

Udvalget om Miljøpåvirkninger og fiskeriressourcer

Delrapport vedr. habitatpåvirkninger

Per Dolmer, DFU, koordinator
Karsten Dahl, DMU
Søren Frederiksen, Energistyrelsen
Ulrik Berggren, Skov- og Naturstyrelsen
Stig Prüssing, Fiskeridirektoratet
Josianne Støttrup, DFU
Bo Lundgren, DFU

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Jægersborgvej 64-66
DK-2800 Kgs. Lyngby

ISBN: 87-90968-34-4

DFU-rapport nr. 112-02

Indholdsfortegnelse

INDHOLDSFORTEGNELSE	2
1. INTRODUKTION	4
2. FASTE ANLÆG PÅ HAVBUNDEN.....	5
2.1 Faste anlæg - vindmøller og elkabler	5
2.2 Effekter af søkabler	7
2.3 Faste anlæg – olie/gasplatforme og olie/gasledninger	9
2.4 Faste anlæg - broforbindelser, eksempler fra anlæg af Øresundsbroen	10
2.5 Effekter af faste konstruktioner på fisk og fiskerier	12
3. OLIEEFTERFORSKNING – SEISMIK.....	17
3.1 Indledning.....	17
3.2 Tidsmæssig udvikling	17
3.3 Effekt af seismik på fiskebestande.....	19
4. KLAPNING AF HAVBUNDSMATERIALE I KYSTNÆRE OMRÅDER	24
5. RÅSTOFINDVINDING	25
5.1 Indvindingsområder og mængder	27
5.2 Areal påvirket af råstofindvinding.....	29
6. EFFEKTER AF RÅSTOFINDVINDING OG ANLÆGSARBEJDE TIL SØS... 30	
6.1 Langtidseffekter af sediment spredning/ændring ved gentagne påvirkninger ...	32

6.2 Effekter på fisk.....	33
6.3 Effekter af sedimentspild: eksempel fra Øresundsbroen.....	34
7. KYSTBESKYTTELSESFORANSTALTNINGER OG INDDÆMNINGER	36
7.1 Effekterne på fisk og fiskerier	38
7.2 Vandringsbegrænsninger for laksefisk, ål og skrubbe.....	39
7.3 Slusepraksis	40
8. EFFEKTER AF HURTIGFÆRGESEJLADS.....	42
9. FRILUFTSLIV OG TURISME	44
9.1 Rekreativt fiskeri	44
10. MILITÆRE ØVELSESOMRÅDER.....	45
11. KONKLUSION.....	46
REFERENCER	49

Udvalget om Miljøpåvirkninger og Fiskeriressourcer

Skrivegruppen for Habitatpåvirkninger

1. Introduktion

Menneskelig aktivitet påvirker på en række måder marine økosystemer, herunder fiskeressourcer og dermed mulighederne for at udføre et økonomisk og økologisk bæredygtigt fiskeri. Formålet med denne rapport er at beskrive hvordan de marine habitater påvirkes fysisk af anlægsvirksomhed, ressourceudnyttelse og anden aktivitet i marine områder. De fysiske ændringer vil blive beskrevet i relation til effekter på fiskebestande og på muligheder for at have et fiskeri på disse bestande. Endvidere vil interessekonflikter i anvendelsesretten mellem fiskeriinteresser og andre brugere af marine områder blive beskrevet.

De marine habitater udnyttes i dag ikke kun som fiskepladser, men er ressource for råstofindvinding af sand og sten/ral, og områder bruges ligeledes til offshore produktion af olie og naturgas. Offshore aktiviteten er i sammenhæng med en vurdering af påvirkningen af fiskebestande både interessant med hensyn til olieeftersøgningen (seismik) og i forbindelse med etableringen af faste installationer som olieplatforme og rørføringer til land. Også andre dele af energisektoren påvirker vores habitater. Undersøgelsen vil beskrive betydningen af etableringen af vindmøller og el-kabler på fiskebestandenes fordelings- og vandringsmønstre og omfanget af det areal, som disse anlæg optager. Etableringen af broer og havnebyggerier vil også i denne sammenhæng blive beskrevet. I de sidste godt hundrede år er store dele af danske lavvande områder blevet inddæmmede til landbrugsjord og en del af vores fjorde reguleret med sluser, der påvirker det biologiske liv i disse områder. Brugen af marine områder i transportsektoren, herunder effekter af hurtigfærger og til militære aktiviteter, som udlægninger af øvelsesområder og udlægning af ammunitionsområder efter 2. verdenskrig, er primært effekter der begrænser fiskeriets anvendelsesret til marine områder. Omfanget af denne konflikt vil blive belyst.

Rekrutteringen til mange marine fiskebestande er afhængige af lavvandede opvækstområder langs de danske kyster og dermed til et meget begrænset areal. Det er også det samme areal, der i særlig høj grad påvirkes af mange forskellige menneskelige aktiviteter. Selvom den enkelte påvirkning ikke måleligt er skadelig, kan en kombination af forskelligartede aktiviteter bidrage til en væsentlig forringelse af habitater. Dermed kan den samlede effekt være en gentagende mangelfuld rekruttering af fisk til fiskeriet eller til gydebestanden. Denne rapport vil afspejle, at der mangler en viden om disse synergistiske effekter af menneskelig aktivitet i vores havområde. Konklusionerne fra dette arbejde bør tolkes i lyset af denne mangel.

Fiskeriets egen effekt på de marine habitater indgår ikke i kommissoriet for udvalgets arbejde. Meget tyder imidlertid på, at fiskeriets udfoldelse spiller en væsentlig rolle for visse endog vigtige habitaters kvalitet, og dermed også for områdernes betydning som yngel- og opvækstområder for fisk. OSPAR identificerer således fiskeriet som den mest betydende menneskeskabte påvirkning af marine økosystemer i deres Quality Status Report (2000). Da fiskeriets betydning ikke indgår i denne rapport, kan en samlet vurdering af de forskellige påvirkningsfaktorers betydning for de marine habitater ikke gennemføres. Læseren skal således være opmærksom på at visse af de påvirkninger, der beskrives i rapporten, er af mindre betydning i forhold til de effekter som fiskeriet påfører vores marine habitater.

2. Faste anlæg på havbunden

2.1 Faste anlæg - vindmøller og elkabler

Den første danske havvindmøllepark blev taget i brug i 1991 udfør Vindeby ved Lolland, den næste i 1995 ved Tunø Knob sydøst for Århus. I 2001 blev en større vindmøllepark ved Middelgrunden ud for Københavns Havn igangsat, se tabel 2.1.

I forbindelse med "Havmølle - handlingsplanen for de danske farvande" blev elselskaberne pålagt at opføre 5 stor-skala demonstrationsanlæg på ca. 150 MW hver i perioden

1998-2008. Anlæggene skulle ifølge planen placeres ved Horns Rev og Rødsand, syd for Læsø, ved Omø Stålgrund og ved Gedser.

I overensstemmelse med retningslinier for VVM-redegørelser er der gennemført en miljøvurdering af havvindmølleparker ved Horns Rev og Rødsand, og på baggrund heraf givet endelig tilladelse til opførelse af en park ved "Horns Rev" og en park ved "Rødsand-Nysted". I forbindelse med de endelige tilladelser er der stillet krav om gennemførelse af basis tilstandsundersøgelser i de berørte områder og efterfølgende i anlægs- og driftsfasen med en overvågning af effekter på miljø- og naturforhold, herunder også fiskebestande.

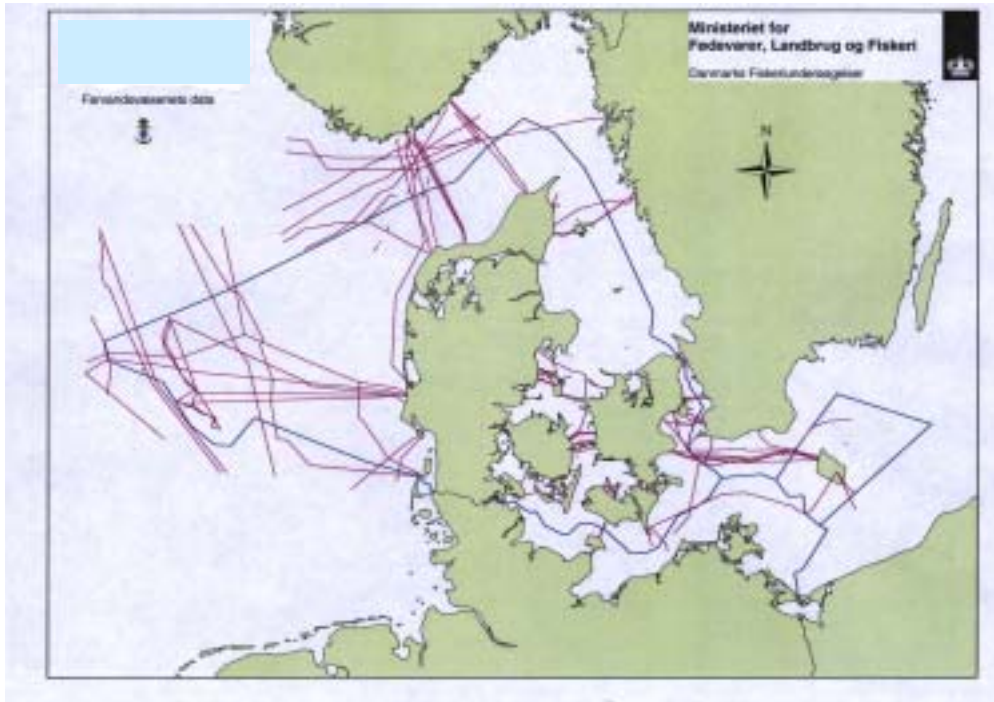
Arbejdet med etableringen af en transformatorstation og fundamenter ved Horns Rev blev igangsat i 2001, og parken forventes sat i drift i 2002. Anlægsarbejdet ved Rødsand-Nysted igangsættes i 2002, og parken forventes sat i drift i 2003. I forbindelse med parkerne etableres en transformatorstation til samling af kabler mellem møllerne og et ilandføringskabel. Effekterne af kabler er beskrevet i afsnit 2.2.2.

	Effekt i				Status
	Antal Møller	MW Pr. stk.	Samlede Effekt i MW	Areal af parken (km ²)	
Vindeby	11	0.45	5	?	Opført 1991
Tunø Knob	10	0.5	5	?	Opført 1995
Middelgrunden	20	2	40	1.5	I drift 2001
Horns Rev	80	2	160	20	Under anlæg / 2002*
Rødsand	72	2,1	150	20	under anlæg / 2003*
Samsø	10	2-3	20-30	?	Planlagt / godkendt
Grenå	9	2	18	?	Planlagt

Tabel 2.1 angiver møllernes antal, effekt og det areal som anlægget står på. Endvidere er opførelsesåret angivet. (*) angiver forventet tidspunkt for driftsstart.

2.2 Effekter af søkabler

Søkabler er en hindring for fiskeri med bundsløbende redskaber, idet der er fiskeriforbud med bundsløbende redskaber i en sikkerhedszone på 200 meter omkring kabler, uanset om disse er nedgravede i havbunden eller ligger blotlagt. Ved landfæster af kablerne kan der yderligere opstå problemer i forhold til bundgarnsfiskeriet, hvor redskaberne fæstes i selve havbunden.



Kort 1. Udbredelsen af kabler og rørledninger i danske farvande (Data fra Farvandsvæsenet)

En arbejdsgruppe med repræsentanter fra Energistyrelsen, Kystdirektoratet, Fiskeridirektoratet, Søfartsstyrelsen samt Danmarks Fiskeriforening har i 2001/2002 behandlet procedurerne i forbindelse med nedlægning af søkabler. Dette foranlediget af, at Danmarks Fiskeriforening i forbindelse med en klage over en kabeltilladelse gjorde opmærksom på, at procedurerne omkring tilladelser til kabler på søterritoriet var u hensigtsmæssige for fiskerierhvervet, bl.a. fordi der etableres fiskeriforbud med bundsløbende redskaber omkring kabler.

Generne for fiskeriet er blevet større i takt med, at liberaliseringen på teleområdet har medført, at antallet af operatører er steget og dermed antallet af kabler på søterritoriet, da hver operatør ønsker eget kabel, og da det i dag ikke er praksis at kræve kabler m.v. etableret i samme område kabelfelt.

Der er i kabelbekendtgørelsen mulighed for at dispensere fra bestemmelsen om, at der ikke må drives fiskeri med bundslæbende redskaber i beskyttelseszonen, men da det er kablejeren som skal søge denne dispensation, er de oftest ikke animeret til dette, idet de så fralægger sig et erstatningskrav overfor fiskere som evt. skader deres kabel. I vores nabolande findes der ikke egentlige fiskeriforbud omkring søkabler.

Effekter af kabler på fiskepopulationer

Omkring vindmøller, transformatorstationer og elkabler opstår der et magnetfelt. Dette magnetfelt kan have en styrke der svarer til det geomagnetiske felt på afstande mindre end 1 meter (Eltra 2000). Da der er udlagt elkabler i en stor dele af de danske farvande, vil magnetfelter omkring disse potentielt kunne påvirke fisk og fiskebestande mest. 100 meter fra et 150 kV kabel vil magnetfeltet udgøre få procent af det geomagnetiske felt, og for mindre strømførende kabler vil magnetfeltet udgøre mindre end 1 promille af geomagnetfeltet.

Bruskfisk, som hajer og rokker, har elektroreceptorer der kan registrere elektriske felter. Ændrede magnetfelter pga. udlagte kabler vil således kunne påvirke disse fisks mulighed for at registrere et elektrisk felt fra byttedyr. Bruskfisk benytter muligvis det inducerede elektriske felt til at navigere (Kalmijn 1974), og ændringer af det omgivende magnetfelt vil kunne påvirke denne mulighed. Hos benfisk er der ikke påvist elektroreceptive organer. Disse fisk kan derfor ikke forventes at blive påvirket af de svage magnetfelter, der opstår omkring kabler.

2.3 Faste anlæg – olie/gasplatforme og olie/gasledninger

De første efterforskningsboringer efter olie og naturgas blev udført i Nordsøen i slutningen af 1960'erne. Det første fund af olie i hele Nordsøen blev gjort i 1966 i den danske del af Nordsøen, på det felt som senere er navngivet Kraka. Den første fast installerede produktionsplatform blev placeret på Dan feltet i 1972. I 1984 blev den første rørledning mellem felterne i Nordsøen og den jyske vestkyst taget i brug.

Udførelse af efterforskningsboringer og etablering af anlæg til indvinding af olie og gas kræver godkendelse efter blandt andet undergrundslovens bestemmelser. Efter der i 1995 blev indført regler herom i undergrundsloven, er der krav om udarbejdelse af en VVM redegørelse forud for etablering af produktionsanlæg og transmissionsrørledninger.

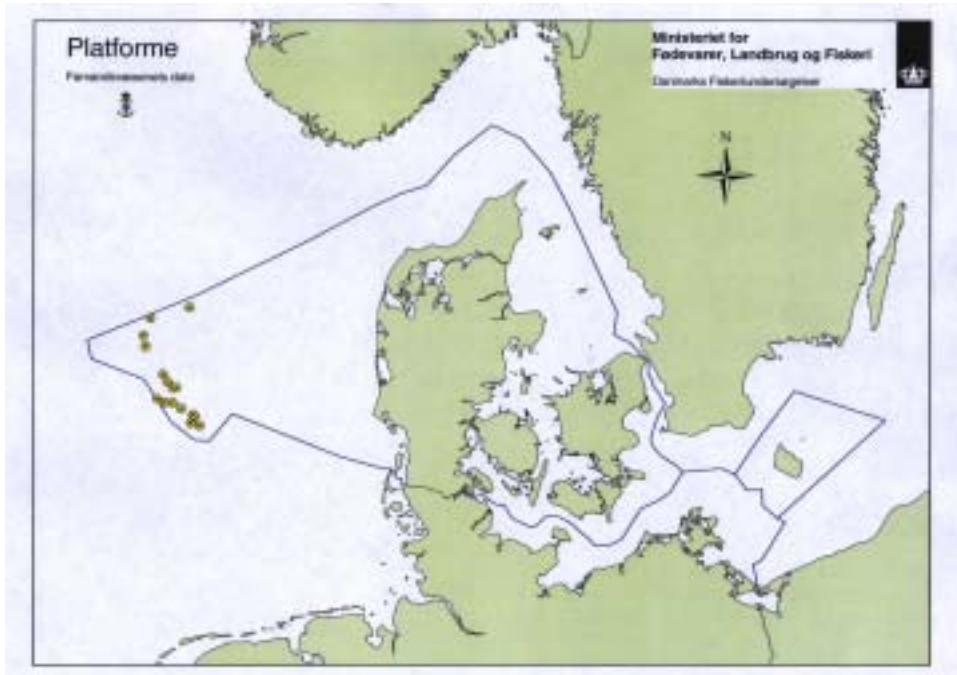
Tidsmæssig udvikling

Siden etablering af den første produktionsplatform ved Dan feltet i 1972, er der etableret en række anlæg for produktion af olie og gas i Nordsøen. Alle platforme er placeret i den vestlige del af Nordsøen. Der er ved indgangen til 2002 produktion fra i alt 16 felter (Kort 2). På felterne er der placeret i alt 44 platforme og 2 aktive bøjelastanlæg. En del af platformene er placeret i grupper og forbundet med broer. I 1980'erne startede produktionen fra 4 felter, i 1990'erne blev 10 felter sat i produktion, og det nyeste felt startede produktion i 2000.

Rundt om platformene er der en sikkerhedszone på 500 m, hvor det er forbudt skibe og andre fartøjer uden ærinde til anlæggene at bevæge sig ind i. Disse sikkerhedszoner omfatter i alt ca. 23 km².

Produktionsanlæggene er forbundet med en række rørledninger. Dels til transport af olie og gas til land, dels til transport af olie, gas og vand mellem felterne. Ved rørledningerne er der en beskyttelseszone på 200 meter på hver side af rørledningerne, hvor skibe ikke uden bydende nødvendighed må ankre. Desuden er sandsugning, stenfiskning samt enhver brug af redskaber og andet der slæbes på havbunden forbudt i beskyttelseszonerne omkring rørledningerne. Det bemærkes, at de nyeste store transitørledninger fra Norge

til kontinentet ikke er omfattet af sådanne beskyttelseszoner. Beskyttelseszonerne omfatter i alt ca. 512 km².



Kort 2. Olieplatforme i den danske sektor i Nordsøen (Data fra Farvandsvæsenet).

2.4 Faste anlæg - broforbindelser, eksempler fra anlæg af Øresundsbroen

Miljøpåvirkningen fra anlæg af de faste forbindelser over Storebælt i 1980'erne og Øresund i 1990'erne blev overvåget på baggrund af på forhånd opstillede målsætninger og kriterier udsprunget af respektive anlægslove, som bl.a. indeholdt krav om en miljøoptimering af projekterne og om en "nulløsning", dvs. neutral indvirkning på vandudskiftningen mellem Kattegat og Østersøen. Da alle de afgravede materialer skulle nyttiggøres i anlæggene blev den praktiske tilrettelæggelse af gravearbejderne fastlagt i graveinstrukser på baggrund af en tilladelse efter råstofloven. Udviklingen af målbare kriterier for påvirkningen af miljø- og naturforhold blev dog i realiteten først udviklet i løbet af 1990'erne på baggrund af erfaringerne fra opførelsen af Storebæltsforbindelsen.

Miljøledelse indgik på Øresund som et vigtigt styringsredskab i planlægnings- og anlægsfasen. Overvågningen på Øresund blev tilrettelagt i sammenhæng med anlægsarbejderne efter en hensyntagen til dyre- og plantelivets udnyttelse af Øresund i tid og rum. Dette har bl.a. medført, at de samlede effekter på miljøet blev reduceret betydeligt.

Overvågningen på Øresund var meget omfattende, og det har været muligt at følge og dokumentere effekterne på Øresunds dyre- og planteliv i forhold til de danske og svenske myndighedskriterier. Kriterier som alle blev overholdt. På svensk side foretager Fiskeriverket endnu visse mindre undersøgelser af fiskebestanden i Øresundsområdet ellers er hovedparten af overvågningen i medfør af anlægsloven ophørt.

Påvirket havbundsareal

Påvirkningsområderne kan opdeles i områder, som permanent beslaglægges af f.eks. opfyldninger og bropiller og i områder, som midlertidigt påvirkes af afgravninger og sedimentspild. Hvor der sker opfyldninger og placering af bropiller reduceres det naturlige havbundsareal. Samtidig skabes betydelige kunstige hårbundsarealer eller revlignende strukturer på piller og rundt om øer og moler, der som oftest er beskyttet af store sten og blokke.

På Storebælt blev der permanent beslaglagt i størrelsesordenen 2 km² havbundsareal, heraf udgør opfyldningen omkring Sprogø ca. 1,1 km². Den samlede gravemængde var på 38 mio. tons med et spild på ca. 4,7 mio. tons.

Det område af Øresunds havbund som blev direkte berørt af anlægsarbejderne var ca. 4,5 km². Heraf udgjorde den permanente beslaglæggelse af lavvandede områder til Peberholm og Kastrup Halvø 2,2 km² svarende til 1,3 % af arealet af tilsvarende lavvandsområder i Øresund. Som konsekvens af byggeriet er der skabt mere end 9 km ny kystlinie bestående af store sten og blokke.

Effekten af selve gravearbejdet og herunder sedimentspild er beskrevet i afsnit 2.6.1.

Erfaringer fra Øresundsbroen

Den intensive overvågning af Øresunds økosystem i forbindelse med opførelse af den faste forbindelse til Sverige har dokumenteret, at bestandene af ålegræs, havgræs, blåmuslinger og øvrig bundfauna, samt vandrende fisk mv. ikke er påvirket efter afslutningen af anlægsarbejderne. Der blev under anlægsarbejdet kun registreret mindre midlertidige æn-

dringer (mindre end forventet) og ingen permanente ændringer i dyre- og plantelivet i Øresundsområdet. Påvirkninger på den vandrende bestand af Rygen-sild kunne ikke konstateres i anlægsperioden.

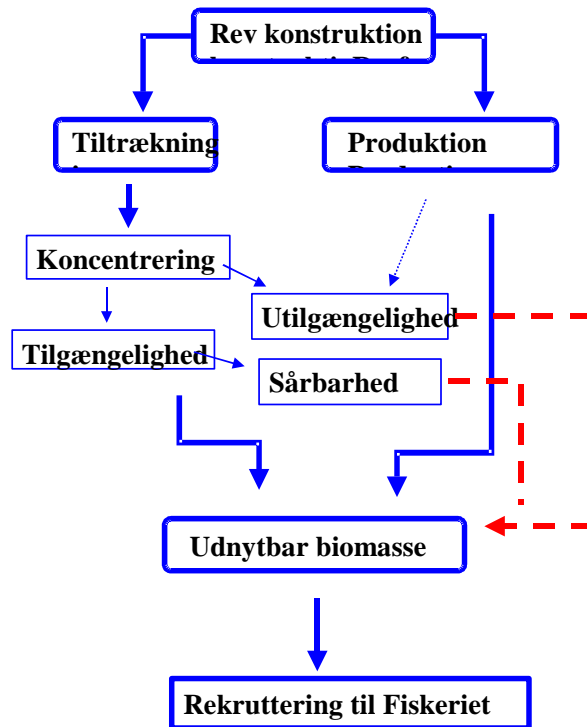
2.5 Effekter af faste konstruktioner på fisk og fiskerier

Ud fra et biologisk synspunkt vil enhver konstruktion eller fast struktur som vindmøllefundamenter, broer, havne og olieinstallationer, som efterlades på havbunden fungere som et kunstigt rev. Hvor kunstige rev normalt er menneskeskabte konstruktioner, med det direkte formål at tiltrække eller øge fiskeproduktionen i et lokalområde, er disse konstruktioner lagt ud med et andet formål. Den kunstig rev effekt er således meget varierende og kan i nogle tilfælde være ubetydelig. Oftest etableres disse konstruktioner på sandbund, hvilket betyder at man introducerer hårbund, hvorpå fastsiddende plante- og dyresamfund kan etablere sig. Herudover er der en række dyrearter, der bliver tiltrukket enten for at søge føde eller læ for strømpåvirkningen eller for prædatorer. En række parametre, der knytter sig til konstruktionernes arkitektur har betydning for, hvilke planter og dyr der etablerer sig på eller i nærheden af disse faste konstruktioner. Disse parametre inkluderer størrelse, højde, formen, profilen, og strukturens kompleksitet, det anvendte materiale, og hvor glat eller ru overfladen er. Områdets dybde, afstanden mellem de enkelte komponenter og den morfologiske kompleksitet (en enkelt række af bropiller eller vindmøller, eller en matrix af mange vindmøller), ligesom det totale areal og volumen har betydning for hvor mange og hvilke arter, der benytter konstruktionen i kortere eller længere tid. Hvilke planter og dyr, der etablerer sig på disse nye habitater er desuden afhængigt af den enkelte arts spredningspotentiale. Den fødemængde, der vil være tilgængelig for fiskesamfundet på og omkring konstruktionen, er afhængig af den biologiske produktion på den introducerede hårbund.

Menneskeskabte konstruktioner, om det så er kunstige rev, vindmøllefundamenter eller bropiller tiltrækker fisk (Santos et al., 1996). Fisk tiltrækkes ikke lige stærkt til alle typer hårbunds substrat og struktur. Fiskene afsøger disse strukturer for at søge føde eller skjul eller for at orientere sig. Udnyttelsen af konstruktionerne vil variere mellem forskellige livsstadier hos fiskene. Fladfisk som skrubber, tunge og ising tiltrækkes til

revstrukturer på afstande op til 600 m , og skrubber er observeret at flytte sig mellem 2 rev med en indbyrdes afstand på 900 m (Grove et al., 1989). En konstruktion højere end 3 meter er tilstrækkelig til at øge tætheden (tiltrækningseffekt) af fladfisk (Bohnsack et al., 1991). I nogle tilfælde er introduktion af ny hårbund (kunstig rev) med til at ændre fordeling af fiskebestande, idet fiskene vandrede frem og tilbage mellem det naturlige rev til de nyintroducerede kunstige rev (f.eks. Polovina & Sakai, 1989).

Effekterne af faste konstruktioner på fiskeriet er afhængig af tiltrækningseffekten på fisk og/eller ændrede produktionsforhold på habitatet, om fiskeriet er tilladt i umiddelbar nærhed af konstruktionen, og om den pågældende bestand er overudnyttet. Figur 2.1. viser de mulige sammenhænge mellem fisketiltrækning og produktion. Ved tiltrækning koncentrerer fisk på eller omkring konstruktionen, og er fiskeriet tilladt i området, vil dette afspejles i en højere fangsteffektivitet (CPUE: catch per unit effort) (Ambrose & Swarbrick, 1989). Et højere CPUE er således observeret i danske farvande omkring vrage og naturlige rev (Krog, 1999). Så længe en fiskebestand ikke i forvejen er overfisket, skabes der hermed blot et mere effektivt og bæredygtigt fiskeri. Er fiskearten i forvejen overudnyttet, vil koncentreringen af fisk på eller omkring en konstruktion øge sårbarheden overfor fiskeriet. Konstruktionen og dens koncentrering af fisk vil give fiskeriet mulighed for at bibeholde en høj fangstrate på trods af lav bestandsstørrelse og dermed yderligere kunne påvirke bestanden negativt. Produktionen vil på den anden side påvirke bestanden ved en større individvækst, igennem mere tilgængelig føde, især hvis de tilgængelige fødeorganismer samtidig ikke kræver større håndtering. Set i lyset af, at en række bestande er reduceret betydeligt de senere år, er det vigtigt for en bæredygtig forvaltning af vores fiskebestande at have en viden om betydningen af faste konstruktioner, skibsvrage og naturlige stenrev for henholdsvis tiltrækningen og produktionen af fisk. Det er vigtigt at kunne kvantificere betydningen af disse habitater for den tilgængelige fiske-biomasse. Fiskeriet har i dag metoder hvor det er muligt at fiske meget effektivt på både stenrev og vrage. Såfremt betydningen af disse habitater for fiskebestandene er af primær tiltrækkende karakter, vil et fiskeri på disse strukturer kunne bringe lokale fiskebestande ned under en bestandsstørrelse, hvor fiskeri normalt ville ophøre pga. forvaltningsindgreb eller ud fra en rentabilitetsbetragtning for fiskeriet.



Figur 2.1. Skematisk sammenhænge mellem fisketiltrækning og produktion og effekten af denne på rekrutteringen til fiskeriet.

Olie- og gasplatforme har en tiltrækkende effekt på fisk. Med deres ofte åbne kompleks af tværgående bomme, er der gode muligheder for fisk for at opholde sig i eller omkring strukturen. I Nordsøen er der observeret store stimer af torsk og sej omkring olie- og gasplatforme (Valdemarsen, 1979; Cripps & Aabel, 1995). Der er observeret stimer på omkring 2000 sej med tætheder på 3 m^{-3} og stimer med omkring 100 torsk, med længder på over en meter og med tætheder på 0.2 m^{-3} . I Norge er der i de senere år gennemført en del undersøgelser af betydningen af olie/gasledninger for fordelingen af fisk og for fiske- rimulighederne over disse rør. Dele af de norske oliefelter er ved at være tømte, og da OSPAR konventionen ikke kræver en fjernelse af olierør og kabler efter endt anvendelse, er en løsningsmodel at lade rørene blive liggende på bunden. Derfor har nordmændene undersøgt betydningen af disse rørs betydning for fisk og fiskeri. Enkelte norske og en del britiske garnbåde og bundtrawlere har specialiseret sig i at fiske på disse rør. Trawlerne er udstyret med store bobbins, og kan ved brug af sidescanner placere trawlet på siden eller over rør, og på den måde fiske på de fisk der samler sig omkring røret. Norske uv-

video undersøgelser i 1998 (Nøttestad 1998) viste en overdominans af små fisk koncentreret omkring rørene og i en afstand ud til 1 meter fra disse. Her kan de finde beskyttelse mod strøm og prædatorer, og ofte vil der også være en højere fødekonzentration tilstede pga. sedimentation af organisk materiale omkring rørene. For at vurdere om fiskeattraktionen til olierørene kan udnyttes i et kommercielt fiskeri blev der gennemført forsøgsfiskeri med bund trawl og garn. I fiskeriet med bundtrawl var fangsterne omkring rørene ikke større end kontrolfangsterne 2.5 sømil fra rørene. Omvendt var fangsterne i garnfiskeriet betydeligt bedre ved rørene (66% af den totale fangst) i forhold til fiskeriet i kontrolområderne (34 % af den totale fangst).

Havvindmøller er høje, kompakte og lukkede strukturer med en forholdsvis lav strukturkompleksitet i forhold til de komplekse åbne strukturer, som ofte findes i forbindelse med olie- og gasplatforme i Nordsøen. Møllerne bygges af beton eller stål og dermed er overfladen ikke særlig ru. Den høje profil tillader flere arter at kolonisere denne ny hårdbund indenfor deres fortrukne dybde og giver strømlæ til pelagiske fiskearter. Overgangen til sedimentet er oftest beskyttet af flere lag sten i op til flere meters afstand fra fundamentet. Disse stensætninger øger betragteligt det areal bunddyr og – planter kan hæfte sig på. Stensætningerne danner desuden huler af forskellige størrelser og tilbyder dermed en egnet habitat for en række fiskearter og invertebrater. Der er ikke gjort tiltag på at optimere design af hverken stensætninger eller fundamentoverflader til egnet habitat for fisk eller invertebrater.

Også skibsvrag har stor betydning som faste bundsrukturer med stor evne til at tiltrække fisk. I Danmark er der et omfattende fiskeri på skibsvrag. Denne type fiskeri er tidligere beskrevet i Kattegat (Krog, 1999) og den følgende gennemgang af vragfiskeriet er baseret på denne undersøgelse. De arter som er af særlig interesse for fiskeriet på vrag og rev er torsk, lyssej, mørksej og lange. Torsken er den mest betydningsfulde af de nævnte arter, hvad angår fangstværdien. I dag dominerer garnfiskeriet og der findes få trawlere, der fisker på vrag i Kattegat i forhold til tidligere. Grunden er dels at der er færre fisk på vrage og dels det stærkt rationerede torskefiskeri. Ved trawlfiskeri på vrag anvendes traditionelle torsketrawl, oftest nedslidte redskaber, da dette fiskeri ofte medfører stor skade eller tab af redskabet. Underkanten af trawlet er oftest forsynet med bobbingsgear, store

plastikkugler eller gummipropper, der hjælper trawlen hen over en ujævn bund. Denne form for fiskeri kræver stor kendskab til vrages placering og form, således at trawlet kan placeres tæt op af vraget, gerne med den ene skovl skrabende hen ad vraget. Fiskeriet foregår primært i vinterperioden, dvs. i torskens gydeperiode, hvor fiskene samler sig. De kan også samle sig på vrage i særlige varme perioder om sommeren. Fiskene findes ofte samlet i fordybninger, formet af strømmen omkring disse vrage. Der er beretninger om fangst af 20-40 tons torsk på en dag ved et stort vrage (30.000 tons skib) på 42 m vand øst for Middelgrund. Fangster på 5-7 tons torsk i slæb med en varighed på 10-15 min. kan forekomme langs med vrage eller på stenrev.

Fiskeri med garn foregår på alle typer vrage pga. den mindre økonomiske betydning af eventuelle tab af grej. Garnene sættes tværs over et vrage eller stenrev, og må gerne være i kontakt med vraget. I forbindelse med garnfiskeriet kan høje vandtemperaturer være et problem, idet torskene dør i garnene og forringer fiskenes kvalitet. Forekomster af "lus", krebsdyr der kan forekomme i store mængder og angribe fiskene, så de bliver uegnede til konsum, kan også være et problem for dette fiskeri.

Vragfangster af torsk kan have stor økonomisk betydning i Nordsøen og i de indre danske farvande. For 1996 blev det skønnet at ca. halvdelen af garnfangede torsk i Nordsøen blev gjort på vrage, svarende til 5000 tons. For de øvrige farvande blev det skønnet at fangsten udgjorde 7.000 tons, med en værdi på omkring 80 mio. kr. (Krog 1997).

Olierør – og andre strukturer - kan komplicere fiskeriet med bundtrawl. Norske undersøgelser har vist at passagen af olierør kan påvirke redskabet på en række måder. Hvis trawlredskabet passerer et fritliggende olierør med en lav vinkel, vil trawlskovlene ikke uden videre bevæge sig over røret, og afstanden mellem skovlene, og dermed redskabets fangsteffektivitet reduceres. Sten lagt oven på rørene for at beskytte disse vil under fiskeri blive spredt ud over et større område, og fangsten af disse sten vil kunne ødelægge fangstredskab og fangst. Endelig er der et eksempel på at en passage af et olierør, der lå i frit spænd over bunden, har medført et forlis af en kutter hvor skovlene er blevet fanget under røret.

3. Olieeftersforskning – Seismik

3.1 Indledning

Efterforskning efter olie og naturgas startede på land i 1930'erne. I 1962 blev der givet tilladelse til også at lede efter olie og gas på vandområdet, og de første seismiske undersøgelser startede umiddelbart herefter. Seismiske undersøgelser kan alene udføres efter tilladelse meddelt efter undergrundslovens bestemmelser. Energistyrelsen giver sådanne tilladelser efter høring af relevante myndigheder. Som vilkår for udførelsen, er der blandt andet krav om, at der er en fiskerisagkyndig som rådgivende observatør i fiskerispørgsmål på undersøgelseskibet.

3.2 Tidsmæssig udvikling

I de første år blev der udført seismik med relativ stor afstand mellem de enkelte linier (flere kilometer). Op gennem 1980'erne blev der udviklet nye metoder til en mere præcis kortlægning af undergrunden, og såkaldt 3D seismik blev introduceret på markedet. Ved disse undersøgelser foretages der en meget tæt indsamling af data, hvor der indsamles oplysninger med en tæthed på 12,5 - 50 m mellem datapunkterne. Ved de 2D seismiske undersøgelser kan der foretages en opgørelse af antal indsamlede liniekilometer. Efter undersøgelseskibet trækkes et kabel med udstyr der måler den reflekterede energi fra undergrunden. Energikilden udløses i forlængelse af den sejlede linie. Historisk opgørelse af antallet af energiudladninger pr. liniekilometer kræver et detaljeret studie af de enkelte indsamlingsprogrammer. Det bemærkes, at der kan være tale om betydelige forskelle i antallet af energiudladninger pr. liniekilometer for forskellige undersøgelsesprogrammer.

Ved 3D seismiske undersøgelser trækkes et større antal (typisk 6-8) kabler efter skibet, med en given afstand mellem kablerne. Hvert af kablerne kan være 3-6 km lange.

Refleksionerne fra energiudladningerne registreres i et meget større antal målepunkter end ved 2D undersøgelserne, hvorfor man ved 3D undersøgelser kan kortlægge lagene i undergrunden meget mere detaljeret end ved 2D undersøgelser. Umiddelbart kan det opgøres hvor store arealer der er kortlagt med brug af 3D undersøgelser. Tætheden af energiudladninger varierer meget for forskellige undersøgelsesprogrammer.

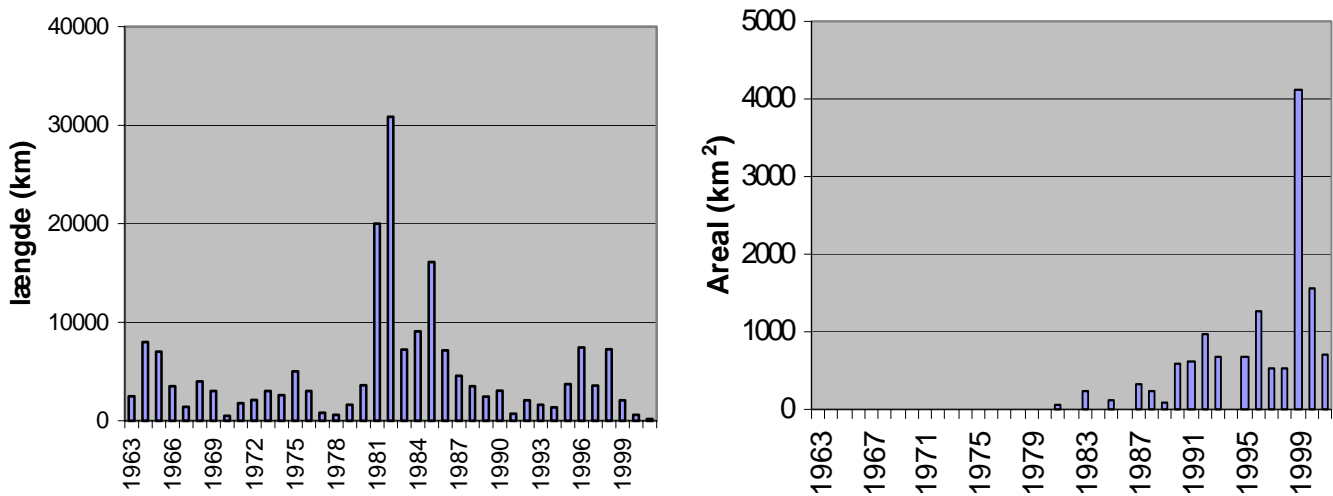


Fig. 2.2 Tidsmæssige udvikling af kortlagt havbund med konventionel 2D seismik målt som en længde (venstre) og som 3D seismik (højre) målt som et areal.

Frem til 1980'erne blev sprængstoffer anvendt til energikilden. Der benyttes nu mere skånsomme og bedre regulerede energiudladninger ved brug af air-guns, hvor energiudladningen forgår ved frigivelse af luft under tryk. Typisk foregår energiudladningen i de øverste 10 m af vandsøjlen.

Af figur 2. 2 fremgår den tidsmæssige udvikling i såvel konventionel 2D seismik som 3D seismik. Langt den største del af de seismiske undersøgelser er udført i den vestlige del af Nordsøen, hvor alle de danske olie- og gasfelter er beliggende, og hvor mulighederne for at gøre nye fund af olie og gas er størst. Konventionel 2D seismik er opgjort i antal indsamlede liniekilometre, mens 3D seismik er angivet ved hvor stort et areal (km²) der er dækket pr. år. Som det fremgår af figur 2.2 er der store årlige variationer i mængden af

indsamlet seismik. Variationen hænger i et væsentligt omfang sammen med tildeling af nye tilladelser til efterforskning og indvinding af olie og gas. Den seneste 5. licensrunde som blev afsluttet i 1998 medførte eksempelvis indsamling af store mængder 3D seismik i 1999.

3.3 Effekt af seismik på fiskebestande

Lydgivere ved seismiske undersøgelser var som nævnt frem til 1980'erne ofte eksplosive, dvs. små sprængladninger der gav pulser med meget kort stigtid (<1 ms), hvilket havde en direkte dødelig effekt på fisk indenfor de første 10 – 50 m, afhængig af ladningens størrelse (Kearns og Boyd 1965, Wright 1981, Kostyushenko 1972, Falk og Lawrence 1973, Vekilov 1975, Hill 1978, Linton et al. 1985, Larsen et al. 1993). I dag bruges udelukkende luftkanoner. Der er bred enighed om, at luftkanoner har væsentligt færre skadelige miljøeffekter end de eksplosive lydgivere, som derfor ikke mere bruges til marine undersøgelser (Holliday et al. 1987). Luftkanonerne har dødelige effekter indenfor væsentligt kortere afstande (<10 m). De bruges enten enkeltvis, når kun de øverste sedimentlag skal undersøges, eller gruppevis når der skal gøres dybtgående undersøgelser.

De vigtigste parametre der afgør den udsendte lydimpulsers biologiske effekt er ifølge Hill (1978):

- det maksimale lydtryk i pulsen
- varigheden af pulsen
- den totale lydenergi i pulsen
- middelværdien af lydtrykket i pulsen

Dette gælder dog først og fremmest i nærområdet hvor lydtrykket er så højt, at det har direkte dødelige eller skadelige effekter på fisk, larver eller æg (Turnpenny og Nedwell, 1994).

I større afstande er det andre faktorer, der er mere afgørende for lydets indflydelse:

- lydgiverens lydstyrke

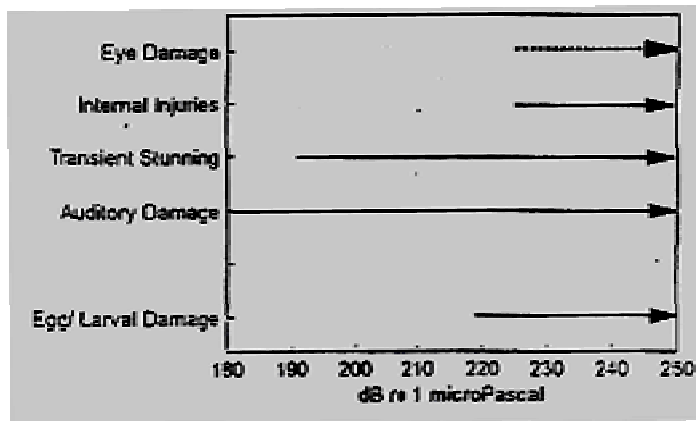
- lydgiverens frekvensspektrum
- vandets lyddæmpning og lydudbredningsforholdene omkring skibet
- fiskenes høreevne og reaktionsmønstre (arts- og tilvænningsbetinget)
- støjbaggrunden i området

Typisk ligger det udsendte spektrum i området 10 til 300 Hz med et fladt maksimum omkring 100 Hz, og pulserne udsendes med pulsrate der typisk er af størrelsesorden 1 hver 10 s. Dæmpningen af lydbølgerne i vand er lille, og frekvenserne er indenfor det område, hvor fisks hørelse er bedst (Mitson 1995, Yan 2000). Da især lavfrekvent lyde har gode udbredelsesforhold i vand har fisk her som regel gode høreevner. Man ved nu, at det gælder både følsomhed og evne til at opfatte retningen, lyden kommer fra. Seismisk lyd kan således opfanges af fiskens øre og kan forventes at påvirke fisks adfærd. Effekten af den seismiske lydgivning på fisk er dog påvirket af den baggrundsstøj, der er i området. Støjbaggrunden i det aktuelle frekvensområde 1- 1000 Hz påvirkes hovedsaglig af vejrforholdene der har indflydelse på turbulensen i vandet og på bølgerne og nedbøren på havoverfladen, men påvirkes også stærkt af skibstrafikken i området. En gennemgang af disse faktorer inklusive eksempler på flystøj gøres af Dietz og Mosbech (1989).

Med dagens luftkanoner er den umiddelbare dødelighedsafstand for fisk, yngel og æg relativt kort af størrelsesorden fra få meter op til knap 10 m, og kun dokumenteret i felten i få tilfælde (Løkkeborg og Soldal 1993, Engås et al. 1996, Dalen et al. 1996).

Fisk kan ifølge O’Keeffe (1985) påvirkes på følgende måder inddeles i følgende 6 kategorier:

1. ingen skade (fisken overlever);
2. let blodudtræden (fisken overlever)
3. let blodudtræden med nogle nyreskader (forøget risiko for at blive taget af rovfisk)
4. Svømmeblæren sprængt og stor nyreskade (fisken dør)
5. Ufuldstændig gennembrydning af kropsvæg og store interne skader (fisken dør)
6. Sprængning af kropshulen og total ødelæggelse af interne organer (fisken dør)



Figur 2.3. Oversigt over ved hvilke lydtryk de forskellige skadestyper begynder at opstå. (Turnpenny og Nedwell 1994). Skadetyperne er henholdsvis: øje/synsskader, indre skader, midlertidig lammelse, høreskader og skader på æg- og larve-stadier.

Ifølge Larson (1985) kan grænsen for trykvariationer med umiddelbar dødelig effekt på fisk og larver sættes til i størrelsesorden 2,75 bar (229dB) /1ms. Fisk med svømmeblære er væsentlig mere følsomme end fisk uden svømmeblære og invertebrater. Turnpenny og Nedwell, (1994) gennemgår forskellige undersøgelser af skadestyper på fisk. Figur 2.3 viser en oversigt over ved hvilke lydtryk de forskellige skadestyper begynder at opstå.

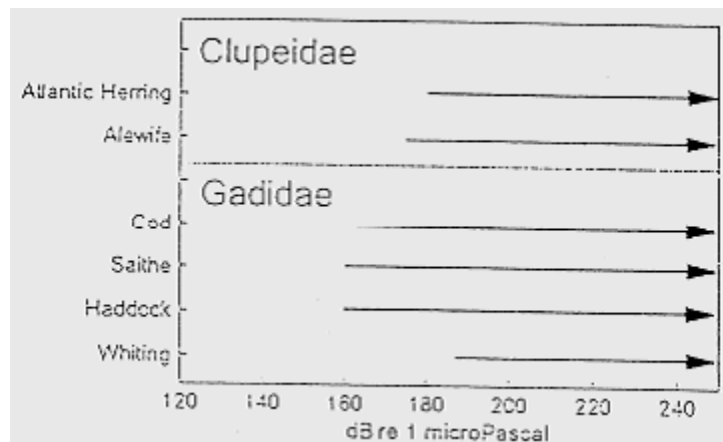
I modsætning til fisk og fiskeyngel har æg og fiskelarver ikke mulighed for at udvise flugtrespons i forbindelse med seismiske lydpåvirkninger. Selvom den dødelighed som seismiske undersøgelser påfører æg og larvestadier er meget lille, anbefaler Dalen (1996) at seismiske undersøgelser planlægges så disse ikke gennemføres i nærheden af gydende fisk eller fisk på gydevandring.

Der er gennemført enkelte undersøgelser af indflydelsen af seismisk lyd på fisk og deres adfærd. Ifølge Wardle et al (2001) var fisk ved rev ret uforstyrret af luftkanon på afstande ned til under 10 m, selv om de rykker til for hvert skud. Ifølge Santulli et al (1999) led bars holdt i bur i afstande ned til 180 m fra et forbipasserende seismikfartøj ingen målelig fysisk overlast, men reagerer med et ryk ved hvert skud, og viste adfærdsændringer i ca. en time efter endt undersøgelse. Desuden havde de spor af stressinducerede biokemiske

forandringer i op til 72 timer efter påvirkningen. Ifølge en australsk undersøgelse, McCauley 2000 opstår der høreskader hos fisk ved nær passage af luftkanon, men de heler igen i løbet af få måneder.

Mange fisk udviser en flugtdadfærd når de udsættes for en seismisk lydpåvirkning. Norske undersøgelser har således vist, at tætheden af fisk reduceres med op til 50 % indenfor 10-25 km fra et område hvor der gennemføres seismik (Engås et al. 1993, Soldal og Løkkeborg 1993). Der kunne observeres en reduceret tæthed i mere end 5 dage efter de seismiske undersøgelser. Gennemførelsen af seismiske undersøgelser kan dermed påvirke den rumlige fordeling af fisk og dermed fiskeriet i områder hvor der gennemføres seismik. De norske undersøgelser er gennemført på 300 meters vanddybde, og det er derfor vanskeligt at overføre resultaterne til den danske sektor af Nordsøen. Dels vil alene havdybden have stor betydning for lydspredningen, men også baggrundsstøjen fra skibstrafik og meteorologiske forhold vil variere fra område til område. Havdybden har også stor betydning for den tidsmæssige og rumlige struktur i økosystemet. Fordelingen af fisk vil således varieres med havdybde, hvilket gør det vanskeligt at forudsige effekterne af seismiske undersøgelser på lavt vand ud fra undersøgelser gennemført på dybt vand.

Korttidseffekter af seismiske undersøgelser på fisk og fiskeri er relativt velundersøgt, mens langtidseffekter stort set er ubeskrevet. Der er dokumenteret en umiddelbar effekt på fiskeriet i et antal tilfælde (Kearns og Boyd 1965, Pearson et al. 1992, Skalski et al 1992, og Soldal 1993, Engås et al. 1996, Dalen et al 1996). Turnpenny og Nedwell, (1994) gennemgår kritisk disse og andre undersøgelser. Figur 2.4 viser en oversigt over ved hvilke lydstyrker reaktioner hos forskellige fisk begynder at vise sig.



Figur 2.4. Oversigt over ved hvilke lydstyrker reaktioner hos forskellige fisk begynder at vise sig – Clupeidae er sildefisk og Gadidae er torskefisk. (Turnpenny og Nedwell 1994).

En workshop sponsoreret af det canadiske Environmental Studies Research Fund (2001) med indkaldte internationale eksperter har givet anbefalinger til den canadiske stat vedrørende hvilke undersøgelser, man mener bør foretages af seismisk undersøgelse i fremtiden. Her anbefales det, at der opbygges en større viden om hvilken indflydelse de seismiske undersøgelser har på krebsdyr og andre bundlevende invertebrater. Man giver derimod undersøgelser af seismiks indflydelse på fiskeriet lavere prioritet, da man mener at det er fastslået at seismik ingen betydning har her.

Konklusionen af ovennævnte gennemgang er således, at der ikke er dokumenteret væsentlige korttidseffekter på fisk eller fiskebestande af seismisk undersøgelse. Derimod kan det ikke udelukkes at der lokalt sker en ændring i fiskenes fordeling. Der er ingen viden om langtidseffekter, men da undergrunden kun kortlægges seismisk med meget lange mellemrum er disse effekter heller ikke sandsynlige. Der er ikke viden om effekterne af seismik på bundlevende invertebratfaunaen. Effekter på denne gruppe organismer er sandsynlig, og effekter på invertebrater vil også kunne have betydning for udbredelsen og væksten af fiskefaunaen, når deres fødegrundlag forringes.

4. Klapping af havbundsmateriale i kystnære områder

I mange sejlrender og havne aflejrer strøm og bølger så store mængder materiale, at områderne hvert forår oprensnes, for at skibe kan anløbe havnen eller passere gennem sejlrenden. Alle disse havne og sejlrender er anlagt i kystområder, hvor der er en naturlig transport af bundmateriale langs kysten. Hvis en havn skal udvides eller hvis den skal benyttes af større skibe end tidligere, kan det også være nødvendigt at gennemføre en egentlig uddybning. Oprensning og klapping må kun gennemføres efter tilladelse fra det pågældende amt, og uddybninger efter tilladelse fra Kystdirektoratet. Ansøgning om klapping af havbundsmateriale indsendes til amtet, hvori klappingen ønskes foretaget. Inden opgravningen og klappingen kan begynde skal der imidlertid ske en vurdering af, om materialet er forurenet og dermed kan skade livet i havet. I de fleste havne er der, en eller anden form for aktivitet der har tilført havnebassinet eller sejlrenden forskellige miljøskadelige stoffer. Derfor undersøges bundprøver fra opgravningsområderne. For en gennemgang af havnesedimenters indhold af miljø fremmede stoffer henvises til dette kapitel. Efter en kemisk analyse vurderes forureningsgraden ved at sammenligne med de grænseværdier, der gælder for indholdet af tungmetaller i havbundsmateriale, der må klappes i havet. Er indholdet af disse stoffer under de gældende grænseværdier, må materialet klappes på den klapplads, som amtet henviser til i tilladelsen. Er indholdet derimod for højt, skal materialet anbringes på kontrolleret depot på land. Ud over vurdering af klapmaterialets forureningsgrad tages der også hensyn til materialetypen. Opgravet sand klappes i et område med sandbund og lerholdigt materiale på lerbund.

Er materialet ikke forurenet, undersøges det først om det kan bruges som råstof i anlægsarbejder. Findes der ikke anvendelsesmuligheder, kan det opgravede materiale klappes på særligt udpegede og afgrænsede områder i de kystnære områder, de såkaldte klappladser.

Klapping på vanddybder under 6 meter samt indenfor områder som er udpeget som EF-habitatområde, EF-fuglebeskyttelsesområde eller Ramsarområde, kræver særlig vurdering/tilladelse.

Materialet optages almindeligvis med sandsugerfartøj eller fra et arbejdsfartøj/pram udstyret med gravemaskine eller kran med grab. Det er meget forskelligt, hvor store mængder, der klappes pr. gang, fra få hundrede m³ til flere hundrede tusinde m³.

I 2001 var der af landets amter udlagt 121 klappladser, dækkende et areal på 62 km². Amterne fører tilsyn med gravearbejdet og klapningen. De klappladser, som ligger i miljøfølsomme områder, bliver hvert år tilset af dykker, for at sikre at der ikke sker negative forandringer på grund af klapninger. På de større klappladser, hvor der klappes meget store mængder materiale bliver der med års mellemrum udført større undersøgelser af bl.a. spredning af klappmateriale.

Klapningen af bundmateriale kan påvirke plante- og dyrelivet på – og omkring klappladserne. En del af det materiale der opgraves vil være meget iltfattigt og vil lokalt kunne forbruge store mængder ilt efter klapningen. For at reducere betydningen af denne effekt er der ikke praksis for at klappe bundmateriale i sommerperioden, hvor iltindholdet i vores kystområder i forvejen er reduceret. I forbindelse med indvinding af bundmateriale og ved klapningen af materialet påvirkes havbunden. Ved indvindingen fjernes det øverste bundlag med det plante- og dyreliv, der lever her, og ved klapningen tildækkes bundens planter og dyr. Derudover vil en del af bundmaterialet blive spredt som suspenderet materiale både i forbindelse med indvinding og klapping. Endelig ændres bundens fysiske udseende og vanddybderne både på indvindingsstederne og på klappladserne. Betydningen af disse påvirkninger af bundmaterialet og spredningen af sediment for områdernes fiskepopulationer og for fiskeriet er omtalt i næste afsnit.

5. Råstofindvinding

Råstofloven regulerer indvinding af sand, grus og ral og sten fra havbunden. Fra 1997 blev der indført et nyt system, hvor indvindingen skal foregå i geografisk afgrænsede områder, der har gennemgået en miljømæssig vurdering. For at lette omstillingen til det nye system blev der fastlagt en overgangsordning som løber til udgangen af 2006. De områ-

der som råstofbranchen forsat ønsker at udnytte skal herefter leve op til alle vilkår i den nye råstoflov. Endvidere er der et antal områder, som det ikke synes at være relevant at anvende hverken udfra råstof-, markeds- eller miljømæssige begrundelser, samt områder der er under afvikling, fordi de ligger i Internationale Naturbeskyttelsesområder. På grund af generelle naturbeskyttelseshensyn og for at undgå erosion i kystzonen vil indvinding som regel ikke blive tilladt på vanddybder mindre end 6 m.

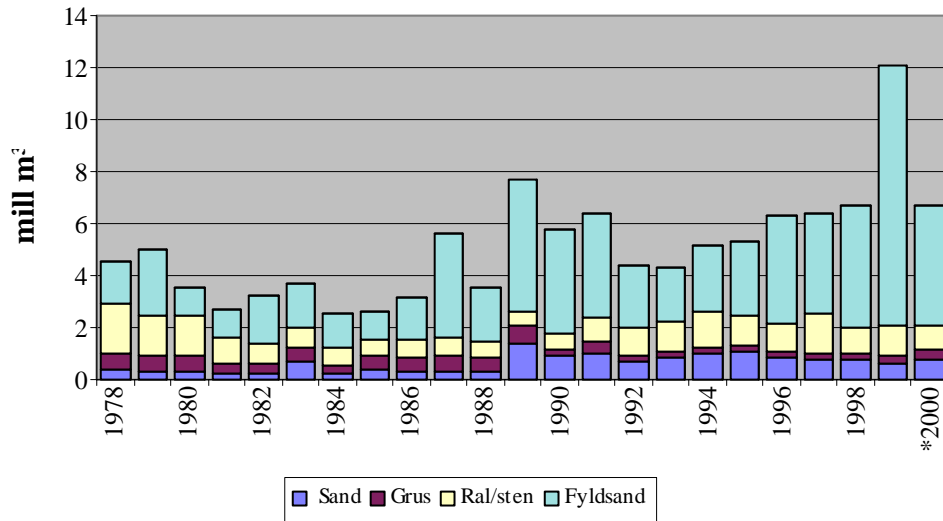
De første reguleringer af råstofindvindingen begyndte i 1972, men først fra 1997 er råstofindvinding blevet afgrænset til særligt udpegede områder. Årsagen til denne ændring var netop en formodning om effekter på havnaturen og dermed en praktisk konsekvens af forsigtighedsprincippet og et ønske om en miljøvurdering af råstofsektoren.

Råstofindvinding af sand til kystfodring og store anlægsarbejder som f.eks. Øresundsbroen og større havne har tilladelse efter den nye lovgivning.

For at beskytte naturtypen stenrev reguleres stenfiskeri gennem en bekendtgørelse, hvori der er udlagt særlige områder til stenfiskeri. Stenene må kun anvendes til særlige formål. Bekendtgørelsen regulerer kun optagning af større sten der tages med grab eller tænger, men ikke sten der kan suges på, hvilket vil sige sten op til ca. 30 cm. Her gælder råstoflovens øvrige bestemmelser.

Danmark er selvforsynende med sand, grus og ral. Råstoffer fra havbunden udgør 10-15 % af den samlede produktion. Råstofferne benyttes fortrinsvis til indvinding af en række forskellige kvalitetsmaterialer til brug for bl.a. betonfremstilling og fyldsand til anlægsvirksomhed og kystfodring. Mængden af råstof der indvindes hænger nøje sammen med omfanget af bygge- og anlægsarbejder. Havbundens råstoffer kan i visse regioner af landet erstatte landbaserede materialer, hvor der af miljømæssige eller ressourcemæssige årsager er mangel på råstoffer. Ved kystfodring og større anlægsarbejder er der kun undtagelsesvis realistiske alternativer til materialer fra havbunden.

Råstofindvinding på havet 1978-2000

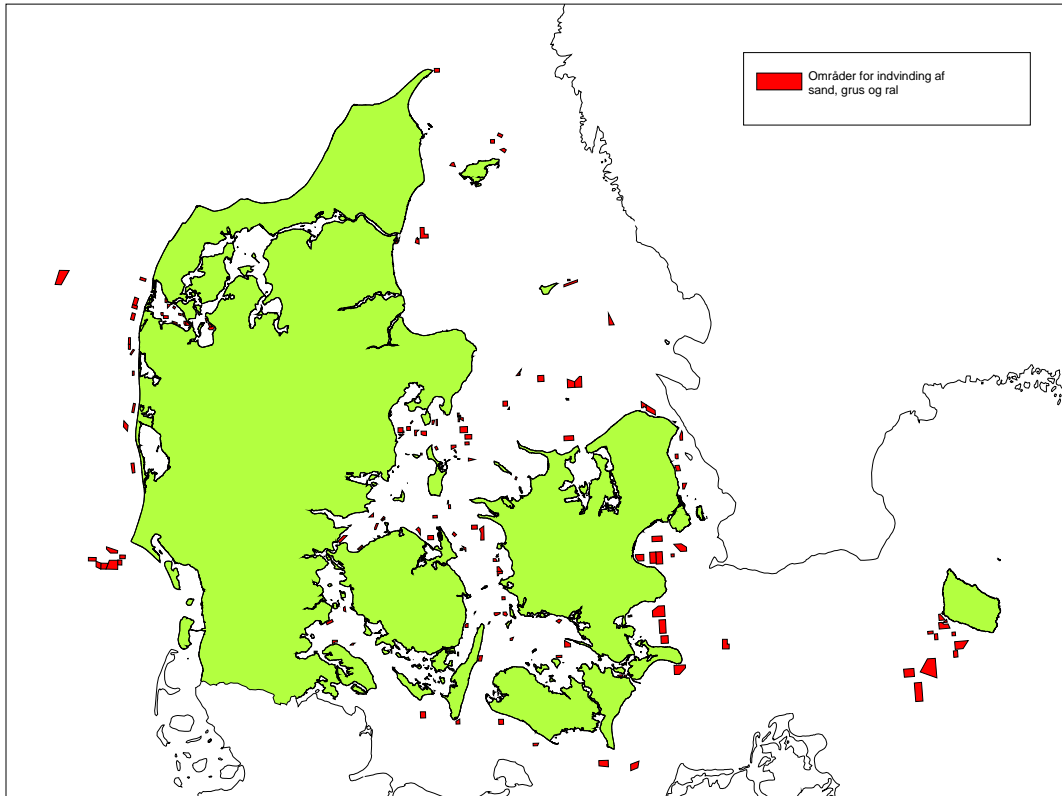


Figur 2.5 Råstofindvinding 1978-2000.

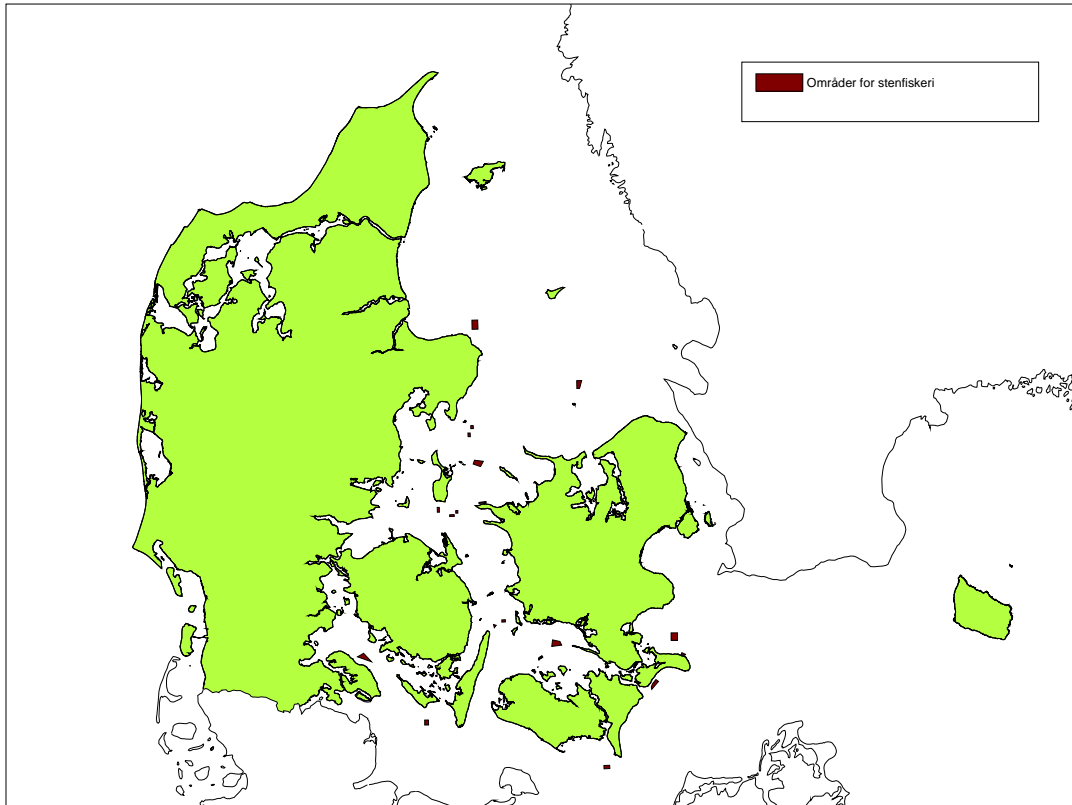
5.1 Indvindingsområder og mængder

Der er i øjeblikket udlagt ca. 150 indvindingsområder (Kort 3). Områderne er fordelt langs den Jyske Vestkyst, i indre danske farvande og i Østersøen især omkring Bornholm. Indvindingen varierer meget fra område til område og fra år til år efter den lokale efterspørgsel. I en lang række områder indvindes kun nogle få tusind m³ årligt, mens der til kystfodring og store anlægsarbejder kan indvindes op til flere millioner m³ inden for få måneder. Der er i gennemsnit indvundet ca. 5 mio. m³ i de sidste 20 år (Fig. 2.5).

Der er udlagt 18 områder til stenfiskeri (Kort 4). I perioden 1998, 1999, 2000 og 2001 blev der indvundet henholdsvis 1903, 636, 349 og 320 m³ årligt. Indvindingen af fyldsand til kystfodring er steget jævnt fra ca. 40.000 m³ i 1980 til ca. 2,5 mio. m³ i 2000.



Kort 3 Områder udlagt til indvinding af sand, grus og ral (Fra Skov- og Naturstyrelsen).



Kort 4 Områder udlagt til stenfiskeri (Fra Skov- og Naturstyrelsen).

5.2 Areal påvirket af råstofindvinding

Det samlede areal for råstofindvinding er på omkring 950 km². Det areal af havbunden som årligt påvirkes af råstofindvinding er dog langt mindre, idet under 1 % af arealet berøres af aktuel indvinding.

Arealet udlagt til stenfiskeri er i øjeblikket 18 områder på i alt ca. 140 km². Det areal som er påvirket af stenfiskeri er dog langt mindre. Det skønnes, ud fra flere forskellige forudsætninger, at arealet i øjeblikket er på omkring 0.003 km² ved en påvirket overflade på omkring 10 m² pr. indvunden m³. I 1998 blev der fisket sten fra syv områder, i 1999 fra to områder, i 2000 fra tre områder og i 2001 fra et område.

6. Effekter af råstofindvinding og anlægsarbejde til søs

De miljømæssige konsekvenser for plante- og dyrelivet på havbunden ved indvindingsområderne afhænger af påvirkningens størrelse i forhold til de naturlige livsbetingelser på stedet. Således kan indvinding af en given råstofmængde, der i et område kan foregå uden væsentlige miljømæssige konsekvenser, indebære betydelige følger i andre mere følsomme områder. Langtidseffekterne af råstofindvinding vil være afhængig af dybden på indvindingsstedet, de øvrige hydrografiske forhold, indvindingsintensiteten og indvindingsmetoden.

Råstofindvinding påvirker marine habitater på to niveauer. Specielt stenfiskeri men tildels også ralsugning på geologiske forekomster eksponeret på havbunden fører til irreversible tab af hårbundssubstrater. Konsekvensen er, at livsgrundlaget for hårbundsplanter og dyr fjernes med det substrat, de hæfter sig til. Der foreligger ikke data fra de store byggeperioder i 1950'erne og 1960'erne, men et meget forsigtigt skøn anslår, at stenfiskeri i de danske farvande har fjernet 15 km² hårbund. Indvindingen tilbage i tiden foregik alt-overvejende på vanddybder under 10 m, og specielt huledannende rev hvor stenene ligger stablet var eftertragtede. Huledannende stenforekomster er i dag en meget sjælden forekommende naturtype. Forekomsten af hulestrukturer er en vigtig biotop for taskekrabber og hummere. Optagning af større sten kan også afstedkomme, at revene bliver ustabile for det givne fysiske miljø. De biologiske effekter af ustabile stenforekomster i form af forringede vegetationsforhold er dokumenteret i Dahl et al 2001.

Det er ikke kun stenene, men også i høj grad de tilhæftede alger og i nogle tilfælde dyr, som er strukturdannende for en hårbundshabitat. Ved optagning af ral og sten reduceres tangskovenes udbredelse og tæthed med deraf følgende reduceret biologisk produktion. Det kan ikke udelukkes, at specielt det meget omfattende stenfiskeri i 50'erne og 60'erne har haft en betydning for fiskebestandene og evt. hummer i de kystnære farvande. Den reelle størrelse af det forsvundne stenrevsareal og betydningen af dette tab af habitater er ikke undersøgt. I dag sker den primære vedvarende forringelse af hårbundshabitater ved optagning af overfladeforekomster af ral ved slæbesugning. Indvinding af ral på havbun-

den skønnes dog almindeligvis at finde sted i aflejringer, som ikke er eksponeret på havbunden. Ral er et værdifuldt råstof og omfatter sten op til sugerørets diameter der typisk er 30 cm, men er i praksis dog oftest betydeligt mindre og afhængig af størrelsen på indvindingfartøjets sugerørsgitter. Arealet og omfanget af indvinding af overfladeforekomster af ralforekomster er ikke kendt.

Den anden form for effekt af råstofindvinding er knyttet til sediment fjernelse og sediment spild. Arealet påvirket efter stiksugning er beskedent. Men hvis der dannes dybe huller uden mulighed for vandgennemstrømning, kan det føre til en permanent ændring af sediment sammensætningen, risiko for iltsvind og deraf afledte effekter på flora og fauna. I forbindelse med slæbesugning er det påvirkede areal større, men de afledte hydrografiske effekter er minimale. Sedimentsammensætningen kan blive ændret såfremt der suges på overfladeforekomster af ral. Gydepladser for visse fiskearter, f.eks. sild og tobis, kan blive ødelagt på grund af den ændrede sedimentsammensætning (Afsnit 2.6.3).

Sedimentspild i forbindelse med råstofindvinding eller anden graveaktivitet kan påvirker havets plante- og dyreliv. Ved felt- og laboratorieforsøg er der påvist kort- og langtidseffekter på bundfauna, når der foregår råstofindvinding (Lisberg et al. 2002). Effekten er størst i nærområdet af indvindingen (<100 m) hvor størsteparten af spildet sedimenterer. I dette område vil det tage måneder eller år, før faunaen vender tilbage til sin oprindelige tilstand, med mindre habitatet er irreversibelt ændret fx. i form af tabt hårbundssubstrat. Undersøgelser har vist, at der ca. påvirkes 10 m² havbund for hver 1 m³ der indvindes. Regenereringen af nærområdet vil til dels afhænge af vanddybde og eksponering for vind, og dermed bølger og strøm. Suspensions-ernærede der befinder sig ca. 1-1,5 kilometer nedstrøms for et indvindingsområde vil blive påvirket af kortidseffekter, som ændret adfærd, i form af lavere aktivitet og nedsat filtrationsrate, mens der ikke ser ud til at være nogen langtidseffekter i denne afstand.

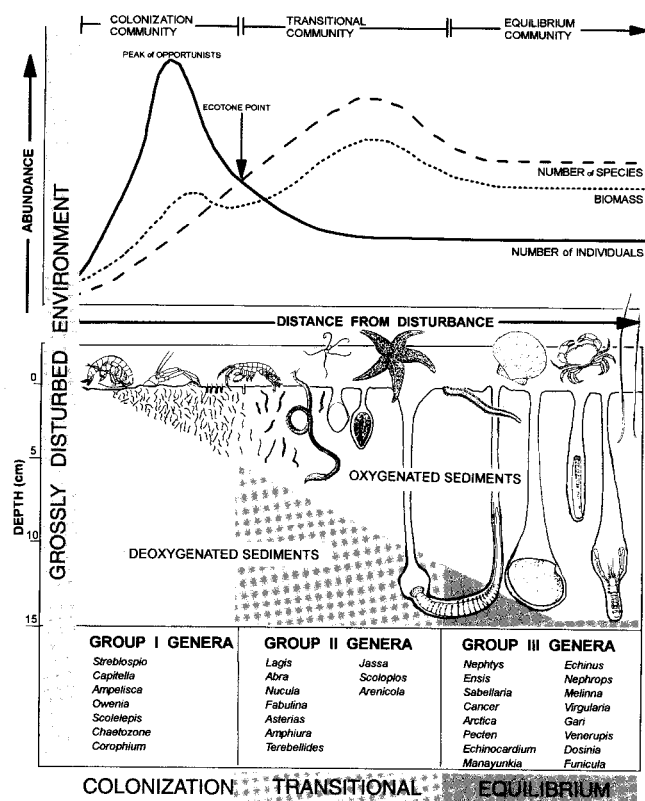


Fig 2.6 Diagrammet viser den økologiske udvikling, der karakteriserer bundlevende invertebrater der påvirkes af f.eks. eutrofiering eller indvinding af sand og grus. Det meget forstyrrede samfund (kolonisations samfundet til venstre) er domineret af små organismer (børsteorm) med få arter og mange individer. Det upåvirkede samfund (ligevægtssamfundet til højre) er domineret af muslinger og krebsdyr og har mange arter med få individer (Newell et al. 1998).

6.1 Langtidseffekter af sediment spredning/ændring ved gentagne påvirkninger

Gentagen forstyrrelse af et områdes bundforhold, som ved indvinding af sand og grus, ved kystfodring, ved klapping og i forbindelse med ustabile sedimentforhold påvirker den flora og fauna der lever i og på bunden. Forstyrrelserne har samme effekt, som dem man ser ved eutrofiering eller ved fiskeri med bundsløbende redskaber, idet bundens fauna

bliver domineret af organismer med en opportunistisk livsstrategi. Disse organismer er små og har et højt reproduktionspotentiale, og vil hurtigt kunne rekolonisere forstyrrede områder, i modsætning til større langsomvoksende organismer der karakteriserer et stabilt miljø. På figur 2.6 ses udviklingen i den bundlevende fauna under forskellige forstyrrelsesscenarier. En meget forstyrret bundhabitat udvikler en fauna domineret af små børsteorm med få arter, men mange individer af hver art. Modsatningen til dette er et bundsamfund med mange store arter, men hvor de enkelte arter er repræsenteret af få individer.

En vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekterne af sedimentforstyrrende aktiviteter som sand og grus indvinding er bundfaunaens gendannelsestid (recovery-time). Fra studier af denne form for råstofindvinding (Newell et al. 1998) og fra studier af effekten af bundsløbende fiskeredskaber ved vi, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer meget. Faunaen på estuarine mudderflader gendannes på omkring 6 måneder, på en mudret kystbund er faunaen 1-2 år om at blive genetableret, og for mere stabile habitater øges gendannelsestiden betydelig. Gendannelsestider på op til 10 år er således rapporteret for faunaen på skal-sandsbund. Et mål for om en bundpåvirkende aktivitet er bæredygtig er således om hyppigheden af aktiviteten overskrider gendannelsestiden. Hvis der f.eks. suges sand eller kystfodres i et område en gang årligt, og gendannelsestiden for området er 2 år, så er der en kronisk påvirkning af området, og udnyttelsesgraden kan defineres som værende ikke bæredygtig.

6.2 Effekter på fisk

Ændrede sedimentforhold har betydning for den fiskefauna der lever i området. Det gælder særligt de arter der lever på overfladen, såsom fladfisk eller arter som tobisen, der lever nedgravet i sedimentet.

Fælles for disse fisk er en præference for bestemte kornstørrelsesintervaller i sedimentet. Japanske undersøgelser af juvenile individer af både skrubbe og tunge viste en klar præference for sandkornstørrelse i intervallet 0,125 – 0,5 mm. Tunge yngel var bedre i stand til at grave sig ned i sediment med en kornstørrelse mindre end 1 mm, mens i grovere sediment var det kun individer større end 80 mm der var i stand til grave sig ned (Tanda

1990). I et studie med to tungearter i Alaska, fandt man også en mere snæver præference for sedimentsammensætning hos småyngel <1 år end hos de større > 1 år. Dette studie afspejler resultater fra andre lignende undersøgelser hvor tolerancer for sedimenter stiger med stigende fiskestørrelse.

Endvidere har indholdet af organisk stof betydning for forekomsten af fladfiskearter. For eksempel foretrækker rødspætter sedimenter med forholdsvis lavt indhold af organisk stof < 2% (Pihl & van der Veer, 1992).

Udbredelsen af tobis er korreleret til sedimentets indhold af ler. Sedimenter med et indhold af ler > 6% undgås helt, hvorimod hyppigheden af tobiser stiger med faldende indhold af silt/ler i sedimentet. Tobis har præference for fint til mellemfint sand med en kornstørrelsesfordeling mellem 0,25 og 1,2 mm. (Jensen 2000).

6.3 Effekter af sedimentspild: eksempel fra Øresundsbroen

Det blev under bygningen af Øresundsbroen på forhånd vurderet, at nogle af de største potentielle effekter af anlægsarbejderne i Øresund kunne opstå på grund af sedimentspild fra uddybnings- og indbygningsoperationerne. Sedimentspildet har en potentiel skadelig effekt på de bundlevende samfund som følge af skygning og tildækning eller tilmudring. Et forøget sedimentindhold i vandet kunne påvirke vandringen af fisk i gennem Øresund og have en negativ effekt på den æstetiske badevandskvalitet. Reduceret gennemsigtighed i vandet kunne også have en negativ effekt på fuglenes muligheder for at finde føde.

For at sikre miljøet i Øresund blev der opstillet kriterier og målsætninger om områdets tilstand, og der blev gennemført et detaljeret kontrol- og overvågningsprogram.

Blandt vandrefiskene forventes sild at være den mest følsomme, og den kan ifølge forsøg reagere på koncentrationer af suspenderet stof større end 6-10 mg/l, og da Øresund er det vigtigste område for overvintring og vandring af gydemodne Rygen-sild kunne det have store konsekvenser for denne sildestamme hvis Øresund blev blokeret af sedimentfaner. Dette kriterium blev udmøntet ved at sedimentkoncentrationen i Drogden og Flinteren-

derne ikke måtte overskride 10 mg/l (i mere end 2/3 af arealet) i perioden 15. januar til 15. april, hvor silden vandrer gennem Øresund.

I alt blev det spildt ca. 600.000 tons materiale ud af en samlet opgravet mængde på ca. 7.5 mio. m³. Tykkelsen af aflejringerne var 3-4 mm i områderne med den største aflejring. Det fremgår desuden af undersøgelserne, at 29 % af spildet blev ført ud af Øresund. Til sammenligning er det estimeret, at nettoakkumulationen af finkornet sediment i Øresund ligger på mellem 30.000 tons om året og op til 50.000-100.000 tons om året. På grund af de kraftige strømforhold i Øresund og spildets finkornede karakter har sedimentationen uden for anlægsområdet været begrænset. Afhængigt af områdets eksponering og strømforhold vil spildt materiale blive fordelt efter kornstørrelse. Det mest finkornede materiale bliver ført længst væk og aflejret i permanente sedimentationsområder. I Øresund findes permanente sedimentationsområder i Køge Bugt og området nord for Saltholm og nord for Middelgrunden og imod den svenske kyst.

Kvantitative undersøgelser af sildene viste, at de er spredt over et stort område af Øresund, og at der var god overensstemmelse mellem udvandringen i Øresund og de kommercielle landinger af sild fanget i gydeområderne. Biomassen af sild varierede mellem 45.000 tons og op til 165.000 tons om efteråret og mellem 5-10.000 tons og op til 80-90.000 tons om foråret i 1993-1998.

Udover de nævnte undersøgelser har det været undersøgt om sedimentation og sedimentfaner har påvirket havgræs, bundfaunaen, samt edderfugle og svaner. Overvågning af skygning af ålegræs indgik som et vigtigt redskab i miljøstyringen. Kriterierne for disse arter og samfund er alle blevet overholdt.

Undersøgelserne har vist, at især blåmuslinger retablerer sig meget hurtigt i de afgravede områder. Skyggeeffekten fra sedimentfanerne har medført en midlertidig påvirkning af ålegræsbelterne i området nordvest for Saltholm. Der var ingen målelige effekter på sildevandringen.

7. Kystbeskyttelsesforanstaltninger og inddæmninger

Havet har tidligere udgjort en trussel mod menneskets overlevelse og liv i kystnære områder. Historierne om Rungholts undergang under en stormflod i 1362 viser, at livet i specielt Vadehavsområdet har været farefuldt med risiko for tab af både menneskeliv og materiel velstand. Gennem tiderne er der rapporter om tab af op til 200.000 mennesker mellem Elben og Ribe under en enkelt stormflod. For at forhindre disse tab – og for at indvinde landbrugsjord – har menneskene i området gennem tiderne etableret et system af dæmninger og sluser, der beskytter baglandet mod oversvømmelse. De ældste diger blev bygget for omkring 1000 år siden, men først i midten af det 19. århundrede kom der rigtig fart i digebygningen i området. Foran digerne hæver man forlandet ved at øge sedimentationen i opstillede slikgårde, der er lave kvadratiske strukturer af sammenbundet granris, der sænker strømhastigheden af tidevandets udløb og dermed opbygger land. Grøbling er en anden teknik, hvor der graves kanaler vinkelret på kysten. Vadens dræning øges således, og etableringen af et plantesamfund fremskyndes. Etableringen af kystbeskyttelses anlæg i vadehavsområdet ændrer markant på de hydrografiske forhold og sedimentfordelingen pga. ændret vandføring, og store havområder er således inddraget eller påvirket af kystbeskyttelsesaktiviteter.

Også i de indre danske farvande og specielt i de danske fjorde er der siden 1850 gennemført en række inddæmningsprojekter. Formålet med disse dæmninger har ikke i så høj grad været at redde menneskeliv som det har været at frembringe nyt landbrugsjord og sikre kystnær landbrugsjord mod oversvømmelse. Inddæmningerne omfatter både områder, der er helt omdannet til landbrugsjord f. eks. Lammefjorden og områder hvor vandstanden er reguleret med en inddæmning og et slusesystem, for at beskytte landbrugsjord mod periodisk oversvømmelse. Områder af denne type af regulering omfatter store områder som Ringkøbing – Nissum og Hjarbæk Fjorde og en lang række mindre nor.

Den jyske vestkyst er en udligningskyst. Det betyder at der på nogle kyststrækninger fjernes materiale og at der på andre strækninger aflejres materiale. For at reducere fjernelsen af materiale og dermed land og områder med bebyggelse, f.eks. Thyborøn, gen-

nemføres der på denne kyst omfattende kystbeskyttelsesforanstaltninger. Disse omfatter både bygningen af høfter og strand- og kystfodring. Også i de indre danske farvande udføres der tilsvarende foranstaltninger, dog i betydeligt mindre omfang. Bygningen af høfter indebærer, at man vinkelret på kysten udlægger en mur af sten eller betonelementer, der reducerer den bølgeenergi, der transporterer bundmateriale langs kysten. Ligeledes har man i starten af 1980'erne etableret bølgebrydere, der er tilsvarende konstruktioner der placeres parallelt med kysten, men et stykke fra denne. I midten af 1980'erne blev det økonomisk mere fordelagtigt at benytte kystfodring i forbindelse med kystbeskyttelse. Denne løsning har også en æstetisk fordel i forhold til synlige konstruktioner som høfter og bølgebrydere. I forbindelse med strand- og kystfodring indvinder man sand et stykke fra kysten og pumper dette sand ind på kysten eller op på stranden. Der skal således skelnes mellem strandfodring, hvor sandet pumpes eller spules helt op på stranden, strandnær fodring, hvor sandet pumpes indenfor 4 m dybdekurven, og revlefodring hvor der tilføres sand til opbygning af revler på 5-6 m dybde. Siden midten af 1980'erne har kystfodring været den dominerende kystsikringsform (se fig. 2.7), og i dag fodres der med ca. 3.3 mio. m³ sand pr. år (1997) ud af de ca. 5 mio. m³ sand og grus der årligt udvindes i danske farvande. Sandet indvindes i områder ud for kysten, og effekten af denne indvinding er beskrevet i afsnit 2.6. Kystfodring er en mere effektiv løsning end bygning af høfter og bølgebrydere og man har i perioden 1986-1996 som helhed stoppet kystvandringen.

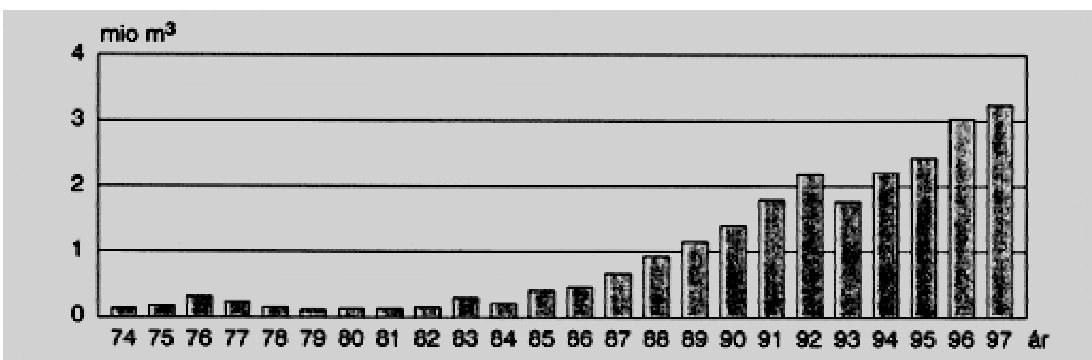


Fig. 2.7. Omfanget af kystfodring på Vestkysten siden 1974

7.1 Effekterne på fisk og fiskerier

Lavvandede, kystnære områder er meget produktive og fungerer som opvækstplads for en lang række fiskearter. En forringelse af disse habitaters kvalitet eller areal som opvækstplads kan derfor have stor betydning for rekrutteringen af fisk.. Områder har derfor stor betydning for dansk fiskeri. Lavvandede områder er karakteriseret ved at opnå en gennemsnitstemperatur om sommeren der er højere end på dybere vand. Dette sammen med en høj primærproduktion sikrer en høj vækstrate af bundlevende invertebrater og juvenile fisk. Med en hurtig vækst opnår fiskene hurtig en stor størrelse, og da risikoen for at blive spist af en prædator er omvendt proportional med fiskeyngelens størrelse, betyder en hurtig vækst en større overlevelse og dermed en større tilgang til den fiskbare bestand. Større fisk der udgør en prædationsrisiko for fiskeyngel vil ligeledes ikke have mulighed for at komme i kontakt med de små fisk på helt lavt vand. I lavvandede områder er der dog en række mindre prædatorer (krabber, hesterejer), der vil kunne udnytte fiskeyngelen der. I forbindelse med en række af ovenstående kystbeskyttelsesforanstaltninger fjerner man helt eller reducerer produktionen af fiskeyngel. Omfanget og betydningen af denne reduktion for den fiskbare fiskebestand er dog ikke kendt.

Limfjordsamterne gennemførte i sommeren 2000 en trawl-undersøgelse af fiskefaunaen i transekter langs den jyske vestkyst på begge sider af Thyborøn Kanal fra Bøvling Klit og til Stenbjerg (Fig. 2.8) for at se om Limfjordens reducerede fiskebiomasse skyldes manglende indvandring gennem kanalen, og om denne manglende indvandring kunne skyldes kystfodring. Der blev gennemført fiskeri i tre perioder i juni. I den første periode blev der i de kystfodrede områder registreret en meget høj tæthed af rødspætter. I de to sidste perioder var tætheden af rødspætte og ising lavere i de områder hvor der blev kystfodret (syd for Cheminova og ved Agger på fig. 2.8). De meget høje tætheder i de områder hvor der blev kystfodret kan skyldes, at der umiddelbart efter kystfodringen er en masse let tilgængelige fødeorganismer i de fodrede områder som tiltrækker fladfisk. De forsvinder igen når denne fødemængde er spist ,og herefter kan en betydelig lavere fladfisketæthed forventes indtil området fauna er gendannet.

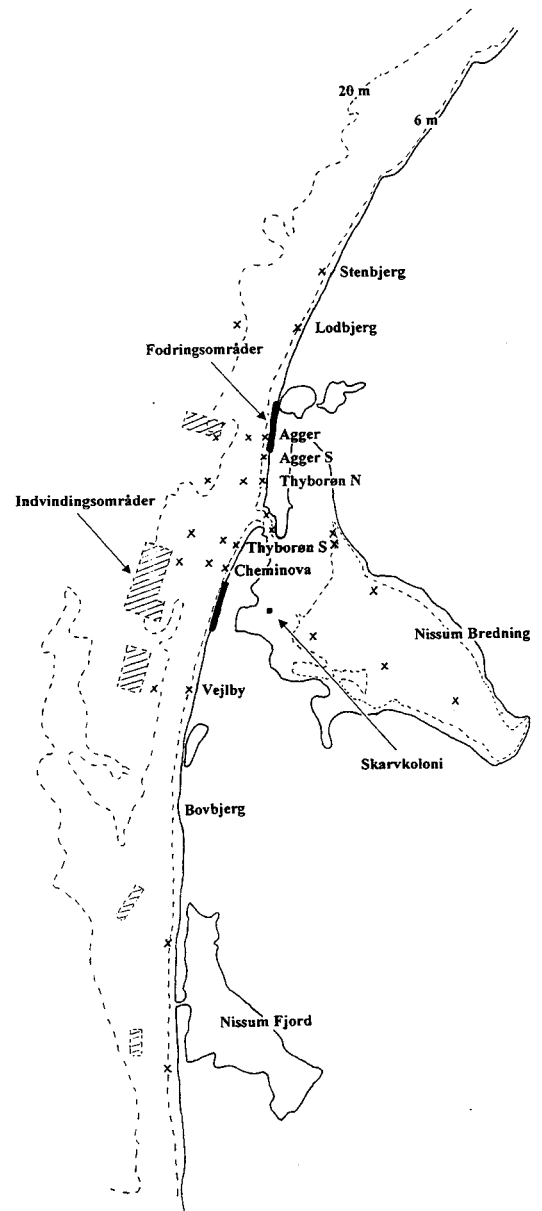
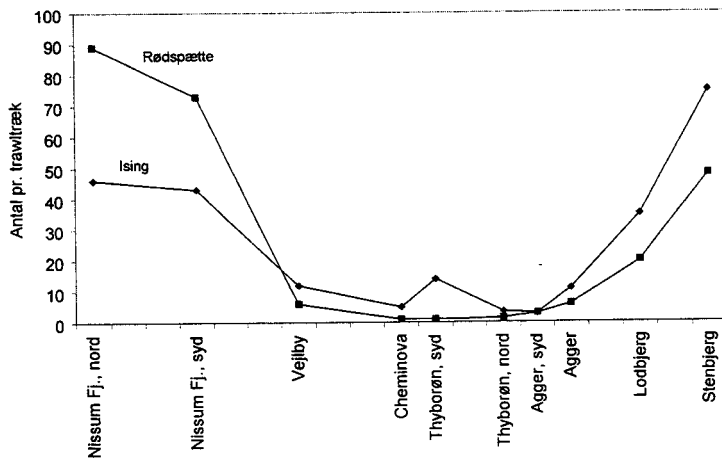
Den gennemførte undersøgelse er kun en indikation af, at kystfodring påvirker fladfiskefaunaen i området, og i undersøgelsen er der ikke vist en klar sammenhæng mellem tids-

punktet for kystfodring og ændringer i udbredelsen af fiskefaunaen. Endvidere er udbredelsen af kystfodringen sammenfaldende med placeringen af Thyborøn Kanal, hvilket gør det vanskeligt at bestemme om det er en kanaleffekt eller det er en kystfodringseffekt.

7.2 Vandringsbegrænsninger for laksefisk, ål og skrubbe

Inddigning og etablering af sluser begrænser fisks vandringsmuligheder, og pumpesystemer til at holde inddæmmede områder permanent tørlagte medfører en dødelighed for f.eks. ål. En række fiskearter er karakteriseret ved at deres livscyklus er delt op i en periode der er afhængig af ferskvand, og en anden periode der er afhængig af saltvand. F. eks vokser ålen op i ferskvand, inden den svømmer ud i saltvand hvor den yngler. Ynglen svømmer så tilbage til saltvand og starter en ny livscyklus. For flere laksearter er det omvendt. De har en periode i havet inden den skal svømme op i et vandløb for at gyde. Også en fisk som skrubben vandrer mellem salt og fersk vand. Fælles for alle disse fisk er at bestandens succes er afhængig af muligheden for at kunne vandre uhindret mellem hav og ferske områder, og etableringen af kystbeskyttelse med inddæmninger kan have stor betydning for denne mulighed.

Fig. 2.8. Til højre: Kort over trawlpositioner (x) og markeringer for kystfodring i år 2000 (mørk optrukne linier på kysten) og indvindingsområder (skraverede områder) – Fra Ringkøbing Amt. - Nedenfor: Mængden af fangede rødspætter og isinger på transekterne langs kysten.



7.3 Slusepraksis

Etableringen af slusesystemer ved inddæmning og driftpraksis for dette system har stor betydning for de påvirkede områder. Da disse ofte opsamler ferskvand fra et stort opland vil en reduceret udveksling med havområdet udenfor sluserne medføre meget høje næringssaltskoncentrationer og en lav salinitet. Den slusepraksis man driver slusesystemet efter får derfor meget stor indflydelse på områdets økologiske udvikling. Hjarbæk Fjord, en inderfjord i den sydlige del af Limfjorden blev i 1966 aflukket fra resten af Limfjorden med en dæmning. I starten af 1980'erne førte områdets høje næringssaltsbelastning,

lave salinitet og vandudskiftning til omfattende miljøproblemer med massive iltsvindssituationer. Ligeledes oplevede beboerne omkring fjorden store problemer med myg, der kunne formere sig i fjorden, pga dens lave salinitet. Dette førte til at man ændrede slusepraksis i 1991 og sikrede at der blev en bedre vandudveksling med resten af fjorden. Udsætning af helt var desuden med til at reducere myggeplagen, og denne fisk opbyggede i de kommende år en tæt bestand i området.

Også i Ringkøbing fjord er driftspraksis for slusen i Hvide Sande til diskussion. Efter en årrække med lav saltholdighed, store algeforekomster og en dårlig vandkvalitet i fjorden ændrede man i 1995 slusepraksis således, at vandudvekslingen med Nordsøen og saltholdigheden i fjorden blev væsentligt forøget. Med den øgede saltholdighed skete der i de følgende år en massiv indvandring af sandmuslingen, der har kunnet kontrollere udviklingen i algeforekomsterne. De stærkt reducerede algemængder har bl.a. betydet at sigtdybden i fjorden generelt er øget fra ca. 0,5 m til mere end 2 meter.

På trods af den øgede sigtbarhed har undervandsvegetationen dog ikke bredt sig i større omfang. Derimod er de brakvandsarter der tidligere groede i fjorden forsvundet til skade for fuglevildtet.

Inddæmmede områder vil generelt kunne udvikle iltsvind, når der lukkes tungt højsalint vand ind i et vandvolumen med lettere, mere ferskt vand. I perioder med lille vindinduceret omrøring af vandsøjlen vil det salte vand lægge sig på bunden og ikke blande sig med det øverste vandlag. Ilten i bundvandlaget vil derefter hurtigt blive opbrugt og der vil opstå iltsvind I forbindelse med tilrettelæggelse af slusepraksis er det derfor nødvendigt at man prøver at undgå indstrømning af salt vand i de perioder, hvor der er risiko for en lille opblanding af vandsøjlen. I Ringkøbing Fjord har man oplevet massiv dødelighed hos ferskvandsfisk, der fanges af saltvandsslommer. Bortset fra en kort periode med et godt skrubbefiskeri, er mængden af saltvandsfisk i fjorden ikke øget siden 1995.

Saltholdigheden i et inddæmmede område har som nævnt stor betydning for områdets dyre og plante liv. Svingningerne i saltholdigheden er en anden vigtig parameter der også har stor betydning for det biologiske system. De fleste organismer er tilpasset et liv inden for

mere eller mindre brede grænser for saltholdighed. Dyr der er tilpasset et oceanisk liv kan ikke tåle lave saltholdigheder, og tilsvarende kan mange ferske dyr ikke tåle en øget salinitet i det vand de lever i. En lille gruppe af dyr er tilpasset livet i brakvand, og de er også tilpasset store svingninger i saliniteten. Øges svingningerne i saltholdigheden reduceres det antal dyr der kan leve her, og systemet bliver med få arter ustabil. En salinitet inden for snævre grænser vil derfor øge antallet af arter, der lever her og det økologiske systems stabilitet. Omvendt vil et system med store svingninger i saliniteten være ustabil og kun være levested for få arter.

8. Effekter af hurtigfærgesejls

De første bilførende hurtigfærger blev indsat på ruter i de danske farvandsområder i 1995. Der har i den forbindelse været bekymring over, om de nye hurtigsejlende færger genererede for store og væsentlig anderledes bølger end tidligere set i kystnære områder.

Som følge heraf blev der i 1997 vedtaget en bekendtgørelse om miljøgodkendelse af hurtigfærger. Denne bekendtgørelse blev formuleret på baggrund af viden indsamlet fra eksisterende erfaringer omkring bølger genereret af hurtigfærger og fra iværksatte undersøgelser over generering af bølger fra bov, forreste og agterste skulder og hæk fra en hurtigfærge i Kalundborg Fjord

Ifølge ovennævnte bekendtgørelse skal der i forbindelse med ansøgninger om tilladelse til sejlads med hurtigfærge udarbejdes oplysninger om: bølgegenerering og bølgehøjde, rute og sejladsbeskrivelse, sejladsfrekvens og støjbelastning. Såfremt ruten forløber igennem et internationalt naturbeskyttelsesområde skal der desuden udarbejdes en særlig vurdering af hurtigfærgerutens indvirkning på natur, kultur, kulturminder eller friluftaktiviteter. Hvis der i områder, der ikke er udpegede som beskyttelsesområder, er begrundet formodning om effekter på natur, kultur, kulturminder eller friluftaktiviteter, kan der for nærmere præciserede områder også kræves en særlig vurdering.

Der er indtil udløbet af 2001 udstedt miljøgodkendelse til tilladelse til sejlads med hurtigfærger på en række færgeruter, hvoraf kun et fåtal (4-5) i dag opretholdes med sejlads igennem hele året. Der er i forbindelse med ansøgningerne udarbejdet en særlig vurdering af sejladsens indvirkning på natur, kultur, kulturminder eller friluftaktiviteter for ruterne: Kalundborg-Århus, Frederikshavn-Göteborg og Odden-Æbeltoft.

Frem til i år har undersøgelser knyttet til hurtigfærger især koncentreret sig om de fysiske effekter af genererede bølger i kystzonen. I sommeren 2001 blev der imidlertid gennemført en mindre dansk undersøgelse af den umiddelbare effekt af hurtigfærgesejlads på havbunden (Dahl og Kofoed-Hansen, 2002). Undersøgelsen konkluderer, at de genererede bølger er i stand til at omlægge sten med tilhæftede algevegetation på op til 8 cm størrelse på 10 meters dybde ved normal sejlads. Ved lavere fart er effekten større.

Sammenligninger mellem målt og beregnet maksimum horisontal strømhastighed forårsaget af hurtigfærgens bølger stemmer godt overens. Dette indikerer, at påvirkningen af en katamaranfærges fremdrivningssystem (waterjets) på havbunden sker igennem bølgebevægelsen, hvor bølgesystemet fra skibsskroget og bølgesystemet genereret af waterjet'en interfererer konstruktivt.

De målte bølgehastigheder, som hurtigfærgen genererer, er af en størrelsesorden som jævnligt forekommer i åbne farvande. I mere beskyttede områder kan biologiske effekter på småstenede hårbundshabitater forventes hvor sejlads med hurtigfærger forekommer. Hvorvidt effekten på bunden af hurtigfærger er større end effekten af andre fartøjstyper i beskyttede områder er uafklaret.

Under sejlads pumpes der store mængder vand gennem hurtigfærgernes waterjet-system. Pelagiske organismer vil utvivlsomt blive påvirket eller blive påført en betydelig dødelighed under passage af skibenes fremdriftssystem. Betydningen af denne effekt er ikke undersøgt.

9. Friluftsliv og turisme

Friluftslivet og turismen på, og i tilknytning til havet, udgøres af et bredt spektrum af aktiviteter. De traditionelle friluftaktiviteter som badning, kystfiskeri og ikke motoriseret sejlads påvirker almindeligvis kun i ringe grad naturen og det marine miljø. Kun hvis disse aktiviteter bliver meget koncentrerede geografisk og på en kort sæson eller får et stort omfang er der risiko for væsentlige påvirkninger. Sejlads og vindsurfing kan medføre ødelæggelse på planter og fastsiddende dyr i følsomme områder. Motoriserede aktiviteter som vandscootere, speedbåde, motorbåde og sportsfly har generelt større forstyrrelseseffekt på grund af støj og stor aktionsradius. Irregulariteten i disse aktiviteter bevirker, at forstyrrelseseffekten forøges væsentligt f.eks. over for større forekomster af fugle. Det antages derfor at fiskeriressourcen kun påvirkes meget lidt og kun indirekte.

9.1 Rekreativt fiskeri

Hidtil har man betragtet det rekreative fiskeri anderledes end det kommercielle fiskeri uden særlige behov for regulering ud fra den betragtning at dette fiskeri ikke er styret af økonomiske interesser. Dette syn er under stærk forandring og der er behov for at udarbejde strategier for et bæredygtigt rekreationelt fiskeri (Post et al. 2002). Der findes idag ingen tilgængelig opgørelse over det rekreative fiskeris fangster, redskabernes placering mv. Rekreativt fiskeri omfatter både lystfiskeri og fritidsfiskeri. I 2000 blev der registreret 31.700 fritidsfiskere og 151.500 lystfiskere. Lystfiskeri er i Fiskeriloven defineret som "fiskeri med stang, pilk eller lignende lette håndredskaber". I følge loven omfatter begrebet rekreativt fiskeri alt det fiskeri, som ikke falder ind under kategorierne erhvervs- og bierhvervsfiskeri. Fælles for alt rekreativt fiskeri er, at der normalt, afhængig af personens alder, skal betales lystfiskertegn eller fritidsfisketegn, før der må fiskes. Undersøgelser i 1999 viser, at rekreativt fiskeri hovedsageligt foretages af personer i aldersklassen fra 30 til 50 år, og at aktiviteten foregår i gennemsnit ca. 12 dage årligt.

Det rekreative fiskeri er bl.a. reguleret gennem bestemmelser om hvilke redskabstyper, størrelse og antallet af redskaber, der må anvendes. Fritidsfiskere må anvende følgende

redskaber: krogliner á 100 kroge, (ned-)garn, ruser (enkelte og dobbelte) og tejner. Der må anvendes alle kombinationer af de nævnte redskaber, så længe det samlede antal redskaber, der anvendes, ikke overstiger 6, dog højst 3 garn. En af de nævnte 6 ruser må være forsynet med arme og rad, og være fastgjort til en pæl. Derudover må der anvendes et ålehåndvod med nærmere angivne dimensioner. Både for garn og for ruser er der begrænsninger for redskabernes udformning og placering.

For kystnært fiskeri i almindelighed gælder, at der ikke må anvendes nedgarn tættere end 100 m fra lavvandslinien. Dette gælder ikke for ruser og krogliner mm. Endvidere gælder, at der er forbud mod fiskeri i visse områder, zoner og perioder af året.

10. Militære øvelsesområder

Forsvaret bruger vores farvandsområder i forbindelse med militære øvelser og operationer. I forbindelse med skydeøvelser lukkes farvandsområder, hvorimod der ikke sker en egentlig lukning af farvandsområder i forbindelse med flådeøvelser. Flåden planlægger deres øvelsesaktivitet så de minimerer deres forstyrrelse af farvandsområder og fiskeriaktiviteter. Inden en flådeøvelse vurderer Farvandsvæsenet de områder, hvor øvelsen skal afholdes og kortlægger de fiskerier der kan forventes at pågå i øvelsesområdet. Disse informationer fordeles til de flådefartøjer, der deltager i øvelsen.

Tidligere tiders militære aktiviteter påvirker fiskeriet i højere grad end de aktiviteter, der pågår i dag. Efter 2. verdenskrig blev der udlagt våben og ammunition i store områder i danske farvande. Der er bl.a. udlagt store mængder sennepsgas, som specielt i Østersøen volder store problemer for fiskeriet. Fanges der sennepsgas i redskabet, må fiskeriet afbrydes, og fiskefartøjet skal renses i havn. Sennepsgassen udgør udover en risiko for besætning et problem for fiskerne for at fiske effektivt.

Rensning af fiskeredskaber og hjælp i forbindelse med fangst af ammunition ydes af beredskabsstyrelsen og forsvaret. Forsvaret udgør ligeledes en væsentlig sikkerhedsforanstaltning i forbindelse med redningsopgaver og transporter til søs.

11. Konklusion

En samlet oversigt over de miljøpåvirkninger, der ændrer de marine habitater – og dermed betingelserne for fisk og fiskeri - er givet i tabel 2.2. Som det ses i tabellen er der usikkerhed om effekterne af en hel del af de påvirkninger, der beskrives i denne rapport. Der er med andre ord et stort behov for at få undersøgt en lang række af nuværende og tidligere miljøeffekters påvirkning af vores havhabitater. Arealer, der påvirkes af forskellige typer aktiviteter, er ligeledes angivet i tabellen sammen med arealet af det samlede havområde, og arealerne mellem 0 – 6 og 0- 20 m dybde. Som det fremgår af tabellen påvirker menneskeskabte miljøeffekterne kun en ganske lille del af det samlede havareal. Olie-installationer påvirker således omkring 0.5 % af det samlede havområde. Omkring 1 % af hele havområdet og 3 % af havområdet lavere end 20 meter er udlagt som indvindingsområde for sand- grus og ral. Tilsvarende er omkring 5 % af vores lavtvandede områder (<6 m) inddæmmede. Ovenstående kvantitative betragtninger er dog ikke en udtømmende beskrivelse af påvirkningernes omfang. En del af miljøeffekterne påvirker – eller har tidligere påvirket - følsomme områder som stenrev, hvor effekter af råstofudnyttelse kan resultere i irreversible ændringer i habitatet og dermed i fisks brug af området.

Som nævnt i indledningen er der meget få oplysninger om hvordan forskellige miljøpåvirkninger samvirker på vigtige habitater og fiskebestande. I de senere år er en del fiskebestande reduceret betydeligt og kun stenrev og andre komplekse strukturer udgør habitattyper, hvor en del fiskearter stadig opnår høj tæthed. På baggrund af denne forandring i fiskenes fordeling, er der nu udviklet nye fiskeredskaber, som kan udnytte fiskeressourcerne på rev og lignende. For at kunne udvikle en bæredygtig forvaltning af denne type fiskerier, er det vigtigt at vide hvor mange fisk der lever på disse rev. Endvidere er det centralt at opnå viden om, hvordan revene understøtter fiskebestandene. Tiltrækker rev og

faste strukturer fisk fra det omgivende havområde eller er der en høj egenproduktion på revene. Denne viden er nødvendig for at kunne vurdere hvor hårdt fiskebestande på rev kan udnyttes. Tidligere har der været et omfattende stenfiskeri på danske stenrev. Denne råstofindvinding er i dag meget begrænset. Derimod er der i danske farvande en omfattende slæbesugning af ral. Der eksisterer ikke en viden om betydningen af denne råstofindvinding, men den er uden tvivl af betydning for fiskefaunaen. For at kunne vurdere betydningen af nutidig og tidligere råstofindvindinger på stenrev og stenbunde er det vigtigt at få en bredere viden om stenrevs udbredelse og økologi: hvilke arter lever her, hvad betyder kompleksiteten, miljøpåvirkninger og fiskeripåvirkninger fra bundslæbende redskaber. På baggrund af disse undersøgelser vil det også kunne vurderes om naturgenopretning med udlægning af sten eller andre strukturer kan anbefales.

Det er i denne rapport sandsynliggjort, at en lang række menneskeskabte miljøfaktorer påvirker eller kan forventes at påvirke rekrutteringen/ungel og fiskepopulationer og dermed fiskeriet af en lang række arter. For andre miljøeffekter påvirkninger er der tale om begrænsninger i anvendelsesretten for fiskeriet. Da mange af de fiskearter fiskeriet udnytter befinder sig tæt på eller under anbefalede populationsstørrelser er en præcis forvaltning af disse arter af central betydning. Det er derfor af stor vigtighed, at den viden vi har om miljøpåvirkninger, udbredelse og klassifikation af habitattyper, gydeområder og vigtige fiskeområder gøres operationel. I dag har en række institutioner opbygget et GIS system, der beskriver den geografiske anvendelse af marine områder. For fiskeriets findes der ikke tilsvarende system. En opbygning af et sådant system med gydeområder, fiskeområder mm. vil sammen med andre GIS systemer kunne danne basis for et effektivt forvaltningssystem. F.eks. vil det være muligt at lave en konsekvensvurdering på fiskeriet og gennemføre seismisk-undersøgelse i et bestemt område på et givent tidspunkt. Et samlet GIS system for danske farvande og en samtidig udvikling af en integreret forvaltning af vores kystzone og havområder vil være et anvendeligt værktøj for en økologisk og økonomisk bæredygtig udnyttelse af en lang række af vores marine ressourcer.

	Habitat	Rekruttering og yngel	Fiske-population	Fiskeri	Påvirket areal (km ²)	Bemærkninger Til Påvirket areal
Vindmøller	↑↓	↑	↑	↓	50<	Nogle må fiskes
Elkabler	0	0	0	↓		Må ikke trawles
Olieplatforme	↑↓	↑	↑	↓	23	Lukket for fiskeri
Olieledninger	↑↓	↑	↑	↓	512	Må ikke trawles
Broforbindelser – havne	↑↓	↑	↑	↓	< 10	Areal kun beregnet for broforbindelser
Seismik	0	0	0	↓	~1000	Kun 3-D seismik – stor forskelle mellem år
Klapning	↓	↓?	↓?	↓?	62	
Råstofvind. sand/grus	↓?	↓?	↓?	↓?	950	< 1% udnyttes årligt
Ral	↓	↓?	↓?	↓		
søsten	↓	↓?	↓?	↓		
Kystbeskyttelse Inddæmning	↓	↓	↓	↓	330	
Kystfodring	↓?	↓?	↓?	↓?		
hurtigfærger	↓	↓?	↓?	↓?		
Rekreativ aktivitet	↓	↓?	↓?	↓		
Rekreativt fiskeri	0	0	↓	↓?		
Militære øvelsesområder	0	0	0	↓		
Ammunitionsudlægninger	?	?	?	↓		
Danmarks samlede havareal					105.000	
Areal mellem 0 og 6 meter					7.750	
Areal mellem 0 og 20 m					33.000	

Tabel 2.2. Oversigt over de miljøpåvirkninger der kan påvirke habitater, dvs. levesteder for fisk, fiskenes rekruttering og yngel, fiske populationerne, og fiskeriets mulighed for at udføre deres erhverv. En pil opad (↑) indikerer at miljøpåvirkningerne øger den givne habitatkvalitet, tilfører områder en habitattype, der er gunstig for fiskefaunaene, øger yngel/fiskebestande, eller øger muligheder for fiskerierhvervet. En pil nedad (↓) indikerer det modsatte. Et nul (0) indikerer ingen effekter. Ved nogle af markeringerne er der sat spørgsmålstegn (?). Dette indikerer, at der ikke er nogen konkret viden om påvirkningen, men at skrivegruppen vurderer at der er en effekt. For en del af miljøpåvirkningerne er der angivet, hvor stort et område der påvirkes.

Referencer

Faste strukturer på havbunden

Ambrose, R.F., Swarbrick, S.A.L. 1989. Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California. *Bull. Mar. Sci.*, 44: 718-733.

Bohnsack, J.A., Johnson, D.L., Ambrose, R.F. 1991. Ecology of artificial habitats and fishes. In: Seaman, W., Sprague, L.M. (Eds.). *Artificial habitats for marine and freshwater fisheries*. Academic Press, San Diego, California: 61-107.

Cripps, S.J., Aabel, J.P. 1995. DPI-Fish survey using R.O.V. data. RF-Rogland Research Report No. RF-95/301. Stavanger, Norway.

Grove, R. S., Sonu, C.H., Nakamura, M. 1989. Recent Japanese trends in fishing reef design and planning. *Bull. Mar. Sci.*, 44: 984-996.

Krog, C. 1997. Det danske vragfiskeri, DFU rapport 42a-97.

Krog, C. 1999. Vrag og revfiskeri i Kattegat. DFU rapport 63-99.

Polovina, J.J., Sakai, I. 1989. Impacts of artificial reefs on fishery production in Shimanaki, Japan. *Bull. Mar. Sci.*, 44: 997-1003.

Santos, M.N., Monteiro, C.C. Lassère, G. 1996. Finfish attraction and fisheries enhancement on artificial reefs: a review. In: Jensen A.C. (Ed.) *European artificial reef research. Proceedings of the 1st EARRN conference, Ancona, Italy, march 1996*. Pub. Southampton Oceanography Centre, 97-114.

Valdemarsen, J.W. 1979. Behaviour aspects of fish in relation to oil platforms in the North Sea. *ICES C.M. B:27*.

Olie/gas produktion

Energistyrelsen, Miljø- og Energiministeriet. Danmarks olie- og gasproduktion 2000. København maj 2001

Nøttestad, J. 1998. Fiskeforekomster langs rørledninger i Nordsøen. Havforskningsinstituttet i Bergen. (www.odin.dep.no/oed/norsk/html/rapporter/05/)

Olje- og Energidepartementet. Disponering av utrangerte rørledninger og kabler – Sammenfatningsrapport fra utredningsprogrammet. Oslo december 1999. (www.odin.dep.no/oed/norsk/html/rapporter/01/)

Faste broforbindelser

Miljøpåvirkninger i forbindelse med anlæg af Øresundsforbindelsen Maj 2000. Øresundskonsortiet Maj 2000. ISBN: 87-89881-21-4.

The Øresund Link. Assessment of the Impacts on the Marine Environment of the Øresund Link. Update. March 1998. Øresundskonsortiet July 1998. ISBN: 87-90020-23-5

Store Bælt og Miljøet. Sund og Bælt. Sund og Bælt Holding A/S December 1999. ISBN: 87-90917-02-2

Afslutningsrapport om miljøet og Øresundsforbindelsens kyst til kyst anlæg. 11 halvårsrapport. Miljø- og Energiministeriet, Trafikministeriet, Kontroll- og Stygruppen for Øresundsforbindelsen. 2001. ISBN: 87-7944-568-3

Øresundsforbindelsens kyst til kyst anlæg. 10. halvårsrapport. Miljø- og Energiministeriet, Trafikministeriet, Kontroll- og Stygruppen for Øresundsforbindelsen. 2000. ISBN:87-7944-291-9

Seismik

Kearns, R.K. and Boyd, F.C., 1965. The effects of a marine seismic exploration on fish populations in British Columbia coastal waters. *Can. Fish Culturist* 34:3-26.

Kramer, F.S., Peterson, R.A. and Walter, W.C., Seismic Energy Sources 1968 Handbook. *Geophysics* 33 No. 6, 1036- &.

Kostyushenko, L.P., 1972. Effects of elastic waves generated in marine seismic prospecting on fish eggs in the Black Sea. Rostov-on-Don State University, Novorossiysk Biological Station. *Hydrobiol. J.* 9 No 5, 45-48.

Falk, M.R. and Lawrence, M.J., 1973. Seismic Exploration: Its nature and effect on fish. Technical Rep. Ser. CEN / T -73 - 9, Resource Management Branch, Central Region, Winnipeg, Canada.

Vekilov, E.Kh., 1975. Main causes of injury to fish due to elastic waves from seismic explosions. *Doklady Biophysics* 220-222, 89-91.

Frohlich, C. and Buskirk, R.E., 1980. Can fish detect seismic waves? *Geophys. Res. Letters* 7 No 8, 596 - 572.

Blaxter, J.H.S., Gray, J.A.B. and Denton, E.J., 1981. Sound and startle responses in herring shoals. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 61, 851-869.

Wright, D.G., 1981. A discussion on the effects of explosives on fish and marine mammals in the waters of the Northwest Territories. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1052, 16 pp.

Dalen, J. og Raknes A., 1985. Skremmeeffektar på fisk frå 3-dimensjonale seismiske undersøkingar. Rapport FO 8504, Havforskningsinstituttet, Bergen, Norge, 26 pp

Linton, T.L., Landry, A.M.Jr., Buckner, J.E.Jr. and Berry, R.L., 1985. Effects upon selected organisms of explosives used for sound production in geophysical exploration. *Texas J. Sci.* 37 No 4, 341-353.

Holliday, D.V., Pieper, R.E., Clarke, M.E. and Greenlaw, C.F., 1987. The effects of airgun releases on the eggs, larvae, and adults of the northern anchovy (*Engraulis mordax*). American Petroleum Institute Publ. 4453 Dec 1987 (or Tracor Document T-86-06-7001-U)

Johnston, R.C., Reed, D.H. and Desler, J.F., 1988, Special report on marine seismic energy source standards. *Geophysics* 53, No 04, 565-575.

Dietz, R. og Mosbech, A., 1989. Effekter af seismisk aktivitet i arktiske havområder: et litteraturstudie. Grønlands Miljøundersøgelser. ISBN 87-89339-06-01.

Bjørke, H., Dalen, J., Bakkeplass, K., Hansen, K. Og Rey, L., 1991. Tilgjengelighet av seismiske aktiviteter i forhold til sårbare fiskeressurser. Havforskningsinstituttets Egg- og Larveprogram, Rapport 38. Havforskningsinstituttet, Bergen, Norge.

Pearson, W.H., Skalski, J.R. and Malme, C.I., 1992. Effects of sounds from a geophysical survey device on behavior of captive rockfish (*Sebastes* spp.). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 1343-1356.

Skalski, J.R., Pearson, W.H. and Malme, C.I., 1992. Effects of sounds from a geophysical survey device on catch-per-unit-effort in a hook-and-line fishery for rockfish (*Sebastes* spp.). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 1357-1365.

Løkkeborg, S. and Soldal, A.V., 1993. The influence of seismic exploration with airguns on cod (*Gadus morhua*) behaviour and catch rates. *ICES Mar. Sci. Symp.* 196, 62-67.

Knudsen, F.R., Enger, P.S. & Sand, O. (1994): Avoidance responses to low frequency sound in downstream migrating Atlantic salmon smolt, *Salmo salar*. *J.Fish. Biol.* 45, 227-233.

Sverdrup, A., Kjellsby, E., Krüger, P.G., Fløysand, R., Knudsen, F.R., Enger, P.S., Serck-Hanssen, G. and Helle, K.B., 1994. Effects of experimental seismic shock on vasoactivity of arteries, integrity of the vascular endothelium and on primary stress hormones of the Atlantic salmon. *J. Fish. Biol.* 45, 973-995.

Turnpenny, A.W.H. and Nedwell, J.R., 1994. The effects on marine fish, diving mammals and birds of underwater sound generated by seismic surveys. Consultancy report, Fawley Aquatic Research Laboratories Ltd, UK Offshore Operators Association.

Engås, A., Løkkeborg, S., Ona, E. and Soldal, A.V., 1996. Effects of seismic shooting on local abundance and catch rates of cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 2238-2249.

Dalen, J., Ona, E. Soldal, A.V., and Sætre, R. 1996. Seismiske undersøkelser til havs: En vurdering av konsekvenser for fisk og fiskerier. *Fisken og havet*, Nr. 9, 1996, Havforskningsinstituttet, Bergen, Norge.

de Groot, S.J., 1996. Quantitative assessment of the development of the offshore oil and gas industry in the North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 53, 1045-1050.

Hastings, M.C., Popper, A.N, Finneran, J.J. and Lanford, P., 1996. Effects of low-frequency sound on hair cells of the inner ear and lateral line of the teleost fish *Astronotus ocellatus*. *J. Acoust. Soc. Am.* 99 No. 3, 1759-1766.

Dalen, J., 1997. Konsekvenser for fisk og fiskerier av seismiske undersøkelser til havs. I Sætre, R. 1997. Miljørapport 1997. Fisken og havet, Særnummer 2, 1997, Havforskningsinstituttet, Bergen, Norge.

Myrberg A.A., 1997. Underwater sound: Its relevance to behavioral functions among fishes and marine mammals. *Mar. Fresh. Behav. Physiol.* 29, 3-21.

Whitlow, W.L.A., Nachtigall, P.E. and Palowski, J.L., 1997. Acoustic effects of the ATOC signal (75 Hz, 195 dB) on whales. *J. Acoust. Soc. Am.* 101 No. 5, 2973-2977.

Goold, J.C., 1998. Broadband spectra of seismic survey air-gun emissions, with reference to dolphin auditory thresholds. *J. Acoust. Soc. Am.* 103 No. 4, 2177-2184.

Nyman, J., Mosbech, A. and Dietz, R., 1998. Preliminary environmental impact assessment of regional offshore seismic surveys in Greenland. *Research Notes from NERI No. 80.* National Environmental Research Institute, Denmark.

Duncan, A. and McCauley, R., 2000. Characterisation of an air-gun as a sound source for acoustic propagation studies. UDT Pacific 2000 Conference, Sydney Australia. 7-9 Feb. 2000.

Gausland, I. 2000. Impact of seismic surveys on marine life. *The Leading Edge*, August 2000.

Thomson, D.H., Lawson, J.W. and Muecke, A., 2000. Proceedings of a workshop to develop methodologies for conducting research on the effects of seismic exploration on the Canadian east coast fishery, Halifax, Nova Scotia, 7-8 September 2000. *Environmental Studies Research Funds Report No 139.* Calgary 92pp.

Wardle, C.S., Carter, T.J., Urquhart, G.G., Johnstone, A.D.F., Ziolkowski, A.M., Hampson, G. and Mackie, D., 2001. Effects of seismic air guns on marine fish. *Continental Shelf Research* 21, 1005-1027.

McCauley, R. and Jenner, C., 2001. The underwater acoustic environment in the vicinity of Vincent and Enfield Petroleum leases, North West Cape, Exmouth WA. Project CMST – 273, Rep.-R2001-22, Centre for Marine Science and Technology, Curtin University of Technology, Perth, Western Australia.

Råstofindvinding

Lisberg, D., Petersen, J.K. & Dahl, K. 2002. Biologiske effekter af råstofindvinding på epifauna. *Danmarks Miljøundersøgelser.* 56 s. – Faglig Rapport fra DMU nr. 391. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Dahl, K., Hansen, J., Helmig, S., Nielsen, R. & Larsen, H.S. 2001: Naturkvalitet på stenrev – Hvilke indikatorer kan vi bruge? *Danmarks Miljøundersøgelser.* 130 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 352. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Havets natur- mål og midler – Rapport fra Wilhjelm-udvalgets arbejdsgruppe for havet. November 2001. Side 71-73.

Helmig, Stig. Omfang og udnyttelse af hårbund i Kattegat. Kapitel 2: DFU rapport-nr. 63-99 Kortlægning af stenrev, stenfiskeri og fiskeri på hårbund, samt metoder til videnskabelige undersøgelser af rev og hårbund.

ICES cooperative research report No. 247. Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem. November 2001.

Jensen, B. J. og Nielsen, P.E. Geologi, nyt fra GEUS. Temanummer. Den skjulte guldgrube. Råstoffer på havbunden nr. 4. december 1998.

Newell, R.C., Seiderer, L.J., Hitchcock, D.R. 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: an annual Review* 36: 127-178.

Nielsen, Poul Erik. Råstofindvinding på havområdet. Gennemførelse af nyt tilladelsessystem. Pjece fra Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. 2002.

Jensen, H. 2000. Settlement dynamics in the lesser sandeel *Ammodytes marinus* in the North Sea. A thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy at the University of Aberdeen.

Tanda. M. 1990. Studies on burying ability in sand and selection to the grain size for hatchery-reared marbled sole and Japanese flounder. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 56: 1543-1548.

Pihl, L., van der Veer, H.W. 1992. Importance of exposure and habitat structure for the population density of 0-group plaice, *Pleuronectes platessa* L., in coastal nursery areas. *Neth. J. Sea Res.*, 29: 145-152.

Kystbeskyttelsesforanstaltninger

Kystinspektoret. Fiskebestande og fiskeri i planlagte sandindvindingsområder på Vestkysten samt i revlefodringsområde udfor Fjaltring. Rapport udført af VKI. 2000

Kystinspektoret. VVM redegørelse for planlagte sandindvindingsområder på Vestkysten. Rapport udført af VKI. 2000.

Kystinspektoret. Vestkysten 98. 1998

Limfjordsamterne. Rødspætte og isinger. Tangerne ved Thyborøn og Nisum Bredning 2000. 2000.

Ringkøbing Amt – Ringkøbing Fjord Miljøtilstand. 2000

Rekreativt fiskeri

Post, J.R., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N.P., Walters, C.J., Parkinson, E.A., Paul, A. J., Jackson, L., Shuter, B.J. 2002. Canada's Recreational Fisheries: The Invisible Collapse? *Fisheries*, 27: 6-17.