nr.6/2013

FISKEN OG HAVET

Kunnskapsstatus - plassering av oppdrettsanlegg og mulige interaksjoner med gytefelt og oppvekstområder for marin fisk og vandringsruter for laks

Ørjan Karlsen og Terje van der Meeren

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH

Kunnskapsstatus – Plassering av oppdrettsanlegg og mulige interaksjoner med gytefelt og oppvekstområder for marin fisk og vandringsruter for laks

Ørjan Karlsen og Terje van der Meeren

26 juni 2013

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH

ISSN 0071 - 5638

PROSJEKTRAPPORT

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH

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

Tromsø	Flødevigen	Austevoll	Matre
9294 TROMSØ	4817 HIS	5392 STOREBØ	5984 MATREDAL
Tlf. 55 23 85 00	Tlf. 37 05 90 00	Tlf. 55 23 85 00	Tlf. 55 23 85 00

Distribusjon: Åpen

HI-prosjektnummer: 14272

Oppdragsgiver(e): Fiskeridirektoratet

Oppdragsgivers referanse:

Dato: 26-6-2013

Rapport: **Fisken og havet**

Nr **6-2013**

Program: Akvakultur

Tittel (norsk/engelsk):

Kunnskapsstatus - plassering av oppdrettsanlegg og mulige interaksjoner med gytefelt og oppvekst-områder for marin fisk og vandringsruter for laks

Knowledgebase - localization of fish farms and possible interactions with spawning and nursing areas of marine fish and migration routes for salmon.

Forskningsgruppe: FG436 Reproduksjon og vekst

Forfattere: Ørjan Karlsen og Terje van der Meeren

Antall sider totalt:

Sammendrag (norsk):
Denne rapporten er et svar på en forespørsel fra Fiskeridirektoratet vedrørende mulige effekter av oppdrettsanlegg på rekruttering for marin fisk og vandring av laks i kystfarvannene. Fiskeridirektoratet, så vel som fylkeskommunene, trenger mer kunnskaper om: A) mulige effekter av lokalisering av lakse- og torskeoppdrettsanlegg i og i nærheten av registrerte gytefelt for marine arter (torsk, kveite, etc.), B) eventuelle effekter av oppdrettsanlegg i vandringsruter for vill laks og C) effekter av lokalisering av oppdrettsanlegg i oppvekstområder for ville marine arter. Rapporten inneholder en oppdatert kunnskapsstatus på disse områdene.

Summary (English):
This report is to answer a request from the Directorate of Fisheries about possible effects of finfish aquaculture farms on recruitment of marine fish and migration of Atlantic salmon in the coastal waters. The Directorate, as well as the County Councils, need more knowledge about: A) possible effects of localization of fish farms for salmon and cod at, or in the vicinity of, registered spawning grounds for marine species (cod, halibut etc.), B) possible effects of fish farms on migration routes of wild salmon, and C) effects of localization of fish farms in nursery areas of wild marine species. This report presents an updated review of the knowledge on these topics.

Emneord (norsk): Gytefelt, oppdrettsanlegg, kysttorsk, laks, smolt, livssyklus, antropogene effekter

Subject heading (English): *Spawning areas, Aquaculture farms, Coastal cod, Salmon, Smolt, Life cycle, Anthropogenic effects*

Innholdsfortegnelse

Sammendrag 6

Innledning 7

A: Kunnskapsstatus om mulige effekter av lokalisering av lakse- og torskeoppdrettsanlegg i og i nærheten av registrerte gytefelt for marine arter 8

1.1 Kysttorskens livshistorie og bestandsstruktur 8

1.1.1 Bestandsstruktur 8

1.1.2 Livssyklus 11

1.1.3 Gyteområder, egg og larver 12

1.1.4 Yngel – juvenil 14

1.1.5 Gytevandring, gytegrunner og gyteatferd 14

1.2 Kysttorskens bestandsutvikling 16

1.3 Antropogene effekter 18

1.4 Potensielle effekter av lokalisering av oppdrettsanlegg i og i nærheten av registrerte gytefelt for torsk og andre marine arter 19

1.4.1 Effekter på gyteatferd 19

1.4.2 Effekter på gytevandring 20

1.4.3 Genetiske effekter ved rømming og gyting i merd 21

1.4.4 Effekter ved utslipp av avløpsvann fra smoltanlegg i gyteområder 22

1.4.5 Andre effekter 23

B: Effekter av oppdrettsanlegg i vandringsruter for vill laks 24

2.1 Smoltutvandringen 24

2.2 Innsiget 26

C: Effekter av lokalisering av oppdrettsanlegg i oppvekstområder for ville marine arter 27

3.1 Effekt av tiltrekking av fisk til oppdrettsanlegg 27

3.2 Forurensning fra oppdrettsanlegg 31

3.2.1 Næringssalter og organisk belastning 31

3.2.2 Fremmedstoffer 34

3.3 Sykdom 35

3.4 Andre effekter 35

Referanser 36

Sammendrag

Rapporten gir en oversikt over kunnskapsstatus om; A) mulige effekter av lokalisering av lakse- og torskeoppdrettsanlegg i og i nærheten av registrerte gytefelt for marine arter (torsk, kveite, etc.), B) eventuelle effekter av oppdrettsanlegg i vandringsruter for vill laks, og C) effekter av lokalisering av oppdrettsanlegg i oppvekstområder for ville marine arter.

Det er begrenset vitenskapelig dokumentasjon på hvor gytefeltene for de ulike fiskeartene er lokalisert på kysten og i fjordene, men det finnes en betydelig mengde erfaringsdata basert på observasjoner av blant annet fiskere. For en del arter som torsk, hyse og sild er det også en god del vitenskapelige observasjoner av gytevandring og gyteområder. I tillegg blir gytefeltene for kysttorsk nå kartlagt ved innsamling av egg og larver i fjord- og kystområdene i gytesesongen. For kysttorsk er det utført en rekke merke- og gjenfangstforsøk for å studere blant annet vandringsmønster. Gyteatferd hos torsk og vandring etter rømming er studert ved hjelp av akustisk merking og lyttebøyer. Det er også gjennomført omfattende utsettingsforsøk med merket torsk i havbeite. Videre er omfang av rømt oppdrettstorsk studert i utvalgte områder, samt mulige effekter av at oppdrettstorsk gyter i merder. Det finnes mye data på oppdeling i genetisk differensierte populasjoner av kysttorsk, både over større regioner og innen enkelte fjorder. For andre arter enn torsk er informasjonen mer begrenset, både når det gjelder gytefelt, vandringer, oppvekstområder og genetisk populasjonsstruktur. Dette gjelder særlig for arter som lever i de dypere vannlagene, og arter uten kommersiell utnyttelse.

Vi finner ikke dokumentasjon på at lakseoppdrett påvirker gyteatferden hos torsk eller andre marine arter, men det mangler konkrete studier som undersøker mulige negative effekter av lakseoppdrett på selve gytingen hos vill torsk.

Torsk kan reagere negativt på luktstoffer fra laks og oppdrettstorsk i forsøk i kar, men det er ikke dokumentert at torsk på gytevandring blir påvirket av lokalisering av oppdrettsanlegg. Lakseoppdrettsanlegg tiltrekker seg torsk og annen villfisk i store deler av sesongen. Det gjenstår å avklare om ulike stadier i livssyklusen eller ulike stammer eller komponenter (for eksempel stasjonær kysttorsk versus mer vandrende kysttorsk) reagerer på nærvær av oppdrettsanlegg (eksempelvis ved lukt, lyd eller kunstig lys).

Det er gjennomført en rekke studier på laksesmoltens vandring i fjordene og på kysten, men det finnes så langt ikke dokumentasjon på at oppdrettsanlegg påvirker vandring eller predasjon på utvandrende villsmolt.

Oppdrettsanlegg påvirker atferd, diett og energitilgang hos bl.a. torsk og sei ved tiltrekking av villfisk og andre organismer til anlegget, og ved at spillfôr er tilgjengelig for disse. Endret diett og energitilgang kan påvirke reproduksjon og vandringsmønstre hos torsk og sei. De eventuelle bestandsmessige følger av dette er imidlertid så langt ukjente, men studier pågår.

Oppdrettsanlegg kan potensielt påvirke vill marin fisk ved smittespredning og negativ påvirkning på oppvekststhabitater nær anleggene, men det mangler konkret dokumentasjon på forekomst og omfang av slike mulige effekter.

Innledning

Det har vært hevdet at lakseoppdrett forhindrer torskens vandring inn til gytefeltene som ofte ligger inne i fjorder, og derfor kan ha en negativ effekt på bestandsutvikling eller tradisjonelle fiskerier. Tilsvarende har det vært reist spørsmål om lakseanleggene påvirker laksens vandring ut av fjordene som postsmolt, og tilbakevandringen av kjønnsmoden laks. Det er kjent at oppdrettsanlegg tiltrekker seg til dels betydelige mengder villfisk, og det har vært en debatt hvorvidt sei som spiser spillfôr får en dårlig kvalitet. Selve tiltrekkingen av villfisk kan også ha økologiske konsekvenser. I arbeidet med å vurdere lokaliteter for oppdrett søker Fiskeridirektoratet og fylkeskommunene mer informasjon om:

A) Mulige effekter av lokalisering av lakse- og torskeoppdrettsanlegg i og i nærheten av registrerte gytefelt for marine arter (torsk, kveite, etc.),
B) Eventuelle effekter av oppdrettsanlegg i vandringsruter for vill laks og
C) Effekter av lokalisering av oppdrettsanlegg i oppvekstområder for ville marine arter.

Havforskningsinstituttet er bedt om å gi en oppdatert kunnskapsstatus på disse områdene, og denne rapporten svarer opp denne delen av bestillingen.

A: Kunnskapsstatus om mulige effekter av lokalisering av lakse- og torskeoppdrettsanlegg i og i nærheten av registrerte gytefelt for marine arter

Det er begrenset vitenskapelig dokumentasjon på hvor gytefeltene for de ulike fiskeartene er lokalisert på kysten, men det finnes en betydelig mengde erfaringsdata basert på observasjoner av blant annet fiskere. For en del arter som torsk, hyse og sild er det en god del vitenskapelige observasjoner av gytevandring og gyteområder. I tillegg er det i gang en gytefeltskartlegging for kysttorsk som en del av naturtypekartleggingen på kysten, basert på innsamling av egg fra fjord- og kystområdene i gytesesongen.

For kysttorsk er det utført en rekke merke- og gjenfangstforsøk for å studere blant annet vandringsmønster. Gyteatferd hos torsk og vandring etter rømming er studert ved hjelp av akustisk merking og lyttebøyer. Det er også gjennomført omfattende utsettingsforsøk med merket torsk i havbeite. Videre er omfang av rømt oppdrettstorsk studert i utvalgte områder, samt mulige effekter av at oppdrettstorsk gyter i merder. Det finnes mye data på oppdeling i genetisk differensierte populasjoner på ulik skala langs kysten, både over større regioner og i mikroskala innen enkelte fjorder.

For andre arter enn torsk er informasjonen imidlertid mer begrenset, både når det gjelder gytefelt, vandringer, oppvekstområder og genetisk populasjonsstruktur. Dette gjelder særlig for arter som lever i de dypere vannlagene, og arter uten kommersiell interesse.

I det følgende vil det fokuseres på livssyklusen til torsk fordi dette er spesifikt nevnt i bestillingen fra Fiskeridirektoratet med hensyn til lokalisering av oppdrettsanlegg. Andre arter er nevnt der det er naturlig.

1.1 Kysttorskens livshistorie og bestandsstruktur

1.1.1 Bestandsstruktur

Torsk langs Norskekysten utgjøres av flere bestandskomponenter, som i ulike livsstadier tilbringer tid i kystområdene. Dette omfatter nordøstarktisk torsk (skrei), torsk fra Nordsjøen og Skagerrak og kysttorsk (Bakketeig et al. 2013). Kysttorsken er trolig en mosaikk av mer stasjonære populasjoner av fjordtorsk og komponenter av vandrende kysttorsk (banktorsk).

Utviklingen av metodegrunnlaget for å kunne undersøke torskens bestandsstruktur er oppsummert i Havforskningsinstituttets risikovurdering for Norsk fiskeoppdrett (van der Meeren et al. 2012b). Torsk er en av de viktigste fiskeressursene i Nord-Atlanteren og finnes over et stort område på begge sider av Atlanteren, i Barentshavet, Østersjøen og Kvitsjøen. Innenfor ICES er det beskrevet og forvaltet et stort antall bestander (ICES 2005). Denne makrogeografiske oppdelingen støttes i stor grad av ulike genetiske undersøkelser (Sick 1961; 1965a; 1965b; Mork et al. 1985; O'Leary et al. 2007).

I Norge har vi lange forskningstradisjoner på ulike på torskebestander. Forholdene mellom vandrende nordøstarktisk torsk og mer stasjonær torsk ble diskutert i detalj for mer enn hundre år siden (Hjort & Dahl 1900). Senere ble det gjennomført omfattende studier basert på meristiske karakterer, og det ble påvist klare forskjeller mellom ulike populasjoner (Schmidt 1930). Forskjellene i otolitt (ørestein)-struktur mellom nordøstarktisk torsk og norsk kysttorsk ble påvist allerede av Rollefsen (1933), og denne metoden brukes fremdeles for å identifisere individer til hver gruppe.

Disse fenotypiske karakterene kan imidlertid også være påvirket av miljøfaktorer slik at det var behov for å undersøke karakterer med en klarere genetisk forankring. Blodproteinet hemoglobin var den første markøren som ble brukt til å studere torskepopulasjoner (Sick 1961), og store forskjeller ble funnet i allelfrekvenser i mer detaljerte studier (Sick 1965a,b; Frydenberg et al. 1965). Resultatene fra både hemoglobin og andre blodproteiner (Møller 1966; 1968) viste store forskjeller mellom vandrende nordøstarktisk torsk (skrei) og kysttorsk. Møller fant også klare forskjeller mellom ulike populasjoner av kysttorsk. De første genetiske studiene basert på vevsproteiner (allozymer) fant begrenset genetisk variasjon langs kysten (Jørstad 1984; Mork et al. 1985; Jørstad & Nævdal 1989; Mork & Giæver 1999), mens mer omfattende studier gjennomført de siste 5–6 årene (Jørstad 2007; Wennevik et al. 2008) bekrefter i all hovedsak de store forskjellene som ble funnet i de tidligere studiene.

Det siste tiåret er det utviklet en rekke nye genmarkører basert på ulike DNA-metoder. Når det gjelder forskjellene mellom nordøstarktisk torsk og kysttorsk, er det særlig *PanI* (Fevolden & Pogson 1997; Pogson & Fevolden 2003) som har vært benyttet. Denne markøren viser forskjeller i allelfrekvenser (kun to ulike genvarianter) mellom de to hovedgruppene kysttorsk og nordøstarktisk torsk (Fevolden & Pogson 1997; Sarvas 2005). Siden disse undersøkelsene startet (1993) har torsk fra nordnorske fjorder og kystområder lenger sør, vist høye *PanI*A-frekvenser (> 0,8), mens nordøstarktisk torsk viser tilsvarende høye frekvenser av den andre genvarianten, *PanI*B (≥ 0,9). Det er gjennomført detaljerte studier av *PanI* som klart demonstrerer betydelig variasjon hos torsk både mellom regioner og fjordsystemer (Sarvas 2005; Sarvas & Fevolden 2005a; 2005b; Skarstein et al. 2007; Westgaard & Fevolden 2007).

Mikrosatellitt DNA-analyser som er gjennomført de siste ti årene på torsk, bekrefter tidligere hovedfunn, men har avdekket betydelig mer komplisert og detaljert populasjonsstruktur i hele utbredelsesområdet, inkludert Nord-Amerika (Ruzzante et al. 1999; Beacham et al. 2002), Island (Jonsdottir et al. 2002; Pampoulie et al. 2006) og i Europa (Dahle 1991; Hutchinson et al. 2001; Nielsen et al. 2003; Knutsen et al. 2003; 2004; 2007). I perioden 2002 til 2007 samlet Havforskningsinstituttet inn et stort prøvemateriale av torsk for genetiske analyser fra lokaliteter langs hele kysten fra Hvaler i sør til Varangerfjorden i nord. Prøvene ble samlet inn fra gytefelt langs kysten og inne i fjorder, for det meste i gytesesongen. I dette arbeidet er både "gamle" og nye genetiske markører analysert slik at resultatene fra for eksempel blod- og hemoglobinanalyser direkte kunne sammenlignes med tidligere studier (Jørstad 2007; Jørstad et al. 2007). Noe av dette materialet (Lofoten) er publisert (Wennevik et al. 2008) og en rekke artikler er i publiseringsfasen. De generelle resultatene fra disse DNA-analysene

bekrefter i stor grad tidligere resultater med andre metoder, men avdekker også en mer detaljert og komplisert populasjonsstruktur i norske farvann. Torskens genom er nylig kartlagt, og de nye molekylære metodene (blant annet single nucleotide polymorfisme-markører: SNP) innebærer økt evne til å skille mellom ulike kysttorskbestander. Det utvikles nå et større antall SNP-markører på torsk for ulike undersøkelser. Disse vil uten tvil kunne gi bedre informasjon.

Genetiske analyser viser at det er stor variasjon blant kysttorsk langs vår ca. 2500 km lange kyst. Vi vet også at kysttorsken som "gruppe" er genetisk forskjellig fra torsk både i Barentshavet og i Nordsjøen. Når vi deler kysttorsken inn i regioner langs kysten, ser vi at det er genetiske forskjeller mellom de ulike regionene. Det ser blant annet ut til å være et skille ved Trondheimsfjorden, hvor kysttorsk nord og sør for dette skillet danner to klart genetisk atskilte grupper (Johansen et al. 2009).

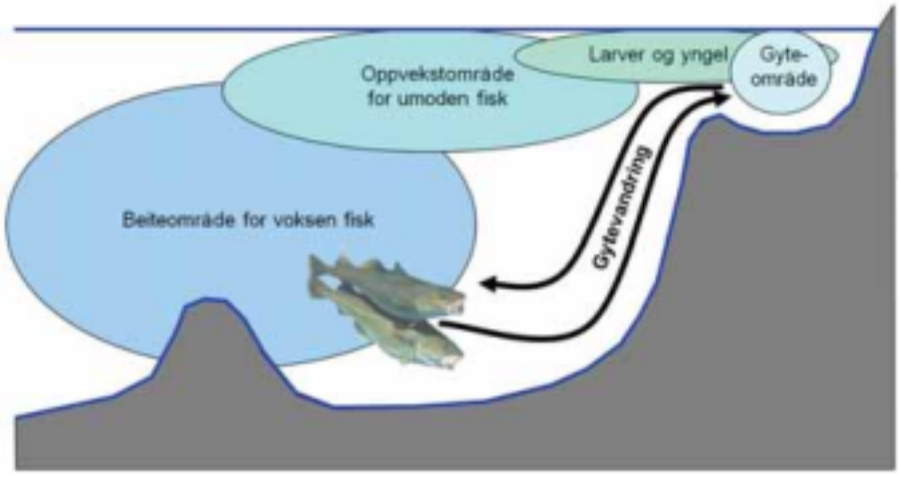
På Sørlandet er det også påvist en finskala bestandsstruktur hos torsk med genetisk variasjon i mikrosatellittmarkører over korte avstander (Knutsen et al. 2011), men dette er enda ikke grundig undersøkt for større deler av kysten. Det forventes at ytterligere analyse av prøvematerialet som Havforskningsinstituttet samlet inn fra gytefeltene i perioden 2002–2007 vil kunne bedre kunnskapen på dette området.

I utenlandske studier er bestandsstrukturen i skotske farvann beskrevet som en metapopulasjon bestående av individuelle gytekomponenter som utgjøres av underpopulasjoner (Wright et al. 2006). I amerikanske farvann har nylige genetiske undersøkelser vist at det er en betydelig genetisk diversitet hos kystpopulasjonen av torsk (Wirgin et al. 2007; Kovach et al. 2010). Slike "finskala" genetiske forskjeller kan oppstå ved at egg og larver fra et gyteområde holdes tilbake i gyteområdet og de nærliggende farvannene (retensjon). Når utveksling av genetisk materiale på denne måten begrenses av fysiske prosesser, vil det kunne skape geografisk isolasjon mellom gyte- og oppvekstområder i nabofjordene, med genetisk spesialisering som resultat hvis slike populasjoner er under seleksjon. Retensjon av torskeegg i terskelfjorder på Sørlandet er påvist (Knutsen et al. 2007; Ciannelli et al. 2010), og retensjon beregnet fra sirkulasjonsmodeller sammen med observert eggmengde brukes til å sette verdi på gyteområder (Espeland et al. 2013). Stor grad av retensjon og stor eggtetthet tilsvarer da høy verdi på gyteområdet.

I en modellstudie av eggdrift fra ulike gyteområder langs Nordlandskysten, tilsvarende ulike bestandskomponenter av torsk, vises det at skreieggene som er gytt ute i havet driver nordover langs kysten, at egg fra kysttorsken hadde en viss utveksling mellom gyteområdene i skjærgården, og at fjordtorskens egg hadde høyest retensjon på gytefeltene inne i fjordene (Myksvoll et al. 2013a). Retensjon er en passiv prosess, men også gytefiskens atferd kan bidra til å holde bestandskomponenter atskilt. Dette er i motsetning til retensjon en aktiv prosess hvor torsken vender tilbake til de samme gyteområdene der den selv ble født, såkalt "homing". Det er også en mulighet for at torsken kjenner igjen hvilken underpopulasjon den tilhører og velger gytepartnere ut fra dette (van der Meeren et al. 2012b).

1.1.2 Livssyklus

Torsken sin livssyklus omfatter vandring av kjønnsmoden fisk fra beiteområder til spesifikke gyteområder (Figur 1). Egg og larver sprer seg utover herfra, og yngelen søker til bunn og vokser opp i grunne områder på kysten og i fjordene (kysttorsk) eller den bunnslår ute i havet (skrei). I oppvekstområdene er kysttorsken relativt stasjonær, men med økende alder eller størrelse ser det ut til at fisken spres over større områder. Tilsvarende observasjoner er gjort for torsk på vestsiden av Atlanterhavet (Lawson og Rose 2000). Et merkeforsøk fra Shetland viste at kysttorsken hadde sesongmessig dybdevariasjon der torsken stod dypere om vinteren (Neat et al. 2006).



Figur 1. Skjematisk livssyklus hos kysttorsk, illustrert med en terskelfjord.

Den voksne kysttorsken beiter også utenfor fjordene (Jakobsen 1987). Stor torsk fanges på gytefeltene, men den er sjelden å få i fjordene utenom gytesesongen. Trolig er den på beitevandring i et større område, kanskje helt ut til havs. Foreløpige data tyder på at de lokale og små gytefeltene derfor kan være viktige for fisket i et langt større geografisk område enn fjorden yngelen er vokst opp i. De mer havgående bestandene som skrei og nordsjøtorsk bruker større deler av havområdet de tilhører, som beiteområde. Kysttorsk fanges i tillegg til dels ute i havet på bankene, og denne komponenten har fått betegnelsen banktorsk.

Mye av torsken som fiskes på kysten av Troms og Finnmark, regnes som banktorsk. Om dette er egne bestandskomponenter som kun bruker den ytre kysten og bankene i livssyklusen sin, er mer uklart. I hvilken grad det er universelt at torsken finner tilbake til det samme området den selv ble klekket ("homing"), er også uklart, men flere undersøkelser viser at "homing" forekommer i lokale bestander hos torsk (Jakobsen 1987; Lawson og Rose 2000; Robichaud and Rose 2001; Howell et al. 2008; Skjæraasen et al. 2011).

Tilsvarende livssykluser med til dels atskilte beite-, gyte- og oppvekstområder finnes for de fleste fiskearter langs kysten, men med unntak av de viktigste kommersielle artene er svært lite kjent om disse områdenes lokalisering lokalisering. Det samme gjelder kunnskap om bestandsstruktur for de mindre utnyttede artene i fiskerisammenheng.

1.1.3 Gyteområder, egg og larver

Skreiens gyteområder er beskrevet i KILO-rapporten (Sundby et al. 2013): Skreien gyter flekkvis langs kysten fra Nordvestlandet til Finnmark. År om annet har det vært registrert gyting helt sør til Sotra, men det er sjelden. Gytefeltene er geografisk definerte og avgrensede, men betydningen av de ulike feltene varierer fra år til år. I Lofoten og Vesterålen kan det eksempelvis svinge mellom gyting i Vestfjorden og Øst-Lofoten ("Innersida") og gyting ute på Røstbanken og Vesterålsbankene ("Yttersida"). De siste 10 årene har det eksempelvis vært stor gyteaktivitet på Yttersida, mens det har vært svært begrenset gyting på Innersida. Forrige gang det var betydelig gyting på Yttersida var på slutten av 1980-tallet, men den gangen ble allikevel stor gyteaktivitet samtidig opprettholdt på Innersida (Sundby & Bratland 1987). De siste 2-3 årene har det igjen vært stor gyteaktivitet på Innersida. Det er også funnet en betydelig andel skreilarver i et spesifikt gyteområde for torsk i Skjerstadfjorden (Dahle & van der Meeren 2012), og skrei er påvist inne i en del nordnorske fjorder i gytetiden. Det er derfor sannsynlig at skreien også gyter i en del fjorder fra Nordland til Finnmark, men dette bør verifiseres ved egg- og larveundersøkelser.

Nordsjøtorsken som gyter i området nord og vest for Danmark, vil ha egg- og larvedrift inn mot Skagerrak. Det er vist at en del av denne yngelen vokser opp i den svenske skjærgården, for så å returnere til gytefeltene den kom fra i Nordsjøen (Svedäng et al. 2012). Flere studier tyder på at også Sørlandskysten har en slik tilførsel av torskeegg og -larver fra Nordsjøen eller fra nordsjøtorsk som gyter på den ytre kysten (Stenseth et al. 2006; Knutsen et al. 2004; 2011). Om Vestlandskysten har en tilsvarende tilførsel av larver og yngel fra Nordsjøen er ukjent og bør derfor undersøkes.

Kysttorsken gyter både inne i fjordene og i skjærgården. I Lofoten er det for eksempel overlapp med gyteområdene til skreien. I fjordene velger den beskyttede områder, ofte innerst i fjordarmene, i poller, våger eller bukter, hvor gytingen foregår typisk på 20–60 m dyp. På kysten benyttes havbukter, men også mer beskyttede lokaliteter blant øyer, holmer og sund i dette området. Det kan være stor variasjon fra år til år i eggmengde som gytes og tidspunkt for toppen av gyteforløpet. I en studie over 6 år fra et lokalt gytefelt for torsk i Heimarkspollen i Austevoll ble det funnet en variasjon på 50 % i eggmengde og en forskyvning på opptil 3 uker i gyteforløpet fra ett år til et annet (van der Meeren et al. 2012a). En slik variasjon kan ha bakgrunn i fiskens kondisjon og fluktuasjoner i fysiske parametre som for eksempel temperatur (Kjesbu et al. 2010). Det også funnet at gytetidspunktet for et individ til en viss grad kan være genetisk bestemt og derved bestandsavhengig (Otterå et al. 2012). Slike variasjoner kan gjøre det vanskelig å kartlegge og ikke minst verdisette gyteområder. Ideelt sett burde slike undersøkelser gjennomføres over flere år og gjennom større deler av gytesesongen for å få gode data på maksimal og gjennomsnittlig eggproduksjon.

Hva som skal defineres som gyteområde i forvaltningsmessig sammenheng er også vanskelig å bestemme, for egg og larver er sårbare livsstadier som trenger beskyttelse, og som vil drive utover den lille geografiske lokaliteten hvor selve gytingen kan finne sted. I Espeland et al. (2013) er gytefelt i tid definert til å omfatte perioden fra den voksne fisken er samlet på gyteplassen til og med eggenes planktoniske fase. Det legges større vekt på den planktoniske

fasen, og dette utfyller bruken av begrepet gytefelt brukt i mange andre praktiske sammenhenger. Samtidig legges det mindre vekt på observasjoner av fisk med rennende rogn siden områder der den modne fisken samles før gyting er vanskelig å skille fra selve gytefeltet. Dette betyr at definisjonen på gytefelt som er brukt her, har en noe mer biologisk og populasjonsdynamisk tilnærming enn bestemmelse av gytefelt observert gjennom kommersielt fiske på gytemoden fisk alene (Espeland et al. 2013). Geografisk vil ikke gytefeltet kunne sies å ha noen klart definert grense. En bestands gytefelt avgrenses derfor som det område der hoveddelen av avkommet befinner seg i den planktoniske fasen (Espeland et al. 2013). Om det er biologisk hensiktsmessig å utvide begrepet gytefelt til også å omfatte de pelagiske larvestadiene vil være gjenstand for diskusjon. Uansett vil gytefelt etter disse definisjonene derfor være større enn akkurat det området der moden fisk med rennende rogn og melke fanges. Definisjonene er hensiktsmessig for lokale gyteområder hvor spredningen av egg og larver ikke er for stor. For kveite som har opp til 8 uker fra gyting til larven er klar til å spise, vil spredningen bli svært stor, og det kan derfor stilles spørsmål om definisjonene ovenfor er hensiktsmessig for denne arten.

Torskeeggene flyter stort sett i de øverste 40 m av vannsøylen og klekker etter 2–3 uker. Andre arter som sild og lodde vil legge egg på bunnen eller på vegetasjon i grunne områder, og disse larvene vil befinne seg pelagisk i de øvre vannlag etter klekking sammen med andre fiskelarver. Kveite og andre dypvannsarter vil gyte i dypet, og for kveite vil ikke eggene nå overflatelagene i det hele tatt. Den nyklekte torskelarven er ca. 4 mm lang og har en plommesekk som gir næring den første uken. I løpet av denne tiden må larven lære seg å spise dyreplankton for kunne vokse og overleve. Det mest vanlige byttedyret er larvene til raudåta (nauplier) som er en copepod (et lite planktonisk krepsdyr). Hos torsk kan larvene også spise planteplankton de første dagene.

Copepoder og naupliene deres er også mat for larvene til de aller fleste fiskeartene i norske kystfarvann. Derfor finner man ofte en god blanding av fiskelarver fra ulike arter i eller i nærheten av gytefeltene i fjordene og på kysten. Blant annet er det nylig funnet kveitelarver i de grunnere delene av Skjerstadfjorden hvor torsken gyter (van der Meeren et al. 2013). Det er kun rapportert om funn av fem kveitelarver fra norske farvann. Det er ikke systematisk undersøkt om gyteområdene har særlige kvaliteter som over lengre sikt gir god overlevelse for fiskelarver, men det er ikke usannsynlig at dette er tilfelle.

Torskelarver vil vokse svært fort hvis de får tilgang til nok byttedyr av riktig type og størrelse. Veksten er et viktig middel i et kappløp om å unngå å bli spist, fordi hurtig vekst reduserer tiden larvene er tilgjengelige for spesifikke predatorgrupper. I forsøk er det vist at torskelarver som spiser copepoder, kan legge på seg mer enn 20 % i vekt per dag som et gjennomsnitt de første 5 ukene etter klekking hvis temperaturen stiger opp mot 14–15°C (van der Meeren & Næss 1993; van der Meeren et al. 1994). Torskelarver finnes typisk i overflatelaget (mellom 0 og 10 m dyp), på eller i nærheten av gyteplassene i fjordene og skjærgården. I mer eksponerte områder kan torskelarvene befinne seg noe dypere som for eksempel fra 10–25 m dyp slik det er observert i Lofoten (Sundby et al. 2013).

1.1.4 Yngel – juvenil

I løpet av 8–10 uker øker torskelarven vekten sin mellom 2 og 4 tusen ganger. Den blir stadig mer lik en miniatyrutgave av en voksen torsk. Da nærmer det seg tiden for å slå seg ned på bunnen. Undersøkelser har vist at 0-gruppe torsk tenderer til å aggregere i strandsonen, og mer jevnt fordelt på flatere bunn med sand, grus eller småstein, sjeldnere på bunn med fjell og stein (både med og uten vegetasjon) (Sundby et al. 2013). På Vestlandet har det vært observert at denne 5 cm store torskeyngelen slår seg ned øverst i tang- og tarebeltet på 0–2 m dyp. I tilknytning til gyteområdene er det vanlig med grunne områder som ofte er dekket av ålegress eller ulike sorter tare, for eksempel sukkertare. Her vokser torskeyngelen opp under gode matforhold siden små krepsdyr, børstemark og små fisk er tallrike i slike leveområder. I tillegg gir de også godt skjul. Ålegress har vist seg å være særlig viktig, og det er beskyttet gjennom internasjonale avtaler. Disse grunne områdene i nærheten av gyteområdene er trolig svært viktige for rekruttering hos torsk og annen marin fisk, og kanskje særlig i dype fjordsystemer hvor den dominerende undervannstopografien er bratte sidefjellsider med få grunne viker og bukter. Denne typen fjordtopografi finnes særlig på Vestlandet. I Nord-Norge er det også rapportert om torskeyngel på bunnen av de dype fjordene om høsten (Skreslet 1982), men i en tidsseriestudie fra fjordene i Nord-Norge er det påvist at torskeyngel som bunnslår på dypt vann, i all hovedsak er skreiyngel (Fevolden et al. 2012).

1.1.5 Gytevandring, gytegrunner og gyteatferd

Den geografiske lokaliseringen av gytegrunner er antatt å være assosiert med forhold som maksimerer overlevelse og tilpasning ("fitness"). Gyteområdet til en kysttorsk er gjerne i fjordarmer, viker, poller eller våger. Hos den kjønnsmodne torsken fører minkende daglengde om høsten til at modning av rogn og melke starter. Fra desember er vandringen mot gytefeltene i gang, men hvordan vandringen foregår (for eksempel dyp) er ikke kjent. For lokale bestander ser det ut til at gytegrunnene er lokalisert slik at avkommet holdes tilbake i det samme området (Hutchings et al. 1993). Dette betyr at lokaliseringen av gytegrunnene er ikke tilfeldig, og om en gytegrunne av en eller annen årsak skulle bli utilgjengelig er det ikke gitt at det finnes passende habitater i nærheten (Meager et al. 2012). Det er da også vist at lokale torskestammer er svært trofaste til sin gytegrunne, og at de har en sterk "homing"-atferd (Skjæraasen et al. 2011).

Torsk har en gyteatferd som trolig involverer parvalg (Nordeide & Folstad 2000; Windle & Rose 2007). Kurtisen og gyteatferden er beskrevet fra akvarieobservasjoner (Brawn 1961) og fra store kar (Meager et al. 2009). Dette inkluderer at en aggressiv hann gjør krav på territorium, som hunnen oppsøker og initierer en sekvens som leder til gyting. Dette inkluderer kurtisering, lydproduksjon fra hannen, fremvising ("displays") og berøringer. Hannene konkurrerer om hunnene ved bruk av displays og lyd (Brawn 1961; Hutchings et al. 1999; Rowe et al. 2008). Gytingen fullføres ved at paret svømmer oppover i en spiral, før de på toppen av denne spiralbevegelsen faktisk gyter (Brawn 1961; Hutchings et al. 1999). Frislippelsen av egg og sperm fremkommer derfor ved parvise gytinger, men siden de har en ekstern befruktning, kan andre hanner oppnå farskap ved hjelp av sniking (Brawn 1961).

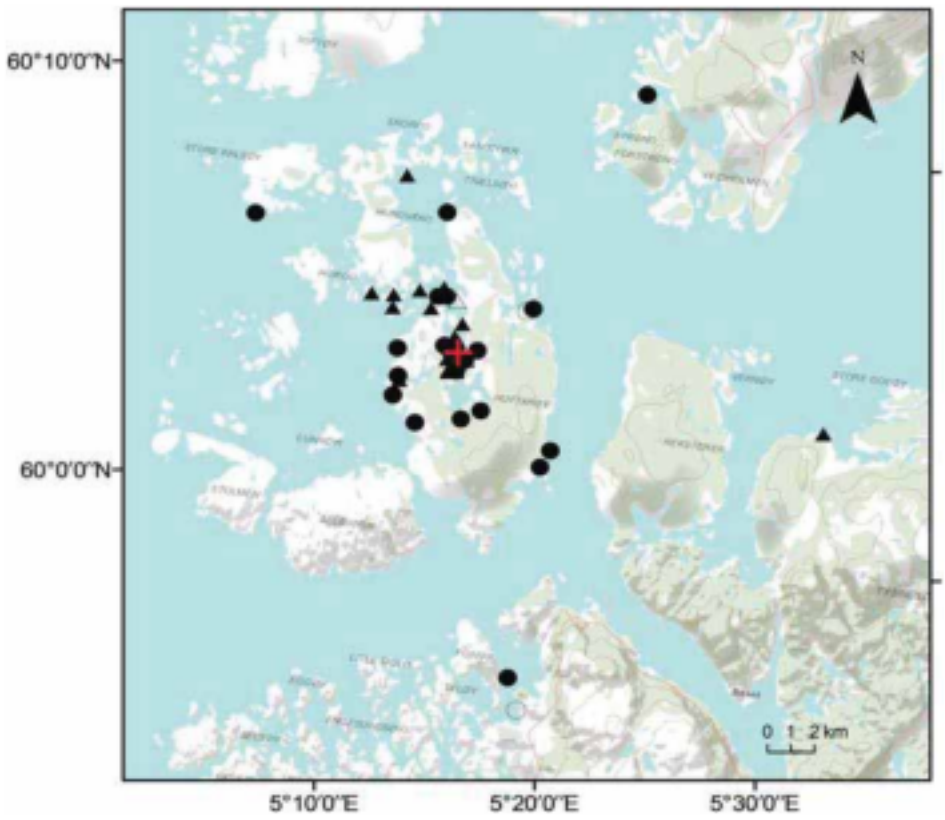
Det antas at denne atferden er årsaken til den vertikale dynamikken i atferd man ser i naturen, hvor det er observert en segregering av kjønnene under gytesesongen (Brawn 1961; Morgan & Trippel 1996; Rose 1993; Lawson & Rose 2000). En tilsvarende segregering er også sett i fangenskap med kysttorsk, hvor hannene står dypere enn hunnene (Meager et al. 2009). Hanner og hunner er i tillegg trolig adskilt horisontalt på gytegrunnene, hvor en antar at hunnene oppsøker de hann-dominerte aggregeringene bare når de er klar for å gyte (Windle & Rose 2006). Torsk gyter normalt hver annen eller tredje dag, over et tidsrom på opptil 4–5 uker.

Det marine miljøet har ofte markante vertikale gradienter i saltholdighet, vannstrøm, temperatur og lys. Dette gir da fisk mulighet til å velge miljø, men hva som styrer posisjoneringen av fisk både horisontalt og vertikalt, er lite kjent. Det antas at gytegrunnene er lokalisert slik at egg og larver holdes tilbake, slik at det genereres en lokal isolasjon mellom geografisk fordelte gytegrupper. Vertikal posisjonering er antagelig styrt av en rekke forhold som lys, temperatur, strømmer og muligens saltholdighet. Tiden mellom eggporsjoner er temperaturavhengig (Kjesbu 1989, Kjesbu et al. 2010), og det er mulig at hunnene oppsøker et område optimalt for eggutvikling. "Homing" og trofasthet til gytegrunner er som nevnt dokumentert i flere studier (Robichaud & Rose 2001, Wright et al. 2006, Svedang et al. 2007, Skjæraasen et al. 2011).

I en studie på en gytegrunne i Austevoll (Osen, rett utenfor Heimarkspollen), ble atferden hos individmerket villfanget torsk og "rømt" kjønnsmoden oppdrettstorsk observert ved hjelp av akustiske merker og lyttebøyer (Figur 2). Hannene tenderte til å være mer aggregert i midten av gytegrunnene, mens hunnene var noe mer spredt (Meager et al. 2009). Hannene stod da også noe dypere (ca. 40 m, 15 m fra bunnen), mens hunnene stod på ca. 25 m dyp (ca. 30 m fra bunnen). Hunnene stod enda grunnere om natten. Akkurat hvilken dybde fisken står på vil antagelig variere med strukturen på gytegrunnen, men de tilgjengelige studiene viser alle at hannene står nær bunnen, mens hunnene står høyere (Morgan & Trippel 1996; Windle & Rose 2006; Meager et al. 2009).

Etter utsett på gytegrunnen ble villtorsk registrert av lyttebøyene i flere måneder. Registreringene avtok kraftig etter mars, og det var ingen registreringer fra juni til november. I desember kom mange fisk tilbake til området, og det ble registrert fisk på gytegrunnene de to neste årene. Dette gjaldt ikke oppdrettet torsk.

Merkeforsøk har vist at torsken i fjordene og langs kysten kan være svært stedbunden, spesielt for ungfisken (Løversen 1946), mens eldre og større torsk ser ut til å vandre mer i større beiteområder (Jakobsen 1987). Det er imidlertid ikke klart om det er variasjon i dette mønsteret langs ulike deler av kysten. Utenom gytetiden trekker fisken bort fra gytegrunnene, og for nordsjøtorsk er det vist at den trekker til kaldere vann for perioder i året, men returnerer når den er klar for å gyte (Neat & Righton 2007).

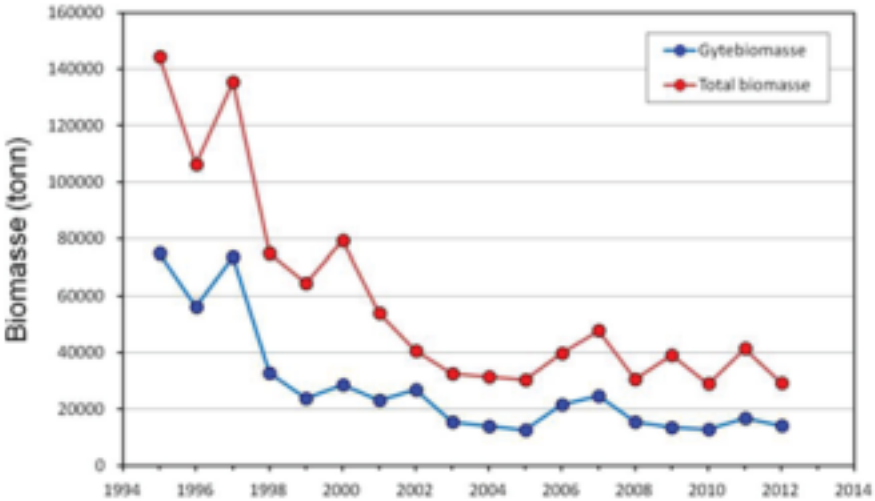


Figur 2. Gjenfangstposisjoner til merket vill (triangler) og oppdretts (sirkler) torsk fanget 1. gang (fylte symboler) og andre gang (åpne symboler). Rødt kryss indikerer utslippsted. Totalt ble om lag 30 % av oppdrettsfisken gjenfanget, nesten 50 % av villtorsken (fra Skjæraasen et al. 2011).

1.2 Kysttorskens bestandsutvikling

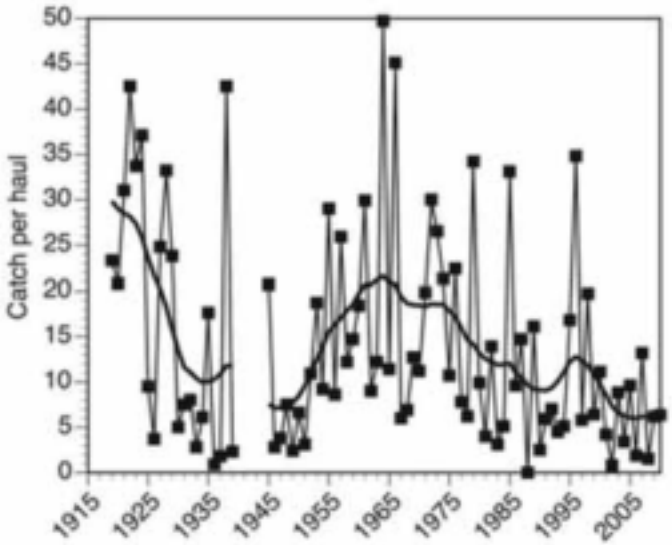
Torsk i forvaltningsmessig sammenheng regnes som tre komponenter, nordøstarktisk torsk (skrei), kysttorsk (nord for 62°N), nordsjøtorsk. Skreien er i svært god forfatning og har spredt seg ut over et større leveområde i Barentshavet enn tidligere (Bakketeig et al. 2013). Flere gode årsklasser siden 2004 og økt kontroll med uttaket har gitt de gode bestandsforholdene. Dette har ført til store mengder skrei på gytevandring til Norskekysten de siste tre årene.

Nord for 62° har bestanden av kysttorsk avtatt i perioden 1995–2003 og har siden holdt seg på samme lave nivå (Figur 3). Det internasjonale havforskningsrådet, ICES, har anbefalt null-uttak for denne komponenten av kysttorsk siden 2004 (ICES 2012), med råd om å følge den vedtatte gjenoppbyggingsplanen i 2012 og 2013 (Bakketeig et al. 2013). Kysttorsken nord for 62° har siden 2003 blitt overvåket gjennom tokt seint på året, hvor indekser for rekruttering og gytebestand bestemmes fra akustiske data og biologiske data fra fangster utført med standard reketrål (Mehl et al. 2012). I 2012 var det en nedgang i indeksene av kysttorsk for alle aldersgrupper utenom 7-åringer og 10+-gruppen. Det var tegn på bedre rekruttering i 2010 og 2011, men reduksjon igjen i 2012 (Figur 3). Det må understrekes at bestanden av kysttorsk for tiden er så lav at usikkerheten i utregningene er høy (Mehl et al. 2012).



Figur 3. Akustiske biomasseindekser for kysttorsk nord for 62°N for perioden 1994–2012. Data er hentet fra Mehl et al. (2012).

Kysttorsken sør for Stad og til Svenskegrensen gis det ikke eget forvaltningsråd for, og på Vestlandet forvaltes kysttorsken som nordsjøtorsk (Nedreaas et al. 2008). Det finnes heller ingen indeks som brukes til å overvåke torskens rekruttering og bestandssituasjon på Vestlandet. Hvorvidt rekrutteringen av torsk på Vestlandet er avhengig av tilførsel fra Nordsjøen, er ukjent. Fra Lindesnes til Svenskegrensen er det overvåking av rekruttering ved fangst av 0-gruppe torsk gjennom standardiserte strandnottrekk i lange tidsserier (Figur 4). Rekrutteringen er best i de vestlige kystområdene nærmere Lindesnes, og forekomst av stor torsk er lav, særlig i de østlige kystområdene mot Svenskegrensen. Merkeforsøk har vist at gjenfangsten er stor det første året, noe som indikerer høy fiskedødelighet (Olsen & Moland 2011). Manglende stor torsk kan også skyldes at mye av rekrutteringen skjer ved tilførsel av larver og yngel fra Skagerrak/Nordsjøen, og at disse vandrer ut i havet når de når en viss alder eller størrelse (Bakketeig et al. 2013).



Figur 4. Tidsserie som viser gjennomsnittlig fangst av 0-gruppe torskeyngel per hal med strandnot på faste stasjoner langs kysten øst for Lindesnes (Johannessen et al. 2011).

Det er vanskelig å skille mellom torskestammene i de ulike delene av Nordsjøen og Skagerrak, og disse bestandene vurderes forvaltningsmessig som en bestand. Ifølge ICES har denne bestanden sviktende reproduksjonsevne (Bakketeig et al. 2013). Bestanden har

imidlertid vært i bedring de siste årene, og fiskedødeligheten er nå nede under føre-var-nivået. Gytebestanden har vokst siden 2007 og vil trolig komme over kritisk lavt nivå de nærmeste to årene. Spesielle regler i EU-forvaltningen (blant annet utkast) har imidlertid bremset denne positive utviklingen.

1.3 Antropogene effekter

Hvis gytefeltene i kystområdene er et resultat av gode forhold for larvene med påfølgende god overlevelse, så vil gytefiskens retur til området den opprinnelig selv kommer fra ("homing") sikre den kommende generasjon de beste forholdene. Selv små, men varige endringer i forholdene som påvirker produksjon av egg og vekst og overlevelse hos larver og yngel, vil på lang sikt kunne påvirke bestanden. Endringer som blokkerer livssyklusen til fisken ved et gytefelt (for eksempel gytevandring), vil over noen generasjoner føre til at gytefeltet går i "glemmeboken" fordi det ikke lenger vil finnes noen overlevende fisk som husker dette gytefeltet (gitt at det skjer en "preging" som grunnlag for "homing"). Antropogene påvirkninger som på denne måten griper inn i fiskens livssyklus, vil potensielt kunne få stor betydning over tid.

Fiskeriene utgjør en betydelig antropogen påvirkning på marin fisk. Dette kan måles gjennom det registrerte fisket, men for lokale bestander av fisk i kystfarvannet foregår det også et betydelig uregistrert turist- og fritidsfiske. Det er ingen gode anslag på hvor stor del av det samlede uttaket fra havet som kan relateres til det uregistrerte fisket. Dette fisket foregår i all hovedsak på kysten og i fjordene, og det er sannsynlig at det har et betydelig omfang. I gytesesongen skjer det en konsentrering av populasjonene fordi fisken samler seg på små geografiske områder, og både det registrerte og uregistrerte fisket drar nytte av dette ved at det fiskes til dels intensivt på gytefeltene. Hvor mye dette betyr for utviklingen av de kystnære fiskebestandene er ikke kjent, både fordi det mangler data om bestandsstruktur, gytebiomasse og uttak av biomasse i det uregistrerte fisket.

Utbygging av vannkraft er en annen antropogen påvirkning som i liten grad er vurdert med hensyn til effekter på livssyklusen hos marin fisk i kystfarvannet og fjordene. Omfanget av vannkraftutbyggingen er omfattende i mange norske fjorder, og det fører til sesongmessige endringer i fjordenes hydrografi og sirkulasjon, med påfølgende forandringer i transport av næringssalt og planktoniske organismer fordi hoveddelen av plante- og dyreplankton, egg og larver finnes i dybdeintervall som påvirkes av disse endringene (Kaartvedt 1984). Endringer i fordeling av plankton i forbindelse med utslipp av ferskvann fra kjøring av kraftverk er dokumentert (Kaartvedt & Svendsen 1995), og i en modellberegning foretatt for Nordfolda og Sørfolda er det funnet at økt tilførsel av ferskvann fra vannkraft vil føre til en økt transport av torskeegg ut av fjorden (Myksvoll et al. 2013b). Hvorvidt endringer i hydrografi og sirkulasjon som følge av vannkraftutbygginger er gunstige eller ugunstige for rekruttering hos fisk i fjordsystemene er ukjent.

Andre antropogene faktorer som kan tenkes å påvirke livssyklusen til fisk i kystfarvannet og fjordene, er erodering av gruntvannshabitater som regnes for å være viktige oppvekstområder

for yngel og umoden fisk. Først og fremst gjelder dette utfyllinger i sjø i forbindelse med industri og samferdsel, men også andre inngrep i strandsonen knyttet til ulike typer utbygging vil kunne skade disse oppvekstområdene (for eksempel mudring, utfylling eller dumping av masser). Det er også stilt spørsmål om økt tilførsel av næringssalter og humusstoffer som følge av eutrofiering og økt nedbør kan føre til mindre lysgjennomtrenging i kystvannet, og som i neste omgang vil favorisere geléplankton over fisk i kystøkosystemene (Eiane et al. 1997).

1.4 Potensielle effekter av lokalisering av oppdrettsanlegg i og i nærheten av registrerte gytefelt for torsk og andre marine arter

Kystøkosystemet er komplekst med mange påvirkningsfaktorer. Det blir derfor ofte svært ressurskrevende å undersøke enkelte problemstillinger, eksempelvis hvordan fiskeoppdrett påvirker villfisk. De marine økosystemene er dynamiske, og både næringstilgang, miljø og biota kan endres over tid. Det er derfor vanskelig å skille om endringer har sin årsak i påvirkninger fra havbruk eller skyldes andre (også antropogene) påvirkninger, slik som naturlige svingninger, overfiske eller vannkraft. For å kunne gi utfyllende svar kreves langsiktig feltinnsats. I det ovenstående har vi gjennomgått kunnskapsstatus vedrørende livshistorie, bestandsstruktur, bestandsutvikling og til dels forvaltning for torsk som i hele eller deler av livssyklusen befinner seg på kysten.

I bestillingen spørres det om mulige effekter av lokalisering av lakse- og torskeoppdrettsanlegg i og i nærheten av registrerte gytefelt for marine arter (torsk, kveite, etc.). Siden vi har mest kunnskap om torsk, og denne er allestedsnærværende på kysten, har vi brukt torsk som eksempel for marin fisk. Men en rekke andre marine fiskearter vil også i de tidlige livsstadiene befinne seg i eller i nær tilknytning til gyteområdene til torsken både på kysten og i fjordene, selv om det kan være noe forskyvning i tid. Dette tyder på at slike områder er av særlig betydning for rekrutteringen hos mange fiskeslag, og hvor man har begrenset kunnskap om livshistorien til de fleste av disse artene i de kystnære økosystemene.

Svært lite forskning er gjort på interaksjoner mellom alle typer oppdrettsanlegg og interaksjoner med gytefelt for marin villfisk. Gjennomgangen nedenfor vil derfor for noen aspekter være hypotetisk. Uten å bli altfor omfattende, har vi valgt å dele dette inn i to hovedområder: mulige effekter av oppdrettsanlegg på gyteatferd (det vil si selve gytingen), og mulige effekter på gytevandring. Videre er mulige effekter av endring i strømforhold vurdert, samt utslipp av avløpsvann fra smoltanlegg i gyteområder. I tillegg er mulige genetiske effekter inkludert med hensyn til rømming og gyting i merd når det gjelder oppdrettsanlegg for torsk.

1.4.1 Effekter på gyteatferd

Torsk som holdes i merder gyter selv om det er laks i tilstøtende merder, og gyteklar torsk blir observert ved lakseanlegg. Dette kan imidlertid ikke tas til inntekt for at oppdrettsanlegg med laksefisk ikke påvirker gytingen til torsk.

Som nevnt i kapittel 1.1.5 er gyteatferden hos torsk komplisert. Vellykket reproduksjon involverer forskjellige typer atferd, inkludert akustiske signaler. Torsk gjennomfører selve gytingen ved at de svømmer oppover i en spiral og slipper egg og melke. Kysttorsk gyter relativt grunt, og anleggene kan om de er plassert direkte på gytegrunnene derfor potensielt forhindre denne typen atferd.

Torsk gyter ofte om natten (Bekkevold et al. 2002), og hunnens partnervalg kan potensielt derfor også inkludere feromoner. Beinfisk frigir hormoner og metabolitter i vannet der flere av dem fungerer som kjønnsferomoner, eller kjemiske signalstoffer som er viktig for kommunikasjonen mellom kjønnene i de siste stadiene av kjønnsmodningen og selve gytingen (Stacey og Sorensen 2002; Sorensen og Stacey 2004). Fisk er svært sensitive for feromoner, de kan registreres i konsentrasjoner, og det kan ikke utelukkes at kjemiske signaler i vannet påvirker kjønnsmodning, gytevandring eller gyteatferd hos torsk eller andre marine fisk i norske farvann. Med unntak av predatorunnvikelse hos tangkutling (Utne & Bacchi 1997) så finnes det oss bekjent ingen dokumentasjon på at torsk eller andre norske marine fiskearter bruker eller reagerer på feromoner. Torsken har imidlertid en utmerket luktesans (Brawn 1969) og kan detektere enkelte aminosyrer helt ned mot 10^{-8} M (Yacoob et al. 2004). Det er også gjennomført forsøk som tyder på at feromoner er aktive ved gyting hos stillehavssild (Stacey & Hourston 1982) som er nær beslektet med sild i nordatlantiske og norske farvann. For fisk som lever og gyter i de dypere delene av fjordene og på kysten finnes det ingen data, men siden lys vil være begrensende i disse vannlagene, er det ikke urealistisk at feromoner kan tenkes å regulere gyting og gyteatferd i større grad for disse artene enn for arter som gyter i lyssonen av vannsøylen.

I sum finnes det ikke dokumentasjon på at lakseoppdrett påvirker gyteatferden hos torsk eller andre marine arter, men det mangler konkrete studier som undersøker mulige negative effekter på gyting.

1.4.2 Effekter på gytevandring

Det har vært diskutert om oppdrettsanlegg forhindrer den naturlige gytevandringen til torsk (Maurstad et al. 2008). Det er velkjent at oppdrettsanlegg tiltrekker seg vill fisk, inkludert stor torsk og sei, men lite kjent og studert om oppdrettsanlegg kan påvirke gytevandring.

I laboratorieforsøk er det vist at en andel av torsk unngikk vann fra en tank med laks, og at responsen uteble når torskens luktorgan var blokkert, noe som indikerer at effekten kan knyttes til fiskes luktesans (Sæther et al. 2007). Fisken valgte oppholdssted ut ifra ellers identiske betingelser i svært enkle omgivelser. Med andre ord valgte den ikke bort noe (eksempelvis en gyteplass) ved å unngå å oppholde seg i kar med lukt fra laks. I tillegg vil en slik studie basere seg på nærsone-repons, dvs. luktstoffer i umiddelbar nærhet av der laksen er. Torsk blir også generelt observert å bli tiltrukket til lakseanlegg bl.a. for å spise spillfôr. Det er derfor vanskelig å konkludere med at oppdrettsanlegg med laksefisk skremmer torsk bort fra gyteplassen eller påvirker vandringen til gyteplassen negativt. At torsk tiltrekkes oppdrettsanlegg medfører en endret atferd, men en har ingen dokumentasjon verken av omfang eller betydning.

Det er også interessant at samme effekt på villtorsk sin atferd ble registrert når en brukte vann fra oppdrettstorsk, noe som indikerer at responsen ikke er knyttet til art. I atferdskammeret viste oppdrettet torsk ingen tegn til atferdatferdsendring, mens villtorsk fanget nær anlegg viste en noe unnvikende atferd, men ikke like tydelig som kysttorsk fanget under vandring (Sæther et al. 2007). Dette kan tyde på at ulike stammer og/eller stadier i livvsyklus, for eksempel ved gytevandring, kan ha ulik respons på luktstoffer både fra laks og fra oppdrettstorsk.

I 2003 ble 19 fisk fanget midt i Øksfjorden og merket med akustiske merker før de ble sluppet ut igjen. Atferden ble undersøkt hovedsakelig under gyteperioden i april (Svåsand et al. 2004). Fjorden hadde tre anlegg og flere kjente gytegrunner for torsk. Det ble observert at 2 av 19 fisk vandret ut av fjorden, mens fisk som ble fanget og merket inne i fjorden (den stedbundne), stort sett oppholdt seg i dette området. Gruppen som ble fanget midt i fjorden, vandret stor sett innover i fjorden. Det er mulig det ble merket både en oseanisk komponent og en mer stedbunden komponent, og det gjorde det vanskelig å avklare om fisken faktisk vandret inn i fjorden eller ikke. I et oppfølgende feltforsøk fra mars og april 2006, også i Øksfjord, ble atferden hos torsk med intakt og blokkert luktorgan undersøkt. Her ble torsk fanget i ytre delen av Øksfjorden, på vandring inn til gyteområdene. Det ble brukt akustiske merker, og torsken ble enten gjenutsatt på fangststedet i ytre del av fjorden eller ved et gyteområde inne i fjorden. Merket torsk overført til de indre områdene av fjorden unngikk ikke oppdrettsanleggene, mens merket torsk satt ut igjen i den ytre delen av fjorden ikke svømte inn til oppdrettsanleggene. Ut ifra atferden til de to gruppene kunne det ikke trekkes noen endelig konklusjon (Bjørn et al. 2009), fordi det var liten forskjell i atferd mellom intakt og luktblokkert fisk.

I sum er det vist at torsk kan reagere negativt på luktstoffer fra laks og oppdrettstorsk i kar, men det er ikke dokumentert at torsk på gytevanding blir påvirket av lokalisering av oppdrettsanlegg i felt, samt at lakseoppdrettsanlegg generelt ser ut til å tiltrekke seg torsk og annen villfisk i store deler av sesongen. Det gjenstår imidlertid å avklare om ulike stadier i livssyklusen eller ulike stammer eller komponenter (for eksempel stasjonær kysttorsk versus mer vandrende kysttorsk) reagerer på nærvær av oppdrettsanlegg (eksempelvis ved lukt, lyd eller kunstig lys).

1.4.3 Genetiske effekter ved rømming og gyting i merd

Gyting i merd er påvist for flere marine arter, deriblant torsk (Jørstad et al. 2008; Somarakis et al. 2013). Ved bruk av en genetisk markør (Jørstad et al. 1991) er det gjennom en studie i Heimarkspollen i Austevoll påvist at gyting i merd hos torsk produserer levedyktig avkom som overlever til kjønnsmoden alder (van der Meeren et al. 2012a). Denne studien har også vist at kjønnsmoden torsk med opprinnelse fra gyting i merd produserer nye generasjoner med levedyktig avkom ved at de gyter med hverandre. Det er foreløpig ikke påvist krysninger mellom vill torsk og torsk med opprinnelse fra gyting i merd, men analysearbeid for å avdekke dette fra forsøket i Heimarkspollen er i gang. Biomassen av oppdrettstorsk i et anlegg kan utgjøre en betydelig del av en lokal gytepopulasjon, og full kontroll med kjønnsmodning beherskes enda ikke (Korsøen et al. 2013). I en situasjon hvor kystbestandene av torsk er på

lave nivåer, vil krysninger med villtorsk kunne føre til genetisk påvirkning i lokale bestander, særlig hvis den genetiske avstanden mellom oppdrettstorsk og villtorsk er stor som et resultat av et avlsprogram.

Videre er det gjennom en studie av rømming hos oppdrettstorsk i Norddalsfjorden ved Florø funnet at torsk som rømmer fra oppdrettsanlegg vil overleve i flere år i vill tilstand, og at den kan forflytte seg over lengre avstander fra anlegget den rømte fra (mer enn 30 km) (van der Meeren et al. 2012b). Den rømte torsken hadde den genetiske markøren som er nevnt ovenfor, og den ble funnet igjen på gytefeltene i de nærliggende fjordsystemene til der hvor rømmingen skjedde. Vandring av rømt oppdrettstorsk over lengre avstander og forekomst på gytefelt er også observert i Balsfjorden (Uglem et al. 2008). Under gytesesongen ble det funnet at 1 % av alle larvene i Norddalsfjorden kom fra krysninger innen den rømte oppdrettstorsken. Slike larver var levedyktige da umoden torsk med opprinnelse fra disse larvene siden er påvist i fjordsystemet (Jørstad et al. in prep). Heller ikke her ble det funnet krysninger mellom rømt oppdrettstorsk og villtorsk, men det skal understrekes at en slik påvisning metodisk sett er vanskelig.

Resultatene ovenfor viser en risiko for genetisk påvirkning gjennom gyting i merd eller rømming. For laks er det påvist negative effekter av krysninger mellom rømt oppdrettsfisk og villfisk, i form av redusert overlevelse (McGinnity et al. 1997; Fleming et al. 2000; McGinnity et al. 2003; Skaala et al. 2012), og det er også mulig at det samme vil gjelde for oppdrettstorsk som har vært igjennom et avlsprogram.

1.4.4 Effekter ved utslipp av avløpsvann fra smoltanlegg i gyteområder

Ved en del gytefelt inne i fjordene er det etablert eller planlagt landanlegg for smolt-produksjon. To eksempler på slike anlegg er smoltanlegget ved Norddal i Norddalsfjorden (etablert) og det planlagte smoltanlegget i Stongfjorden, begge i Sogn og Fjordane. Omfanget av avløpsvann fra slike anlegg varierer med den totale biomassen som holdes på land, og hvor stor grad av resirkulering som benyttes. Avløpsvannet vil vanligvis være renset for grovpartikler, men vil tilføre finpartikulært organisk materiale og næringssalt som både vil kunne forbruke oksygen i bunnvannet og kunne føre til økt oppblomstring av alger i overflatevannet. Utslippene kan også føre med seg fetthinne på overflaten som potensielt kan være problematisk ved fylling av svømmeblæren hos marine fiskelarver (se kapittel 1.4.1). Mulig omfang av slike effekter vil imidlertid være avhengig av vannutskifting og værforhold. Effekter av smoltanlegg på gyteområder er så vidt vi vet ikke dokumentert, men gjennomgangen ovenfor i kapittel 1.4.1 med hensyn til mulig skremming og lukt vil også gjelde for avløpsvann fra smoltanlegg.

I tillegg vil det være utslipp av ferskvann fra smoltanlegg. Hvordan dette vil kunne påvirke hydrografiske forhold i et gyteområde er ikke kjent, men effekter vil være avhengig av utslippsdyp og mengde avløpsvann. Over utslippet vil det på grunn av lavere saltholdighet genereres et løft i vannet ("upwelling") som kan være gunstig for utlufting av bunnvann på innelukkede lokaliteter. Samtidig kan dette bringe næringsrikt vann fra dypet til overflaten som vil øke produksjonen av planktonalger (Aure et al. 2008). Løftet i vannmassene kan også

tenkes å endre lagdeling av vannmasser ved lite eksponerte lokaliteter og samtidig endre fordeling av egg og larver med spredning til mindre optimale områder i et fjordsystem. Transport av fiskelarver hurtig opp helt til overflaten kan også forårsakes av det oppstrømmende vannet. For fiskelarver med lukket svømmeblære (bl.a. torsk) kan en slik hendelse føre til en utvidelse av svømmeblæren. Dette kan få larvene til å flyte i overflaten, noe som er observert å gi økt dødelighet i oppdrett. I hvilken grad vertikal oppstrømming av vann fra tiltaket kan bli et problem for fiskelarver i influensområdet er avhengig av hvor stor andel av populasjonen av fiskelarver som befinner seg ved posisjonen for utslippspunktet av avløpsvannet. Imidlertid er det ikke undersøkt hvordan "upwelling" skapt av neddykket avløp i seg selv eller ved kaskadeeffektene av dette over flere trofiske nivåer i næringskjedene vil kunne påvirke rekruttering hos fisk i gyteområder som utsettes for dette.

1.4.5 Andre effekter

Oppdrettsanlegg vil også til en viss grad spre fett i overflaten fra blant annet fôret. Det vil kunne danne seg en tynn oljefilm som vanligvis brytes ned av vind og bølger. En rekke marine fiskelarver er avhengig at tilgang til en ren vannoverflate for å fylle svømmeblæren. I intensivt oppdrett av marin fisk legger dette seg på overflaten av karene som en hinne. Hvis ikke denne hinnen fjernes, vil dette hindre effektiv fylling av svømmeblæren hos larvene med redusert overlevelse og dårlig yngelkvalitet som resultat (Chatain 1994). Ved perioder med ingen eller svak vind fra en ugunstig retning, kan en slik hinne også tenkes etablert på overflaten i gyteområdene for marin fisk dersom oppdrettsanlegg er lokalisert nær nok.

Som nevnt ovenfor i kapittel 1.1.1 er det påvist at strømningsforholdene kan føre til retensjon av egg og larver i tilknytning til gyteområder, og derved kunne være en viktig regulerende komponent for rekrutteringen til lokale fiskebestander som benytter slike gytefelt. Merdene i et oppdrettsanlegg i seg selv kan påvirke naturen i form av å tilby fast substrat, og som når de er fulle av oppdrettsfisk, utgjør store undervannsformasjoner som kan tenkes å gi lokale endringer i turbulens og strømmønstre (van der Meeren 2013). Om dette kan påvirke fordeling av egg og larver i gyteområder er ukjent, men effektene vil i så fall kunne variere med lokale oseanografiske, topografiske og meteorologiske forhold.

B: Effekter av oppdrettsanlegg i vandringsruter for vill laks

Laksens anadrome levesett inkluderer lange og kompliserte vandringer i fjorder, langs kysten og ut i havet. Fjordene og kyststrekningene er i varierende grad tett befolkede områder og påvirket av menneskelige aktiviteter som båttrafikk, havner, industri, oppdrett, forurensning, fiske, gruveaktiviteter, vannkraft, med mere, som i sin tur kan påvirke laksens vandringer (Thorstad et al. 2012). Vi har valgt bort effektene av lakselus og rømming/genetikk knyttet til lakseoppdrett, da disse delene er utførlig omhandlet i løpende rapporter fra Havforskningsinstituttet (Taranger et al. 2012).

2.1 Smoltutvandringen

Smoltutvandringen foregår normalt fra april til juli. Den varer fra 3 til 7 uker. I store elver kan hoveddelen av populasjonen vandre ut i en relativt konsentrert tidsperiode (1-2 uker). Utvandringen kan være jevnere fordelt over en måneds tid i små elver. Utvandringen er relatert til temperaturene i ferskvann og sjø, og skjer derfor tidligere sør i landet. Det finnes relativt få undersøkelser av postsmoltens atferd fra elvemunning og ut i havet, og ingen som direkte har undersøkt om atferden påvirkes av oppdrett. Det høye antall lakseførende elver og store variasjonen i dens vandringsruter (for eksempel lengde, topografi, strøm, tidevann, vind, salinitet, elveføring, temperatur, predatorer) gjør det vanskelig å gi en generell beskrivelse av postsmoltens vandringsatferd. De undersøkelsene som er gjort i Norge med vill smolt dekker bare Alta- (Davidsen et al. 2009) og Romsdalsfjorden (Økland et al. 2006) (fra Eira), Thorstad et al. 2007 (fra Eira), i tillegg er det gjort undersøkelser med oppdrettet smolt i Hardanger- (Plantalech Manel-la et al. 2011) og Romsdalsfjorden (Finstad et al. 2005, Thorstad et al. 2004; 2007; 2012), og med utvandring av oppdrettssmolt i Masfjorden (Skilbrei 2010).

Akkurat hvilke sanser postsmolten bruker for å navigere fra elvemunningen til beiteområdene i havet er ikke kjent, flere mulige modeller finnes. I innerste del av fjordene nær elvemunningene er smoltvandringen ofte ganske passiv og smolten holder seg i den delen med mest strøm, i de øvre vannlag. Lengre ute blir vandringen mer aktiv, men det ser fremdeles ut som smolten svømmer nær overflaten, og følger den sterkeste strømmen utover (data fra Canada: Moore et al. 1995; Lacroix et al. 2004). Dødeligheten i denne fasen kan være høy (Hvidsten & Lund 1988; Jepsen et al. 2006), og muligens som en metode for å redusere predasjonen, skjer utvandringen helst om natten. Undersøkelser i Norge (Davidsen et al. 2009) viser at villsmolt (postsmolt) vandrer ut av Altafjorden (31 km) på gjennomsnittlig 1,5 dag (varierte mellom 0,5-6,9 dager) og ut av Romsdalsfjorden (37 km) på 19 dager (1,5-62 dager). Smolten vandrer normalt på 1-3 m dyp, men foretar dypere dykk (LaBar et al. 1978; Davidsen et al. 2008; Plantalech Manel-la et al. 2009). De svømmer nærmere overflaten om natten (McCleave 1978; Reddin et al. 2006; Davidsen et al. 2008). Flere studier har indikert at vannstrøm er retningsgivende for postsmoltens vandring ut fjorder (LaBar et al. 1978; Lacroix & McCurdy 1996). I fjorder med lite strøm er bildet noe mer komplisert. Her blir ikke vannstrøm systematisk brukt som retningsgiver, og svømmeretning er tilfeldig i forhold til vannstrøm (Thorstad et al. 2004; Økland et al. 2006). Det er også mulig at fisken gjenkjenner ulike vannlag i en fjord og at postsmolten bruker lukten i de ulike

vannlag (Døving et al. 1985). Postsmolt svømmer raskere etter som de beveger seg fra elvemunningen (Moore et al. 1995; Finstad et al. 2005; Davidsen et al. 2009; Kocik et al. 2009), og det har også vært foreslått at fisken orienterer seg i forhold til saltholdighet. I noen studier ser det ut til at postsmolten trekker langs land, mens i andre er den mer midt i fjordene, eller mer tilfeldig fordelt (Lacroix et al. 2004; Thorstad et al. 2007; Davidsen et al. 2009; Kocik et al. 2009). Strømbilde, inkludert vinddrevet strøm, kan påvirke hvor postsmolten vandrer.

Naturlig dødelighet i og ved elvemunningen kan være høy. Dødelighet på grunn av predasjon fra torsk ble estimert til 20-25 % (Hvidsten & Lund 1988; Hvidsten & Møkkelgjerd 1987). I en annen studie hadde torsk og sei i snitt 3,3 smolt i magen (Jepsen et al. 2006). Det ser ut til at torsk samles ved elvemunninger ved smoltutvandringen (Hvidsten & Møkkelgjerd 1987; Hedger et al. 2011). Lyr er også en potensiell fiende, og var den predatoren som oftest hadde smolt i magen etter utsetting av smolt ute på kysten (Skilbrei m.fl. 1994). Dødeligheten i fjorder (og bukter) ser ut til å ligge mellom 0,3-3,4 % per km. Årsak til dødelighet er ofte ikke bestemt. I en undersøkelse i Romsdalsfjorden (Thorstad et al. 2012), ble total dødelighet til postsmolt målt til 37 % de to første kilometerne fra elven, 25 % skyldes predasjon fra fisk. Dødeligheten de neste 35 km var 50 %.

Det er en rekke menneskeskapte forhold som kan påvirke postmoltens vandring. Vannkraft-regulering kan endre vannføring, temperatur og kan være fysiske barrierer som alle kan påvirke tid for utvandring og overlevelse. I tillegg kan slik vannkraftutbygging påvirke planktonproduksjon og den generelle økologien i fjorden. Dette vil også variere mellom elver. Utslipp av store mengder aluminiumsholdig surt vann kan også gi giftige aluminiumsepisoder i fjorder. Forurensninger i elven kan påvirke luktorganet og derved luktpregingen, som da igjen kan påvirke tilbakevandringen (Moore et al. 2008).

Det har vært spekulert i om postsmolt vil tiltrekkes lakseanlegg som er posisjonert langs vandringsrutene deres, men migrasjonen ble ikke forsinket av at det var lakseanlegg i vandringsruten til postsmolt i Passamaquoddy Bay, Canada (Lacroix et al. 2004).

Det er kjent at oppdrettsanlegg tiltrekker seg vill fisk, inkludert stor torsk og sei. Disse er predatorer på utvandrende postsmolt (Hvidsten & Lund 1988; Jepsen et al. 2006), og kan potensielt medføre økt risiko for predasjon om anleggene ligger i postsmoltens vandringsruter. I det ovennevnte arbeidet fra Canada ble det observert høyere dødelighet nær oppdrettsanlegg (Lacroix et al. 2004), men det ble ikke funnet postsmolt i mageinnhold til torsk og sei fanget fra juni ved ni ulike oppdrettsanlegg i Norge (Dempster et al. 2009). Oppdrettsanlegg kan også tiltrekke seg rømt regnbueørret, men mageprøver fra slik fisk fra fjordene ved Osterøy viste at rømt regnbueørret hadde dårlig evne til å tilpasse seg og lære å ta naturlig føde (Skilbrei 2012). Om oppdrettsanlegg medfører økt risiko for predasjon er derfor usikkert. Det har også vært diskutert om oppdrettsanlegg kan redusere predasjonen ved at stor fisk lokkes til anlegg og skifter over på en annen diett (Thorstad et al. 2012).

Postsmolt må passere en rekke antropogene hindringer slik som oppdrettsanlegg, havner, moloer, broer og industri, men det er lite kjent hvordan dette vil påvirke vannstrøm eller postsmoltens atferd og vandringsruter.

I sum finnes det så langt ikke dokumentasjon på at oppdrettsanlegg påvirker vandring eller predasjon på utvandrende villsmolt.

2.2 Innsiget

I Alta er innsiget av laks mellom mai og august, hovedinnsiget til Altaelven i midten av juni og ut juli (Heggberget et al. 1993; Davidsen et al. 2009), hvor de normalt gyter midt i oktober. Antall tilbakevandrende laks er høyst variabelt, for eksempel 20 000-40 000 fisk i Tana (Erkinaro et al. 1997). Laksens vandring i Altafjorden er undersøkt med akustiske merker. Laksen fulgte hovedsakelig kystlinjen, og holdt seg stort sett grunt (0,5-2,5 m dyp), med noen dypere dykk (Davidsen et al. 2013). Den svømte hurtig, 9,7 km per døgn, men hastigheten avtok ettersom laksen nærmet seg elvemunningen. Storparten av fisken holdt seg på østsiden av fjorden, forklart ved at den vandret mot elven, som er sterkest på denne siden grunnet jordrotasjonen. I enkelte tilfeller spredte vinden brakkvannet over hele fjorden, og det så ut til at laksen fulgte brakkvannet.

"Homing" hos laks er trolig avhengig av en funksjonell luktesans. En rekke forurensningsstoffer kan påvirke luktesansen til fisk, men oss bekjent er det ikke vist at forurensning har noen betydning for tilbakevandringen av laks. Feromoner er stoffer som utskilles fra ett individ og påvirker andre individer. Disse kan påvirke fiskens fysiologi og reproduksjon (Stacey & Sorensen 2002) selv ved svært lave konsentrasjoner (10^{-9}-10^{-15}M). Hos laksefisk synes ikke umoden fisk å registrere eller respondere på feromoner tilknyttet reproduksjon (Moore & Scott 1992; Yambe & Yamazaki 2000). Selv om en vet at en rekke kjønnshormoner lekker ut i vannet i målbare konsentrasjoner, finnes det oss bekjent ingen vitenskapelige undersøkelser om ville marine arter er påvirket av feromoner fra oppdrett av laks eller torsk.

I sum vet vi at oppdrettslaks og annen oppdrettsfisk kan skille ut ulike feromoner, avhengig av blant annet reproduktiv status, men mulige effekter på vandring eller annen atferd hos marin fisk er ikke studert eller kjent. Det må antas at slike eventuelle effekter avhenger av avstand til anlegg, og av kjønn og annen fysiologisk status både hos fisken som skiller ut feromoner og fisk som mottar disse.

C: Effekter av lokalisering av oppdrettsanlegg i oppvekstområder for ville marine arter

Vi har lite eksakt kunnskap om hvordan oppdrettsanlegg kan påvirke ville marine arter. Primært vil vi anta at det er tre forhold som kan være viktige: 1) om fisken tiltrekkes oppdrettsanlegg 2) om forurensning og organiske utslipp fra oppdrettsanleggene påvirker fiskens naturlige oppvekstområder, og 3) risiko for sykdomssmitte mellom oppdrettsfisk og villfisk.

3.1 Effekt av tiltrekking av fisk til oppdrettsanlegg

Villfisk tiltrekkes oppdrettsanlegg, og dette kan ha flere effekter. Endret diett kan endre vekst og reproduksjon hos villfisken, påvirke atferdsmønster og potensielt påvirke populasjonsstrukturen. Vi har gått gjennom kunnskapsstatus i denne rekkefølgen. Siden det er minimalt med kunnskap om andre arter enn sei på dette området, vil hovedtyngden omfatte denne arten.

Til dels store mengder fisk kan tiltrekkes oppdrettsanlegg. Tiltrekning av villfisk til oppdrettsanlegg er godt dokumentert i Norge (Bjordal & Skar 1992; Dempster et al. 2009; 2010; 2011), hvor 15 fiskearter og 9 familier er påvist i nærheten av oppdrettsanlegg (Dempster et al. 2009). Tiltrukket fisk oppholder seg i hovedsak svært nær merdene i et oppdrettsanlegg (<25 m avstand). Det er beregnet at i gjennomsnitt 10 tonn villfisk periodevis er samlet rundt oppdrettsanlegg på ett gitt tidspunkt i sommerhalvåret, estimert ut fra et volum som tilsvarer en distanse på 5 meter fra merdene, og dette er derfor trolig et lavt anslag (Dempster et al. 2010). Det er observert til dels betydelige mengder sei rundt oppdrettsanlegg i Ryfylke, anslagsvis 100-200 tonn per anlegg (Gudmundsen & Årseth 2012).

Tilgangen på spillfôr er trolig den viktigste årsaken til at villfisk tiltrekkes oppdrettsanlegg. Det er hittil ikke publisert resultater som viser at villfisk spiser fekalier fra oppdrettsfisk, verken i Norge eller i andre land, men fisk som tiltrekkes oppdrettsanlegg spiser spillfôr. Det er gjort noen få undersøkelser av hvor stor andelen av spillfôr utgjør i dietten til villfisk i nærheten av oppdrettsanlegg. Studiene viser at denne andelen spillfôr i dietten varier mye, men det mangler data for lengre tidsperioder. Skog et al. (2003) målte andelen småsei (30-37 cm) som hadde spist pellet til 46 %. I en studie av ni lokaliteter undersøkt om sommeren, utgjorde spillfôr i gjennomsnitt mellom 71% og 25% av dietten til sei og torsk (Dempster et al. 2011). Det ser ut som flere mindre torsk spiser pellet enn stor torsk. Snittet for torsk mindre eller større enn 60 cm var henholdsvis 32 % og 11 % (Sæther et al. 2012).

Oppdrettsanlegg er blitt sammenlignet med såkalte «fish attracting devices» - eller FADs (Sanchez-Jerez et al. 2011), dvs. kunstige strukturer som tiltrekker og oppkonsentrerer fisk. FADs tiltrekker seg normalt stor fisk på grunn av at de tilbyr skjulesteder, både for den større fisken og for mindre byttedyr. I hvilken grad oppdrettsanlegg har en slik "kunstig rev"-effekt er uvisst, men den store ansamlingen av fisk rundt anlegg, selv om fôringssystemene er betydelig forbedret, kan indikere dette. Lakseanlegg benytter lys for å utsette kjønnsmodning,

hvilket kan tilrekke plankton og småfisk, som da igjen kan tiltrekke planktonspisende fisk som makrell og til dels småsei.

Stor torsk og sei fanget ved oppdrettsanlegg hadde spist småfisk (Dempster et al. 2011; Sæther et al. 2012; Serra-Linares et al. 2013), hovedsakelig småsei, men også rømt torskeyngel fra oppdrett og andre fiskearter. Det er videre observert lokale konsentrasjoner av raudåte (*Calanus finmarchicus*) ved lakseanlegg, og samtidig makrellstimer (*Scomber scomber*). Det er derfor sannsynlig at større predatorer kan tiltrekkes oppdrettsanlegg på grunn av at mindre byttedyr oppholder seg der. Det er også spekulert i at oppdrettsanlegg tiltrekker seg villfisk fordi de representerer skjulesteder for fisken (Dempster et al. 2009). Dette er så vidt vi vet ikke dokumentert.

Det at fisk både tiltrekkes anlegg og spiser spillfôr kan ha flere effekter. Vekst og kondisjon kan endres. Sammenligninger av sei og torsk fanget ved oppdrettsanlegg med fisk fanget på nærliggende kontrollokaliteter har indikert at både størrelse, kondisjon, leverstørrelse og kjemisk sammensetting endres. Småsei fanget i en fjord i Nordland indikerte at fettsyreprofilen var påvirket av at seien spiste spillfôr (Skog et al. 2003). De fant imidlertid liten forskjell i leverindeks (8,5-8,7 %). Andre undersøkelser har vist at leverstørrelsen øker for fisk fanget ved oppdrettsanlegg (Sæther et al. 2012). Kontrollerte forsøk har vist at leverindeksen øker hos torsk gitt laksefôr (Otterå et al. 2009). Hos torsk vil også minkende protein:fett-forhold i dietten medføre økende leverstørrelse (Karlsen et al. 2006).

Mange marine kaldtvannsarter gyter om våren eller tidlig om sommeren slik at eggene klekkes og yngelen har god tilgang til mat den første tiden. Som en konsekvens av dette foregår det meste av gonadeutviklingen i løpet av vinteren, i en periode da matinntaket er redusert både som følge av lav sjøtemperatur og redusert tilgang til byttedyr. Opplagsnæring er derfor viktig for utvikling (Kjesbu et al. 1991). Forsøk på villfanget torsk med fôring i overskudd og god tilvekst viser at fisken kjønnsmodner tidligere enn i naturen (Godø & Moksness 1987). Tilgang på spillfôr fra oppdrettsanlegg kan dermed potensielt påvirke vekst, energideponering og alder ved kjønnsmodning hos villfisk.

Økt vekst og bedre energitilgang kan som nevnt påvirke alder ved kjønnsmodning, og gjentatt modning. En antar at initieringen av kjønnsmodningen er relatert til energireserver, spesielt fett (Rowe & Thorpe 1990; Rowe et al. 1991; Taranger et al. 2010). En observerer da også at fisk som vokser godt og som har høyt energiinntak ofte kjønnsmodner ved en yngre alder (Woodhead 1960; Bagenal 1969; Luquet & Watanabe 1986). Forsøk på oppdrettsfisk (spesielt laksefisk) har vist at det er spesielle kritiske perioder (vinduer) hvor effekten av redusert energitilgang har større effekt på alder ved kjønnsmodning (Thorpe 1986; 1994). Hos laksefisk er "vinduene" om våren (Simpson 1992), mens det hos torsk antagelig er flere vindu (Kjesbu et al. 1991; 2010; Taranger et al. 2010). Hos både torsk og hyse er det observert at fisk kan hoppe over en gyting, og dette har en sammenheng med energilagre (Rideout et al. 2006). Mattilgang månedene før gyting, etter at fisken har «bestemt seg», påvirker imidlertid ikke alder ved gyting (Karlsen et al. 1995).

Økt tilgang på høykvalitets energi i form av fôrspill vil normalt medføre at fisken vil vokse bedre, og da spesielt om denne mattkilden er tilgjengelig i en del av året hvor det normalt er lite byttedyr tilgjengelig (vinteren). Hos både torsk, hyse og sei påvirkes vekst og energilagre av mengde fôr, og sammensettingen av fôret. Magre fiskeslag vil normalt lagre overskuddsenergi i leveren (Rosenlund & Lied 1986; Jobling 1988; Rosenlund et al. 2004; Karlsen et al. 2006; Nanton et al. 2001, Otterå et al. 2009). Merket sei gjenfanget gjennom ett år ved Austevoll, og som trolig hadde stått deler av tiden ved oppdrettsanlegg, var større ved samme alder enn umerket sei (Bjordal & Skar 1992). Også under oppdrettsanlegg med fôr som har lavere fettinnhold (torsk, delvis kveite) vil trolig vekst og energilager kunne påvirkes. Det tar nok lengre tid å bygge opp en stor lever, mens sammensettingen av proteiner er mer gunstig for vekst for vill torskefisk. Det er imidlertid ikke gjort forsøk som entydig kan avklare om fisk som tiltrekkes anlegg faktisk vokser bedre enn normalt. Det som finnes av data indikerer at vekst og energilagre øker.

Normalt gyter sei i Nordsjøen, og yngelen driver inn til kysten og inn i fjordene hvor den vokser frem til den er 2-3 år før den vandrer ut på beitevandring, spesielt om våren som 3-åringer. Denne fisken er da rimelig liten (< 40-45 cm) (Jakobsen 1981; Nedreaas 1987). De første undersøkelsene av sei rundt oppdrettsanlegg i Austevoll indikerte at denne vandringsatferden ble beholdt. Månedlige fangst- og merkeundersøkelser viste at sei kan stå ved oppdrettsanlegg i opptil 7 måneder, og at størrelsen til den fangede seien sank mellom november og mars, hvilket ble tolket som at de store vandret ut av systemet som forventet (Bjordal & Skaar 1992). En del av denne seien ble gjenfanget i Nordsjøen.

I et oppfølgingsforsøk der fiskens atferd ble sporet vha. akustiske merker, ble det vist at seien kunne klassifiseres i to grupper; de som tilbrakte mesteparten av tiden ved anlegget, eller de som hadde sitt kjerneområde et annet sted, men besøkte anlegget daglig (Johnstone & Bjordal 1993). Akustiske merkeforsøk med sei i et oppdrettsintensivt område, Øksfjord, viste at 63 % av fisken ble observert daglig ved ett eller flere av anleggene i fjorden over en 3-månedersperiode (Uglem et al. 2009).

I Ryfylke er det vist at enkelte sei har stått ved anleggene i mer enn 2 år (Otterå & Skilbrei 2012), og de har oppnådd både en alder og størrelse som skulle tilsi at de skulle ha vandret ut fra kysten. Det er derfor mulig at de gode forholdene ved oppdrettsanleggene har gjort at sei har valgt å utsette vandringen. Det er ikke kjent om dette reflekterer en endring i atferd hos denne fisken siden det mangler det kunnskap om det finnes stasjonære seibestander i fjordene, da det er indikasjoner på at sei også gyter inne i fjordene.

God mattilgang kan også potensielt påvirke fiskens fekunditet (antall egg). Fekunditet er styrt av fiskens størrelse (Woodhead 1960; Hodder 1963) og energilager (Marshall et al. 1999; Marteinsdottir & Begg 2002). Begge deler er påvirket av ernæring (Kjesbu et al. 1991; 1998; Karlsen et al. 1995; Bogevik et al. 2011). I tillegg ser det ut til at fisk i god kondisjon har færre egg som dør før gyting (atresi) og derfor faktisk gyter flere egg (Thorsen et al. 2006).

Som vist tidligere tiltrekkes en rekke arter marin fisk til oppdrettsanlegg. Fisken kan stå rundt anleggene lenge (Otterå & Skilbrei 2011), og en del av deres diett vil bestå av spillfôr. Dette fôret har helt andre egenskaper enn deres naturlige diett. Tørrstoffinnholdet og energitettheten er betydelig høyere, og det er generelt rikt på hovednæringsstoffene. Foreldrefiskens ernæring påvirker avkommets kvalitet (Woodhead 1960; Luquet & Watanabe 1986). Effekten som en diett kan ha på foreldrefisken og kvaliteten på avkommet må ses i sammenheng med reproduksjonsbiologien til arten. Storparten av næringsstoffene flyttes fra mordyrets lager til eggemnene (oocyttene) ganske sent i utviklingen (vitellogenesen). Denne foregår hos torskefisk fra omtrent medio september og fortsetter under gytingen, da disse artene er porsjonsgytere. Hos torsk legges opptil 1/3 av næringsstoffene inn i sluttmodningen (Thorsen et al. 2006). Siden mange arter mister appetitten i forkant av gytingen (Woodhead 1960; Skjæraasen et al. 2004), må energiforbruket under oppbyggingen av gonadene hentes fra lagre. Torskefisk lagrer overskuddsenergi i leveren, og under gonadebyggingen mobiliseres reserver (spesielt lipider) i denne, mens store deler av proteinbehovet hentes fra muskel (Black & Love 1986; Kjesbu et al. 1991). Siden endringer i sammensettingen av fettsyrer i en fisk oftest er relatert til en utvannings- og ikke til en utskiftingseffekt (Jobling 2004), vil effekten av endringer i en diett avhenge både av den andel av dietten som utgjøres av spillfôr, varighet av denne og sammensetting av denne. I tillegg vil påvirkningen være avhengig av artens biologi, når i forhold til vitellogenesen inntak av spillfôr skjer, og tiden det tar å endre sammensettingen av kjønnscellene (gametene). Arter med kort vitellogenese trenger bare noen uker for å endre eggsammensettingen (Fernades-Palacios et al. 1995), mens hos andre arter med mye lengre vitellogenese, slik som torsk og hyse, må stamfisk fôres flere måneder for å oppnå en effekt på eggenes sammensetning av næringsemner.

Det er målt forskjeller i fettsyresammensettingen til sei fanget ved oppdrettsanlegg sammenlignet med sei fra kontrollområder (Skog et al. 2003; Fernadez-Jover et al. 2011). Både totalt innhold og sammensetting av fettsyrer påvirker kvalitet til avkommet (Watanabe et al. 1984; Izquerido et al. 2001; Bell & Sargent 2003). Marin villfisk som spiser mye pellets ment for umoden laks, vil derfor potensielt kunne produsere egg med lavere eller ubalansert innhold av spesifikke næringsstoffer som har betydning for avkommenes kvalitet og overlevelse. Siden eggene er så viktige, vil trolig sammensettingen av disse i stor grad være genetisk bestemt, muligens med populasjonsforskjeller (Pickova et al. 1997). Fettsyresammensettingen i egg var veldig lik sammensettingen i vitellogenin, og denne var svært konservert og bare påvirket av ekstreme dietter (Silversand et al. 1995). Dette kan indikere at sammensettingen av egg vil beskyttes, men ved langvarig ubalanse i foreldrenes ernæring vil eggene også påvirkes. Det er ikke tilgjengelige fettsyreanalyser av gonader fra vill marin fisk som har oppholdt seg under oppdrettsanlegg, og da heller ikke data på effekten på gonadenes fettsyresammensetting som følge av at villfisk spiser laksefôr.

Undersøkselser fra Ryfylke indikerer at sei som oppholder seg ved oppdrettsanlegg er tiltrukket fra de opprinnelige seigrunnene. Dette indikerer at det ikke primært er en økt biomasse, men en forflytting av biomassen. Det er vist at både torsk og sei oppholder seg ved lakseanlegg i større grad enn andre steder, at de kan være der i lange perioder og vandre

mellom ulike lakseanlegg i samme fjordsystem (Uglem et al. 2008; 2009; Otterå & Skilbrei 2012).

Tiltrekking av villfisk til anlegg som er plassert i nærheten av gytefelt kan også utgjøre en risiko for de tidlige livsstadiene (i den pelagiske fasen) hos fisk. Både makrell og sei har gjellegitter som kan filtrere plankton ned til raudåtes størrelse (2-3 mm), og bruker dette aktivt i sitt fødeopptak. Store ansamlinger av sei og makrell i eller i nærheten av gyteområder der de tidlige livsstadiene er konsentrert kan derfor tenkes å føre til økt predasjon på fiskeegg og små fiskelarver, og siden eldre larver og juvenile før eventuell bunnslåing (torsk) eller stiming (sild). Makrell er en svært effektiv predator på grunn av sin høye svømmehastighet. Hvorvidt ansamlinger av sei og makrell på denne måten faktisk utgjør en risiko for de tidlige livsstadiene hos marin fisk er ikke undersøkt.

I sum kan oppdrettsanlegg ved tiltrekking av villfisk og ved at spillfôr er tilgjengelig for disse, påvirke atferd, energitilgang og potensielt reproduksjon hos for eksempel torsk og sei. Eventuelle bestandsmessige implikasjoner av dette erfremdeles ukjent selv om studier pågår.

3.2 Forurensning fra oppdrettsanlegg

I denne sammenheng vurderes bare i hvilken grad forurensning kan antas å påvirke oppvekst til marin fisk. Andre effekter når det gjelder gyting hos torsk er omtalt tidligere. I hvertfall i ueksponerte fjorder er det kjent at bunnen rett under anlegg normalt er påvirket av avføring fra fisken (fekalier) og til dels fôrspill. Arealet utgjør et område på ca 500 meter rundt ett anlegg (785 dekar).

3.2.1 Næringssalter og organisk belastning

Organisk belastning fra oppdrettsanlegg utgjøres av både næringssalter som vil kunne øke algeproduksjonen, og sedimentering av organisk materiale som fôrrester og fekalier. En stor del av organiske partikler sedimenterer i nærsonen av oppdrettsanleggene, mens noe av det organiske materialet spres over større områder som finpartikulært materiale. Mulige effekter på økosystemet av økt tilgang på næringssalt og organiske partikler er tidligere vurdert, spesielt med tanke på den høye intensiteten av oppdrett i Hardangerfjorden og Boknafjorden (Anonym 2011; Husa et al. 2012). Økt næringstilgang kan tenkes å endre algesamfunnene langs kysten. Spesielt fremvekst av store mengder trådformede påvekstalger (epifytter) har vært observert, og spørsmålet har vært om dette kan knyttes til økt tilførsel av næringssalt fra oppdrettsfiskens ekskresjon og nedbrytningen av organisk materiale. Epifyttene dekker sukkertare og andre tang- og tarearter (Figur 5), og de kan redusere lystilgangen og konkurrere effektivt om næringssaltene slik at man over tid kan få en reduksjon av flerårige, seintvoksende arter som tang og tare (Husa et al. 2012). Årsaken til fremveksten av epifytter er trolig kompleks og avhengig av en rekke faktorer, og det er ikke påvist at det er en sammenheng mellom næringssaltutslipp fra fiskeoppdrett og dominans av epifytter (Anonym 2011). I tillegg til temperatur har både næringssalter ("bottom up control") og beiting ("top-down control") vært diskutert som utløsende eller kontrollerende mekanismer for fenomenet. Det har blant annet vært foreslått at manglende topp-predatorer (stor fisk) kan føre til

fremvekst av små fisk som igjen øker beitepresset på mollusker som spiser epifytter og annen påvekt på tang og tare (Anonym 2011). Uansett årsak er det imidlertid ukjent hvordan fremvekst av epifytter vil kunne påvirke de grunne oppvekstområdene til marin fisk. Marin fiskeyngel er avhengig av både skjul og mat, og begge deler kan tenkes å bli påvirket ved en overgang til dominans av epifyttalger.

Figur 5. Sukkertare nedgrodd av trådformede påvekstalger på ca 10 m dyp. Biklet er tatt ved Eidholmen i Austevoll, Hordaland, juni 2013.

Målinger rundt anlegg viser at utslipp av næringssalt fra oppdrettsanlegg kan spores opp til 400 meter fra anlegget, mens næringssaltkonsentrasjonene sank raskt til nesten ikke-sporbare verdier på 500 meters avstand (Hansen et al. 2011; Sanderson et al. 2008). Hvis de tilførte mengdene næringssalter er relativt store, og fortynning av disse lite effektiv (lav strøm), kan utslippene føre til uønskete endringer i algesamfunnet. Det er gjort en rekke undersøkelser av planktonforekomst nær oppdrettsanlegg (Gowen et al. 1983, Taylor et al. 1992, Pitta et al. 1998, 1999, 2006), men økte mengder plankton har ikke kunnet påvises. Det er uklart om dette kan skyldes at planktonets oppholdstid i området er for kort, eller om økt primærproduksjon raskt blir spist opp av dyreplankton og således går inn i næringskjedene (Machias et al. 2005, Pitta et al. 2009). Om dette kan medføre økt produksjon av dyreplankton som kan være gunstig som mat for fiskelarver og yngel, er ikke undersøkt.

Husa et al. (2012) skriver at i tillegg til effekten av næringssalter, kan utslipp av finpartikulert materiale påvirke grunne områder ved at dette sedimenterer og påvirker algesamfunnene. Negative effekter av små organiske partikler på ålegressenger er godt dokumentert fra Middelhavet, i avstander på inntil 400 m fra oppdrettsanlegg (Diaz-Almela et al. 2008; Duarte et al. 2008). Det er også blitt vist at utslipp fra fiskeoppdrett har negative effekter på løsliggende kalkalgeforekomster (Hall-Spencer et al. 2006; Aquado-Gimènez & Ruiz-

Fernàndez 2012; Sanz-Lazaro et al. 2011). Mye finpartikulert materiale som sedimenterer i grunne områder kan også forårsake dannelse av hydrogensulfid og bakteriematter (*Beggiatoa* spp.). Denne typen effekter kan tenkes å påvirke gyteområder for fisk med bentiske egg (for eksempel sild).

Husa et al. (2012) skriver også at påvirkning fra utslipp fra oppdrettanlegg er i hovedsak observert når anlegget ligger svært nær land, i bukter og bakevjer, eller der strømmen fører utslippene inn over grunnere områder. Det ble i 2010 og 2011 gjennomført en undersøkelse av lokal påvirkning på hardbunn (0–20 meters dyp) ved 18 matfiskanlegg og på 16 referansestasjoner i Hardangerfjorden (Hansen et al. 2011). Forekomsten av makroalger og assosiert makrofauna (kråkeboller og sekkedyr) ble undersøkt ved hjelp av undervannsvideo. Foreløpige resultater fra denne undersøkelsen viser liten påvirkning på tarevegetasjonen ved anleggene i de ytre områdene, både forekomst og nedre voksegrenser var som på referansestasjonene. I de indre fjordområdene kan det være vanskelig å bruke forekomsten av tare som miljøindikator, da vegetasjonen på mange stasjoner er sterkt påvirket av kråkebollebeiting. Det foregår i dag ingen standardisert overvåking av strandsone eller grunne områder ved oppdrettsanlegg (Husa et al. 2012).

Både langs kysten og i fjordene er det sterkt varierende strøm og dyp, men strømforholdene er ofte ulike inne i fjordene og ute på kysten. Fjordlokaliteter kan ha god strøm i de øvre vannlagene, men ofte liten i de dypere vannlag. Anlegg lokalisert ved kysten har derimot ofte strøm i hele vannsøylen. Bunndyrsamfunnet er en følsom indikator for organisk påvirkning og blir også mye brukt til overvåking (Black 2002). Ofte kan man se en gradient ut i fra oppdrettsanleggene, hvor det nært merdene er en artsfattig sone, med store forekomster av noen få opportunistiske arter. Deretter, i en overgangssone, blir bunndyrsamfunnet stimulert med høyere antall arter, mens lengst ute er samfunnet vurdert til å være upåvirket, selv om en kan spore stoffer fra anlegget (Kutti et al. 2008). Fastsittende fauna på dype hardbunnslokaliteter (100–200 m dyp) er sensitive for sedimentering av organisk materiale (Hansen et al. 2011). Verken fastsittende organismer som svamper og eller andre dyregrupper ble funnet i en avstand på minst 75 meter fra anleggene, og bunndyrsamfunnene var totalt dominert av opportunistiske børstemark, men generelt er det lite kunnskap både om forekomst og utbredelse av denne type habitater i områder med fiskeoppdrett, eller hvordan denne type habitat kan påvirkes av utslipp fra oppdrett (Tangen & Fossen 2012). Det er antatt at organisk avfall fra oppdrettsanlegg kan ha en effekt på sårbare habitater som korallrev, hornkorallhabitater på bløt og hardbunn, svampsamfunn, krepsebunn, rekefelt, ikke bare på grunn av nedslamming, men også fordi organisk materiale forbruker oksygen når det brytes ned (Weber et al. 2006; Husa et al. 2012).

Ut fra den erfaring vi har i dag angående effekter av utslipp på bløtbunn og hardbunn, kan det anslås at utslippene vil være ødeleggende på slike habitat i umiddelbar nærhet til anlegget. Vi mangler derimot kunnskap om hvor stor buffersone man bør ha rundt anlegget for å unngå permanent skade på særlig viktige habitater (for eksempel koraller). I denne sammenheng vil identifisering og lokalisering av gyte- og oppvektområder for sårbare dypvannsfisk være viktig (for eksempel uer, kveite og blålange).

3.2.2 Fremmedstoffer

Ved bruk av kitinhemmere (teflu- og diflubenzuron) som lusemiddel kan disse detekteres i vann, sedimenter, skjell, krepsdyr og fisk i nærheten av lakseanlegg ((Langford et al. 2011, Samuelsen et al. 2013). Hos hummeryngel fôret med en diett med 10 eller 20 µg/g teflubenzuron i én uke (tilsvarer konsentrasjonen funnet i sedimentet under oppdrettsanlegg under medisinering) ble det observert både økt dødelighet og deformiteter (Samuelsen et al. 2013). Teflubenzuron ble påvist i villfisk ved anlegg under medisinering, men ikke etter 90 dager (Samuelsen et al. 2013). Verdiene målt i vann, skjell, krepsdyr og fisk antas å være høye nok til at de kan være skadelige for organismer som gjennomgår skallskifte i løpet av livssyklusen, men mest trolig ikke for mennesker (Langford et al. 2011; Samuelsen et al. 2013). Villsei kan akkumulere antibiotika som gis via fôret (Samuelsen et al. 1992), men dette har trolig ingen vesentlig miljøpåvirkningsfaktor siden det brukes svært lite antibiotika i norsk lakseoppdrett (i 2010 ca 0,55 tonn på en produksjon på ca 800 000 tonn oppdrettsfisk).

Oppdrettsanlegg kan også tilføre miljøet miljøgifter via fiskefôret. Analyser av villfisk ved oppdrettsanlegg har vist at mengde miljøgifter varierer mellom fisk fanget ved oppdrettsanlegg og andre steder. I sammenligninger med sei og torsk fanget ved oppdrettsanlegg og fisk fanget på nærliggende kontrollokaliteter (deBruyn et al. 2006; Bustnes et al. 2010, 2011, 2012) ble det ikke funnet økte verdier av de analyserte organiske miljøgiftene for sei, mens det ble funnet noe økte verdier av enkelte stoffer, slik som DDT, hos torsk (Bustnes et al. 2010). Verdiene er imidlertid svært lave og ikke i nærheten av det som kan antas å være helseskadelig ved normalt inntak av fisk. Det er ikke dokumentert at miljøgifter tilført gjennom fiskefôr resulterer i skadelige mengder av miljøgifter i villfisk fanget ved anlegg (deBruyn et al. 2006; Bustnes et al. 2010; 2011; 2012). Halogenererte organiske forbindelser og tungmetaller i fôr, laks og fekalier er undersøkt i egne overvåkingsprogram. PCB, furaner, dioksin, klorerete pesticider og bromerte flammehemmere (Samuelsen & Grøsvik 2013) ligger langt under grenseverdier der dette er satt.

Bruk av kobberholdig notimpregnering medfører at kobber lekker ut i miljøet (Samuelsen & Grøsvik 2012). Selv om kobber er giftig for en rekke dyregrupper inkludert alger, skalldyr og krepsdyr, bindes det raskt i sedimentet under oppdrettsanlegg siden dette som oftest inneholder mye organisk karbon og sulfider (Burridge et al. 2010). Kobber hoper seg derfor ikke opp i næringskjeden og har ikke alvorlige langtidseffekter (Samuelsen & Grøsvik 2012). Risikoen for negative økologiske effekter som følge av bruk av kobberholdig antigroemaling er vurdert som lav, med unntak av for spesielt skjermede lokaliteter slik som havner og marinaer (Brooks & Waldock 2009).

3.3 Sykdom

Syk oppdrettsfisk kan spre patogener til villfisk blant annet via havstrømmer, bruk av samme utstyr ved flere anlegg, fekalier, rømning av oppdrettsfisk og gjennom at villfisk som tiltrekkes oppdrettsanleggene blir bærere av patogener (Johansen et al. 2011; Kvamme et al. 2012). Som vist kan villfisk, spesielt sei og torsk, oppholde seg svært nær oppdrettsanlegg over lange perioder, og de vandrer ofte mellom flere anlegg, samt til nærliggende lokaliteter slik som for eksempel kjente gyteområder eller tradisjonelle fiskefelt (Uglem et al. 2008 2009; Dempster et al. 2010; Otterå og Skilbrei 2012; Sanchez et al. 2011). Om andre arter også har tilsvarende vandringer er oss bekjent ikke undersøkt. Villfisken vil da kunne bli vektorer for spredning av sykdommer fra oppdrettsfisk til ville bestander eller til andre oppdrettsanlegg (Heuch et al. 2011; Johansen et al. 2011; Kvamme et al. 2012).

For at patogener skal kunne overførs mellom oppdretts- og villfisk forutsetter det at artene er bærere av de samme patogener. Risikoen for smitte fra oppdrettslaks til ville laksefiskebestander kan derfor være større enn for smitte fra lakseoppdrett til marine arter. Risikoen for mulig smitte fra torskeoppdrett til ville marine fisker er derfor trolig større enn for smitte fra lakseoppdrett.

Nyere kunnskapsoppsummeringer vedrørende denne problemstillingen konkluderer med at den eksisterende kunnskapen er svært mangelfull og at det derfor er vanskelig å gjøre en holdbar risikovurdering av påvirkning av oppdrett på sykdomsstatus hos villfisk (Johansen et al. 2011, Kvamme et al. 2012).

3.4 Andre effekter

Rømming av store mengder umoden fisk fra oppdrettsanlegg med torsk kan tenkes å påvirke lokal umoden torsk i oppvekstområdene gjennom økt konkurranse med hensyn til revir og mat. Imidlertid tyder resultatene til Sverdrup et al. (2011) at oppdrettstorsk er mer naiv enn villtorsk og at den til en viss grad vil tape denne konkurransen. I denne studien ble det brukt intensivt produsert oppdrettstorsk, og det er ikke sikkert at ekstensivt produsert oppdrettstorsk vil oppføre seg på samme måte, da denne torskeyngelen er fôret med naturlig dyreplankton og derfor oppnår en bedre kvalitet enn intensivt produsert yngel (Karlsen et al. 2013). Om dette betyr at den også har en bedre tilpasning ("fitness") er uklart, men rømt torsk av opprinnelse fra ekstensiv produksjon har klart seg bra i vill tilstand (Jørstad et al. In prep.).

Referanser

Anonym, 2011. Vurdering av eutrofieringssituasjonen i kystområder, med særlig fokus på Hardangerfjorden og Boknafjorden. Rapport fra ekspertgruppe oppnevnt av Fiskeri- og kystdepartementet i samråd med Miljøverndepartementet. Fiskeri- og kystdepartementet. 83 pp.

Aquado-Gimènez, F. & Ruiz-Fernàndez, J.M. 2012. Influence of an experimental fish farm on the spatio-temporal dynamic of a Mediterranean maerl algae community. Mar. Env. Res. 74: 47-55.

Aure, J., Strand, Ø., Erga, S.R. & Strohmeier, T. 2007. Primary production enhancement by artificial upwelling in a western Norwegian fjord. Marine Ecology Progress Series 352: 39–52.

Bagenal, T.B. 1969. The relationship between food supply and fecundity in brown trout, *Salmo trutta* L. J. Fish Biol. 1: 167-182

Bakketeig, I., Gjøsæter, H., Hauge, M., Loeng, H., Sunnset, B.H. & Toft, K.Ø. 2013. Havforskningsrapporten 2013. Fisken og Havet, særnr. 1-2013. 195 pp.

Beacham, T.D., Brattey, J., Miller, K.M., Le, K.D. & Withler, R.E. 2002. Multiple stock structure of Atlantic cod (*Gadus morhua*) off Newfoundland and Labrador determined from genetic variation. ICES J. Mar. Sci. 59: 650-665.

Bekkevold, D., Hansen, M.M., Loeschcke, V. 2002. Male reproductive competition in spawning aggregations of cod (*Gadus morhua*, L.). Mol. Ecol. 11: 91-102

Bell, J.G. & Sargent, J.R. 2003. Arachidonic acid in aquaculture feeds: current status and future opportunities. Aquaculture 218:491-499

Bjordal, Å. & Johnstone, A.D.F. 1993. Local movements of saithe (*Pollachius virens* L.) in the vicinity of fish cages. ICES Marine Science Symposia 196: 143–146

Bjordal, Å. & Skar, A.B. 1992. Tagging of Saithe (*Pollachius virens* L.) at a Norwegian Fish Farm: Preliminary Results on Migration. ICES Council Meeting Papers, 1992/G:35

Bjørn, P.A., Uglem, I., Kerwath, S., Sæther, B.S. & Nilsen, R. 2009. Spatiotemporal distribution of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) with intact and blocked olfactory sense during the spawning season in a Norwegian fjord with intensive salmon farming. Aquaculture 286: 36-44

Black, D. & Love, R.M. 1986. The sequential mobilization and restoration of energy reserves in tissues of Atlantic cod during starvation and refeeding. J. Comp. Physiol. B 156: 469-479

Black, K. 2002. Environmental impact of aquaculture. Sheffield Academic Press Ltd., Sheffield, UK. 214 pp.

Bogevik, A.S., Natário, S., Karlsen, Ø., Thorsen, A., Hamre, K., Rosenlund, G. & Norberg, B. 2012. The effect of dietary lipid content and stress on egg quality in farmed Atlantic cod *Gadus morhua*. J. Fish Biol. 81: 1391-1405

Brawn, V.M. 1961. Reproductive behaviour of the cod (*Gadus* morhua L.). Behaviour 18:177-198.

Brawn, V.M, 1969. Feeding behaviour of cod (*Gadus morhua*). J. Fish. Res. Bd. Can. 26: 583-596.

Brooking, P., Doucette, G., Tinker, S. & Whoriskey, F. G. 2006. Sonic tracking of wild cod, *Gadus morhua*, in an inshore region of the Bay of Fundy: a contribution to understanding the impact of cod farming for wild cod and endangered salmon populations. ICES J. Mar. Sci. 63: 1364–1371.

Brooks, S. & Waldock, M. 2009. The use of copper as a biocide in marine antifouling paints. In: Advances in Marine Antifouling Coatings and Technologies. (Eds. Hellio, C., Yebra, D.) Woodhead Publishing Limited pp. 492-521

Burridge, L., Weis, J.S., Cabello, F., Pizarro, J. & Bostick, K. 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. Aquaculture 306: 7-23

Bustnes, J.O., Borgå, K., Dempster, T., Lie, E., Nygård, T. & Uglem, I. 2012. Latitudinal distribution of persistent organic pollutants in pelagic and demersal marine fish on the Norwegian coast. Env. Sci. Technol. 46: 7836−7843

Bustnes, J.O., Lie, E., Herzke, D., Dempster, T., Bjørn, P.A., Nygård, T. & Uglem, I. 2010. Salmon farms as a source of organohalogenated contaminants in wild fish. Env. Sci. Technol. 44: 8736-8743

Bustnes, J.O., Nygård, T., Dempster, T., Ciesielski, T., Munro Jenssen, B., Bjørn, P.A. & Uglem I. 2011. Do salmon farms increase the concentrations of mercury and other elements in wild fish? J. Environ. Monit. 13: 1687-1694

Chatain B. 1994. Abnormal swimbladder development and lordosis in sea bass. *Dicentrarchus labrax*) and sea bream (*Sparus auratus*). Aquaculture 119: 371–379.

Ciannelli, L., Knutsen, H., Olsen, E.M., Espeland, S.H., Asplin, L. Jelmert, A., Knutsen, J.A. & Stenseth, N.C. 2010. Small-scale genetic structure in a marine population in relation to water circulation and egg characteristics. Ecology 91: 291-293.

Dahle G. 1991. Cod, *Gadus morhua* L, populations identified by mitochondrial DNA. J. Fish Biol. 38: 295-303.

Dahle, G. & van der Meeren, T. 2012. Genetiske studier av torsk i Skjerstadfjorden, Nordland. Rapport til Fiskeri og kystdepartementet (In mimeo).

Davidsen, J. G., Plantalech Manel-la, N., Økland, F., Diserud, O. H., Thorstad, E. B., Finstad, B., Sivertsgård, R., McKinley, R. S. & Rikardsen, A. H. 2008. Changes in swimming depths of Atlantic salmon *Salmo salar* post-smolts relative to light intensity. J. Fish Biol. 73: 1065–1074.

Davidsen, J. G., Rikardsen, A. H., Halttunen, E., Thorstad, E. B., Økland, F., Letcher, B. H., Skarðhamar, J. & Næsje, T. F. 2009. Migratory behaviour and survival rates of wild northern Atlantic salmon *Salmo salar* post-smolts: effects of environmental factors. J. Fish Biol. 75: 1700–1718.

Davidsen, J. G., Rikardsen, A. H., Thorstad, E. B., Halttunen, E., Mitamura, H., Præbel, K., Skarðhamar, J. & Næsje, T. F. 2013. Homing behaviour of Atlantic salmon (*Salmo salar*) during final phase of marine migration and river entry. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70: 794-802.

deBruyn, A.M.H., Trudel, M., Eyding, N., Harding, J. and others. 2006. Ecosystemic effects of salmon farming increase mercury contamination in wild fish. Env. Sci. Technol. 40: 3489–3493

Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Bayle-Sempere, J., Nilsen, R. & Bjørn, P.A. 2011. Proxy measures of fitness suggest coastal fish farms can act as population sources and not ecological traps for wild gadoid fish. PlosOne 6: 1-9

Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Uglem, I. & Bjørn, P.A. 2010. Species-specific patterns of aggregation of wild fish around fish farms. Estuarine, Coastal and Shelf Science 86: 271-275

Dempster, T., Uglem, I., Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Bayle-Sempere, J., Nilsen, R. & Bjørn, P. A. 2009. Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect. Marine Ecology Progress Series 385: 1–14.

Diaz-Almela, E., Marba, N., Alvarez, E., Santiago, R., Holmer, M., Grau, A., Mirto, S., Danovaro, R., Petrou, A., Argyro, M., Karakassis, I. & Duarte, C.M. 2008. Benthic input rates predict seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm induced decline. Marine Pollution Bulletin 56: 1332-1342.

Duarte, C.M., Frederiksen, M., Grau, A., Karakassis, L., Marba, N., Mirto, S., Pérez, P., Pusceddu, A. & Tsapakis, M. 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanic* meadows; Synthesis and provision of monitoring and management tools. Marine Pollution Bulletin 56: 1618-1629.

Døving, K. B., Westerberg, H. & Johnsen, P. B. 1985. Role of olfaction in the behavioural and neuronal responses of Atlantic salmon, *Salmo salar*, to hydrographic stratification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1658–1667.

Eiane, K., Aksnes, D.L. & Giske, J. 1997. The significance of optical properties in competition among visual and tactile planktivores: a theoretical study. Ecological Modelling 98: 123-136.

Erkinaro, J., Dempson, J. B., Julkunen, M. & Niemelä, E. 1997. Importance of ontogenetic habitat shifts to juvenile output and life history of Atlantic salmon in a large subarctic river: an approach based on analysis of scale characteristics. J. Fish Biol. 51: 1174-1185..

Espeland, S.H., Albretsen, J., Nedreaas, K., Sannæs, H., Bodvin, T. & Moy, F. 2013. Kartlegging av gytefelt. Gytefelt for kysttorsk. Fisken og Havet 1/2013. 43pp.

Fernandez-Jover, D., Martinez-Rubio, L., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Lopez-Martinez, F.J., Bjørn, P.A., Uglem, I. & Dempster, T. 2011. Waste feed from coastal fish farms: A trophic subsidy with compositional side effects for wild gadoids. Estuarine Coastal and Shelf Science 91: 559-568

Fernández-Palacios, H., Izquierdo, M.S., Robaina, L., Valencia, A., Salhi, M. & Vergara, J. 1995. Effect of n − 3 HUFA level in broodstock diets on egg quality of gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.). Aquaculture 132:325-337

Fevolden S.-E. & Pogson G.H. 1997. Genetic divergence at the synaptophysin (Syp-1) locus among Norwegian coastal and north-east arctic populations of Atlantic cod, *Gadus morhua*. J. Fish. Biol. 51: 895-908.

Fevolden, S.-E., Westgaard1, J.-I., Pedersen, T., Præbel, K. 2012. Settling-depth vs. genotype and size vs. genotype correlations at the Pan I locus in 0-group Atlantic cod *Gadus morhua*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 468: 267-278.

Finstad, B., Økland, F., Thorstad, E. B., Bjørn, P. A. & McKinley, R. S. 2005. Migration of hatchery-reared Atlantic salmon and wild anadromous brown trout post-smolts in a Norwegian fjord system. J. Fish Biol. 66, 86–96.

Fleming, I. A., Hindar, K., Mjølnerød, I. B., Jonsson, B., Balstad, T., & Lamberg, A. 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 267: 1517-1523.

Frydenberg, O., Møller, D., Nævdal, G. & Sick, K. 1965. Haemoglobin polymorphism in Norwegian cod populations. Hereditas 53: 257-271.

Godø, O.R. & Moksness, E. 1987. Growth and maturation of Norwegian coastal cod and Northeast Arctic cod under different conditions. Fisheries Research 5: 235-252.

Gowen, R.J., Tett, P. & Jones, K.J. 1983. The hydrography and phytoplankton ecology of Loch Ardbhair: A small sea loch on the West Coast of Scotland. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 71: 1-16.

Gudmundsen & Årseth, 2012. Ryfylkeprosjektet. Optimal råstoffkvalitet og utnyttelse av sei fra Ryfylke. Sluttrapport fra FHF prosjekt 342034, 19 s.

Hall-Spencer, J., White, N., Gillespie, E., Katie, G. & Foggo, A. 2006. Impact of fish farms on maerl beds in strongly tidal areas. Marine Ecology Progress Series 326: 1-9.

Hansen, P.K., Bannister, R. & Husa, V. 2011. Utslipp fra matfiskanlegg. Påvirkning på grunne og dype hardbunnslokaliteter. Rapport fra Havforskningen NR 21-2011.

Hedger, R. D., Uglem, I., Thorstad, E. B., Finstad, B., Chittenden, C. M., Arechavala-Lopez, P., Jensen, A., Nilsen, R. & Økland, F. 2011. Behavioural strategies of Atlantic cod, a marine fish predator, during Atlantic salmon post-smolt migration. ICES J. Mar. Sci. 68: 2152–2162.

Heggberget, T.G., Økland, F., Ugedal, O. 1993. Distribution and migratory behaviour of adult wild and farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) during return migration. Aquaculture 118: 73-83.

Heuch, P.A., Jansen, P.A., Hansen, H., Sterud, E., MacKenzie, K., Haugen, P. & Hemmingsen, W. 2011. Parasite faunas of farmed cod and adjacent wild cod populations in Norway: a comparison. Aqua. Env. Int. 2: 1-13

Hjort J. & Dahl K. 1900. Fishing experiments in Norwegian Fjords. Report of Norwegian Fishery and Marine Investigations, 1. 1).

Hodder, V.M., 1963. Fecundity of Grand bank Haddock. J. Fish. Res. Bd. Can. 20: 1465-1487.

Howell, W.H., Morin, M., Rennels, N. & Goethel, D., 2008. Residency of adult Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the western Gulf of Maine. Fish. Res. 91: 123-132.

Husa, V., Hansen, P.K., Ervik, A., Aure, J. & Bannister, R. 2012. Utslipp av partikulære og løste stoffer fra matfiskanlegg. In: Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme B.O., Kristiansen, T.S. & Boxaspen, K.K.. Eds.) Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. Fisken og havet særnummer 2-2012: 81-100.

Hutchings, J.A., Bishop, T.D. & McGregor-Shaw, C.R. 1999. Spawning behaviour of Atlantic cod, Gadus morhua: evidence of mate competition and mate choice in a broadcast spawner. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 97-104

Hutchings, J.A., Myers, R.A., & Lilly, G.R. 1993. Geographic variation in the spawning of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in the northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 2457–2467.

Hutchinson W.F., Carvalho G.R. & Rogers S.I. 2001. Marked genetic structuring in localised spawning populations of cod *Gadus morhua* in the North Sea and adjoining waters, as revealed by microsatellites. Marine Ecology-Progress Series 223: 251-260.

Hvidsten, N. A. & Lund, R. A. 1988. Predation on hatchery-reared and wild smolts of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the estuary of River Orkla. J. Fish Biol. 33: 121–126.

Hvidsten, N. A. & Møkkelgjerd, P. I. 1987. Predation on salmon smolts, *Salmo salar* L., in the estuary of the River Surna. J. Fish Biol. 30: 273–280.

ICES 2005. Spawning and life history information for North Atlantic cod stocks. ICES Cooperative Research Report, No. 274. 152 pp.

ICES 2012. Report of the ICES Advisory Committee, 2012. The Barents Sea and the Norwegian Sea. International Council for the Exploration of the Sea. CM Papers and Reports), ICES Advice 2012, Book 3, 1–7.

Izquierdo, M.S., Fernández-Palacio, H. & Tacon, A.G.J. 2001. Effect of broodstock nutrition on reproductive performance of fish. Aquaculture 197: 25-42.

Jakobsen, T. 1981. Preliminary results of saithe tagging experiments on the Norwegian coast 1975-1977. ICES CM 1981/G:35, 25 pp.

Jakobsen, T. 1987. Coastal cod in Northern Norway. Fisheries Research 5: 223-234.

Jepsen, N., Holthe, E. & Økland, F. 2006. Observations of predation on salmon and trout smolts in a river mouth. Fisheries Management and Ecology 13: 341–343.

Jobling, M. 1988. A review of the physiological and nutritional energetics of cod, *Gadus morhua* L. with particular reference to growth under farmed conditions. Aquaculture 70: 1-19

Jobling, M. 2004. Are modifications in tissue fatty acid profiles following a change in diet the result of dilution?: Test of a simple dilution model. Aquaculture 232: 551-562.

Johannessen, T., Dahl, E., Falkenhaug, T. & Naustvoll, L.J. 2011. Concurrent recruitment failure in gadoids and changes in the plankton community along the Norwegian Skagerrak coast after 2002. ICES J. Mar. Sci., in press.

Johansen T., Berg, E., Aglen A., Svåsand, T., Dahle, G., Jørstad, K.E. (manus). Highly variable life history/biological structure of Norwegian coastal cod (*Gadus morhua* L.).

Johansen, L.-H., Jensen, I., Mikkelsen, H., Bjørn, P.-A., Jansen, P.A. & Bergh, Ø. 2011. Disease interaction and pathogens exchange between wild and farmed fish populations with special reference to Norway. Aquaculture 315: 167-186.

Johansen,T., Berg, E. & Dahle, G. 2009. Kysttorsk – et tema med mange variasjoner. In: Agnalt, A.-L., Bakketeig,, I.E., Haug, T., Knutsen, J.A., og Opstad, I.. Eds.). Kyst og Havbruk 2009. Fisken og Havet Særnummer 2-2009: 40-43.

Jonsdottir, O.D.B., Imsland, A.K., Danielsdottir, A.K. & Marteinsdottir, G. 2002. Genetic heterogeneity and growth properties of different genotypes of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) at two spawning sites off south Iceland. Fisheries Research 55: 37-47.

Jørstad K.E. 2007. Recent genetic studies on cod, *Gadus morhua*, in Norwegian waters. Minisymposium – Spatial structure of cod populations: What are the implications for the assessment and management of cod stocks? Belfast, Northern Ireland, May 2007.. Report, November 2007).

Jørstad K.E., Dahle G., Agnalt A.L., Otterå H., van der Meeren T., Fevolden S.E., Fjalestad K.T. & Svåsand T. 2007 . Abstract). Establishment of a biobank on Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the Northeast Atlantic. Aquaculture 272: S272.

Jørstad, K.E. & Nævdal, G. 1989. Genetic variation and population structure of cod, *Gadus morhua* L., in some fjords in northern Norway. J. Fish Biol. 35: 245-252.

Jørstad, K.E. 1984. Genetic analyses of cod in northern Norway. In: E. Dahl, D.S. Danielssen, E. Moksness and P. Solemdal. Editors). The Propagation of Cod *Gadus morhua* L. Flødevigen rapportser. 1, 1984: 734-760.

Jørstad, K.E., Otterå, H., van der Meeren, T., Dahle, G., Paulsen, O.I., Bakke, G., & Svåsand, T. In prep. Genetic marking of farmed Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) and detection of escapes from a commercial cod farm. Sendt til ICES J. Mar. Sci.

Jørstad, K.E., Skaala, Ø., & Dahle, G. 1991. The development of biochemical and visible genetic markers and their potential use in evaluating interactions between cultured and wild fish populations. ICES Mar. Sci. Symp. 192: 200–205.

Kaartvedt, S. & Svendsen, H. 1995. Effect of freshwater discharge, intrusions of coastal water, and bathymetry on zooplankton distribution in a Norwegian fjord system. J. Plankton Res. 17: 493-511.

Kaartvedt, S. 1984. Vassdragsreguleringers virkning på fjorder. Fisken og Havet 3/1984. 104 pp.

Karlsen, Ø., Henre, G-I., Tveit, K. & Rosenlund, G. 2006. Effect of varying levels of macro-nutrients and continuous light on growth, energy deposits and maturation in farmed Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). Aquaculture 255: 242-254

Karlsen, Ø., Holm, J.C. & Kjesbu, O.S. 1995. Effects of periodic starvation on reproductive investment in first-time spawning Atlantic cod (*Gadus morhua*). Aquaculture 133: 159-170

Karlsen, Ø., van der Meeren, T. & Edvardsen, R.B. 2013. Naturlig dyreplankton best for torskelarver. Fisken og havet særnummer 1-2013: 52-53.

Kjesbu, O. S., Righton, D., Kruger-Johnsen, M., Thorsen, A., Michalsen, K. 2010. Thermal dynamics of ovarian maturation in Atlantic cod (*Gadus morhua*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 67: 605-625.

Kjesbu, O.S., 1989. The spawning activity of cod, *Gadus morhua* L. Journal of Fish Biology. 34: 195-206.

Kjesbu, O.S., Klungsøyr, J., Kryvi, H., Witthames, P.R., Greer-Walker, M. 1991. Fecundity, atresia, and egg size of captive Atlantic cod (*Gadus morhua*) in relation to proximate body composition. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 2333-2343

Kjesbu, O.S., Witthames, P.R., Solemdal, P., Greer-Walker, M. 1998. Temporal variations in the fecundity of Arcto-Norwegian cod (*Gadus morhua*) in response to natural changes in food and temperature. Journal of Sea Research 40: 303-321

Knutsen H., André C, Jorde, P.E., Skogen M., Thuroczy, E., & Stenseth, N.C. 2004. Influx of North Sea cod larvae into the Skagerrak coast. Proc. R. Soc. Lond. Ser. B 271: 1337–1344.

Knutsen H., Jorde, P.E., André, C. & Stenseth, N.C. 2003. Fine scaled geographical population structuring in a highly mobile marine species: the Atlantic cod. Mol. Ecol. 12: 385–394.

Knutsen, H., Olsen, E.M., Lorenzo Ciannelli, L., Espeland, S.H., Knutsen, J.A., Simonsen, J.H., Skreslet, S. & Stenseth, N.C. 2007. Egg distribution, bottom topography and small-scale cod population structure in a coastal marine system. Mar. Ecol. Prog. Ser. 333: 249–255.

Knutsen, H., Olsen,E.M., Jorde, P.E., Espeland, S.H., Andre, C. & Stenseth, N.C. 2011. Are low but statistically significant levels of genetic differentiation in marine fishes 'biologically meaningful'? A case study of coastal Atlantic cod Molecular Ecology 20: 768-783.

Kocik, J. F., Hawkes, J. P., Sheehan, T. F., Music, P. A. & Beland, K. F. 2009. Assessing estuarine and coastal migration and survival of wild Atlantic salmon smolts from the Narraguagus River, Maine using ultrasonic telemetry. American Fisheries Society Symposium 69: 293–310.

Korsøen, ØJ., Dempster, T., Fosseidengen, J.E., Karlsen, Ø., Oppedal, F., Stien, L.H., & Kristiansen, T.S. 2013. Towards cod without spawning: artificial continuous light in submerged sea-cages maintains growth and delays sexual maturation for farmed Atlantic cod *Gadus morhua*. Aqua. Env. Int.s 3: 245–25.

Kovach, A.I., Breton, T.S., Berlinsky, D.L., Maceda, L. & Wirgin, I. 2010. Fine-scale spatial and temporal genetic structure of Atlantic cod of the Atlantic coast of the USA. Mar. Ecol. Prog. Ser. 410, 177–195.

Krkošek, M. 2010. Host density thresholds and disease control for fisheries and aquaculture. Aqua. Env. Int.s 1: 21–32

Kutti, T., Ervik, A. & Høisæter, T., 2008. Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. III. Linking deposition rates of organic matter and benthic productivity. Aquaculture. 282: 47-53.

Kvamme, B.O., Karlsbakk, E., Mortsensen, S., Patl, S., Madhun, A, Morton, C., Skår, C & Asplin, L. (2012). Annen smitte. I: Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen, T.S. & Boxaspen, K.K.. Eds.) Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. Fisken og havet særnummer 2-2012: 73-80.

LaBar, G. W., McCleave, J. D. & Fried, S. M. 1978. Seaward migration of hatchery-reared Atlantic salmon. Salmo salar) smolts in the Penobscot River estuary, Maine: open water movements. J. Cons. Explor. Mer 38, 257–269

Lacroix, G. L. & McCurdy, P. 1996. Migratory behaviour of post-smolt Atlantic salmon during initial stages of seaward migration. J. Fish Biol. 49, 1086–1101.

Lacroix, G. L., McCurdy, P. & Knox, D. 2004. Migration of Atlantic salmon postsmolts in relation to habitat use in a coastal system. Transactions of the American Fisheries Society 133, 1455–1471.

Langford, K.H., Øxnevad, S., Schøyen, M. & Thomas, K.V. 2011. Environmental screening of veterinary medicines used in aquaculture – diflubenzuron and teflubenzuron. NIVA-rapport 6133-2011, 51s.

Lawson, G.L. & Rose, G.A. 2000. Seasonal distribution and movements of coastal cod (*Gadus morhua* L.) in Placentia Bay, Newfoundland. Fisheries Research 49: 61-75.

Luquet, P. & Watanabe, T. 1986. Interaction "nutrition-reproduction" in fish. Fish Physiology and Biochemistry 2: 121-129

Løversen, R. 1946. Torskens vekst og vandringer på Sørlandet. Fiskeridirektoratets Skrifter Serie Havundersøkelser 8. 6). 1-27.

Marshall, C.T., Yaragina, N.A., Lambert, Y. & Kjesbu, O.S. 1999. Total lipid energy as a proxy for total egg production by fish stocks. Nature 402: 288-290

Marteinsdottir, G. & Begg, G.A. 2002. Essential relationships incorporating the influence of age, size and condition on variables required for estimation of reproductive potential in Atlantic cod *Gadus morhua*. Marine Ecology Progress Series 235: 235-256

Maurstad, A., Dale, T. & Bjørn, P.A. 2007. You wouldn't spawn in a septic tank, would you? Human Ecology 35: 601-610

McCleave, J. D. 1978. Rhythmic aspects of estuarine migration of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. J. Fish Biol. 12, 559–570.

McGinnity, P., Prodöhl, P., Ferguson, A., Hynes, R., Maoiléidigh, N.Ó., Baker, N., Cotter, D., O'Hea, B., Cooke, D., Rogan, G., Taggart, J. & Cross, T. 2003. Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, as a result of interactions with escaped farm salmon. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 270: 2443-2450.

McGinnity, P., Stone, C., Taggart, J. B., Cooke, D., Cotter, D., Hynes, R., McCamley, C., et al. 1997. Genetic impact of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) on native populations: use of DNA profiling to assess freshwater performance of wild, farmed, and hybrid progeny in a natural river environment. ICES J. Mar. Sci. 54: 998-1008.

Meager, J.J., Skjæraasen, J.E., Fernö, A., Karlsen, Ø., Løkkeborg, S., Michalsen, K. & Utskot, S.O., 2009. Vertical dynamics and reproductive behaviour of farmed and wild Atlantic cod *Gadus morhua*. Marine Ecology Progress Series. 389, 233-243.

Meager, J.J., Skjæraasen, J.E., Karlsen, Ø., Løkkeborg, S., Mayer, I., Michalsen, K., Nilsen, T. & Fernö, A., 2012. Environmental regulation of individual depth on a cod spawning ground. Aquatic Biology 17, 211-221.

Mehl, S., Berg, E., Dingsør, G. & Korsbrekke, K. 2012. Akustisk mengdemåling av sei, kysttorsk og hyse Finnmark – Møre Hausten 2012. Toktrapport/Havforskningsinstituttet/ISSN 1503-6294/Nr. 5 – 2012. 32 pp.

Moore, A. & Scott, A. P. 1992. 17α,20β-dihydroxy-4-pregnen-3-one-20-sulphate is a potent odorant in precocious male Atlantic salmon parr which have been pre-exposed to the urine of ovulated females. Proc. Royal Soc. London, Series B, 249: 205-209.

Moore, A. & Waring, C.P., 2001. The effects of a synthetic pyrethroid pesticide on some aspects of reproduction in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Aquatic Toxicology 52: 1-12.

Moore, A., Cotter, D., Rogan, G., Quayle, V., Lower, N. & Privitera, L. 2008. The impact of a pesticide on the physiology and behaviour of hatchery reared salmon smolts during the transition from the freshwater to marine environment. Fisheries Management and Ecology 15: 385–392.

Moore, A., Potter, E. C. E., Milner, N. J. & Bamber, S. 1995. The migratory behaviour of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in the estuary of the River Conwy, North Wales. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52, 1923–1935.

Morgan, M.J. & Trippel, E.A. 1996. Skewed sex ratios in spawning shoals of Atlantic cod (*Gadus morhua*). ICES J. Mar. Sci. 53: 820-826.

Mork J. & Giaever M. 1999. Genetic structure of cod along the coast of Norway: results from isozyme studies. Sarsia 84: 157-168.

Mork J., Ryman N., Ståhl G., Utter F. & Sundnes G. 1985. Genetic variation in Atlantic cod (*Gadus morhua*) throughout its range. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1580-1587.

Myksvoll, M., Jung, K.-M., Albretsen, J. & Sundby, S. 2013a. Modelling dispersal of eggs and quantifying connectivity among Norwegian coastal cod subpopulations. ICES J. Mar. Sci.. in press).

Myksvoll, M.S., Sandvik, A.D., Asplin, L. & Sundby, S. 2013b. Effects of river regulations on fjord dynamics and retention of coastal cod eggs. Submitted to ICES J. Mar. Sci..

Møller D. 1966. Genetic differences between cod groups in Lofoten area. Nature 212: 824.

Møller D. 1968. Genetic diversity in spawning cod along the Norwegian coast. Hereditas 60: 1-32.

Nanton, D.A., Lall, S.P. & McNiven, M.A. 2001. Effects of dietary lipid level on liver and muscle lipid deposition in juvenile haddock, *Melanogrammus aeglefinus* L. Aquaculture Research 32: 225-234

Neat, F. & Righton, D. 2007. Warm water occupancy by North Sea cod. Proc Biol Sci 274: 789–798.

Neat, F.C., Wright, P.J., Zuur, A.F., Gibb, I.M., Gibb, F.M., Tulett, D., Righton, D.A., Turner, R.J. 2006. Residency and depth movements of a coastal group of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). Marine Biology 148: 643–654. DOI 10.1007/s00227-005-0110-6

Nedreaas, K., 1987. Food and feeding habits of young saithe, *Pollachius virens* (L.), on the coast of western Norway. Fiskeridirektoratets skrifter, Serie Havundersøkelser 18, 263-301.

Nedreaas, K., Aglen, A., Gjøsæter, J., Jørstad, K., Knutsen, H., Smedstad, O., Svåsand, T. & Ågotnes, P. 2008. Kysttorskforvaltning på Vestlandet og langs Skagerrakkysten. Vurdering av status for kysttorsk på strekninga Svenskegrensen–Stad med forslag om forvaltningstiltak. Fisken og Havet 5/2008. 106pp.

Nielsen E.E., Hansen M.M., Ruzzante D.E., Meldrup, D. & Grønkjær P. 2003. Evidence of a hybrid-zone in Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the Baltic and the Danish Belt Sea, revealed by individual admixture analysis. Mol. Ecol. 12: 1497–1508.

Nordeide, J.T. & Folstad, I. 2000. Is cod lekking or a promiscuous group spawner? Fish and Fisheries. 1, 90-93.

O'Leary D.B., Coughlan J., Dillane E., McCarthy T.V. & Cross T.F. 2007. Microsatellites variation in cod *Gadus morhua* throughout its geographic range. J. Fish Biol. 70: 310-335.

Olsen, E.M., & Moland, E. 2011. Fitness landscape of Atlantic cod shaped by harvest selection and natural selection. Evol. Ecol. 25: 695–710.

Otterå, H. & Skilbrei, O. 2012. Akustisk overvåking av seien sin vandring i Ryfylkebassenget. Rapport fra Havforskningen nr. 14-2012

Otterå, H., Agnalt, A-L., Thorsen, A., Kjesbu, O.S., Dahle, G. & Jørstad, K. 2012. Is spawning time of marine fish imprinted in the genes? A two-generation experiment on local Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) populations from different geographical regions. ICES J. Mar. Sci. 69: 1722-1728.

Otterå, H., Karlsen, Ø., Slinde, E. & Olsen, R.E. 2009. Quality of wild-captured saithe (*Pollachius virens* L.) fed formulated diets for 8 months. Aqua. Res. 40: 1310-1319

Pampoulie, C., Ruzzante, D.E., Chosson, V., Jorundsdottir, T.D., Taylor, L., Torsteinsson, V., Danielsdottir, A.K. et al. 2006. The genetic structure of Atlantic cod (*Gadus morhua*) around Iceland: Insight from microsatellites, PanI locus and tagging experiments. Can. J. Fish. Aquatic Sci. 63: 2660-2674.

Pickova, J., Dutta, P.C., Larsson, P-O. & Kiessling, A. 1997. Early embryonic cleavage pattern, hatching success, and egg-lipid fatty acid composition: comparision between two cod (*Gadus morhua*) stocks. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54:2410-2416

Pitta, P., Apostolaki, E.T., Tsagaraki, T., Tsapakis, M. & Karakassis, I. 2006. Fish farming effects on the chemical and microbiological variables of the water column: a spatio-temporal study along the Mediterranean Sea. Limn. Hydrobiologia 563: 99-108.

Pitta, P., Giannakourou, A., Divanach, P. & Kentouri, M. 1998. Planctonic food web in marine mesocosms in the Eastern Mediterranean: Bottomup or top-down regulation. Hydrobiologia 363: 97-105.

Pitta, P., Karakassis, I., Tsapakis, M. & Zivanovic, S. 1999. Natural vs. Mariculture derived nutrients and plankton in the Mediterranean Sea. Hydrobiologia 391: 181-194.

Pitta, P., Tsapakis, M., Apostolaki, E.T., Tsagaraki, T., Holmer, M. & Karakassis, I. 2009. 'Ghost nutrients' from fish farms are transferred up the food web by phytoplankton grazers. Mar. Ecol. Prog. Ser. 374: 1-6.

Plantalech Manel-la, N., Chittenden, C. M., Økland, F., Thorstad, E. B., Davidsen, J. G., Sivertsgård, R., McKinley, R. S. & Finstad, B. 2011. Does river of origin influence the early marine migratory performance of Atlantic salmon? J. Fish Biol. 78, 624–634.

Plantalech Manel-la, N., Thorstad, E. B., Davidsen, J. G., Økland, F., Sivertsgård, R., McKinley, R. S. & Finstad, B. 2009. Vertical movements of Atlantic salmon post-smolts relative to measures of salinity and water temperature during the first phase of the marine migration. Fisheries Management and Ecology 16, 147–154.

Pogson G.H. & Fevolden S.E. 2003. Natural selection and the genetic differentiation of coastal and Arctic populations of the Atlantic cod in northern Norway: a test involving nucleotide sequence variation at the pantophysin (PanI) locus. Molecular Ecology 12: 63-74.

Pulkkinen, K., Suomalainen, L-R., Read, A.F., Ebert, D., Rintamäki, P. & Valtonen, E.T. 2010. Intensive fish farming and the evolution of pathogen virulence: the case of columnaris disease in Finland. Proc. R Soc. Lond. B Biol. Sci. 277: 593–600

Reddin, D. G., Downton, P. & Friedland, K. D.. 2006). Diurnal and nocturnal temperatures for Atlantic salmon postsmolts. *Salmo salar* L.) during their early marine life. Fishery Bulletin 104, 415–428.

Rideout, R.M., Morgan, M.J. & Lilly, G.R. 2006. Variation in the frequency of skipped spawning in Atlantic cod (*Gadus morhua*) off Newfoundland and Labrador. ICES J. Mar. Sci. 63: 1101-1110

Robichaud, D. & Rose, G.A., 2001. Multiyear homing of Atlantic cod to a spawning ground. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58, 2325–2329.

Rollefsen G. 1933. The otoliths of cod. Fiskeridirektoratets skrifter, serie Havundersøkelser 4: 1-14.

Rose, G.A., 1993. Cod spawning on a migration highway in the north-west Atlantic. Nature 366, 458-461.

Rosenlund, G. & Lied, E. 1986. Growth and muscle protein synthesis in vitro of saithe (*Pollachius virens*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in response to protein-energy intake. Acta Agric. Scand. 36: 195-204.

Rosenlund, G., Karlsen, Ø., Tveit, K., Mangor-Jensen, A. & Hemre, G-I. 2004. Effect of feed composition and feeding frequency on growth, feed utilization and nutrient retention in juvenile Atlantic cod, *Gadus morhua* L. Aqua. Nut. 10: 371-378.

Rowe, D.K. & Thorpe, J.E. 1990. Suppression of maturation in male Atlantic salmon parr (*Salmo salar*) by reduction in feeding and growth during spring months. Aquaculture 86: 291-313.

Rowe, D.K., Thorpe, J.E. & Shanks, A.M. 1991. Role of fat stores in the maturation of male Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 405-413.

Rowe, S., Hutchings, J.A., Skjæraasen, J.E. & Bezanson, L., 2008. Morphological and behavioural correlates of reproductive success in Atlantic cod *Gadus morhua*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 354: 257-265.

Ruzzante, D.E., Taggart, C.T. & Cook, D. 1999. A review of the evidence for genetic structure of cod (*Gadus morhua*) populations in the NW Atlantic and population affinities of larval cod off Newfoundland and the Gulf of St. Lawrence. Fisheries Research 43: 79-97.

Samuelsen, O.B. & Grøsvik, B.E. 2012. Legemidler og fremmedstoffer. In: Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme B.O., Kristiansen, T.S. & Boxaspen, K.K.. Eds.) Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. Fisken og havet særnummer 2-2012: 101-104.

Samuelsen, O.B., Lunestad, B.T., Husevåg, B., Hølleland, T. & Ervik, A. 1992. Residues of oxolinic acid in wild fauna following medication in fish farms. Dis. Aquat. Org. 12: 111-119

Samuelsen, O.B., Tjensvoll, T., Hannisdal, R., Agnalt, A-L. & Lunestad, B.T. 2013. Flubenzuroner i fiskeoppdrett - miljøaspekter og restkonsentrasjoner i behandlet fisk. Rapport fra Havforskningen. N2 - 2013

Sanchez-Jerez, P., Fernandez-Jover, D., Uglem, I., Arechavala, P., Dempster, P., Bayle Sempere, J., Valle Pérez, C., Izquierdo, D., Bjørn, P-A. & Nilsen R. 2011. Coastal fish farms as fish aggregation devices (FADs).

In: Artificial Reefs in Fisheries Management. Eds: Bortone SA, Pereira Brandini F, Fabi G, Otake S). CRC Press. 368 pp.

Sanderson, J.C., Cromey, C.J., Dring, M.J. & Kelly, M. 2008. Distribution of nutrients for seaweed cultivation around salmon cages at farm sites in North-West Scotland. Aquaculture 278: 60:68.

Sanz-Lazaro, C., Belando, M.D., Marin-Guirao, L., Navarrete-Mier, F. & Marin, A. 2011. Relationship between sedimentation rates and benthic impact on maerl beds derived from fish farming in the Mediterranean. Mar. Env. Res. 71:22-30.

Sarvas T. & Fevolden S.-E. 2005a. Pantophysin (PanI) locus divergence between inshore v. offshore and northern v. southern populations of Atlantic cod in the north-East Atlantic. J. Fish Biol. 67: 444-469.

Sarvas T. & Fevolden S.-E. 2005b. The scnDNA locus PanI reveals concurrent presence of different population of Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) within a single fjord. Fisheries Research 78: 307-316.

Sarvas T. 2005. The PanI locus and population structure of cod (*Gadus morhua* L.) in Norway. Thesis, Norwegian Collage of Fisheries Science, University of Tromsø, Norway.

Schmidt J. 1930. The Atlantic cod (*Gadus callarius* L.) and local races of the same. C.R. Lab. Carlsberg, 18: 1-72.

Serra-Llinares, R.M., Nilsen, R., Uglem, I., Arechavala-Lopez, P., Bjørn, P.A. & Noble, C. 2013. Post-escape dispersal of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua* L) from Norwegian fish farms and their potential for recapture. Aqua. Env. Int. in press.

Sick K. 1961. Haemoglobin polymorphism in fishes. Nature 35: 894-896.

Sick K. 1965a. Haemoglobin polymorphism of cod in the Baltic and Danish Belt Sea. Hereditas 54: 19-48.

Sick K. 1965b. Haemoglobin polymorphism of cod in the North Sea and in the North Atlantic Ocean. Hereditas 54: 49-69.

Silversand, C. & Haux, C. 1995. Fatty acid composition of vitellogenin from four teleost species. Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology 164:593-599

Simpson, A.L. 1992. Differences in body size and lipid reserves between maturing and nonmaturing Atlantic salmon parr, *Salmo salar* L. Canadian Journal of Zoology 70: 1737-1742

Skaala, Ø., Glover, K.A., Barlaup, B.T., Svåsand, T., Besnier, F., Hansen, M.M. & Borgstrøm, R. 2012. Performance of farmed, hybrid and wild Atlantic salmon families in a natural river environment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 69: 1994-2006.

Skarstein,T.H., Westgaard, J.-I. & Fevolden, S.-E. 2007. Comparing microsatellite variation in North-East Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) by the pantophysin (PanI) locus. J. Fish Biol. 70 (suppl. C): 271-290.

Skilbrei, O.T. 2012. The importance of escaped farmed rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) as a vector for the salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis*) depends on the hydrological conditions in the fjord. Hydrobiologia 6686: 287-297

Skilbrei, O.T. 2010. Reduced migratory performance of farmed Atlantic salmon post-smolts from a simulated escape during autumn. Aqua. Env. Int. 1: 117 – 125.

Skilbrei, O. T., Jørstad, K., Holm, M., Farestveit, E., Grimnes, A. and Aardal, L. 1994. A new release system for coastal ranching of salmon and behavioural patterns of released smolts. Nord. J. Freshw. Res. 69: 84-94.

Skjæraasen, J.E., Meager, J.J., Karlsen, Ø., Hutchings, J.A. & Fernö, A., 2011. Extreme spawning-site fidelity in Atlantic cod. ICES J. Mar. Sci. 68: 1472-1477.

Skjæraasen, J.E., Salvanes, A.G.V., Karlsen, Ø., Dahle, R., Nilsen, T. & Norberg, B. 2004. The effect of photoperiod on sexual maturation, appetite and growth in wild Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). Fish Physiol. Biochem. 30:163-174

Skog, T.E., Hylland, K., Torstensen, B.E. & Berntssen, M.H.G. 2003. Salmon farming affects the fatty acid composition and taste of wild saithe *Pollachius virens* L. Aquaculture Research, 34: 999-1007

Skreslet, S. 1982. Fiskefauna i forurenset fjord. Nordland Distrikshøyskole, Rapport 1982:5, 33 pp.

Somarakis, S., Pavlidis, M., Saapoglou, C., Tsigenopoulos, C.S., & Dempster, T. 2013. Evidence for 'escape through spawning' in large gilthead sea bream *Sparus aurata* reared in commercial sea-cages. Aqua. Env. Int. 3: 135–152.

Sorensen, P.W. & Stacey, N.E. 2004. Brief review of fish pheromones and discussion of their possible uses in the control of non-indigenous teleost fishes. NZ J. Mar. and Freshw. Res., 38: 399-417.

Stacey, E. & Hourston, A.S. 1982. Spawning and feeding behavior of captive Pacific herring, *Clupea harengus* pallasi. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 489-498.

Stacey, N.E. & Sorensen, P.W. 2002. Hormonal pheromones in fish. In: Pfaff, D.W., Arnold, A.P., Etgen, A.M., Fahrback, S.E & Rubin, R.T. (eds.), Hormones, Brain and Behaviour vol 2. Academic press, San Diego, pp. 375-434.

Stearns, S.C. 1992. The Evolution of Life Histories. Oxford University Press, Oxford. 249 s.

Stenseth, N.C., Jordel, P.E., Chan, K.-S., Hansen, E., Knutsen, H., André, C., Skogen, M.D. & Lekve, K. 2006. Ecological and genetic impact of Atlantic cod larval drift in the Skagerrak Proc. R. Soc. B 273: 1085-1092.

Sundby, S. & Bratland, P. 1987. Kartlegging av gytefeltene for norsk-arktisk torsk i Nord-Norge og berekning av eggproduksjonen i årene 1983 - 1985. Fisken og Havet, 1987(1): 1-58.

Sundby, S., Fossum, P., Sandvik, A., Vikebø, F.B., Aglen, A., Buhl-Mortensen, L., Folkvord, A., Bakkeplass, K., Buhl-Mortensen, P., Johannessen, M., Jørgensen, M.S., Kristiansen, T., Landa, C.S., Myksvoll, M.S. & Nash, R. 2013. KunnskapsInnhenting Barentshavet–Lofoten–Vesterålen. KILO). Fisken og Havet, 3-2013: 1-186.

Svedäng, H., André, C., Jonsson, P., Ring, A.-K., Knutsen, H. & Jorde, P.E. 2012. Evidence of natal homing in Atlantic cod: combining migratory trajectories with genetics. ICES CM 2012/N:10

Svedäng, H., Righton, D. & Jonsson, P. 2007. Migratory behaviour of Atlantic cod *Gadus morhua*: natal homing is the prime stock-separating mechanism. Mar. Ecol. Prog. Ser. 345: 1-12.

Sverdrup, G.K., Meager, J.J., Fernö, A., Skjæraasen, J.E., Rodewald, P., Salvanes, A.G.V., & Järvi, T. 2011. Territorial and agonistic interactions between farmed and wild cod (*Gadus morhua*). Aquaculture Research 42: 1539-1548.

Svåsand, T. 2004. Effekt av lakseoppdrett på gyteatferd hos vill torsk. Sluttrapport NFR, prosjekt nr. 151245/120.

Sæther, B.S., Løkkeborg, S., Humborstad, O.B., Tobiassen, T., Hermansen, Ø. & Midling, K.Ø. 2012. Fangst og mellomlagring av villfisk ved oppdrettsanlegg. NOFIMA rapport 8/2012, 37 sider.

Sæther, B.S., Bjørn, P.A. & Dale, T. 2007. Behavioural responses in wild cod (*Gadus morhua* L.) exposed to fish holding water. Aquaculture 262: 260-267

Tangen, S. & Fossen, I. 2012. Interaksjoner mellom kaldtvannskoraller og intensivt oppdrett. Kunnskapsstatus og et første skritt mot en konsekvensanalyse. Rapport. Møreforskning Marin. MA 12-10. 43 pp.

Taranger, G.L., Carrillo, M., Schulz, R.W., Fontaine, P., Zanuy, S., Felip, A., Weltzien, F-A., Dufour, S., Karlsen, Ø., Norberg, B., Andersson, E. & Hansen, T. 2010. Control of puberty in farmed fish. General and Comparative Endocrinology 165: 483-515

Taylor, B.E., Jamieson, G. & Carefoot, T.H. 1992. Mussel culture in British Columbia: the influence of salmon farms on growth of *Mytilus edulis*. Aquaculture 108: 51-66.

Thorpe, J.E. 1986. Age at first maturity in Atlantic salmon, *Salmo salar*: Freshwater period influences and conflicts with smolting. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 89: Salmonid age at maturity 89: 7-14

Thorpe, J.E. 1994. Reproductive strategies in Atlantic salmon. Aquac. Fish. Manag. 25: 77–87

Thorsen, A., Marshall, C.T. & Kjesbu, O.S. 2006. Comparison of various potential fecundity models for north-east Arctic cod *Gadus morhua*, L. using oocyte diameter as a standardizing factor. J. Fish Biol. 69: 1709-1730

Thorstad, E. B., Whoriskey, F., Uglem, I., Moore, A., Rikardsen, A. H. & Finstad, B. 2012. A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. J. Fish Biol. 81, 500-542.

Thorstad, E. B., Økland, F., Finstad, B., Sivertsgård, R., Bjørn, P. A. & McKinley, R. S. 2004. Migration speeds and orientation of Atlantic salmon and sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. Environmental Biology of Fishes 71: 305–311.

Thorstad, E. B., Økland, F., Finstad, B., Sivertsgård, R., Plantalech, N., Bjørn, P. A. & McKinley, R. S. 2007. Fjord migration and survival of wild and hatchery-reared Atlantic salmon and wild brown trout post-smolts. Hydrobiologia 582: 99–107.

Uglem, I., Bjørn, P. A., Dale, T., Kerwath, S., Økland, F., Nilsen, R., Aas, K., Flemming, I., & McKinley, R.S. 2008. Movements and spatiotemporal distribution of escaped farmed and local wild Atlantic cod (*Gadus morhua* L.). Aquaculture Research 39: 158-170.

Uglem, I., Bjørn, P.A., Sanchez-Jerez, P. & Økland, F. 2009. High connectivity of salmon farms revealed by aggregation, residence and repeated movements of wild fish among farms. Marine Ecology Progress Series. 384: 251-260

Utne, C.A.W. & Bacchi, B. 1997. The influence of visual and chemical stimuli from cod *Gadus morhua* on the distribution of two-spotted goby (*Gobiusculus flavescens* Fabricius). Sarsia 82: 129-135

Valdemarsen, T., Bannister, R.J., Hansen, P.K., Holmer, M. & Ervik, A. 2012. Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a Norwegian deep-water fish farm. Environmental Pollution 170: 15-25.

van der Meeren, G.I. 2013. Kasusstudie: Villaks og oppdrettslaks i et økosystemtjenesteperspektiv. Fisken og Havet 5-2013. 66 pp.

van der Meeren, T. & Næss, T. 1993. How does cod (*Gadus morhua* L.) cope with variability in the feeding conditions during early larval stages? Marine Biology 116: 637-647.

van der Meeren, T. Otterå, H., Dahle, G. & Jørstad, K. 2012b. Genetisk påvirkning – torsk. In: Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme B.O., Kristiansen, T.S. & Boxaspen, K.K.. Eds.) Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. Fisken og havet særnummer 2-2012: 73-80.

van der Meeren, T., Dahle, G. & Paulsen, O.I. 2013. A rare observation of Atlantic halibut larvae. *Hippoglossus hippoglossus*) in Skjerstadfjorden, North Norway. Marine Biodiversity Records, 6: e75, 4 s.

van der Meeren, T., Jørstad, K. E., Paulsen, O. I., & Dahle, G. 2012a. Offspring from farmed cod (*Gadus morhua* L.) spawning in net pens: documentation of larval survival, recruitment to spawning stock, and successful reproduction. ICES CM 2012/P:11.. in mimeo).

van der Meeren, T., Jørstad, K.E., Solemdal, P., & Kjesbu, O.S. 1994. Growth and survival of cod larvae (*Gadus morhua* L.): comparative enclosure studies of Northeast Arctic cod and coastal cod from western Norway. ICES Marine Science Symposia 198: 633-645.

Watanabe, T., Arakawa, T., Kitajima, C. & Fujita, S. 1984. Effect of nutritional quality of broodstock diets on reproduction of red sea bream (*Chrysophrys major*). Bull. Jap. Soc. Sci. Fish. 50: 495-501.

Weber, M., Lott, C., Fabricius, K.E. 2006. Sedimentation stress in a scleractinian coral exposed to terrestrial and marine sediments with contrasting physical, organic and geochemical properties. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 336: 18-32.

Wennevik V., Jørstad K.E., Dahle G. & Fevolden S.-E. 2008. Mixed stock analysis and the power of different classes of molecular markers in discriminating coastal and oceanic Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) on the Lofoten spawning grounds, Northern Norway. Hydrobiologia 606: 7-25.

Westgaard, J-I. & Fevolden, S-E. 2007. Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) in inner and outer coastal zones of northern Norway display divergent genetic signature at non-neutral loci. Fisheries Research 85: 306-315.

Windle, M.J.S. & Rose, G.A. 2007. Do cod form spawning leks? Evidence from a Newfoundland spawning ground. Marine Biology 150: 671-680.

Wirgin, I., Kovach, A.I., Maceda, L., Roy, N.K., Waldman, J. & Berlinsky, D.L. 2007. Stock identification of Atlantic cod in U.S. waters using microsatellite and single nucleotide polymorphism DNA analyses. Trans. Am. Fish. Soc. 136: 375–391.

Woodhead AD. 1960. Nutrition and reproductive capacity in fish. Proc Nutrition Soc., Symposium Proceedings.

Wright, P.J., Galley, E., Gibb, I.M. & Neat, F.C. 2006. Fidelity of adult cod to spawning grounds in Scottish waters. Fish. Res. 77: 148–158.

Yacoob,S.Y., Browman, H.I. & Jensen, P.A. 2004. Electroencephalogram recordings from the olfactory bulb of juvenile (0 year) Atlantic cod in response to amino acids. J. Fish Biol. 65: 1657-1664.

Yambe, H. & Yamazaki, F. 2000. Urine of ovulated female masu salmon attracts immature male parr treated with methyltestosterone. J. Fish Biol. 57: 1058-1064.

Økland, F., Thorstad, E. B., Finstad, B., Sivertsgård, R., Plantalech, N., Jepsen, N. & McKinley, R. S. 2006. Swimming speeds and orientation of wild Atlantic salmon post-smolts during the first stage of the marine migration. Fisheries Management and Ecology 13: 271–274.

Retur: Havforskningsinstituttet, Postboks 1870 Nordnes, NO-5817 Bergen

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
Institute of Marine Research
Nordnesgaten 50 – Postboks 1870 Nordnes
NO-5817 Bergen
Tlf.: +47 55 23 85 00 – Faks: +47 55 23 85 31
E-post: post@imr.no

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
AVDELING TROMSØ
Sykehusveien 23, Postboks 6404
NO-9294 Tromsø
Tlf.: +47 77 60 97 00 – Faks: +47 77 60 97 01

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
FORSKNINGSSTASJONEN FLØDEVIGEN
Nye Flødevigveien 20
NO-4817 His
Tlf.: +47 37 05 90 00 – Faks: +47 37 05 90 01

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
FORSKNINGSSTASJONEN AUSTEVOLL
NO-5392 Storebø
Tlf.: +47 55 23 85 00 – Faks: +47 56 18 22 22

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
FORSKNINGSSTASJONEN MATRE
NO-5984 Matredal
Tlf.: +47 55 23 85 00 – Faks: +47 56 36 75 85

AVDELING FOR SAMFUNNSKONTAKT
OG KOMMUNIKASJON
Public Relations and Communication
Tlf.: +47 55 23 85 00 – Faks: +47 55 23 85 55
E-post: informasjonen@imr.no

www.imr.no

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET
INSTITUTE OF MARINE RESEARCH