

# **Udvalget om Miljøpåvirkninger og fiskeriressourcer**

## **Delrapport vedr. andre faktorer**

Stig Møllergaard, DFU, koordinator

Per Dolmer, DFU

Ulrik Berggren, SNS

Torben Wallach, Miljøstyrelsen

Danmarks Fiskeriundersøgelser

Jægersborgvej 64-66

DK-2800 Kgs. Lyngby

ISBN: 87-90968-36-0

DFU-rapport nr. 114-02

# Indholdsfortegnelse

1. Akvakultur .....	3
1.1. Saltvandsdambrug og havbrug.....	3
1.2. Skaldyrsopdræt .....	5
1.3. Effekt på fiskebestandene .....	6
1.3.1. Tiltrækning af fisk under opdrætsanlægget (refugier) .....	6
1.3.2. Problemer i forbindelse med medicinering .....	7
1.3.3. Sygdomme .....	8
1.3.4. Udslip .....	8
1.4. Effekt på fiskeriet.....	9
1.4.1. Begrænsning i fiskeriet omkring anlæggene (arealanvendelse) .....	9
1.5. Betydning for fisk som levnedsmiddel .....	9
2. Marin Fiskepleje .....	9
2.1. Indledning .....	9
2.2. Tidsmæssig udvikling .....	10
2.2.1. Omplantning af rødspætter.....	10
2.2.2. Udsætning af torsk .....	10
2.2.3. Udsætninger af fladfisk .....	11
2.2.4. Åleudsætninger .....	12
2.2.5. Lakseudsætninger.....	12
2.2.6. Ørred .....	13
2.3. Effekt på fiskebestandene .....	15
2.3.1. Bærekapacitet og opdrætsfisk egnethed.....	15
2.3.2. Overførsel af sygdom.....	15
2.3.3. Genetik.....	15
2.4. Effekt på fiskeriet.....	17
2.5. Fremtidens fiskepleje .....	18
3. Invasive arter.....	18
3.1. Indledning .....	18
3.2. Definitioner .....	19
3.3. Tidsmæssig udvikling .....	20
3.3.1. Ballastvand.....	21
3.3.2. Undersøgelse af ballastvand i hollandske havne.....	22
3.4. Betydningen for fiskebestande og fiskerier .....	23
3.5. Aktuelle og mulige tiltag: IMO og andre aftaler .....	25
4. Fiskesygdomme .....	26
4.1. Introduktion.....	26
4.2. Tidsmæssig udvikling .....	26
4.3. Effekt på fiskebestandene .....	27
4.4. Effekt på fiskeriet.....	28
4.5. Aktuelle/mulige tiltag .....	28
5. Referenceliste.....	29

# 1. Akvakultur

## 1.1. Saltvandsdambrug og havbrug

Saltvandsbaseret fiskeopdræt har eksisteret i Danmark siden 1970'erne og er overvejende baseret på regnbueørreder. Det saltvandsbaserede fiskeopdræt i Danmark bestod i 2000 af 39 virksomheder, fordelt på 13 saltvandsdambrug og 26 havbrug.



**Figur 1.** Placeringen af saltvandsdambrug og havbrug i Danmark

Produktionen af saltvandsfisk kan lokalt/regionalt udgøre en væsentlig forureningsfaktor. Havbrug og saltvandsdambrug udleder organisk stof, kvælstof og fosfor, der først og fremmest stammer fra foderspild og ekskrementer. Dertil kommer udledningen af diverse hjælpestoffer, herunder medicin med antibiotika og biocidholdige anti-

begroningsmidler, hvis miljøkonsekvenser kun er sparsomt belyst i dag. Set i det store perspektiv har udledningerne fra saltvandsbaseret fiskeopdræt dog en mindre betydning for vandmiljøet, idet det kun står for omkring 0,1% af den samlede kvælstof og fosfortilførsel til de danske havområder fra direkte punktkilder, vandløb og atmosfæren. De fleste havbrug befinder sig i de indre farvande: Lillebælt, det nordlige Bælt-hav, Smålandsfarvandet og Storebælt, hvor der kan være en omfattende belastning med næringsstoffer. De er som regel placeret i områder med stærk vandgennemstrømning, ringe afstand til land og ved små lokale havne. Saltvandsdambrugene ligger ved kysten, heraf otte ved Ringkøbing Fjord.

Placeringen af havbrug og saltvandsdambrug er vist på fig. 1.

Udledningen af næringssalte fra sektoren har ligget nogenlunde konstant i de senere år. Der udledes årligt ca. 300 tons kvælstof og 30-35 tons fosfor. De udledte mængder af næringssalte fra havbrug beregnes ifølge de gældende regler (Miljøministeriets bekendtgørelse nr 640 af 17/09/1990 om saltvandsbaseret fiskeopdræt (Havbrugsbekendtgørelsen)) som differencen mellem de med foderet tilførte mængder af næringssalte og den mængde der tages op med fiskene. Den tilførte mængde kan beregnes ud fra kendskab til den totale mængde anvendt foder og kendskab til foderets procentuelle indhold af kvælstof og fosfor. For den fraførte mængde tages ifølge bekendtgørelsen udgangspunkt i, at fiskene indeholder hhv. 3,0% kvælstof og 0,5 % fosfor.

For saltvandsdambrug beregnes næringssaltbidraget ifølge bekendtgørelsen ud fra målinger. I visse tilfælde er det dog nødvendigt at anvende samme beregningsformel som ved havbrug.

For de fleste hjælpestoffer skal der fastsættes kvalitetskrav efter Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse 921 af 8. oktober 1996 om kvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af visse farlige stoffer til vandløb, søer eller havet. Amterne forventes i løbet af de kommende år at fastsætte disse kvalitetskrav.

Forbruget af antibiotika er kun registreret fra 1995. Forbruget fremgår af tabel 1<sup>1</sup>. Det

**Tabel 1.** Forbrug af antibiotika (aktivt stof) fra 1995-2001

År	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Forbrug i kilo	1428	1094	922	762	1055	751	931

norske forbrug af antibiotika i kilo pr. ton produceret fisk er noget lavere. Det skyldes primært, at man i Norge vaccinerer alle fisk før udsætningen, hvor man har været mindre konsekvent med dette i Danmark. En anden faktor af betydning er, at en del af de ørreder, der udsættes i Danmark, er bærere af bakterien, der forårsager furunkulo-

<sup>1</sup> Tallene fra 1997-2001 angiver mængden af aktivt stof af oxylynsyre og Tribriksen®, som er benyttet til produktion af medicineret foder i foderfirmaer.

se, og vaccinerne er ikke så effektive overfor denne sygdom. Samtidig forårsager de mere svingende vandtemperaturer i Danmark, at fiskene udsættes for mere stress og dermed har en større risiko for sygdomsudbrud. En yderligere faktor er, at man i Norge hyppigst anvender stoffet Oxolinsyre til behandling af bakteriesygdomme, mens man i Danmark primært benytter stoffet Tribriksen og doseringen er henholdsvis 12 og 30 mg/kg, hvilket i sig selv giver en forskel på en faktor 2,5.

Virkningen på miljøet er som nævnt sparsomt belyst. Miljøstyrelsen har sammen med tre amter ladet tage prøver af bundsedimentet ved nogle havbrug og saltvandsdambrug. Tilsyneladende var et antibiotikum mere persistent end et andet. Om det har nogen betydning for miljøet er ikke vurderet.

Saltvandsdambrug anvender yderligere en del andre hjælpestoffer, bl.a. desinficerende midler. Blandt hjælpestofferne er formalin, methanol, myresyre, saltsyre, natronlud.

Havbrug anvender som nævnt antibegroningsmidler, hvor aktivstoffet typisk er kobber. Ved ovennævnte undersøgelse blev visse steder fundet kobber i bundsedimentet.

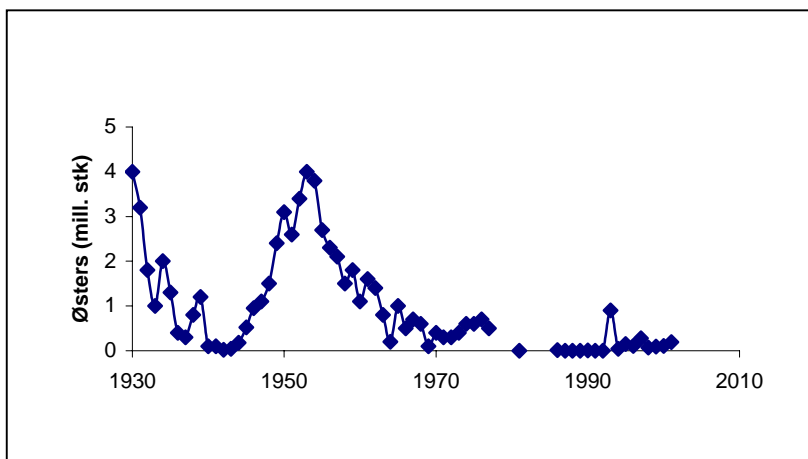
Antallet af saltvandsdambrug og havbrug har ligget næsten konstant i de sidste 10 år.

## 1.2. Skaldyrsopdræt

I Danmark har der i mange år været tradition for skaldyrsopdræt. De første erfaringer med import af flad europæisk østersyngel til Limfjorden blev gjort tilbage i 1860 og mellem 1864 og 1900 blev 12 mill. stk. yngel importeret fra Frankrig, England og Holland og udlagt. I perioden 1924-56 blev der udlagt 170 mill. stk. yngel i Limfjorden. Der er importeret østers helt op til 1980, hvor denne import blev stoppet p.g.a. import af østers med *Bonamia*. En stor del af de østerslandinger, der er vist på fig. 2, er østers der er genudlagt på opvækstbanker. I perioden 1947-49 blev der landet østers fra de naturlige bestande på en lille million østers som året, og op igennem 1970erne var der igen fangster af østers fra de naturlige bestande på 100-700.000 stk./år. I 90erne er bestanden vokset, og der har de senere år været rapporteret om stigende landinger.

Man har også forsøgt at dyrke stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) i Danmark. I 1970-80 blev der dyrket små mængder af denne art dels i Isefjorden dels på brug i Lillebælt.

Der er også siden 1960erne gjort forskellige forsøg på at dyrke blåmuslinger på langlinesystemer. Det eneste anlæg, der har været drevet over en længere periode, er beliggende i Mariager Fjord. Det kan dog forventes, at dyrkning af muslinger vil få et øget omfang de kommende år. I Fiskeri-



Figur 2. Østerslandinger fra Limfjorden 1939-2002

forvaltningsplanen for Limfjorden er det således et mål, at omfanget af skrabning af muslinger fra bunden skal reduceres, og i stedet skal muslingerne dyrkes. I Limfjorden dyrkes der allerede muslinger på bunden. Undermålsmuslinger fra muslingeproduktionen frasorteres og udlægges sammen med skalfragmenter og andet frasorteret materiale i bestemte genudlægningsområder. I alt udlægges der ca. 30.000 tons årligt. Effektiviteten af denne produktionsmetode er sparsomt undersøgt. I de senere år er der gennemført undersøgelser af muligheden for at omplante muslinger fra områder, hvor de har en lav overlevelse til områder, hvor de har en høj vækst og overlevelse.

### 1.3. Effekt på fiskebestandene

#### 1.3.1. Tiltrækning af fisk under opdrætsanlægget (refugier)

Den fysiske struktur af marine akvakultur anlæg, herunder netbursopdræt af fisk og linesystemer til skaldyr, vil påvirke den flora og fauna, der befinder sig i nærheden af anlæggene. Et netbursopdræt og langlinesystem vil kunne tiltrække vildfisk af flere årsager. Dels vil de fysiske strukturer kunne tiltrække og aggregere fisk. Strukturernes skyggeeffekt vil tiltrække fisk, der vil finde beskyttelse her. Desuden vil både netburs- og skaldyrsopdræt ændre på den invertebratfauna og flora, der findes omkring anlæggene. For netbursopdrættets vedkommende vil nedsynkning af fækalier og ikke spiste fødepartikler øge det organiske indhold i havbunden omkring anlæg. Denne organiske berigelse af havbunden vil have betydning for sammensætningen af bundens flora og fauna, under og omkring anlægget, og vil derved påvirke fødeudbudet for vildfiskebestanden. Ligeledes vil det øgede fødeudbud omkring langline-systemer med muslinger danne fødegrundlag for en række fiskearter. For netbursanlæg, hvor der fodres, vil en del af foderet ikke blive spist af opdrætsfiskene, men vil kunne optages af den bestand af vildfisk, der lever uden for systemet. Modsvarende kan opdrætsfi-

skene, forventes at æde fiskeyngel og småfisk, der kommer ind i netburene. Samlet set vil marine opdrætsanlæg til fisk og skaldyr både påvirke biomassen og artssammensætningen af de vildfiskebestande, der lever i og omkring anlæggene.

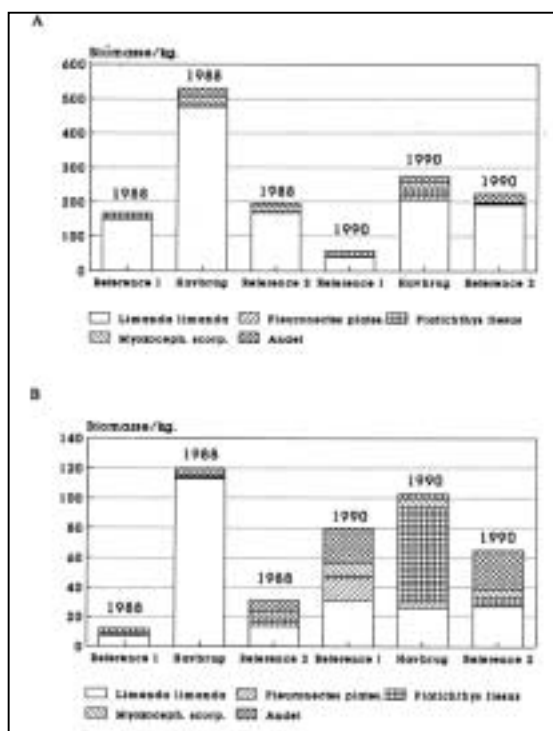
Effekten af havbrug på udbredelsen af vildfisk blev undersøgt i 1988-1990 (Christensen, K.D., Horsted, J., 1991). Undersøgelsen viste, at trawlfangsterne på to nærliggende referencestationer kun udgjorde 30-80 % af fangsterne ved havbruget. For garnfangsternes vedkommende udgjorde de 10-75 % af fangsterne omkring havbruget. Fangstforskellene skyldes forskellige fangster i fladfisk, hvorimod der ikke blev fanget forskellige mængder pelagiske fisk. (Fig. 3).

Forskellen var især markant i august-september, hvor fodringsintensiteten i havbruget var størst, og der dermed var større risiko for foderspild. Det er sandsynligvis foderspildet, der tiltrækker vildfiskene, idet 25-35% af skrubberne, der blev fanget ved havbruget havde foderpiller i maven.

Antallet af danske havbrug taget i betragtning og produktionsformen med braklægning om vinteren betyder, at der er ringe sandsynlighed for at havbrugsproduktionen vil have en generel forøgende effekt på vildfiskebestanden.

### 1.3.2. Problemer i forbindelse med medicinering

I forbindelse med sygdomsudbrud og efterfølgende medicinering vil vildfiskene under anlægget kunne optage antibiotikaholdigt foder og dermed få et indhold af antibiotika, som gør dem uegnet til menneskeføde, indtil udskillelsen er tilendebragt. Norske undersøgelser af vildfisks optagelse af antibiotika i forbindelse med sygdomsbehandling i havbrug har vist, at vildfiskene kunne indeholde medicinkoncentrationer i muskulaturen, på niveau med det de behandlede opdrætsfisk indeholdt (Samuelsen, O.B. et al., 1992). Ved tilsvarende danske undersøgelser kunne der dog ikke påvises antibiotikarester i vildfisk fanget omkring burene (Christensen, K.D., Horsted, J., 1991).



**Figur 3.** Søjlerne viser biomassen i kg af ising, skrubbe, rødspætte, alm. ulk og "andet" fanget omkring Sejerø Havbrug og på 2 nærliggende referencestationer. A angiver trawlfangster og B garnfangster. Kilde: Christensen & Horsted (1991)

### 1.3.3. Sygdomme

Generelt må man sige, at vildfiskene udgør et reservoir for diverse smitstoffer. På grund af mindre stress og tynde bestande observeres dog sjældent sygdomsudbrud hos disse. Når fisk holdes under opdrætsforhold, bliver de udsat for en lang række stressfaktorer, og da bestandstætheden samtidig er stor, er de ideelle forhold for sygdomsudbrud tilstede. Udskillelsen af smitstoffer i forbindelse med sygdomsudbrud vil selvfølgelig eksponere vildfiskene under anlægget, og de vil i værste fald kunne blive smittede. Vildfiskene vil dog ofte gå hen og blive smittebærere uden selv at blive syge, og således igen agere smittereservoir. Er tætheden af opdrætsanlæg store i et område, vil vildfisk kunne føre sygdomme videre mellem anlæggene.

Problemer i den retning ses især i forbindelse med angreb med parasitiske krebsdyr (lakselus) i lakseopdræt. Nye managementstrategier i forbindelse med behandlingen, hvor man f.eks. behandler alle anlæg i et område samtidig, søger at begrænse infektionsstrykket på vildfiskebestandene, og dermed det potentielle smittereservoir..

I forbindelse med sygdomsudbrud i havbrug, hvilke under danske forhold primært er begrænset til bakterielle sygdomme, kunne man frygte, at den relativt massive udskillelse af smitstoffer, der ses i denne forbindelse, kunne forårsage smitte til vildfisk. Der er imidlertid ikke iagttaget udbrud i vildfiskebestandene i forbindelse med udbrud i havbrug. Dette skyldes sandsynligvis, at de typer bakterier, der påvises i forbindelse med sygdomsudbrud hos havbrugsørreder, ikke rammer de fisketyper, der ses under anlæggene (Larsen, J.L., Pedersen, K., Dalsgaard, I. 1994; Wiklund, T., Dalsgaard, I., 1998).

### 1.3.4. Udslip

Af og til er der i forbindelse med ekstreme vejrforhold sket skader på opdrætsanlæg, som har bevirket store udslip af opdrætsfisk (regnbueørreder). Dette har i perioden efter medført en kraftig forøgelse af ørredbestanden i lokalområdet til stor glæde for erhvervs-, fritids- og lystfiskere. Nogle af disse fisk forlader området og udvikler sig til kønsmodenhed i havet. Da de ikke er præget på et specifikt vandløb, d.v.s. har nogen specifik "homing" i forbindelse med opgang for gydning, har man observeret, at en del af disse fisk, som er let genkendelige, idet de har "hængebug" og afbidte finner, forsøger at gå op i tilfældige vandløb. Der er indikationer på, at de har kunnet gennemføre gydning i vore vandløb, men det tyder på, at de ikke er i stand til at etablere sig i vandløbene. Problemet synes dog mindre nu, da man nu hovedsageligt benytter sig af de såkaldte "all female" fisk, dvs. udelukkende hunfisk, hvilket betyder, at der ikke er hanfisk blandt eventuelt undslupne fisk. Man skal dog være opmærksom på, at "all female" fiskene kan udvise yngleadfærd og dermed konkurrere med vandløbenes naturlige bestand med det resultat at disses ynglesucces nedsættes.



De fremtidige tanker om at etablere havbrugsanlæg længere til havs vil kunne øge risikoen for udslip med deraf forøget pres på ynglesteder. Imidlertid må det forventes, at den teknologiske udvikling i høj grad vil forsøge at indbygge forskellige sikkerhedsforanstaltninger for at imødegå den øgede risiko ved at placere anlæg på eksponerede lokaliteter.

## **1.4. Effekt på fiskeriet**

### **1.4.1. Begrænsning i fiskeriet omkring anlæggene (arealanvendelse)**

Da havbrugene er placeret på havterritoriet, vil de alt andet lige optage noget plads, som kunne have været benyttet til kommercielt fiskeri. Dette vil selvfølgelig kunne have betydning for det lokale fiskeri. Imidlertid optager de 26 havbrug i Danmark så uendeligt lille areal set i forhold til de havområder, fiskeriet har adgang til, at den manglende arealanvendelse er uden betydning.

### **1.5. Betydning for fisk som levnedsmiddel**

Hvis der foregår fiskeri i nærheden af havbrug i en periode lige efter, at der har været gennemført medicinsk behandling af fiskene på havbruget, vil der være en risiko for, at vildfiskene kan indeholde restkoncentrationer af antibiotika og dermed være uegnet til menneskeføde. Tilbageholdelsestiden for dambrugsfisk efter endt antibiotikabehandling ligger på 40 dage ved vandtemperaturer over 10°C. For opdrættede fisk gælder en EU-Rådsforordning vedrørende fastsættelse af maksimalgrænseværdier for restkoncentrationer af antibiotika. Grænseværdierne for antibiotikaindhold i muskulaturen er følgende: Oxolinsyre 300 µg/kg, trimethoprim 50 µg/kg og sulphadiazin 100 µg/kg. Hvis der påvises antibiotikarester i vildfisk betragtes dette som en forurening.

## **2. Marin Fiskepleje**

### **2.1. Indledning**

Fiskeplejen har til hensigt at ophjælpe, genetablere eller bevare fiskebestande (i henhold til §61 i fiskeriloven, jf. lov nr. 281 af 12. maj 1999). Udsætning af fisk i marine områder har siden begyndelsen været opfattet som en aktiv form for fiskepleje, hvor man ved udsætning af fisk forventer en øget tilgang til fiskeriet, og/eller til gydebestanden, hvilket sekundært vil resultere i en større fiskebestand. Der har i de senere år været en stigende opmærksomhed på ændringer i natursyn, hvor begreber som bærekapacitet, autenticitet og forsigtighedsprincippet er vigtige værktøjer for at undgå, at fiskeudsætninger medfører varige skader på naturen og de vilde fiskebestande.

Den marine fiskepleje i Danmark har fra starten i 1988 været præget af forsigtighedsprincippet, specielt fordi det hurtigt stod klart, at fiskepleje var mere kompleks end blot et spørgsmål om at sætte fisk ud i vandet, samtidig med at de kystnære områder er væsentligt mere dynamiske og komplicerede end søer og åer. De fleste udsætninger er derfor forsøgsudsætninger af mærkede fisk. I erkendelse af den manglende viden om fisk og deres økologi i danske kystnære farvande er der i de seneste år udviklet en multidisciplinær tilgang til fiskeplejen med primær indsats på fiskenes habitatkrav, bærekapacitet og populations sammensætning samt økologi.

## **2.2. Tidsmæssig udvikling**

### **2.2.1. Omplantning af rødspætter**

Et eksempel på at forsøge at udnytte en uudnyttet føderessource er fiskeomplantninger. I slutningen af 1800-tallet begyndte man at omplante rødspætter fra Nordsøen, hvor der var mange fisk, til Limfjorden, hvor der var færre, ud fra filosofien, at man kunne udnytte en uudnyttet føderessource i Limfjorden. Omplantningerne nåede op på over 2 mill. pr. år. De omplantede fisk opnåede en større tilvækst end artsfæller fra det opfiskede område (Blegvad, 1933). Omplantningerne blev senere udvidet til andre lokaliteter bl.a. Bælthavet og Dogger Banke, men ophørte i midten af 1950'erne (Ursin, 1952).

### **2.2.2. Udsætning af torsk**

I Danmark blev den første udsætning af mærkede torsk gennemført i Limfjorden i 1991, hvor lave forekomster af større rovdyr kunne bidrage til at sikre en større overlevelse, end hvis de var blevet udsat i mere åbne farvande. Torskene var ved udsætning 12-21 cm lange og ca. 7 måneder gamle. Denne størrelse var egnet, dels fordi det var muligt at mærke dem med udvendige mærker, dels var sandsynligheden for at ende som bytte for rovfisk væsentlig reduceret. Der blev i perioden 1991-95 udsat ca. 11.000 stk. årligt. Resultaterne fra genfangsterne viste et ringe udbytte, fordi de fleste tilsyneladende vandrede ud af fjorden (Støttrup et al., 1994). Udsætning af torsk i Danmark blev derfor standset i 1995.

### 2.2.3. Udsætninger af fladfisk

Fladfisk har en klar fordel sammenlignet med f.eks. torskefisk, idet de er mindre udsat for kannibalisme og for at blive bytte for rovfisk. Rekruttering af fladfiskeyngel kan være begrænset på grund af stor dødelighed i æg- og larvestadiet eller pga. dårlig beliggenhed af opvækstområdet i forhold til gyde området. I tilfælde, hvor en lokalitet er et velegnet opvækstområde og bærekapaciteten ikke er fuldt udnyttet, vil en udsætning bidrage til en øget tilgang til fiskeriet.

**Tabel 2.** Udsætninger af opdrættede pighvarre

År	Antal (stk.)			
	Limfjorden	Odense Fjord	Vejle Fjord	Kattegat
1989	5.453			1.198
1990	6.103			814
1991	30.000			7.581
1992	7.498	4.429		7.941
1993	110.500			150.849
1994	60.000		9.987	268.063
1995	58.400			209.200
1996				132.773
1997			57.085	31.479
1998				53.480
1999				10.707
2000				13.000

#### 2.2.3.1. Udsætning af pighvar

Pighvarudsætningerne har haft til hensigt at undersøge potentialet for udsætning af fisk som bestandsophjælpende foranstaltning, dels ved at undersøge opdrættede fisks tilpasning, vækst og overlevelse, dels den biologisk/økologisk mulighed for bestandsophjælpning. Succeskriterierne var en hurtig tilpasning, vækst og overlevelse, der svarer til de vilde fisk. Resultaterne fra dette arbejde er dokumenteret på baggrund af resultater af gentagne forsøgsudsætninger af pighvar ved Nordsjællands kyst (Støttrup et al., 2002). Tabel 2 viser de årlige udsætninger af pighvar, siden de startede i 1989.

#### 2.2.3.2. Udsætning af skrubber

Siden 1993 har der været udsat opdrættede skrubber i Limfjorden. Skrubben blev valgt som marin udsætningsfisk, fordi den i modsætning til andre fladfisk sandsynligvis lever hele sit liv i fjorden og derfor bedre kan give en viden om levevilkår for fladfisk i området. Udsætning af skrubber vil aldrig få andet end en "rekreativ værdi" på grund af skrubbens lave kilopris.

Skrubberne er blevet udsat i en række år med henblik på at opnå et bedre kendskab til populationsdynamikken og økologien i området samt at undersøge potentialet for bestandsophjælpning af skrubber i Limfjorden.

**Tabel 3.** Udsætning af skrubbe i Limfjorden

År	Antal (stk.) Limfjorden
1993	6.900
1994	-
1995	14.049
1996	5.961
1997	2.816
1998	33.573
1999	62.473
2000	26.673

Autenticitet var sikret igennem moderfisk fra samme område. De fleste af genfangsterne er registreret i Limfjorden, enkelte (to) blev genfanget i Nordsøen.

Feltundersøgelser af 0-gr. skrubbers vækst, samt oplysninger fra fiskeres fangst af mærkede skrubber i Limfjorden har vist, at skrubben i hvert fald de første 2 år af deres levetid har en meget god vækst i Limfjorden og når mindstemålet, som er 25,5 cm, allerede året efter udsætning. Tabel 3 viser de årlige udsætninger af skrubber i Limfjorden.

### 2.2.3.3. Udsætning af rødspætter

I perioden 1992-1996 genoptog man udsætningen af rødspætter. I 1993 begyndte man i samarbejde med DFU at mærke disse fisk før udsætning i nærområdet. Arbejdet med rødspætterne foregik parallelt med pighvarrerne, men på grund af startproblemer med udvikling af opdrætsmetoden, var udsætningsmængderne små og derfor vanskeligere at opnå tilstrækkelige genfangster. Rødspætteudsætningerne ophørte på grund af begrænsede midler uden at man havde en tilstrækkelig grundlag for at undersøge potentialet for bestandsophjælpning.

### 2.2.4. Åleudsætninger

Den europæiske ål var indtil 1960'erne den tredje vigtigste enkeltart i det danske fiskeri. I 1960 blev der i fersk- og saltvand fisket i alt 4.750 tons ål. Herefter gik fangsterne ned og er i dag under 1.000 tons. Årsagen til faldet er at mængden af glasål, der returnerer fra Sagsøhavet, er gået tilbage.

**Tabel 4.** Udsatte ål i marine områder.

Årstal	Antal (stk)
1991	2.300.801
1992	2.939.200
1993	2.967.000
1994	6.118.000
1995	6.828.000
1996	3.576.200
1997	2.020.000
1998	2.350.000
1999	3.382.600
2000	3.023.815
2001	1.201.200

#### 2.2.4.1. Åleudsætninger i marine områder

Med fiskeplejens start blev det økonomisk grundlag for at foretage omfattende udsætninger af sætteål (2-5 gram pr. stk.) i både fersk- og saltvand etableret (tabel 4). Glasål indkøbt i Spanien, Frankrig og England blev opfodret i danske ålebrug og udsat i den tidlige sommer af fiskeriforeningerne. Udover udsætninger i de marine områder bliver der hvert år udsat sætteål i søer og udvalgte vandløb. Ål der udvandrer fra vandløb og søer vil også kunne indgå i fiskeriet i de marine områder.

### 2.2.5. Lakseudsætninger

I Danmark har der oprindeligt været laks i 9 vandløb, alle beliggende i Jylland. Genetiske undersøgelser har for nyligt vist, at der er en oprindelig laksebestand i Skjern Å og sandsynligvis fortsat er rester af oprindelige bestande i Varde Å og Ribe Å. I alle 9

vandsystemer har fiskeplejen udarbejdet en handlingsplan for retablering af nye laksebestande, idet Danmark internationalt har forpligtet sig til at genskabe oprindelige laksebestande. Efterfølgende er Vidåen og Gudenåen indtil videre udtaget af handlingsplanen som følge af lokale forhold, der umuliggør selvreproducerende laksebestande.

Størstedelen af laksebestanden i Østersøen har sin oprindelse i akvakultur. Kun 10 % stammer fra vilde bestande, som yngler naturligt i de svenske og finske elve, mens 90 % er produceret under akvakulturforhold, det såkaldte kompensationsopdræt, hvor vandkraftværker, som har opdæmmet elvene og dermed afspærret laksens mulighed for opgang, er forpligtiget til at udsætte en mængde laks svarende til den produktion, der kunne forventes i elven. Moderfiskebestanden består af opgående vildfisk, som stryges, og ynglen opdrættes til smoltstørrelse (2 år), hvorefter de udsættes.

Denne procedure har været meget omdiskuteret, idet den på trods af, at opdrættet er baseret på opgående vildfisk fra elvens oprindelige bestand, på længere sigt vil kunne påvirke den genetiske diversitet i områdets laksebestand

#### ***2.2.5.1. Lakseudsætninger i vandløb***

I perioden 1990-99 er der gennemsnitligt årligt udsat yngel, 1/2- og 1-års laks samt smolt svarende til en samlet smoltudvandring på ca. 240.000 stk.

#### ***2.2.5.2. Kystudsætninger***

Fiskeplejen har også givet et mindre beløb til udsætning af netbursopdrættede laks ved Møn og Bornholm. Udsætningerne har de seneste år drejet sig om ca. 150.000 stk. Denne udsætningsmetode har vist en god økonomisk rentabilitet og fiskeritrykket på den vilde laks er reduceret. Desværre strejfer et mindre antal af disse laks op i fremmede vandløb, og udgør en potentiel genetisk og sygdomsmæssig risiko. Den type udsætning er derfor ikke i overensstemmelse med forsigtighedsprincippet, og derfor blev der i 2000 iværksat en speciel undersøgelse i de vestsvenske lakseelver til belysning af denne problemstilling.

#### ***2.2.6. Ørred***

Fra mange danske vandløb udvandrer ørredsmolt til havet, hvor de vokser op til havørreder. I det marine område indgår havørreden som fangst i erhvervs- og rekreativt fiskeri, hvor de bliver fanget i garn, ruser eller på fiskestang. Den udvandrede ørredsmolt stammer enten fra naturlig gydning eller fra udsætninger. Antallet af danske vandløbssystemer med ørredbestande udgjorde oprindeligt 887, men i 1960 var antallet reduceret til kun 176 vandsystemer. De øvrige 711 vandløbssystemer var i tidens løb forsvundet som følge af habitatsændringer, og de resterende 176 var i en fysisk

elendig forfatning. Ved en opgørelse i 1998 blev der imidlertid fundet 253 vandsystemer med ørredbestande, dvs. der kan observeres en bedring i vandløbshabitaterne.

### 2.2.6.1. Ørredudsætninger i vandløb

I vandløbene bliver ørrederne udsat efter udarbejdede udsætningsplaner. Planerne indeholder beskrivelser af de vandløb, der er anvendelige som opvækstområde for yngel, 1/2- og 1-års. Antallet af fisk samt deres størrelsesfordeling bliver vurderet i forhold til vandløbets bærekapacitet.

De udsatte ørreder vil sammen med de vilde ørreder udvandre til havet som smolt, og en del vil senere vende tilbage («home») til udsætningsvandløbene som kønsmodne havørreder.

### 2.2.6.2. Mundings- og kystudsætninger

I 1960'erne gennemførte DFU en række undersøgelser over effekten af udsætning af smolt i vandløb (mundingsudsætninger) samt udsætninger i saltvand (kystudsætninger). Såfremt mundingsudsætninger med smolt bliver foretaget på det rigtige tidspunkt i marts-april, vil fiskene vandre direkte ud i havet, og dermed ikke tage plads op i vandløbene. Disse udsætninger foretages i dag over hele landet for at modsvare det tab i den naturlige smoltproduktion, som habitatsforringelser har forårsaget. Når fiskene bliver kønsmodne vil de, sammen med vandløbenes oprindelige ørredbestand, vandre tilbage («home») til udsætningsvandløbet.

Kystudsætning af ørredsmolt bliver foretaget i saltvandsområder, hvor der er stort fiskeri efter ørred, men hvor der er få naturlige vandløb med vilde ørreder eller vandløb egnede til udsætninger. Disse udsætninger bliver foretaget i april-maj måned afhængig af vandtemperatur og saltholdighed. Kystudsætninger har fundet sted med stor fiskerimæssig succes i Limfjorden, Århus Bugt, omkring Fyn og Sjælland.

Undersøgelser har dog vist, at da fiskene ikke er "homed" til noget vandløb, vandrer de som gydemodne havørreder ind i tilfældige vandløb, hvor de kan krydse sig ind i de naturlige, vilde havørredbestande med evt. genetiske skader til følge. Derfor er kystudsætning nu ophørt, og der foretages kun mundingsudsætninger.

**Tabel 5.** Udsætning af forskellige størrelsesgrupper af ørred i vandløb

Årstal	Yngel (stk)	1/2-års (stk)	1-års (stk)	1-års smolt (stk)	2-års smolt*
1987-99	156.000.000	470.000	390.000	830.000	350.000
* 2 års smolt udsat på kysten					

De samlede udsætninger af ørred i perioden 1987-99 har været rimelig konstante og de årlige mængder er vist i tabel 6.4. Udsætningsfiskene er dels afkom fra vildfisk dels fra dambrugsstammer.

Udsætninger af yngel, ½- og 1-års ørred i vandløbene giver en årlig produktion af overlevende smolt på ca. 0,18 mio. stk. Den vilde ørredbestand bidrager også med 0,18 mio. stk., hvilket giver en samlet produktion af smolt på ca. 0,36 mio. stk. Vores vandløb er således stadig i en så elendig fysisk forfatning, at de trods udsætningerne kun producerer ca. 14% af den oprindelige produktion. Derfor er det nødvendigt med mundingsudsætninger.

## **2.3. Effekt på fiskebestandene**

### **2.3.1. Bærekapacitet og opdrætsfisk egnethed**

For rødspætternes vedkommende blev der konstateret en større tilvækst hos de omplantede fisk, hvilket tyder på en uudnyttet føderessource, og mindre konkurrence i de nye (udsætnings-) lokaliteter.

Igennem pighvarundersøgelserne blev der konstateret en god vækst og overlevelse efter en kort tilpasningsfase lige efter udsætningen. Her var der ingen forskel mellem de vilde og udsatte fisk. Er udsætningslokaliteten et egnet opvækstområde, bliver fiskene tæt på udsætningsområdet (< 10 km) i deres opvækstår, og har derfor mulighed for at indgå i det lokale fiskeri og sandsynligvis også bidrage til den lokale gydebestand. Der var ingen indikation på, at den vilde bestand blev fortrængt af de udsatte fisk (Støttrup et al., 2002).

### **2.3.2. Overførsel af sygdom**

Overførsel af sygdomme i forbindelse med omplantninger kan ikke udelukkes. Specielt bør der tages hensyn til at fisk, der er resistente overfor en sygdom, men bærer smitstoffet (asymptomatiske smittebærere) udgør en potentiel smitekilde og dermed kan påvirke en vild population i negativ retning. Der træffes strenge forholdsregler for at undgå sygdomsspredning igennem udsætninger. Fiskene må således ikke vist tegn på sygdomme og de undersøges for bestemte bakterie- og virussygdomme inden udsætningen.

### **2.3.3. Genetik**

Studier, der eksperimentelt belyser effekten af udsætning af marine fisk på en bestands genetiske sammensætning er indtil nu meget sparsomme. Under alle omstændigheder vil de mulige problemer på nuværende tidspunkt i praksis være små, sim-

pelthen fordi der kun udsættes få fisk i forhold til de vilde fisks bestandsstørrelser. Om de potentielle problemer generelt, kan man sige følgende:

Genetisk populationsdifferentiering hos marine fisk er ikke så udtalt som hos ferskvandsfisk. Det skyldes blandt andet, at de fleste marine fiskepopulationer er meget større end i ferskvand, hvilket kun resulterer i begrænset tilfældig genetisk drift. Derved opstår der kun langsomt små genetiske forskelle mellem bestande, og det har tidligere været vanskeligt i det hele taget at påvise genetiske forskelle mellem bestande af marine fisk. Nye DNA-teknikker og statistiske metoder har nu i flere tilfælde påvist genetisk differentiering hos marine fisk, hvor ældre metoder ikke kunne påvise differentiering. Den genetiske differentiering hos marine fisk findes også typisk på en større geografisk skala end hos ferskvandsfisk. For eksempel tyder nye resultater på, at der i de danske farvande kun findes to torskebestande. Omvendt har andre undersøgelser fra især Canada påvist markant genetisk differentierede populationer i isolerede fjord- og bugtområder (Ruzzante et al. 2000).

Ovenstående betyder imidlertid ikke, at der ikke kan findes vigtige genetiske forskelle mellem marine bestande. Selv om der kun er fundet forholdsvis små genetiske forskelle mellem marine bestande, er det vigtigt at bemærke, at der er tale om undersøgelser baseret på selektivt neutrale gener. De store populationsstørrelser hos marine fisk betyder, at der rent faktisk er mulighed for en høj grad af lokale tilpasninger (forudsat at genflowet mellem forskellige bestande ikke er for stort). Således har det vist sig, at torsk i Østersøen besidder specielle tilpasninger til det omgivende miljø. Med andre ord, man kan ikke afvise, at der findes genetiske forskelle mellem marine bestande, som udsætninger kunne have en negativ effekt på, hvis der i fremtiden vil blive udsat store mængder fisk.

Problemer kan opstå, når der ved udsætning anvendes fisk fra et anden population end den hjemmehørende, eller der omlantes fisk fra et andet område, hvor de er tilpasset andre forhold. Når disse fisk blander sig med de hjemmehørende risikeres tab af den lokalt tilpassede population og genetisk diversitet (Carvalho & Cross, 1998). I Danmark gøres der meget for at sikre at de fisk, der sættes ud stammer fra moderfisk opfisket i området eller er hjemmehørende i udsætningsområdet.

For ålenes vedkommende er den nærmeste kilde til udsætningsmaterialet den engelske, franske og spanske Atlanterhavskyst. I den seneste tid er der fremskaffet dokumentation for, at ål indsamlet forskellige steder i Europa udviser små, men statistisk holdbare genetiske forskelle. Materialet vurderes dog til at være endnu meget spinkel og derfor følges udvikling indenfor forskning i dette området nøje.

En anden risiko ved marin fiskepleje består i, at brug af få moderfisk kan resultere i tab af genetisk variation og indavl. Selv hvis man tror, at man anvender et tilstrækkeligt antal moderfisk, kan valg af befrugtningemetode resultere i, at udsætningsmateria-



let reelt kun er afkom af ganske få fisk. Hvis man f.eks. blander sæd fra flere hanner i forbindelse med befrugtning, kan varierende sædeffektivitet forårsage at nogle ganske få hanner befrugter en uforholdsmæssig stor del af æggene. Da der i naturen er få afkom der overlever fra et forældrepar, skabes der her et større parti afkom fra et eller to par som når de udsættes kan udgøre en mindre eller større del af en naturlig bestand. Når disse fisk så blander sig med vilde moderfisk vil den genetisk diversitet indsnævers med risiko for indavl og tab af genetisk diversitet. I praksis vil dette først og fremmest være problematisk, hvor der udsættes fisk i små bestande i delvis isolerede områder (såsom indre fjorde).

En tommelfingerregel er, at for at undgå indavl skal der være det, man kalder en effektiv populationsstørrelse på mindst 50. Den effektive populationsstørrelse er et mål for, hvor meget tilfældig genetisk drift og indavl en gruppe individer giver anledning til. Den effektive populationsstørrelse er næsten altid mindre end det faktiske antal individer, hvilket blandt andet kan skyldes, at der ikke er lige mange individer af hvert køn eller at nogle individer har meget større reproduktiv succes end andre. For at være sikker på at nå op på en effektiv populationsstørrelse på 50, gives det som praktisk anbefaling at anvende 100 moderfisk, 50 af hver køn, til produktion af udsætningsfisk.

Sammenfattende kan det siges, at der *kan* være genetiske risici forbundet med udsætninger af marine fisk, men at der næppe er problemer de nuværende udsætningsmængder taget i betragtning, og at der i øvrigt er taget en række forholdsregler for at undgå disse problemer.

#### **2.4. Effekt på fiskeriet**

Rødspætteomplantningerne viste en gunstig effekt på den lokale fiskeri i udsætningsområdet. Denne blev beregnet på baggrund af udbyttet fratrukket omkostningerne for omplantningen. Den årlige udbytte blev beregnet til mellem 1,1 og 3,5 ton fangst pr. ton omplantet rødspætte (samlet oversigt i Hoffmann, 1991). Udbyttet for rødspætteomplantningerne fra Nordsøen til Bælthavet var også positiv i starten, men faldende fiskepriser og stigende fisketransportudgifter mindskede den økonomiske betydning af omplantningerne. Bagge (1970) beregnede den 'reelle' økonomiske udbytte ved yderligere at fratække udbyttet fra de ikke transplanterede rødspætter og fandt ingen særlig forskel i udbyttet om man flyttede disse fisk eller ej. I denne analyse var der ikke medtaget det forhold, at de omplantede fisk ville komme særligt lokale fiskere til gavn, og dermed være med til at opretholde de lokale fiskesamfund på udsætningslokaliteterne.

Ud fra resultaterne fra pighvarundersøgelserne ses, at fisk der er udsat på gode opvækstområder bliver på området i 2-3 år efter udsætningen og dermed indgår i det lokale fiskeri. Det fiskerimæssig udbytte har ikke været undersøgt, primært fordi arten

ikke er reguleret eller bestandsvurderet og fordi fangstinformationen fra området har været behæftet med mange fejl i de år undersøgelserne forgik. Endvidere er arten ikke en målarart for fiskeriet i de indre danske farvande, men udgør en skattet bifangst.

For at kontrollere rentabiliteten af åleudsætninger bliver der i disse år foretaget en række undersøgelser af ålenes vækst og overlevelse. I 1998 og 1999 blev der således i Roskilde fjord udsat 100.000 stk. sætteål (3,5 og 10 g stykket) mærket med mikroskopiske metalmærker i næsen. I de kommende år bliver der foretaget forsøgsfiskeri på ålene for at beregne deres overlevelse, vækst og rentabilitet. Foreløbige rentabilitetsberegninger viser, at med de nuværende udsætningspriser er der et mindre overskud på disse udsætninger.

## **2.5. Fremtidens fiskepleje**

Frem for at udsætte fisk for holde bestandene oppe eller udnytte biotoper, hvor bærekapaciteten ikke er fuldt udnyttet, vil fremtidens fiskepleje sandsynligvis gå i retning af at få analyseret årsagerne til, at nogle arter ikke er i stand til at rekruttere på et niveau, der sikrer fuldt udnyttelse af områdernes bærekapacitet. En af de hyppige årsager er, at habitaterne ofte er blevet forringet på grund af menneskets aktiviteter.

Habitatrestaurering af bentiske økosystemer er et nyere redskab, der hidtil kun har haft en begrænset anvendelse i marine områder. I ferskvandssystemer har man igennem mange år haft succes med at lave gydeområder i vandløb. I Vejle Fjord er der netop startet et pilotprojekt, hvor idéen er at etablere store tredimensionelle strukturer v.h.a. muslingeskaller fra muslingeindustrien, som er lagt i netposer. Disse lægges ud på bunden med henblik på, at kunne tiltrække fisk. I USA har man i mange år uden held prøvet at genetablere en østersbestand i Chesapeake Bay. Dette arbejde er først lykkedes efter at man også er begyndt at restaurerer østershabitaterne ved at etablere store tredimensionelle østersbanker. Disse banker har ud over at være levested for østers tiltrukket en rig fiskefauna.

## **3. Invasive arter**

### **3.1. Indledning**

Den naturlige udbredelse af dyre- og plantearter på jordkloden er på den ene side bestemt af deres evne til at vandre og spredes med strømme, vinde eller med andre organismer, og af deres krav til de fysiske og kemiske forhold på levestedet. På den anden side er arternes udbredelse bestemt af spredningsbarrierer som hav eller land, store havdybder eller bjerge, fremherskende havstrømme eller vindmønstre og ugunstige fysiske eller kemiske forhold.

Mennesket har bedst evnet at overskride disse spredningsbarrierer og samtidig medvirket til andre organismers spredning til områder hvor de ikke naturligt hører hjemme. Menneskets spredning af ikke hjemmehørende organismer er i dag stigende over det meste af jordkloden.

På havet er utilsigtet spredning og introduktion af ikke-hjemmehørende arter øget i takt med forøgelsen i skibstrafikken - siden vikingetiden eller tidligere – idet arterne er blevet transporteret som begroning på skibe eller navnlig med ballast såsom vand, sand og sten.

På havet sker spredningen af fremmede organismer i dag især via akvakultur, og ved skibs udledning af ballastvand, som bruges til at stabilisere ikke lastede skibe. I mindre målstok sker spredning når organismer eller organisme dele sidder fast på skibskrog (inkl. lystbåde) og fiskeredskaber mv. (Hopkins, C.C.E., 2001).

Generelt kan relativt få arter dog leve videre i et helt nyt marint miljø, fordi de ikke har optimale betingelser med hensyn til føde, temperatur og saltholdighed. Men de, der overlever og etablerer sig i bestande, kan undertiden spredes hurtigt og volde meget store skader i de nye områder, fordi de fremmede arter ikke har naturlige fjender (Hopkins, C.C.E., 2001).

### **3.2. Definitioner**

Der anvendes en række forskellige udtryk for at beskrive de arter, der er ikke er naturligt hjemmehørende i et område. Introducerede arter er fremmede arter, der alene ved menneskelig aktivitet er kommet til danske farvande. OSPAR-konventionen definerer fremmede eller ikke-hjemmehørende arter således: ”En art betragtes som ikke hjemmehørende, hvis dens naturlige (dvs. historiske ) udbredelsesområde er geografisk fjert”. Arter, der kommer til som følge af simpel udbredelse af dens område betragtes ikke som ikke-hjemmehørende (OSPAR, 2000).

Blandt de introducerede arter betegnes arter, som kan etablere sig i naturen, hvorved de kan true økosystemet, levesteder eller arter, som invasive. De invasive arter kan således forskyde den økologiske balance i et givet plante- eller dyresamfund, en balance, som oftest er opnået gennem lang tids udvikling, hvor arterne har tilpasset sig hinanden og det lokale livsgrundlag i form af klima, nærings- og fødebetingelser, geologi osv. Invasive arter kan fortrænge naturligt hjemmehørende arter.

Afhængigt af introduktions måden, skelner man mellem tilsigtet og utilsigtet introduktion. For yderligere definitioner se f.eks. rapporten fra Nordisk Ministerråd (Weidema, I. R., 2000).

### 3.3. Tidsmæssig udvikling

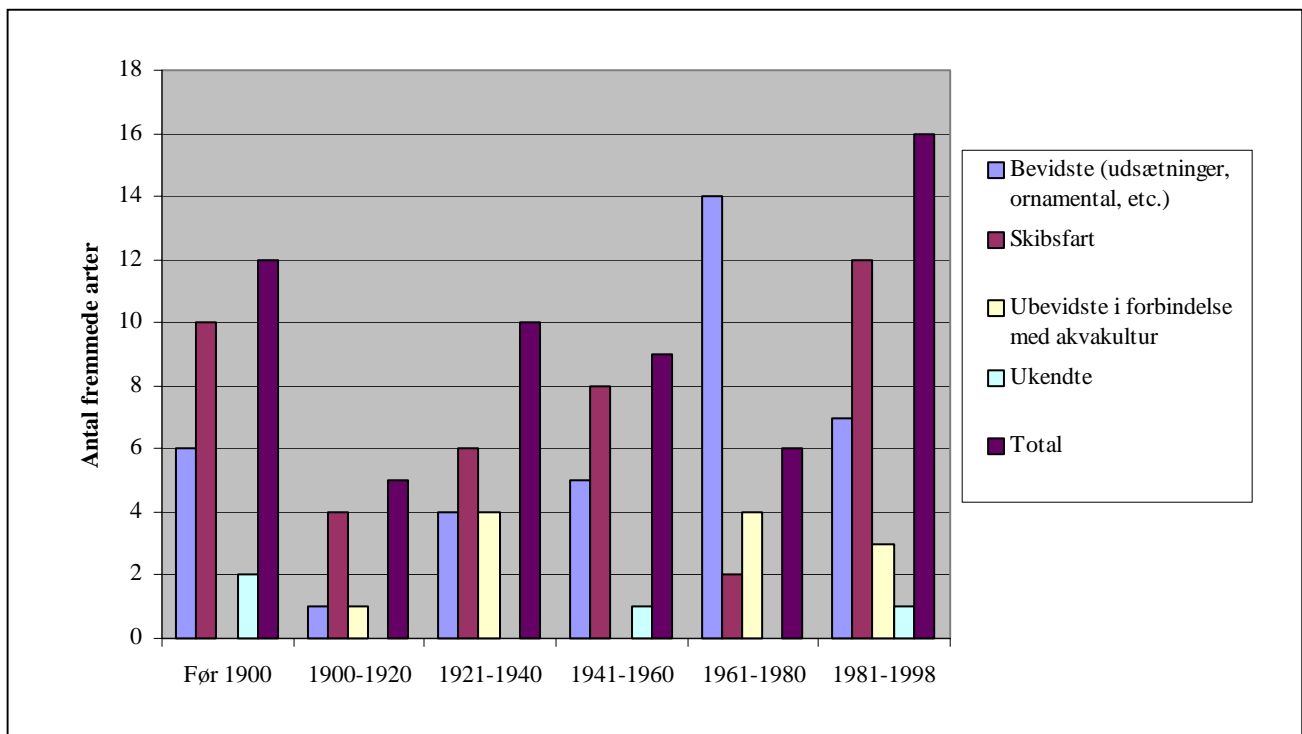
I de danske havområder er størsteparten af de invasive arter sandsynligvis kommet hertil inden for de sidste 150-200 år.

I en database for ikke-hjemmehørende arter i Østersøområdet, inklusive de indre danske farvande, dvs. inden for Skagen er opregnet 95 arter af planter og dyr, som antages at være ikke-hjemme-hørende. Databasen kan findes på: <http://www.ku.lt/nemo>. Det drejer sig bl.a. om 42 arter af bunddyr, 23 fiskearter, 9 planteplanktonarter, 9 arter af bundplanter, 3 dyreplanktonarter og 3 parasitter (bløddyr) (fig. 4). Kun ca. 2/3 af disse har imidlertid etableret sig i området.

I Nordsøen er viden om fremmede arter mere begrænset. Dog ved man, at der i forbindelse med akvakulturerhvervet indenfor OSPAR-området (Nordøstatlantens inklusive Nordsøen, Skagerrak og Kattegat) er registreret: 3 planteplanktonarter, 11 makroalgearter og 16 arter af invertebrater (bløddyr), samt 3 sygdomsfremkaldende organismer, som vurderes at være ikke-hjemmehørende (Hopkins, C.C.E., 2001). De fleste arter stammer fra områder, hvor klima og saltholdighed ligner de hjemlige betingelser.

I danske farvande er der ca. 30 veldokumenterede tilfælde af introducerede dyrearter, som har vist sig at være invasive (Knudsen, J., 2000). Adskillige af disse er almindelige og vidt udbredte.

Af disse invasive dyrearter skal her kun omtales nogle få karakteristiske eksempler. Sandmuslingen har eksisteret her siden vikingetiden. Tøffelsneglen, der oprindeligt er hjemmehørende ved den Nordamerikanske kyst, blev importeret til Limfjorden i 1940'erne i forbindelse med import af østers fra Holland. Den amerikanske knivmusling fandtes første gang i Vadehavet i 1981, og dens langstrakte skaller kan nu findes almindeligt opskyllet på strandene i de indre farvande. Den østasiatiske søpung optrådte første gang i 1980 i Limfjorden, hvor den nu er meget almindelig. Der er ikke konstateret negative følger af disse introduktioner.



**Figur 4.** Forskellige vektorers bidrag til introduktion af fremmede arter i Østersøen i det 20. århundrede

Fra danske farvande kendes kun få eksempler på invasive plantearter. Vadegræs (*Spartina townsendii*) blev for 60 år siden introduceret i Vadehavet og er siden blevet udplantet på eller har bredt sig til andre lokaliteter med meget væsentlige følger for den naturlige artssammensætning, hvor f.eks. kveller er blevet fortrængt. I Danmark blev butbladet sargassotang først observeret i 1984 i den vestlige del af Limfjorden. Siden har den spredt sig til Kattegat, hvor den i 1985 blev fundet ved Bohuslän og senere ved Sjællands nordkyst. Den synes at kunne fortrænge eller erstatte langsomtvoksende makroalger.

### 3.3.1. Ballastvand

Det fremgår af den internationale litteratur, at udledningen af ballastvand i de fleste større havne er steget på verdensplan, og det er sandsynligt, at udledning af ballastvand nu er blevet den største globale kilde til introduktion af nye arter. Det anslås, at der på en hvilken som helst dag transporteres over 3000 forskellige arter i ballasttanke (Weidema, I.R., 2000). Ydermere er det sandsynligt, at det samme skib kan indføre de samme ikke hjemmehørende organismer til mange forskellige havne, fordi der i visse tilfælde kan findes permanente eller semi-permanente bestande i ballastvand og ballasttanks sediment (Hopkins, C.C.E., 2001). Der foreligger imidlertid ikke danske undersøgelser på dette område.

I europæiske farvande har man registret adskillige planktonorganismer i skibenes ballastvand når de sejler ind i Nordsøen og Østersøen.

Inden for OSPAR området menes omkring 5 planteplankton-, 7 makroalge- og 20 dyrearter at være indført med skibe, enkelte af de optalte arter kan dog også være indført via akvakultur (Hopkins, C.C.E., 2001).

Som følge af risikoen for at indføre "skadelige" organismer med ballastvand og sediment, vurderes det, at der bør fokuseres mere end hidtil på ballastproblematikken med det formål at minimere risici, specielt for import af giftige eller potentielt giftige arter af planteplankton.

### **3.3.2. Undersøgelse af ballastvand i hollandske havne**

I en undersøgelse af ballastvand fra 30 skibe fra Rotterdam, Amsterdam og Vlissingen viste det sig, at de havde taget ballastvand op i europæiske havne eller europæiske flodmundinger, men oceanisk vand blev også fundet (Wetsteyn, L.P.M.J.; Vink, M., 2001). I ballastvandet blev der fundet mange levende plankton organismer og planktonceller, heraf dog kun et mindre antal arter som var ikke hjemmehørende. Det vil sige, at langt de fleste arter var kendt fra overvågningen af de hollandske vandsystemer. Endvidere var der en signifikant sammenhæng mellem en kort opholdstid i ballasttankene og et forøget antal fytoplanktonarter i ballastvandet.

Imellem 6-19 % af ballastvandet fra alle skibstyper havde et indhold af toksiske - eller potentielt toksiske arter. Det var arter fra fersk-, brak- og saltvandsystemer og også fra andre kontinenter.

Overlevelsen af "ballastvandsarterne" blev testet ved forskellige temperaturer og saltholdigheder, samt i havnevand. Der blev ikke påvist nogen signifikant sammenhæng mellem saltholdighed og overlevelse, sandsynligvis fordi arterne i forvejen havde en stor tolerance over for ændringer i saltholdighed. Undersøgelsen viste endvidere at mellem 5-20 arter fortsatte væksten i deres medie eller i havnevandet. Dette indikerede, at der altid er nogle arter, som vil overleve, efter at de er blevet udledt. Dette understøttes af, at ligheden mellem arterne i havne- og ballastvandet var meget stor.

Når det tages i betragtning, at det kun var muligt at udtage ganske små mængder ballastvand fra hvert enkelt skib, så må den faktiske udledning til hollandsk overflade eller havnevand i praksis tilføre et meget stort antal uønskede arter herunder toksiske - og potentielt toksiske algearter.

Derfor konkluderes det i undersøgelsen, at skibenes udledning af så store mængder, og så regelmæssigt som undersøgelsen viste var tilfældet, slet ikke er risikofrit med hensyn til ikke hjemmehørende, toksiske - og potentielt toksiske planktonarter.

### 3.4. Betydningen for fiskebestande og fiskerier

Introduktion af nye arter ad enten naturlig vej eller med ballastvand, akvakultur eller anden menneskeskabt spredning vil påvirke det nye værts-økosystem, hvor arter etablerer sig. Omfanget af denne påvirkning vil variere meget fra art til art og fra økosystem til økosystem. Enkelte arter vil hurtigt blive optaget i det nye økosystem uden at ændre dette systems form eller funktion, hvorimod andre arter – de invasive arter - vil ændre økosystemets struktur i betydelig grad. Introducerede arter kan påvirke økosystemer, herunder fiskebestande, ved at ændre tætheden af enkelte arter i økosystemet (predation, øget fødemængde, konkurrence, toksicitet) og dermed påvirke biologiske interaktioner mellem arter og økosystemets balance. Ligeledes vil introduktionen af f.eks. makroalger ændre på habitatstrukturen, der danner ramme for de biologiske interaktioner. En ændring af marine habitater kan derfor ligeledes forventes at påvirke hele økosystemets form og funktion.

Der er for danske farvande et meget ringe kendskab til introducerede arters påvirkning af fiskebestande og fiskerier. Dette kan skyldes en mangelfuld forskning inden for området, samt at vores havområder indtil i dag har været forskånet for introduktionen af arter, der påfører store økologiske eller økonomiske konsekvenser. Udenlandske undersøgelser af effekter af introducerede arter er derfor centrale i en opbygning af viden om dette emne, samt ikke mindst i opstillingen af en forvaltning af vores havområder, der kan forhindre negative effekter fra introducerede arter.

Introduktionen af fremmede arter kan medføre store økologiske ændringer, der kan få store økonomiske konsekvenser for de mennesker, der udnytter disse økosystemers ressourcer af fisk og skaldyr. Ribbegoplen, *Mnemiopsis leidyi*, blev for første gang observeret i Sortehavet i 1982. Hertil var den sandsynligvis blevet introduceret med ballastvand fra USA's Atlanterhavskyst. Med sit meget høje reproduktions potentiale voksede bestanden i løbet af 1980'erne til meget høje bestandtætheder, og da ribbegoplen er i stand til at spise både fiskeæg, fiskelarver og småfisk, blev bestandene af en række vigtige fiskearter stærkt reduceret. Fiskeriet oplevede således en nedgang i landingerne fra 700.000 tons til 100.000 tons per år, og tusindvis af fiskere måtte stoppe deres fiskeri. Da det Kaspiske Hav er forbundet med Sortehavet, har man frygtet, at ribbegoplen også ville sprede sig til dette vandområde. I efteråret 1999 blev de første ribbegopler observeret her, og de har meget hurtigt opbygget et tæt population. Også her kan det forventes, at fiskeriet af en række fiskearter forsvinder, og at en række fiskere må stoppe deres fiskeri med store økonomiske og sociale problemer til følge.

I danske farvande har vi ikke oplevet tilsvarende økologiske ændringer i forbindelse med introduktionen af nye arter. *Chattonella*-algen (*Chattonella* aff. *verruculosa*) stammer fra havområdet udfor Japan, hvor den har påført det japanske akvakulturerhverv store tab. I 1996 blev algen for første gang observeret i nordiske havområder,

og er sandsynligvis blevet introduceret med ballastvand. *Chattonella*-algen opnår en hurtig vækst ved høje næringssaltskoncentrationer og er i stand til at starte opblomstringen tidligt på foråret ved lave temperaturer. I foråret 1998 og i 2001 blev der observeret *Chattonella*-opblomstringer i Skagerrak og Kattegat. På den norske kyst, hvor der er en omfattende opdrætsvirksomhed af laks, medførte opblomstringen et tab på omkring 800 tons laks i 1998 og på omkring 1000 tons i 2001. På den danske kyst medførte opblomstringen en dødelighed af specielt hornfisk. Det er usikkert hvor meget gift *Chattonella*-algerne indeholder under opblomstringen, og sandsynligvis er det ikke algernes giftighed, der slår fiskene ihjel. Derimod menes kombinationen af deres slimdannelse og høje tæthed at blokere fiskenes gæller og dermed stoppe vigtige livsfunktioner.

I forbindelse med akvakultur sker der ofte en introduktion af nye arter sammen med de arter man ønsker at dyrke. I forbindelse med dyrkning af østers og import af østers fra Frankrig har man utilsigtet importeret en række invertebrater, som i dag lever i Limfjorden. I 1980 opdagede man, at en sending østers importeret fra Frankrig var inficeret med parasitten *Bonamia ostreae*. Denne parasit har i bl.a. Holland og Frankrig medført stor dødelighed hos bestandene af europæisk flad østers (*Ostrea edulis*), hvilket har resulteret i store tab for østersdyrkerne. Senere undersøgelser har dog vist, at *Bonamia* ikke har etableret sig i de danske østersbestande. Ålens svømmebæreme blev i 1979 importeret med ål fra Stillehavsområdet, der skulle benyttes til bestandsophjælpning i Italien. Omtrent samtidig blev den introduceret til Nordeuropa i forbindelse med import af konsumål fra Japan. I de følgende år spredte parasitten sig til ålebestandene i det meste af Europa. Parasitten (*Anguillicola crassa*) ligger inde i ålens svømmeblære, hvorved den beskadiger eller endog helt ødelægger denne. Dette kan muligvis hindre ålen i at vandre til Sargasso for at yngle. En del af forklaringen på ålebestandens nedgang de senere år kan derfor muligvis forklares med parasitangreb, men også andre faktorer som opfiskning af glasål og voksne ål og forringede passagemuligheder op i vandløbene og kraftig belastning med fedtopløselige miljøgifte skal tages i betragtning.

En række introducerede arter kan ændre strukturen i den habitat, som fiskene lever i. Mængden og karakteren af skjulesteder og forekomsten af egnede fødeemner er central for fiskeyngels opvækst. Den asiatiske alge *Sargassum miticum* har siden 80'erne spredt sig fra den vestlige Limfjord og ind i de indre danske farvande. Undersøgelser har vist at *Sargassum* udkonkurrerer brunalger som *Laminaria* og *Fucus*. Betydningen af disse ændringer i økosystemets nøglearter på fiskebestande er ikke klar.

På Sylt, i Vadehavet lige syd for den tyske grænse er der på muslingebankerne ved at etablere sig tætte bestande af stillehavsøstersen, *Crassostrea gigas*. I sommeren 2000 blev der således målt 10 individer pr. m<sup>2</sup>, og i Holland har denne art etableret tætte vilde bestande, der fuldstændig udkonkurrerer blåmuslingebestandene i områderne, og



samtidig volder den store problemer for badende langs strandene, som skærer fødderne og hænderne alvorligt, idet skallerne er knivskarpe. De introducerede stillehavsøsters er spredt som larver, der er blevet gydt fra dyrkede østers. Vi kan således forvente, at den danske del af Vadehavet i de kommende år vil blive invaderet af stillehavsøstersen, og at tilstedeværelsen af denne art vil kunne ændre på habitaternes struktur og det økologiske samspil i Vadehavet.

### **3.5. Aktuelle og mulige tiltag: IMO og andre aftaler**

FN's Internationale Maritime Organisation, IMO, og diverse marine og andre konventioner har haft indførsel eller spredning af ikke-hjemmehørende arter med ballastvand på dagsordenen i en årrække. I 1997 vedtog IMO retningslinier for kontrol med og forvaltning af skibes ballastvand. Der er nu international enighed om, at en globalt dækkende konvention skal danne rammen for, hvorledes den internationale skibsfart skal forholde sig til denne problematik. Det forventes, at der i IMO regi vedtages en juridisk bindende konvention om kontrol med og forvaltning af ballastvand og sedimenter i år 2003 eller 2004. Den formodes at ville indeholde konkrete forslag til krav, som de enkelte eller flere lande kan blive enige om at stille for at reducere eller fjerne problemer og risici.

Sideløbende med forhandlingerne om konventionens indhold foretages rundt omkring på kloden undersøgelser af muligheder for og omkostninger ved at forhindre organismer i at blive overført med ballastvand til farvande, hvor de ikke forekommer naturligt. Men problemerne kan ikke løses lokalt. Der må regionale aftaler eller aftaler mellem regioner og enkelte potentielle "donorlande" til.

Det anbefales, at undersøge hvor omfattende problemet med skibsfarten som fauna- og floraforurener er i danske og andre nordeuropæiske farvande. Det kan f.eks. ske ved at udtrække de oplysninger om omfang af og position for optagelse, skiftning og udledning af ballastvand fra skibenes logbøger, noget som der ikke har været dansk tradition for at gøre. På den baggrund vil det være muligt at vurdere, om den hidtidige praksis skal ændres.

For at følge udviklingen i ikke-hjemmehørende/invasive arter kan det anbefales, at problematikken generelt indgår i en national overvågning af naturen f.eks. som et led i monitoreringen af plankton, havbundens planter, dyr og fiskebestande, med det formål at opdage (early warning) etablering af nye arter og bestande. Endvidere bør forsigtighedsprincippet anvendes indenfor de forvaltningsområder, der har betydning for introduktion af ikke-hjemmehørende arter.

## 4. Fiskesygdomme

### 4.1. Introduktion

Hvis fiskesygdomme optræder i form af epidemier, vil de kunne få betydning på bestandsniveau. Under opdrætsforhold er det tydeligt, hvis der optræder sygdom, idet man observerer, at fiskene går fra foderet, og døde fisk driver rundt i anlægget. I naturen opdager man først markante dødsfald, når der enten fanges døde fisk, eller der driver store mængder fisk ind på land. Selvom forskningen indenfor fiskesygdomsområdet kun i mindre grad har været fokuseret på sygdomsproblemer hos vildfisk, har man dog kendskab til epidemiologien for de mest almindelige sygdomme.

Hos fladfisk er de mest almindeligt forekommende sygdomme lymphocystis og hudpapillomer forårsaget af virus og sårdannelser, som involverer bakterielle infektioner. Undersøgelser gennemført i Nordsøen over en længere årrække har vist, at disse sygdomme ikke er dødeligt forløbende (Møllergaard, S., 1996). Imidlertid viste undersøgelserne, at udbrud af de to virussygdomme i høj grad var styret af stresspåvirkning af fiskene, idet der blev observeret kraftige stigninger i sygdomsfrekvensen i områder, hvor der havde været registreret iltmangel (Møllergaard, S., Nielsen, E., 1995).

Kun i et enkelt tilfælde er der i vore farvande observeret sygdomsudbrud, som har haft et epidemisk forløb, og som sandsynligvis har påvirket fiskebestandene, nemlig infektion af sildebestandene i Nordsøen, Kattegat og Østersøen med protisten, *Ichthyophonus hoferi*, også kaldet "sildesvamp" (Møllergaard, S., Spanggaard, B. 1997). Sygdommen er bl.a. kendt som en af reguleringsmekanismerne for sildebestandene langs USA's Atlanterhavskyst, idet der i perioder er observeret udbrud af sygdommen, når sildebestandene har været meget store (Sinderman, C.J., 1970)

Østersøens laksebestand har været ramt af en sygdom kaldet M-74, som primært skyldes en mangel på B<sub>1</sub>-vitamin, tiamin. Årsagen til denne mangel er ukendt, men mangelsymptomerne, som ytrer sig ved neurologiske forstyrrelser primært hos nyklækket yngel, resulterer i udbredte dødsfald i disse og har resulteret i nedsat rekruttering af såvel vildlaks som laks opdrættet i de såkaldte kompensationsopdræt.

Andre steder i verden har man observeret epidemier af viral oprindelse – herpesvirus og marin Viral Haemorrhagisk Septikæmi Virus (marin-VHSV), som har ramt henholdsvis sardinbestandene omkring Australien (Whittington, R.J. et al., 1997) og sild i Stillehavet langs USA's og Canadas vestkyst (Meyers, T.R. et al., 1994).

### 4.2. Tidsmæssig udvikling

Infektionen med "sildesvamp" og M-74 er de eneste sygdomme, som hidtil har været registreret i aktivt udbrud i farvandsområder, som udnyttes af dansk fiskeri.

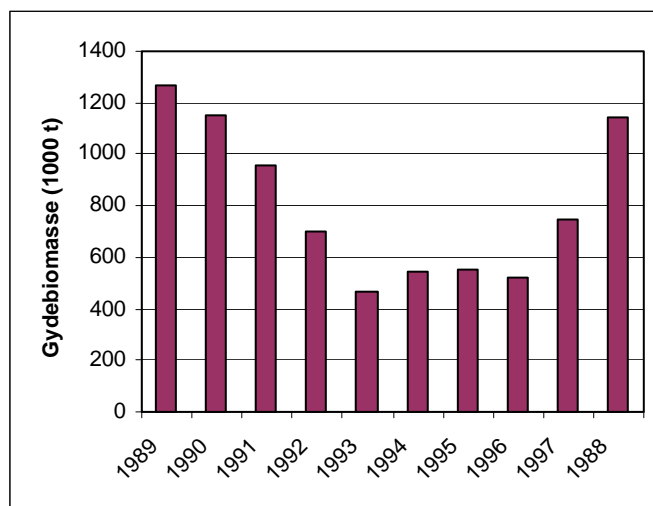
*Ichthyophonus hoferi* epidemien startede i efteråret 1990 og havde et forløb på 3-4 år. Registreringen af sygdomsforekomsten startede i 1991, og den højeste frekvens (>10%) fandtes i dette år, hvorefter der blev observeret en faldende frekvens de følgende år.

M-74 problemet blev først beskrevet i 1974, som en miljøbetinget sygdom, der ramte lakseyngel kort efter klækningen. Sygdommen slog for alvor igennem i begyndelsen af 1990'erne, da ynglen fra 70-80 % af de indtagne moderfisk i de svenske og finske kompensationsopdræt døde (se afsnit: 6.1.4.5. Introduktioner vildfisk/akvakultur). Der er ligeledes set en reduktion i yngelproduktionen i elvene. M-74 problematikken har imidlertid kun fået begrænset betydning for Østersøens laksebestand, idet man har kompenseret for dødeligheden i ynglen ved at tage æg fra flere hunner ind samt ved at fravælge fisk med lysegul rogn, da denne med stor sandsynlighed ville resultere i udbrud af M-74 i ynglen.

De seneste års undersøgelser har vist, at vi har et reservoir af marin-VHSV specielt i silde- og brislingebestandene i Østersøen. I nogle områder findes op til 5% af disse fisk at være bærere af virus uden at udvise symptomer (Mortensen, H.F. et al. 1999). En forrykkelse af den immunologiske status i disse bestande kunne resultere i udvikling af et aktivt sygdomsudbrud. Der er i 2000 og 2001 set overførsel af marin-VHSV smitte til finske havbrugopdrættede ørreder. Nogle af disse udbrud skyldes sandsynligvis fodring med inficerede fisk fra Østersøen.

### 4.3. Effekt på fiskebestandene

I perioden 1990-95 hvor *Ichthyophonus hoferi* epidemien florerede, observerede man en reduktion af Nordsøens sildebestands gydebiomasse på over 50% (ICES, 1999). Det har imidlertid ikke været muligt at kvantificere sygdomsudbruddets bidrag til denne bestandsreduktion, da der i samme periode skete en stigning i fiskeriintensiteten. Den beregnede dødelighed forårsaget af sygdommen vil ligge i niveauet 13-37 % baseret på sygdomsforekomsten i Nordsøen og fiskens overlevelsestid, efter at den er blevet inficeret (Møllgaard,S., Spanggaard,B.,1997).



**Figur 5.** Bestandsudviklingen af gydebiomassen for silde i Nordsøen under *Ichthyophonus* epidemien fra 1990-94.

M-74 har forårsaget en reduceret rekruttering af laks fra de svenske og finske elve. Det betyder, at de vilde laksebestande i dette område er truet, mens udsætningerne af laksesmolt fra kompensationsbrugene kun periodevis har været reduceret i mindre grad.

#### **4.4. Effekt på fiskeriet**

*Ichthyophonus hoferi* epidemien forårsagede reduktion af fiskerikvoterne på sild på 50% fra 1995-96, som har bidraget til bestandsopbygningen. Efterfølgende er der eksempler på at hele landinger af konsumsild er blevet afvist af fiskeindustrien som følge af for høj infektionsrate med sildesvamp, da denne bl.a. lejrer sig i fileten, og giver den en slimet overflade og en svampet lugt, hvilket gør den ubrugelig til konsum.

I tilfælde af nye epidemier må man forvente, at der iværksættes reguleringer på et tidligere tidspunkt, idet man baseret på data indsamlet under udbruddet i 1995, har fået udarbejdet en model, der kan beregne den øgede dødelighed forårsaget af sygdommen. Denne model skulle kunne implementeres i de eksisterende bestandsvurderingsmodeller (Patterson, K., 1996).

Med henblik på at beskytte vildlaksen, er der gennemført forskellige fiskerireguleringer på laksefiskeriet i Østersøen primært på nationalt plan.

#### **4.5. Aktuelle/mulige tiltag**

Der er ikke mulighed for at forebygge eller reducere effekten af sygdomsepidemier i de vilde fiskebestande. Forskning kan bidrage til at tilvejebringe viden om varigheden af sygdomsforløbene og dødelighederne, således at disse faktorer kan udnyttes i bestandsvurderingsmodellerne. Herved kan beregningerne af fiskebestandenes størrelse under og efter epidemierne forbedres, og der kan indføres passende fiskerireguleringer, der sikrer at bestandene hurtigt genopbygges.

## 5. Referenceliste

- Bagge, O.** 1970. The reaction of plaice to transplantation and taggings. A study on mortality, growth and the economic yield of transplantation. PhD thesis, Copenhagen University.
- Blegvad, H.** 1933. Transplantations of plaice from the North Sea to the belt Sea 1928-1933. Rep. Danish Biol. Stat., 39(2); 9-84.
- Carvalho, G.R., T.F. Cross.** 1998. Enhancing fish production through introduction and stocking: genetic perspectives. In: I.G. Cowx (Ed). Stocking and introduction of fish, Chapter 28: 329-337.
- Christensen, K.D., Horsted, J.,** 1991. Miljøbelastning fra havbrug og saltvandsdambrug. DFH-rapport nr. 397-97, 90 pp.
- Hoffmann, E.** 1985. Omplantning af rødspætter. DFH rapport nr. 333.
- Hoffmann, E.** 1991. A review of plaice (*Pleuronectes platessa*) transplantation trials in Denmark 1891-1990. ICES Mar. Sci. Symp., 192; 120-126.
- Hopkins, C.C.E.,** 2001. Research Report 2001-1: Actual and potential effects of introduced marine organisms, in Norwegian waters, including Svalbard.
- Hvingel, C.** 1994. Rødspætteomplantninger til Limfjorden og Storebælt: Resultater af forsøg i 1988-90. DFH rapport, 477; pp. 47.
- ICES,** 1999. Stocks in the North Sea, Herring and sprat. ICES Coop. Res. Rep. No. 229 – Part 2.
- Knudsen, J.,** 2000. Invasive arter og GMOer nye trusler mod naturen. Temarapport 1. Naturrådet. Afsnit "Nye arter i danske farvande".
- Larsen, J.L., Pedersen, K., Dalsgaard, I.,** 1994: *Vibrio anguillarum* serovars associated with vibrioses in fish. J. Fish Dis., 17, 259-267.
- Møllgaard, S.** 1996. Investigations of fish diseases in common dab (*Limanda limanda*) in Danish waters. Ph.D.-thesis, pp. 99.
- Møllgaard, S., Nielsen, E.,** 1995. Impact of oxygen deficiency on the disease status of common dab, *Limanda limanda*. Dis. Aquat. Org. 22. 101-114.
- Møllgaard, S., Spanggaard, B.** 1997. An *Ichthyophonus hoferi* epizootic in herring in the North Sea, the Skagerrak, the Kattegat and the Baltic Sea. Dis. Aquat. Org. 28, 191-199.
- Meyers, T.R., Short, S., Lipson, K., Batts, W.N., Winton, J.R., Wilcock, J., Brown, E.,** 1994. Association of viral hemorrhagic septicemia virus with epizootic hemorrhages of the skin in Pacific herring *Clupea harengus pallasii* from Prince William Sound and Kodiak Island, Alaska, USA. Dis. Aquat. Org. 19, 27-37.
- Mortensen, H.F., Heuer, O.E., Lorentzen, N., Otte, L., Olesen, N.J.** 1999. Isolation of viral haemorrhagic septicaemia virus (VHSV) from wild marine fish species in the Baltic Sea, Kattegat, Skagerrak and the North Sea. Virus Research 63, 95-106.
- Olenin, S.** pers. com. database "alien species", marts 2001, samt udkast "Olenin, S. et al. afsnit 10.2.8 Recently invaded non-indigenous species". I: Environment of the Baltic Sea area 1994-1998
- OSPAR Commission.** 2000. Quality Status Report 2000, Region II - Greater North Sea, OSPAR Commission, London. 136 + xiii pp
- Patterson, K.R.** 1996. Modelling the impact of disease induced mortality in an exploited population: the outbreak of the fungal parasite *Ichthyophonus hoferi* in the North Sea herring (*Clupea harengus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53, 2870-2887.
- Ruzzante, D.E., Wroblewski, J.S., Taggart, C.T., Smedbol, R.K., Cook, D., Goddard, S.V.** 2000. Bay-scale population structure in coastal Atlantic cod (*Gadus morhua*) in Labrador and Newfoundland, Canada. Journal of Fish Biology 56: 431-447.
- Sindermann, C.J.,** 1970. Principal diseases of marine fish and shellfish. Academic Press, New York.

- Støttrup, J.G., Lehmann, K., Nicolajsen, H.** 1998. Turbot, *Scophthalmus maximus*, stocking in Danish coastal waters. In: I.G. Cowx (Ed). Stocking and introduction of fish, Chapter 26: 301-318.
- Støttrup, J.G., Nielsen, R., Krog, C., Rasmussen, K.** 1994. Results on the extensive production of North Sea cod and their growth and distribution subsequent to release in the Limfjord, Denmark. *Aquaculture and Fishery Management*, 25; 143-159.
- Støttrup, J.G., Sparrevojn, C.R., Modin, J., Lehmann, K.** 2002. The use of releases of reared fish to enhance natural populations. A case study on turbot *Psetta maxima* (Linné, 1758). *Fisheries Research*. In press.
- Ursin, E.** 1952. Transplantation of plaice from the coast of Jutland to the Doggerbank in the years 1932-1938. *Rep. Danish Biol. Stat.*, 54; 37-45.
- van der Veer, H.W., Bergman, M.J.N., Dapper, R., Witte, J.I.J.**, 1991. Population dynamics of an intertidal 0-group flounder *Platichthys flesus* population in the western Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 73, 141-148.
- van der Veer, H.W., Pihl L., Bergman, M.J.N.**, 1990. Recruitment mechanisms in North Sea plaice *Pleuronectes platessa*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 64, 1-12.
- Weidema, I.R.**, 2000. Introduced Species in the Nordic Countries. Nordisk Ministerråd. Nord 2000: 13. xx pp.
- Wetsteyn, L. P. M. J. and Vink, M.** 2001. Report RIKZ / 2001.026. June 2001: Ballast water. An investigation into persence of plankton organisms in the ballast water of ships arriving in Dutch ports, and the survival of these organisms in Dutch surface and port waters. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat. Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ.
- Whittington, R.J., Jones, J.B., Hine, P.M., Hyatt, A.D.**, 1997. Epizootic mortality in the pilchard *Sardinops sagax neopilchardus* in Australia and New Zealand in 1995. I. Pathology and epizootiology. *Dis Aquat. Org.* 28. 1-16
- Wiklund, T., Dalsgaard, I.** 1998: Occurrence and significance of atypical *Aeromonas salmonicida* in non-salmonid and salmonid fish species: a review. *Dis. Aquat. Org.*, 32, 49-69