.
- Begon, M., Harper, J.L., C.R. Townsend. 1986. Ecology: Individuals, populations and communities. Blackwell Scientific Publications. 876 pp.
- Bennett, D.B. 1980. The Norway Lobster. Ed. by J. S. Cobb & B. F. Phillips. The Biology and Management of Lobsters VOL. II pp. 327-331.
- Bennett, D.B. 1984. A Review of Irish Sea *Nephrops* Mesh Selection. ICES CM 1984/K:5.
- Bertalanffy, V.L. 1938. A Quantitative theory of organic growth (Inquiries on Growth Laws. II). Human Biology, vol. 10, Nr. 2: 181-213.
- Beverton, R.J.H., S.J. Holt. 1956. A review of methods for estimating mortality rates in exploited fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. Rapp. P.-V. Réun. CIEM, 140: 67-83.
- Bjorndal, Å. 1986. The Behaviour of Norway Lobster Towards Baited Creels and Size Selectivity of Creels and Trawls. Fiskeridir. Skr. (havunders.) Vol.18, No.3. pp. 131-137, 1986.



- Brander, K.M., D.B. Bennett. 1989. Norway lobsters in the Irish Sea: Modeling one Component of a Multispecies Resource. In: Marine Invertebrate Fisheries: Their Assessment and Management (Ed. J.F. Caddy). John Wiley & sons, pp. 183-202.
- Briggs, R.P. 1983. The discarded by-catch of the Northern Ireland *Nephrops* fishery. ICES CM 1983/K:23.
- Briggs, P.R. 1986. A General Review of Mesh Selection for *Nephrops norvegicus* (L.). Fisheries Research, 4 (1986) 59-73.
- Briggs, R.P. 1988. A Preliminary analysis of maturity data for northwest Irish sea *Nephrops*. ICES CM 1988/K:21.
- Caddy, J. 1987. Size-frequency analysis for crustacea: Molt increment and frequency models for stock assessment. Kuwait Bulletin of Marine Science 1987(9):43-61.
- Castro, M. 1992. A methodology for obtaining information on the age structure and growth rates of the Norway Lobster *Nephrops norvegicus* (L.) (Decapoda, Nephropoidea). Crustaceana 1992, vol. 63, no. 1, pp 29-43.
- Chapman, C.J. 1980. Ecology of Juvenile and Adult *Nephrops*. Ed. by J. S. Cobb & B. F. Phillips. The Biology and Management of Lobsters VOL. II Chapter 4: 143-178.
- Chapman, C.J. 1981. Discarding and Tailing at Sea. Scott. Fish. Bull. No. 46, pp. 10-13, 1981.
- Chapman, C. 1984. Relationship between temperature and Scottish *Nephrops* landings. ICES CM 1984/K:34.
- Chapman, C.J., A.L. Rice. 1971. Some direct observations on the ecology and behaviour of norway lobster *Nephrops norvegicus*. Mar. Biol. 10(4):321-9.
- Chapman, C.J., F.G. Howard. 1979. Field Observations on the Emergence Rhythm of the Norway Lobster *Nephrops norvegicus*, Using Different Methods. Mar. Biol.; 5(2), 157-165. 1979.
- Chapman, C.J., F.G. Howard. 1988. Environmental influences on Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) populations and their implications for fishery management. Symp. Zool. Soc. Lond. 59: 343-353.
- Chapman, C.J, P.M. Shelton, A.M. Shanks, E. Gaten. 1989. Tagging Experiments on *Nephrops* in a Scottish Loch. ICES CM 1989/K:6.
- Conan, G. 1978. Molting rhythms and time interval between molts in a *Nephrops norvegicus* population. ICES CM 1978/K:20.

- Conan, G. 1980. Preliminary Estimates of Mortality Parameters for Norway Lobster in Bay of Biscay and in the Celtic Sea. ICES CM 1980/K:37.
- Conan, G.Y., D. Buestel, Y. Guennegan, J.P. Hillis. 1984. Diving and underwater television observations on *Nephrops norvegicus* in Bantry Bay, Ireland. ICES CM/K:48.
- Conan, G.Y., F. Maynou, F.A. Sardà. 1992. Direct assessment of the harvestable biomass from a stock of *Nephrops norvegicus*, seasonal and spatial variations. ICES CM 1992/K:22.
- Cushing, D.H. 1981. Fisheries Biology. A study in Population Dynamics. Second edition. 295 pp.
- Dow, R.L. 1980. *Nephrops* Fisheries. Ed. by J. S. Cobb & B.F. Phillips. The Biology and Management of Lobsters VOL. II pp. 271-276.
- Dybern, B.I., T. Høisater. 1965. The burrows of *Nephrops norvegicus* (L.). Sarsia. 21, pp. 49-56.
- Edwards, E., D.B. Bennett. 1980. Survival of Discarded *Nephrops*. ICES CM 1980/K:10.
- Eiríksson, H. 1982. A trial VPA on the *Nephrops* stock at Iceland with comparisons to catch and effort data. ICES CM 1982/K:17
- Eiríksson, H. 1992. A synopsis of age based assessments and predictions on *Nephrops* at Iceland during 1977-1992. ICES CM 1992/K:20.
- Farmer, A.S.D. 1973. Age and growth in *Nephrops norvegicus* (Decapoda:Nephropidae). Mar. Biol. 23:315-25.
- Farmer, A.S.D. 1974a. Relative growth in *Nephrops norvegicus* (L.) (Decapoda: Nephropidae). J. nat. Hist., 1974, 8: 605-620.
- Farmer, A.S.D. 1974b. Reproduction in *Nephrops norvegicus* (Decapoda: Nephropidae). J. Zool., Lond. (1974), 174, 161-183.
- Farmer, A.S.D. 1975. Synopsis of biological data on the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). FAO Fish. Synopsis no. 112: 1-97.
- Field, R.H., C.J. Chapman, A.C. Taylor, D.M. Neil, K. Vickerman. 1992. Investigations of the Seasonal Occurrence, Distribution and Severity of Infection of the Norway Lobster (*Nephrops norvegicus* (L.)) by a *Hematodinium*-like Species of Dinoflagellate on the West Coast of Scotland. Dis. aquat. Org. Vol. 13: 1-15.

- Figueiredo, M.J., H.J. Thomas. 1967. *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). Leach - A Review. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 1967, 5, 371-407.
- Hagerman, L., S.P. Baden. 1988. *Nephrops norvegicus*: field study of effects of oxygen deficiency on haemocyanin concentration. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. Vol. 116, pp. 135-142.
- Hald, A. 1952. Statistical theory with engineering applications. Wiley & Sons, New York. Refereret i Munch-Petersen, S. 1973. An investigation of a population of the soft clam (*Mya arenaria* L.) in a Danish estuary. Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser, 7, no. 3, 47-73.
- Hallbäck, H., M. Ulmestrand. 1990. Havskræfte i Kattegatt. FAUNA FLORA (Stockholm), Vol. 85 - No. 3-4. pp. 186-192.
- Hill, A.E., R.G. White. 1990. The dynamics of Norway lobster (*Nephrops norvegicus* L.) populations on isolated mud patches. J. Cons. int. Explor. Mer. 46, pp. 167-174.
- Hillis, J.P. 1971. Growth Studies in *Nephrops*. ICES CM 1971/ K:2.
- Hillis, J.P. 1987. A Study of Catch Composition in the Irish *Nephrops* fishery with special attention to growth and maturity. ICES CM 1987/K:22.
- Hillis, J.P. 1988. Changes in the Irish Sea *Nephrops* Catch since 1969. ICES CM 1988/K:38.
- Hillis, J.P., J.J. Earley. 1982. Selectivity in the *Nephrops* trawl. ICES CM 1982/B:19.
- Hillis, J.P., O. Tully. 1993. Growth rate, mortality and small mean size in Irish sea *Nephrops*. ICES CM 1993/K:65.
- Howard, F.G. 1982. The Norway Lobster. Scott. Fish. Inf. Pam., No.7. 15 pp.
- Jensen, A.J.C. 1960. The *Nephrops* in the Skagerrak and Northern Kattegat. ICES Shellfish committee. Nr. 147. 1960.
- Jensen, A.J.C. 1965. *Nephrops* in the Skagerak and Kattegat (Length, Growth, Tagging Experiments and Changes in Stock and Fishery Yield). Rapp. P.-V. Reun., Cons. Perm. Int. Explor. Mer. 156: 150-154.
- Jones, R. 1986. Length composition analysis. The importance of choosing correct input growth parameters. ICES CM 1986/G:4.
- Kirkegaard, E., N.A. Nielsen, O. Bagge. 1989. Mesh Selection of *Nephrops* in 60 and 70 mm *Nephrops* Trawl. ICES CM 1989/B:32.

- Lai Han-Lin, V.F. Gallucci. 1988. Effects of parameter variability on length cohort analysis. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 45: 82-92.
- Larsvik, L., M. Ulmestrand. 1991. Selektion av Havskräfta (*Nephrops norvegicus*(L.)) vid Trålning med Kvadrat resp. Diagonalmaska i Struten, Analyseret med Kurvanpassningsmetoden Isoton Regression. Examensarbete på Marinbiologisk gren, Biologilinjen, Göteborgs Universitet.
- Latrouite, D., C. Talidec, J.L. Reyss, P. Noel. 1991. New Data on the Growth of the Norway lobster from the Bay of Biscay (*Nephrops norvegicus*) by Measurement of the  $^{228}\text{Th}/^{228}\text{Ra}$  Carapace Ratio. ICES CM 1991/K:39.
- Loew, E.R. 1974. Light-induced Rhabdomic Degeneration in the Norway Lobster, *Nephrops norvegicus* (L.). ICES CM 1974/K:29.
- Loo, L-O., S.P. Baden, M. Ulmestrand. 1992. Suspension feeding in adult *Nephrops norvegicus* (L.) and *gammarus* (L.) (Decapoda). *Netherlands Journal of Sea Research* 31 (3). 1993. 291-297.
- Macer, C.T., C.G. Brown. 1987. A note on estimation of discards in the fishery for *Nephrops* off the North-East coast of England. ICES CM 1987/K:46.
- Main, J, G.I. Sangster. 1985. Trawling Experiments with Two-Level Net to Minimise the Undersized Gadoid By-Catch in a *Nephrops* Fishery. *Fisheries Research*, 3 (1985) 131-145.
- Newland, P.L., C.J. Chapman, D.M. Neil. 1988a. Swimming performance and endurance of the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. *Marine Biology* 98, 345-350 (1988).
- Newland, P.L., D.M. Neil, C.J. Chapman. 1988b. The Reactions of the Norway Lobster, *Nephrops norvegicus* (L.), to Water Currents. *Mar. Behav. Physiol.*, 1988, Vol. 6, pp. 301-313.
- Newland, P.L., C.J. Chapman. 1989. The Swimming and Orientation Behaviour of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.), in Relation to Trawling. *Fish. Res.* 8. pp. 63-80.
- Nicolajsen, A. 1988. Estimation of selectivity by means of a vertically split *Nephrops* trawl. ICES CM 1988/B:9.
- Nichols, J.H., D.B. Bennett, D.J. Symonds, R. Grainger. 1987. Estimation of the stock size of adult *Nephrops norvegicus* (L.) from larvae surveys in the western Irish Sea in 1982. *Jour. of Nat. His.* 21, pp. 1433-1450.
- Oakley, S.G. 1978. Diurnal and Seasonal Changes in the Timing of Peak Catches of *Nephrops norvegicus* Reflecting Changes in Behaviour. *Cyclic Phenomena in Marine Plants and Animals*. Editors; Naylor, E.; Hartnoll, R.G.

- Pereiro, J.A., P. Pallares. 1984. Consequences of introducing errors in the values of input parameters in the length distribution (R. Jones) as applied to the northern stock of hake. ICES CM 1984/G:61.
- Pope, J.A., H.J. Thomas. 1967. Some Biometric Observations on *Nephrops norvegicus* (L.). J. Cons. perm. int. Explor. Mer. Vol.31, No. 2 - pp. 265-71.
- Poulsen, E.M. 1946. Investigations on the Danish Fishery for and the Biology of the Norway Lobster and the Deep Sea Prawn. Dan. Biol. Stat., Rep. 48, 1943-45 , 27-49.
- Powell, D.G. 1979. Estimation of mortality and growth parameters from the length frequency of a catch. Rapp. P.-V. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 175: 167-169.
- Redant, F. 1987. Reproduction and seasonal behaviour of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* in the Central North Sea. ICES CM 1987/K:32.
- Relini, L.O., G. Relini. 1989. Reproduction of *Nephrops norvegicus* (L.) in isothermal Mediterranean waters. Reproduction, Genetics and Distributions of Marine Organisms. Ed. by John S. Ryland & Paul A. Tyler. 23rd European Marine Biology Symposium, School of Biological Sciences- University Of Wales, Swansea. Olsen & Olsen, International Symposium Series. pp. 153-160.
- Robertson, J.H.B., D.C. Emslie, K.A. Ballantyne, C.J. Chapman. 1986. Square and diamond mesh trawl codend selection trials on *Nephrops norvegicus* (L). ICES CM 1986/B:12.
- Robertson, J.H.B., A.M. Sharks. 1989. Further Studies of the Size Selection of *Nephrops* by Different Codends. Scottish Fisheries Working Paper No 1/89.
- Robertson, J.H.B., R.S.T. Ferro. 1991. Selectivity of *Nephrops* Trawls. Fisheries Research Services Report No. 1/93.
- Shelton, P.M.J., E. Gaten, C.J. Chapman. 1985. Light and retinal damage in *Nephrops norvegicus* (L.) (Crustacea). Proc. R. Soc. Lond. B 226: 217-236.
- Shelton, P.M.J., C.J. Chapman. 1987. A living tag recording moult histories in crustaceans. J. Cons. int. Explor. Mer. 23, pp. 209-215.
- Simpson, A.C. 1965. Variations in the Catches of *Nephrops norvegicus* at Different Times of Day and Night. Rapp. P.-V. Reun., Cons. Perm. Int. Explor. Mer. 156: 186-189.
- Solomon, M.E. 1969. Population Dynamics. Studies in Biology no. 18. Edward Arnold (Publishers) Ltd.

- Sparre, P., S.C. Venema. 1992. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual FAO Fisheries Technical Paper. No. 306/1.
- Sterk, W., F. Redant. 1989. Further evidence on biennial spawning of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus*, in the Central North Sea. ICES CM 1989/K:2.
- Symonds, D.J. 1972. Fish. Inv., Ser. 2 27(3): 1-35.
- Thomas, H.J. 1954. Some Observations on the Distribution, Biology and Exploitation of the Norway Lobster (*Nephrops norvegicus* L.) in Scottish Waters. Scottish Home Department. Marine Research. No. 1. pp. 1-12. 1954.
- Thomas, H.J. 1964. The spawning and fecundity of the Norway lobsters (*Nephrops norvegicus* L.) around the Scottish coast. J.Cons.CIEM. 29(2):221-9.
- Thomas, H. J. 1965a. The Growth of Norway Lobsters in Aquaria. Rapp. P.-V. Reun., Cons. Perm. Int. Explor. Mer. 156: 209-216.
- Thomas, H.J. 1965b. The distribution of the Norway lobster around Scotland and the stock composition in areas of different fishing intensity. Rapp. P.-V. Réun. CIEM. 156 (33):176-82.
- Thompson, B.M., R.A. Ayers. 1989. Laboratory Studies on the Development of *Nephrops norvegicus* Larvae. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 69, pp. 795-801.
- Thorsteinsson, G. 1986. On the behaviour of *Nephrops* against bottom trawls as observed with an underwater TV. ICES CM 1986/B:45.
- Thorsteinsson, G. 1991. Experiments with square mesh windows in the *Nephrops* trawling off South-Iceland. ICES CM 1991/B:3. Ref. K.
- Ulmestrand, M., P-O. Larsson. 1991. Experiments with a square mesh window in the top panel of a *Nephrops* trawl. ICES CM 1991/B:50.
- Warren, P. 1974. A consideration of two types of trawl in a mixed fishery for *Nephrops*, Pandalid shrimps and white fish. ICES CM 1974/B:6.
- Wetherall, J.A., J.J. Polovina, S. Ralston 1987. Estimating growth and mortality in steady-state fish stocks from length-frequency data. ICLARM Conf. Proc. 13: 53-74.