

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING

NR 2

Status for norske laksebestander i 2010

RAPPORT FRA
VITENSKAPELIG RÅD
FOR LAKSEFORVALTNING

NR 2

Status for norske
laksebestander i 2010

RAPPORTEN REFERERES SOM

Anon. 2010. Status for norske laksebestander i 2010. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2, 213 s.

Trondheim, juni 2010

ISSN: 1891-442X

ISBN: 978-82-93038-02-3

RETTEGHTSHAVER

© Vitenskapelig råd for lakseforvaltning
www.vitenskapsradet.no

REDAKSJON

Eva B. Thorstad & Torbjørn Forseth

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

NØKKELOORD

Atlantisk laks - *Salmo salar* - sjøørret - *Salmo trutta* - sjørøye - *Salvelinus alpinus* - beskatning - gytebestandsmål - bestandsutvikling - fangststatistikk - rømt oppdrettslaks - lakselus - *Gyrodactylus salaris* - fiske sykdommer - forsuring - forurensing - vassdragsregulering - klimaendringer - trusler

KEY WORDS

Atlantic salmon - *Salmo salar* - sea trout - *Salmo trutta* - Arctic charr - *Salvelinus alpinus* - exploitation - spawning target - catch statistics - escaped farmed salmon - salmon lice - *Gyrodactylus salaris* - fish diseases - acidification - pollution - hydropower regulation - climate change - threats

SAMMENDRAG

Anon. 2010. Status for norske laksebestander i 2010. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2, 213 s.

I denne rapporten gir Vitenskapelig råd for lakseforvaltning en beskrivelse av status for norsk villaks. Rådet vurderer status i enkeltbestandene (i 227 vassdrag som har ca 98 % av elvefangsten i Norge), trender i fangst, innsig og beskatning, og gir en beskrivelse av de viktigste trusselfaktorene. Rådet presenterer også en systematisering, analyse og rangering av trusselfaktorer for norske laksebestander etter skadepotensial (effekt og utbredelse) og utvikling. I tillegg inneholder rapporten en vurdering av bruk av kultivering som tiltak for å bevare eller forsterke svekkede bestander. Egne kapitler om bestandsstatus for sjørret og sjørøye er også inkludert.

Den negative trenden med redusert innsig av laks til Norge fortsatte også i 2009, og er spesielt markant for smålaks (fisk under 3 kg). Estimert for 2009 (ca 370 000 villaks før fisket tok til) var det laveste i tidsperioden 1983-2009. Det lave antallet skyldes hovedsakelig det lave antallet smålaks (ca 180 000 smålaks før fisket tok til), som var det nest laveste estimatet i hele tidsserien. De tre siste årene har hatt de tre laveste innsigsestimatene for smålaks. Til tross for redusert beskatning, både i vassdragene men særlig i sjøen, medfører det reduserte innsiget at oppnåelsen av gytebestandsmålene (mengden gytefisk nødvendig for å utnytte vassdragenes produksjonskapasitet) er dårlig for mange bestander, og særlig bestander i vassdrag der gytebestandene er dominert av smålaks. Basert på vurderinger av måloppnåelse ble beskatningen vurdert som bærekraftig i perioden 2007-2009 for bestander fra 59 av 196 vassdrag (30 %), og beskatningen var i ulik grad utenfor bærekraftige rammer for bestander fra 70 % av vassdragene (137 av 196 vassdrag). Reduksjonen i beskatning fram til 2009 har således ikke vært tilstrekkelig for å kompensere for redusert innsig av laks. Det er innført betydelige restriksjoner fra 2010.

Vitenskapsrådet er bekymret for utviklingen i Tanavassdraget og anbefalte i forrige rapport (i 2009) reduksjoner i beskatningen på bestandene i dette vassdraget. Utviklingen i 2009 har forsterket denne anbefalingen. Måloppnåelsen er også særlig dårlig på deler av Vestlandet, og spesielt i Hordaland, og dette knyttes til et avvikende lavt innsig av laks. Reduksjonen i innsig av smålaks etter 1989 har vært størst i region Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane), og dette er den eneste regionen der også innsiget av mellom- og storlaks har avtatt signifikant etter 1989.

Redusert innsig av smålaks (og liten størrelse på fisken) er en generell trend i hele Europa, med unntak av i Island. Vitenskapsrådet mener det er liten tvil, basert på både internasjonale analyser og våre vurderinger, om at forholdene i havet har bidratt til redusert innsig av smålaks. Klimaendringer og endringer i næringsgrunnlaget i havområdene er lansert som forklaringer, men dokumentasjonen er foreløpig for dårlig til at konklusjoner om årsakssammenhenger kan trekkes. En storskala trend for dårlig overlevelse i havet utelukker ikke at mer lokale eller regionale faktorer påvirker innsiget gjennom redusert smoltproduksjon og endringer i overlevelse til den utvandrende fisken. Økt smittepress fra lakselus er påpekt som en faktor som sannsynligvis reduserer vekst og sjøoverlevelse i store deler av landet, og andre sykdommer, innblanding av rømt oppdrettslaks, vannkjemiske forhold og andre forhold i vassdragene kan bidra til redusert smoltproduksjon eller sjøoverlevelse. Det framstår som overveiende sannsynlig at særlig rømt oppdrettslaks og lakselus har bidratt til at utviklingen i innsig av laks på Vestlandet er dårligere enn ellers i landet, men det finnes lite dokumentasjon på hvor sterkt disse faktorene har virket på bestandsnivå.

Rådet har utviklet et system for å systematisere og rangere trusselfaktorer som kombinerer *effekten* truslene har på bestandene og *utviklingen* av truslene i forhold til sannsynlighet for ytterligere tap og mulighetene til å gjennomføre effektive tiltak. Skjematisk skilles det mellom eksis-

tensielle og produksjonsbegrensende trusler, og mellom stabiliserte og ikke-stabiliserte trusler. En stabilisert trussel har isolert sett lav sannsynlighet for at det oppstår ytterligere tap (av bestander eller produksjon) og/eller det gjennomføres effektive tiltak som kontrollerer eller reduserer trusselens effekt og utbredelse. Analysen identifiserte seks trusler (sur nedbør, vannkraftreguleringer, fysiske inngrep, *Gyrodactylus salaris*, lakselus og rømt oppdrettslaks) som har særlig stor effekt og som framstår som eksistensielle trusler. Parasitten *G. salaris* ("gyro") er vurdert som relativt stabilisert, siden tiltaksplaner og vellykkede utryddelsesaksjoner ser ut til å ha medført gjenoppbygging av stedege bestander av laks i tidligere infiserte vassdrag og begrenset spredningen til nye vassdrag. Sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår som stabiliserte trusler hvor sannsynligheten for ytterligere tap er liten, men der den bestandsreducerende effekten fortsatt gjør bestandene sårbare ovenfor andre trusler. Lakselus og rømt oppdrettslaks ble vurdert som de eneste klart ikke-stabiliserte eksistensielle truslene mot villaks.

I gjennomgangen av lakselus som trusselfaktor påpeker Vitenskapelig råd for lakseforvaltning at gjennomførte tiltak neppe er tilstrekkelig for å nå et bærekraftig nivå av lakselus med hensyn på vill laksefisk. Tilgjengelig kunnskap om bærekraftig luseeggproduksjon tilsier at gjeldende tiltaksgrenser er for høye med dagens produksjonsvolum av oppdrettslaks. Dersom infeksjonspresset øker ytterligere som følge av behandlingssvikt i oppdrettsnæringen, kan konsekvensene bli dramatiske for villaks, sjørøret og sjørøye.

Det er god grunn til å anta at det generelle smittepresset mot vill laks har økt betydelig for en rekke infektive smittestoffer i de siste 20-30 år. Det er særlig presset fra smittestoffer som er oppformert hos oppdrettslaks som har økt. Mulighetene for å oppdage endringer i infeksjonsbildet hos vill laks er begrenset fordi basisundersøkelser og langtidsserier mangler. Det beste tiltaket som vil virke på lang sikt er smitteatskillelse. Lakselus og andre smittestoffer må ikke ha mulighet til å komme inn eller ut fra oppdrettsanlegg.

Nivåene for innslag av rømt oppdrettslaks i gytebestandene er til tross for reduksjon i rapporterte rømminger fortsatt langt over bærekraftig nivå, og truer bestandenes genetiske integritet. Innblanding av rømt oppdrettslaks kan også redusere smoltproduksjonen der innslaget av rømt oppdrettslaks i gytebestanden er høy og derigjennom bidra til redusert innsig av laks. Simuleringer viser at det allerede per 1995 er skjedd store endringer i den genetiske sammensetningen av laksebestandene i de regionene der innslaget av rømt oppdrettslaks er høyest, og at det per 2004 har skjedd betydelige endringer i bestandssammensetning i mange regioner. Molekylærgenetiske studier har påvist slike endringer i noen vassdrag. Tiltak som sterkt reduserer antallet rømt oppdrettslaks og deres gyting i naturen må iverksettes umiddelbart om bestandenes genetiske integritet skal sikres.

G. salaris er påvist i 46 norske vassdrag. Per 2010 er 21 vassdrag friskmeldt etter utryddelsestiltak, tre vassdrag er under friskmelding og 22 norske vassdrag regnes som infisert med *G. salaris* eller smittestatus er usikker. Seks vassdrag i Ranaregionen ble friskmeldt høsten 2009. Det pågår tiltak mot forurensing i 21 lakseførende vassdrag, i form av tilførsel av kalk eller natriumsilikat. Vannkvalitetsmålet er i hovedsak oppnådd i de fleste av disse. Overvåkingen av vannkvalitet i andre vassdrag framstår som for dårlig. På samme måte mangler en overvåking i laksevassdrag av andre forurensinger generelt, og for pesticider spesielt.

Den internasjonale kunnskapen om kultivering (utsetting av fisk) tilsier at kultivering er et tiltak som bare under spesielle betingelser har den ønskede kortsiktige effekt, og har vist seg å ha negative langsiktige effekter på bestandene i flere studier. Kultivering er således bare i unntakstilfeller et egnet virkemiddel for å ta vare på truede bestander i naturen, eller for å forsterke svekkede bestander. Rådet gir konkrete anbefalinger som innebærer at kultivering bør fases ut og erstattes av alternative tiltak der det er mulig, og at kultiveringspraksisen i andre tilfeller bør evalueres og faglig oppgraderes.

Situasjonen for sjørret i Vest- og Midt-Norge og sjørøye i deler av Nord-Norge er bekymringsfull med sterkt reduserte fangster. Det er overveiende sannsynlig at dette reflekterer reduserte bestander. De mest sannsynlige årsakene til nedgangen i bestandene av sjørret på Vestlandet og Trøndelag er relatert til forhold i sjøen, inkludert økosystemendringer, lakselus og andre infeksjonssykdommer. Kunnskapsnivået om årsakene til reduksjonen er imidlertid for dårlig, både for sjørret og sjørøye. Rådet presenterer derfor prioriterte kunnskapsbehov med forslag til studier for disse artene.

SUMMARY

Anon. 2010. The status of Norwegian salmon stocks in 2010. Report from the Norwegian Scientific Advisory Committee for Atlantic Salmon Management no. 2, 213 pp.

In the present report, the Norwegian Scientific Advisory Committee for Atlantic Salmon Management describes the status of Atlantic salmon populations in Norway. The Committee analyzes the obtainment of management targets in 227 populations (representing 98 % of the total river catch) and explores trends in catch statistics, pre-fishery abundance (PFA) and exploitation rates. In addition, the most important anthropogenic threats to the populations are analyzed and ranked. A review of the knowledge on fish stocking as a measure to conserve and enhance populations is also presented. Separate sections on the status of anadromous brown trout and Arctic charr are included.

The negative trend in estimated PFA in Norway continued in 2009, and is particularly strong for one-sea-winter salmon. The estimated PFA for 2009 (370 000 wild salmon) was the lowest during the period from 1982 to 2009. The low number of fish is mainly due to a low number of small salmon (<3 kg), previously dominated by one-sea-winter fish but recently with increasing proportion of two-sea-winter fish. Estimated PFA for salmon <3kg during the last three years are the lowest in the time series. Despite reductions in harvest rates, both in the river fisheries but particularly in the sea fisheries, management targets (for spawning populations) were not met for populations in 70% of the river systems. Obtainments of targets were generally poor in rivers where one-sea-winter salmon dominate the spawning populations. The reductions in harvest rates have thus so far not been sufficient to compensate for reduced PFA. Norwegian management authorities have implemented several new restrictions on the salmon fisheries from the season 2010, and an evaluation of these will be performed in 2011.

In the previous (2009) report, the Committee recommended strong reductions in harvest rates for the populations in the River Tana system, which is one of the world's largest Atlantic salmon watersheds. No improvements for the status of these populations were found in 2009, and the Committee expresses its concern over the situation in this important river system.

Obtainment of management targets is particularly poor in parts of Western Norway, which is most likely linked to particularly strong reductions in PFA. Among the four PFA regions in Norway, the reduction in one-sea-winter salmon PFA has been strongest in Western Norway, and this region is the only one where multi-sea-winter salmon PFA has decreased significantly after 1989.

Reduced PFA of one-sea-winter salmon (and small body sizes) is a general trend in Europe, with the notable exception of salmon populations in Iceland. It is evident, both from international analyses and the present Norwegian analyses, that conditions at sea is a major reason for reduced survival and reduced PFA of one-sea-winter fish. Climate change and changes in feeding conditions are candidate explanations for this trend. However, at present the available data and analyses are insufficient to establish causal relationships. Large scale trends in marine survival do not, however, rule out that local or regional factors influence regional PFA through changes in smolt production or changes in early marine survival. Increased infestation pressure from salmon lice are likely to reduce growth and survival over large parts of Norway, and other diseases, interbreeding with farmed salmon and conditions in the rivers may contribute to lower smolt production or reduced marine survival. Such regional factors have most likely contributed to the particularly low PFAs in parts of Western Norway. However, the quantitative importance of these factors remains poorly documented.

The Committee has developed a two-dimensional system for structuring and ranking anthropogenic threats to salmon populations. The system combines the biological effect and spa-

tial distribution of the threats on one axis and their development (stabilized or non-stabilized) according to the probability of future losses of populations or productivity and the potential for implementing efficient measures on the other axis. The analysis identified six threats (acidification, hydropower regulation, other habitat alterations, *Gyrodactylus salaris*, salmon lice and escaped farmed salmon) that have strong effects and should be regarded as existential threats. The threat caused by the introduced parasite *G. salarises* is currently regarded as relatively stabilized, because the parasite has recently been eradicated from six watercourses in northern Norway. Moreover, an action plan is operational for eradication in most of the remaining infected watercourses. Acidification, hydropower regulation and habitat alterations appear as stabilized and the probability of further losses is regarded as low. However, the negative effect of these factors on production makes the populations vulnerable to other threats. Salmon lice and interbreeding between wild and escaped farmed salmon are categorized as the only threats that are clearly not stabilized, to wild salmon populations in Norway.

The Committee maintains that the current measures to deal with the salmon lice problems in the farming industry are likely to be inadequate for reaching sustainable infestation levels on wild salmonids. If the infestation pressure accelerates due to recently reported salmon lice resistance against the common drugs used by the industry, the consequences may be dramatic for the wild salmon populations. Similarly, the general infestation pressure from several infective agents against wild salmonids has increased during the last 20-30 years. This is mainly due to infective agents that proliferate in farmed salmon. No surveillance program is operational to detect such infestations in wild populations. The Committee concludes that physical barriers need to be established that prevents transmission of salmon lice and other infective agents from the farming industry to wild fish.

Despite reductions in the reported number of escaped farmed salmon in recent years, the levels of farmed salmon in wild spawning populations remain far above sustainable levels, threatening the genetic integrity of the wild populations. Introgression of farmed fish in wild populations is furthermore predicted to reduce smolt production in strongly affected populations. Simulations based on published studies provide strong indications for large changes in the genetic constitution of the wild salmon populations to have happened already by 1995 in regions where the proportions of escaped farmed salmon in the spawning populations have been high, and by 2004 significant changes are evident in several regions. In accordance, genetic changes have been documented in some Norwegian rivers. Measures to strongly reduce the number of farmed salmon in the spawning populations must be immediately implemented to protect the genetic integrity of the wild salmon populations in Norway.

The introduced parasite *G. salaris* has been found in 46 Norwegian watercourses. By 2010, the parasite has been eradicated from 21 watercourses, three watercourses are due to be declared free of the parasite, and populations in 22 watercourses remain infested. Twenty-one watercourses with salmon populations are currently successfully limed in Norway. Liming reestablishes water quality conditions that can sustain self-reproducing salmon populations in rivers where anthropogenic acidification has led to the extinction of salmon populations. The water chemistry surveillance program in river systems affected by acidification or other pollutants (particularly pesticides) is far from satisfactory.

The international knowledge on fish stocking clearly shows that such measures rarely meet the intended short term goals and have repeatedly been shown to have negative long term effects on the recipient populations. With a few exceptions, releases of fish from hatcheries are thus not an efficient measure to protect threatened wild populations, or to enhance reduced populations. The Committee recommends that stocking of fish should be terminated and replaced with alternative measures wherever possible, and that the quality of the remaining stocking programs should be evaluated and significantly improved.

The reported river catches of sea trout in Western and Central Norway and of anadromous Arctic charr in Northern Norway are rapidly declining. Most likely this reflects declining population sizes. The most likely causes for this decline in sea trout populations are related to marine conditions, including ecosystem changes, salmon lice infestations and other infective diseases. Knowledge on the causal relationships is far from satisfactory for both species, and the Committee suggests several prioritized studies for developing this knowledge.

INNHOOLD

SAMMENDRAG	4
SUMMARY	7
INNHOOLD	10
VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING.....	13
MEDLEMMER AV VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING.....	14
1 INNLEDNING	16
1.1 Formål med rapporten.....	16
1.2 Premisser for arbeidet.....	16
1.2.1 NASCOs retningslinjer for føre-var tilnærmingen	17
1.2.2 Fiske på blandede bestander	17
1.2.3 Gytebestandsmål.....	18
1.2.4 Nasjonale laksevassdrag og laksefjorder.....	22
1.2.5 Datagrunnlag.....	22
2 STATUS FOR NORSK LAKS.....	23
2.1 Fangst og innsig.....	23
2.2 Marin vekst, overlevelse og utbredelse i åpent hav	41
2.2.1 Overlevelse	42
2.2.2 Hva påvirker sjøoverlevelsen?	45
2.2.3 Betydning av flergangsgytende laks	46
2.2.4 Kunnskapsbehov	47
2.2.5 Pågående forskning på marin overlevelse og utbredelse	48
2.3 Status for ferskvannsstasjonære laksebestander.....	51
2.3.1 Bleka i Byglandsfjorden	51
2.3.2 Småblanken i Namsen	52
2.4 Predasjon – en naturlig dødelighetsfaktor	53
2.4.1 Bør predatorer fjernes?.....	57
2.5 Tanavassdraget.....	58
2.6 Samlet utviklingsbeskrivelse.....	65
3 TRUSSELFAKTORER.....	68
3.1 Rømt oppdrettslaks.....	68
3.1.1 Forekomst av rømt oppdrettslaks.....	68
3.1.2 Overlevelse og spredning etter rømming.....	73
3.1.3 Effekter av rømt oppdrettslaks.....	74
3.2 Lakselus.....	77
3.2.1 Metoder for innsamling av lusedata på villfisk.....	78
3.2.2 Infeksjonstrykk på villfisk	80
3.2.3 Tilstanden i oppdrettsnæringen	82
3.2.4 Tiltak i oppdrettsnæringen.	86
3.2.5 Hva nå? Føre-var-baserte råd til forvaltningen.	86
3.3 <i>Gyrodactylus salaris</i>	87
3.3.1 Dagens utbredelse av <i>G. salaris</i> i norske vassdrag.....	87

3.3.2	Friskmeldte vassdrag.....	88
3.3.3	Vassdrag under friskmelding.....	88
3.3.4	Kommende utryddelsestiltak i smittede vassdrag.....	90
3.3.5	Avl på Gyroresistens hos laksunger.....	90
3.4	Andre sykdommer.....	91
3.4.1	Parasittær nyresyke (PKD) hos laksefisk.....	92
3.4.2	Blodgatt (anisakiose) hos laks.....	93
3.5	Forurensing.....	94
3.5.1	Vannkvalitet i Norge.....	94
3.5.2	Forsuring.....	100
3.5.3	Andre forurensninger.....	101
3.6	Vassdragsreguleringer.....	102
3.7	Klima.....	104
4	RANGERING AV TRUSSELFAKTORER	107
4.1	Bakgrunn og definisjon av trusselbegrepet.....	107
4.2	Et todimensjonalt system for trusselvurdering.....	108
4.3	Metoder for vurderinger.....	109
4.3.1	Effektaksen.....	113
4.3.2	Utviklingsaksen.....	114
4.3.3	Kunnskapsnivå og usikkerhet.....	114
4.4	Vurdering av de enkelte trusselfaktorene.....	115
4.5	Samlet vurdering.....	120
5	BESKATNING	122
5.1	Beskatningsrater i sjø.....	123
5.2	Totalbeskatning.....	130
6	KULTIVERING.....	135
6.1	Målsetting for kultiveringstiltak.....	135
6.1.1	Kompensasjonstiltak som følge av vassdragsregulering.....	136
6.1.2	Frivillige utsetninger for å styrke bestander.....	136
6.1.3	Gjenoppbygging av reduserte eller truede bestander.....	137
6.1.4	Tiltak for å unngå at bestander går tapt på grunn av rømt oppdrettslaks.....	137
6.1.5	Reetablering hvor den opprinnelige bestanden er gått tapt.....	137
6.2	Stamfisk og utsetningsstadier.....	138
6.2.1	Stamfisk.....	138
6.2.2	Utsetningsstadium.....	140
6.3	Genetiske og økologiske vurderinger av kultiveringstiltak.....	142
6.3.1	Økologiske vurderinger.....	142
6.3.2	Genetiske vurderinger.....	144
6.4	Vurdering av sykdom i kultiveringssammenheng.....	146
6.5	Kultivering i Norge.....	147
6.6	Diskusjon.....	150
6.6.1	Hensikt og måloppnåelse.....	150
6.6.2	Norske forhold.....	151
6.7	Konklusjon og anbefalinger.....	153
7	SJØØRRET.....	155
7.1	Fangstutvikling.....	156

7.2 Kategoriseringssystemet for sjørret	157
7.3 Oppsummering.....	158
7.4 Kunnskapsbehov	159
8 SJØRØYE.....	160
8.1 Fangstutvikling.....	161
8.2 Kategoriseringssystemet for sjørøye.....	162
8.3 Kunnskapsbehov	163
9 VASSDRAGSVIS VURDERING AV BESTANDER.....	164
9.1 Metoder for å estimere gytebestand og vurdere oppnåelse av gytebestandsmål i vassdragene	164
9.1.1 Gytebestandsmål i norske laksevassdrag.....	164
9.1.2 Estimer av gytebestand og vurderinger av måloppnåelse.....	164
9.1.3 Vassdrag med lave eller variable fangster på grunn av variable fiskeforhold ..	166
9.1.4 Korrigering for innslag av rømt oppdrettslaks i fangstene.....	167
9.1.5 Klassifisering av beskatningsnivå	169
9.2 Nasjonale og regionale trender i oppnåelse av gytebestandsmål.....	171
REFERANSER	179
VEDLEGG.....	197

Merk at vurdering av bestandsstatus og måloppnåelse i forhold til gytebestandsmål for enkeltbestander av laks foreligger som egen vedleggsrapport:

Anon. 2010. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2b, 516 s.

VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er et uavhengig råd opprettet av Direktoratet for naturforvaltning (DN) i 2009. Det vitenskapelige rådet har som hovedoppgaver å:

- 1) beskrive bestandsstatus for laks i forhold til gytebestandsmål og trusselnivå,
- 2) utarbeide prognoser for innsig av laks,
- 3) gi råd om beskatningsnivået, og
- 4) gi råd om andre spesifiserte tema.

Rådet skal foreta sine analyser og vurderinger innenfor rammene av NASCO (den nordatlantiske organisasjonen for vern av atlantisk laks) sine retningslinjer for føre-var tilnærmingen, ICES (det internasjonale havforskningsrådet) sine tilrådninger, samt vedtatte nasjonale målsettinger for lakseforvaltning jf. føringene i St.prp. nr. 32 (Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder). Bortsett på eksisterende vitenskapelig kunnskap skal det gis vitenskapelige råd i henhold til mandat og årlige spørsmål.

Leder og medlemmer av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er oppnevnt av DN. Rådet er sammensatt slik at de viktigste problemstillingene som skal belyses er dekket med minst ett medlem med spesialkompetanse innenfor feltet. Medlemmene i rådet er personlig oppnevnt og representerer således ikke den institusjonen de er ansatt i. Rådets medlemmer oppnevnes for fem år av gangen. Norsk institutt for naturforskning (NINA) ivaretar sekretariatsfunksjonen for rådet.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning utarbeider en årlig rapport i egen rapportserie, som beskriver status og utvikling for bestanden av villaks. Rapporten skal være forvaltningens sentrale dokument når det gjelder sammenstilling av kunnskapsgrunnet for forvaltning av villaks. Rådet kan ved behov hente inn bidrag fra eksperter utenfor rådet. Disse svarer ikke for de råd som gis ut over sitt identifiserte bidrag.

I 2010 har rådet følgende sammensetning:

LEDER:

Torbjørn Forseth

MEDLEMMER:

Bjørn T. Barlaup, Bengt Finstad, Peder Fiske, Kjetil Hindar, Morten Johansen, Frode Kroglund, Tor Atle Mo, Audun H. Rikardsen, Eva B. Thorstad og Vidar Wennevik

SEKRETARIAT:

Eva B. Thorstad (leder), Peder Fiske, Torbjørn Forseth og Laila Saksgård

ANDRE BIDRAGSYTERE TIL RAPPORTEN

Bror Jonsson (NINA) på kapittel 3.7

MEDLEMMER AV VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING



Torbjørn Forseth, Dr. scient.

Stilling: Seniorforsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: torbjorn.forseth@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Effekter av vassdragsreguleringer, klimaeffekter, lokal forvaltning, gytebestandsmål, habitatbruk og vekst.

Har også jobbet med: Parasitter og sykdom, sur nedbør, fiskevandring og laksetrapper. 38 internasjonale publikasjoner og 66 tekniske rapporter.



Bjørn T. Barlaup, Dr. scient.

Stilling: Forskningsleder ved Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske (LFI) v/ Uni Miljø, Bergen.

e-post: bjorn.barlaup@uni.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Gytebiologi, bestandsovervåking, effekter av vassdragsregulering, effekter av sur nedbør og kalking, restaureringsbiologi og kultiveringstiltak.

Har også jobbet med: Rømt oppdrettslaks og relikts laks. 15 internasjonale publikasjoner og 118 tekniske rapporter.



Bengt Finstad, Dr. scient.

Stilling: Seniorforsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: bengt.finstad@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Økofysiologi, smoltproduksjon og utsettinger av fisk, forurensing og forsuring, biotelemetri (fiskevandring), oppdrett og havbeite, laks i åpent hav og fiske sykdommer og parasitter. Arbeid både i felt og på laboratoriet og sammen med nasjonale og internasjonale samarbeidspartnere innen forskning, forvaltning og industri. 73 internasjonale publikasjoner og 93 tekniske rapporter.



Peder Fiske, Dr. scient.

Stilling: Seniorforsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: peder.fiske@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Overvåking av bestandssammensetning, estimering av bestandsstørrelse, effekter av rømt oppdrettslaks og beskatning.

Har også jobbet med: Vandring i ferskvann og sjøen, atferd, effekter av vassdragsregulering og fang og slipp fiske. Medlem i ICES Working Group on North Atlantic Salmon som årlig vurderer bestandssituasjonen for atlantisk laks. 31 internasjonale publikasjoner og 56 tekniske rapporter.



Kjetil Hindar, Dr. philos.

Stilling: Seniorforsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: kjetil.hindar@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Genetisk struktur, genetiske og økologiske effekter av rømt oppdrettslaks, hybridisering mellom laks og ørret, gytebestandsmål, reetablering og genmodifisert laksefisk.

Har også jobbet med: Effekter av fiske, vassdragsreguleringer, parasitter og sykdommer, og andre laksefisk. 67 internasjonale publikasjoner og > 100 tekniske rapporter og populærvitenskapelige artikler.



Morten Johansen, Dr. scient.

Stilling: Forsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: morten.johansen@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Habitatbruk, diett, atferd og vandring, produksjon, beskatning, forvaltning og overvåking.

Har også jobbet med: Introduserte arter og ferskvannsbunndyr. 7 internasjonale publikasjoner og 13 tekniske rapporter.



Frode Kroglund, Cand. real.

Stilling: Forsker, Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

e-post: frode.kroglund@niva.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Hvordan vannkjemi påvirker fiskens fysiologi og hvordan svekket fysiologisk status påvirker dødelighet, vekst, vandring, smoltifisering, saltvannstoleranse, og marin overlevelse og følsomhet i forhold til sekundære stressorer (lakselus).

Har også jobbet med: Effekter av vassdragsregulering, relikte laks, og gruveavrenning. 44 internasjonale publikasjoner og > 100 tekniske rapporter.



Tor Atle Mo, Cand. real., Dr. scient.

Stilling: Seksjonsleder, Seksjon for parasittologi, Veterinærinstituttet

e-post: tor.a.mo@vetinst.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Forekomst og effekt av fiskeparasitter hos villfisk og oppdrettsfisk, særlig hos laksefisk. Referanseekspert på *Gyrodactylus salaris* for verdens dyrehelseorganisasjon (OIE) og har ansvar for ulike overvåkingsprogrammer for *G. salaris* i Norge. Medlem i ICES Working Group on the Pathology and Disease of Marine Organisms som rapporterer forekomst og endringer av agens og sykdommer hos marine organismer hos medlemslandene. 48 internasjonale publikasjoner og > 50 tekniske rapporter.



Audun H. Rikardsen, Dr. scient.

Stilling: Førsteamanuensis ved Universitetet i Tromsø, Vitenskapelig rådgiver ved Norsk institutt for naturforskning (NINA) (20 %)

e-post: audun.rikardsen@uit.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Vandringer til laksefisk (laks, sjørret og sjørøye) i alle stadier av sjø- og ferskvannsfasen, næringsøkologi, habitat, parasittering, vekst, beskatning og menneskelig påvirkning, med spesiell vekt på nordlige bestander.

Har også jobbet med: *Gyrodactylus salaris*, lakselus, fysiologi, fang- og slipp, fiskemerking, fangstteknikker, restaurering av vassdragsinngrep, EU's vanddirektiv, egnethetsanalyser for oppdrettsanlegg, rømt oppdrettsfisk, konsekvensanalyser. 33 internasjonale publikasjoner og > 50 tekniske rapporter.



Eva B. Thorstad, PhD

Stilling: Forsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

e-post: eva.thorstad@nina.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Vandringer i ferskvann og sjøen, atferd, habitatbruk, effekter av vassdragsregulering, fang og slipp fiske, beskatning, effekter av rømt oppdrettslaks, merking, relikte laks, bestandsovervåking og effekter av sur nedbør og andre forurensinger.

Har også jobbet med: Effekter av introduserte arter, interaksjoner mellom arter og energetikk. 67 internasjonale publikasjoner og > 90 tekniske rapporter.



Vidar Wennevik, PhD

Stilling: Forsker, Havforskningsinstituttet

e-post: vidar.wennevik@imr.no

Hovedarbeidsområder, laksefisk: Populasjonsstruktur av laks, laks i havet, anvendelse av genetiske metoder i identifikasjon av individer, interaksjoner mellom vill og rømt laks.

Har også jobbet med: Populasjonsstruktur av torsk og sild, og generell lakseøkologi. Medlem i ICES Working Group on North Atlantic Salmon som årlig vurderer bestandssituasjonen for atlantisk laks. 8 internasjonale publikasjoner og > 15 tekniske rapporter.

1 INNLEDNING

1.1 Formål med rapporten

I sine første rapporter (Anon. 2009a, 2009b) hadde Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (heretter også kalt “Vitenskapsrådet” eller “rådet”) som hovedfokus å gi en regionvis vurdering av laksebestander og føre-var-baserte råd om beskatningsnivå i ulike bestander og regioner, med bakgrunn i bestandssituasjonen til de enkelte bestander som inngår i fisket i regionen. For vassdrag det var utarbeidet gytebestandsmål for, ble råd om beskatningsnivå basert på måloppnåelse i forhold til gytebestandsmål i perioden 2005-2008. Årsaken til at beskatningsråd ble prioritert i rapporten for 2009 var at forskrifter for fiske etter anadrome laksefisk i vassdrag og sjø skulle revideres, og nye femårige forskrifter innføres for perioden 2010-2014.

I denne rapporten oppdateres bestandsstatus for laks i forhold til gytebestandsmål i perioden 2006-2009 for de 180 vassdragene som ble vurdert i fjorårets rapport (Anon 2009). Bare i tilfeller der det har skjedd store endringer i bestandsstatus, eller rådet har mottatt nye opplysninger som tilsier en endret statusvurdering, er nye føre-var-baserte beskatningsråd gitt. I tillegg er det gjort en vurdering av bestandsstatus i forhold til gytebestandsmål for 47 nye vassdrag. Vurderinger av bestandsstatus for ulike vassdrag er gitt i en egen vedleggsrapport (Anon. 2010).

Hovedfokus i årets rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er å gi en beskrivelse, systematisering, analyse og rangering av negative påvirkningsfaktorer og trusselfaktorer for norske laksebestander etter skadepotensial (effekt), utbredelse og utvikling. Viktige trusselfaktorer er spesielt omhandlet i egne kapitler, herunder rømt oppdrettslaks, lakselus, *Gyrodactylus salaris*, andre sykdommer, forurensing, andre forurensinger, vassdragsreguleringer og klimaendringer. I rangering av negative påvirkningsfaktorer og trusselfaktorer er flere ulike faktorer inkludert i vurderingene.

I tillegg til vurdering av laksebestander og rangering av trusselfaktorer inneholder rapporten en generell vurdering av bruk av kultivering som tiltak. Rapporten omfatter også statusbeskrivelse av norske laksebestander i form av viktige utviklingstrekk. I statusbeskrivelsen inngår utviklingen i fiske og beskatningsrater i elv og sjø, innsig, innslag av rømt oppdrettslaks i fangster i elv og sjø, marin vekst, overlevelse og utbredelse, ferskvannsstasjonære bestander (bleke og småblank), naturlige dødelighetsfaktorer og bestandsstatus for Tanavassdraget. Egne kapitler om bestandsstatus for sjørret og sjørøye er også inkludert.

1.2 Premisser for arbeidet

Råd, analyser og vurderinger i rapporten er i samsvar med mandat fra DN, og de er gjort innenfor rammene av NASCO (North Atlantic Salmon Conservation Organisation) sine retningslinjer for føre-var tilnærmingen, ICES (International Council for the Exploration of the Sea) sine tilrådninger, samt vedtatte nasjonale målsettinger for lakseforvaltning jamfør føringene i St.prp. nr. 32 (Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder). Rådene som er gitt er basert på eksisterende vitenskapelig kunnskap, og det er kun biologiske forhold som er vurdert. Når det gjelder beskatning så gir Vitenskapelig råd for lakseforvaltning kun råd for ulike bestander og regioner, og ikke om fordeling mellom ulike aktører som fisker på de ulike bestandene.

1.2.1 NASCOs retningslinjer for føre-var tilnærmingen

NASCO, den nordatlantiske organisasjonen for vern av atlantisk laks, ble etablert i 1983 gjennom konvensjonen for bevaring av laks rundt Nord-Atlanteren. Formålet med konvensjonen er å bidra til at de ulike laksestammene i området bevares, gjenoppbygges og forbedres gjennom en forvaltning som bygger på kunnskap, konsultering og samarbeid. Medlemmer i NASCO er Canada, Danmark (for Færøyene og Grønland), EU, Island, Norge, Russland og USA.

På slutten av 1990-tallet ble det oppnådd en konsensus blant medlemslandene i NASCO i forhold til at forvaltningen skal skje med en føre-var tilnærming. Denne tilnærmingen omfatter separate retningslinjer for blant annet reguleringer i fisket, forvaltning av leveområder, akvakultur, introduksjoner, spredning av arter og genmodifisert laks. Sentralt i føre-var tilnærmingen er at ingen grep skal foretas uten at vitenskapelig baserte analyser av potensielle konsekvenser er foretatt. Det vil si at ingen inngrep i forhold til laks, for eksempel i form av beskatning, kan foretas uten at man på forhånd har god kunnskap om konsekvensene av inngrepet.

Partene i NASCO kom i 1998 til enighet om et dokument som legger klare føringer på selve forvaltningsprosessen (Agreement on Adoption of a Precautionary Approach, NASCO 1998). I dette dokumentet stilles en rekke krav til bruk av føre-var-tilnærmingen i forvaltningen:

1. Bestander skal søkes opprettholdt over bevaringsgrensen ved hjelp av forvaltningsmål.
2. Bevaringsgrense og forvaltningsmål skal settes unikt for det enkelte vassdrag og den enkelte bestand.
3. Det skal foreligge en forhåndsidentifisering av potensielle uønskede resultat som for eksempel manglende oppnåing av bevaringsgrense (biologisk faktor) og ustabilitet i fangst (sosioøkonomisk faktor).
4. Det skal ligge til grunn en form for risikovurdering på alle nivå i forvaltningen som tar hensyn til variasjonen og usikkerheten i bestandsstatus, biologisk definerte referansepunkt og beskatning.
5. Det skal være formulert ulike forhåndsbestemte reguleringstiltak som umiddelbart kan benyttes målrettet dersom ulike scenarioer og situasjoner oppstår.
6. Effektiviteten til foretatte reguleringer skal vurderes.
7. Bestander som befinner seg under definert bevaringsgrense må få program for gjenoppbygging (som kan involvere habitatforbedring, forsterkingstiltak og beskatningsregulering).

Bevaringsgrensen (conservation limit) er definert som det minimale antallet gytefisk som behøves for å gi maksimal bærekraftig avkastning (maximum sustainable yield) (se også nedenfor).

Dette er en prosess som stiller høye krav til kunnskap, vurdering og utførelse. For å systematisere dette, kom NASCO med et oppfølgingsdokument i 2002 (Decision Structure for Management of North Atlantic Salmon Fisheries, NASCO 2002) som skal være et strukturerende arbeidsredskap for forvaltningen. I dette dokumentet er det formalisert en rekke punkter man skal ha kunnskap om for en konkretisert forvaltning av enkeltbestander av laks. Utdypinger og presiseringer av retningslinjer ble videre gitt i et dokument fra NASCO i 2009 (NASCO Guidelines for the Management of Salmon Fisheries, NASCO 2009).

1.2.2 Fiske på blandede bestander

Reguleringene i laksefisket skal baseres på de vitenskapelige rådene fra det internasjonale havforskningsrådet ICES. Disse rådene innebærer i første rekke at laksefisket bør baseres på de bestandene som utnytter produksjonskapasiteten sin fullt ut, og at fiske på øvrige bestander bør begrenses i størst mulig grad. Et viktig fokus i den formaliserte føre-var tilnærmingen er skillet mellom fiskeri som foregår på enkeltbestander og fiskeri som foregår på flere bestander samtidig.

NASCO definerer fiske på blandede bestander (mixed stock fisheries) som et fiske som i betydelig grad beskatter laks fra to eller flere elver. Et flerbestandsfiske kan innebære beskatning av bestander som har ulik bestandsstatus, der for eksempel noen av de beskattede bestandene kan befinne seg godt over bevaringsgrensen, mens andre kan befinne seg under. I NASCO (2009) er det presisert at det også skal vurderes om fiske i store vassdrag eller deres estuarier skal betraktes som et fiske på blandede bestander.

NASCO har lagt sterke føringer på å få fokusert fisket mest mulig bort fra flerbestandsfiske og inn mot enbestandsfiske, noe som er videre understreket i St.prp. nr. 32. I NASCO (2009) er det understreket at forvaltningstiltak skal ha som mål å beskytte de svakeste bestandene i et fiske på blandede bestander.

1.2.3 Gytebestandsmål

Det er nå satt gytebestandsmål (**boks 1.1** og **boks 1.2**) for alle norske laksevassdrag – i alt 439 bestander. Disse er ikke fastsatt av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, men av ulike forskergrupper. Metodene for fastsettelse av gytebestandsmål og målene for de første 80 bestandene (de største basert på fangst) ble utviklet av en bredt sammensatt forskergruppe, og er publisert i Hindar mfl. (2007). Forslag til gytebestandsmål for de neste 100 ble satt av en gruppe forskere fra NINA (Kjetil Hindar, Arne J. Jensen, Peder Fiske, Torbjørn Forseth, Ola Ugedal), men det ble gitt innspill og kommentarer fra flere av de samme forskerne som utarbeidet mål for de 80 første bestandene, samt andre forskere med spesiell regional kunnskap. De siste 250 bestandene fikk fastsatt sine gytebestandsmål høsten 2009, ut fra forslag fra en mindre gruppe NINA-forskere (Kjetil Hindar, Peder Fiske, Torbjørn Forseth) og kommentarer fra mange av de samme forskerne med regional kunnskap. I alle de tre rundene ble forslagene sendt på høring til fylkesmennenes miljøvernmyndigheter, og forslagene ble deretter revidert før målene ble endelig fastsatt. Mens de første 80 ble publisert i egen rapport, ble de neste 100 publisert i den bestandsvise gjennomgangen i vitenskapsrådets første rapport (Anon. 2009b). Alle gytebestandsmålene er publisert i **vedlegg 1** i denne rapporten. Det presiseres at det ikke er Vitenskapelig råd for lakseforvaltning som er ansvarlig for utarbeidelsen av disse gytebestandsmålene, men at rådets rolle er å vurdere måloppnåelse i forhold til målene i ulike vassdrag.

Etter publisering av vitenskapsrådets første rapporter (Anon. 2009a, 2009b) har det kommet mange spørsmål og kommentarer til de vedtatte gytebestandsmålene. Vi finner det derfor nyttig å oppsummere hovedtrekkene i metodikken (**boks 1.1**). Et viktig budskap er knyttet til arealberegningene. Både i de ni opprinnelige bestandene hvor det ble etablert bestand-rekrutteringskurver, som er benyttet som grunnlag for fastsettelse av gytebestandsmål i andre vassdrag, og i alle de elevene hvor det siden ble satt gytebestandsmål, ble det benyttet en felles metode for å beregne elveareal fra kart. De ulike karttypene i Norge har ulike måter å angi elver på, men bare 1: 50 000 kartene (kartserien M711) har en standardisert måte å tegne inn elvebreddene på. Disse kartene tar utgangspunktet i vegetasjonsfri sone på en standardisert måte. Andre kartserier, som økonomiske kart (1:5000), har et elveareal som avhenger av vannføringen på tidspunktet for fotografering (flyfoto), og kan ikke brukes til standardiserte arealberegninger. Både maksimum og gjennomsnittlig fangst per arealenhet kan brukes som indikasjon på vassdragets produktivitet, og var en viktig faktor i valg av eggtehetsgruppe – særlig der det fantes lite annen informasjon. Også når fangst per arealenhet ble beregnet, ble samme metode for å beregne areal benyttet. Dette innebærer at arealene brukt for beregning av gytebestandsmål ikke er lik elvenes faktiske areal (som kan variere fra time til time, fra dag til dag og over sesongen – avhengig av vannføring), men er standardiserte areal som kan sammenlignes mellom elver. Det vesentlige er at samme metode for arealberegning er benyttet for de ni vassdragene hvor datagrunnlaget er hentet fra (dvs. bestand-rekrutteringskurver), som for alle vassdragene som har fått fastsatt gytebestandsmål på grunnlag av denne kunnskapen. Dersom man med fysiske kontrollmålinger finner

at arealet er betydelig mindre enn det som er brukt som grunnlag for å beregne nødvendig eggdeponering (slik det er for de fleste vassdrag), betyr ikke dette at gytebestandsmålet må justeres ned. Man må i så fall samtidig vurdere hvilken gruppe av eggtetthet (se **boks 1.2**) man benytter på dette nye og mindre arealet.

De foreliggende gytebestandsmålene er beskrevet som førstegenerasjons gytebestandsmål. Arbeidet med andregenerasjon har så vidt startet opp, og innsatsen trappes nå opp (nå som alle førstegenerasjonsmål er på plass). Noen opplagte feil med førstegenerasjons mål er allerede korrigert, og noen få vassdrag har således fått sitt gytebestandsmål korrigert (se vedleggsrapport Anon. 2010). I andre tilfeller er det kommet inn ønske eller spørsmål om korrigeringer, som er vurdert, men hvor målene ikke er endret. Endelig er det også kommet ønske om å lage separate gytebestandsmål for sidevassdrag i noen store vassdrag, og dette arbeidet pågår.

Arbeidet med andregenerasjon gytebestandsmål starter med studier for å forstå årsakene til at gytemål (eggtetthet) varierer mellom de ni vassdragene der vi har etablert bestandrekrutteringskurver. Når årsakssammenhenger er etablert vil det etter planene bli utviklet standardiserte boniteringsverktøy (metoder for å kartlegge fysisk habitat, som kan brukes til å vurdere eller tallfeste vassdragets produktivitet) som kan benyttes til lokale målinger i vassdragene. Det er sannsynlig at mye av denne kartlegging vil bli gjort av lokale lag og foreninger etter prosedyrer utviklet av forskerne, men også økt bruk av flyfoto, annen fjernmåling og GIS basert informasjon vil vurderes. Selv om allerede gjennomførte (eller planlagte) lokale boniteringer som bidrar med kunnskap om habitatforhold er nyttige, er det først når det standardiserte kartleggingsverktøyet foreligger at boniteringsarbeidet kommer til full nytte i arbeidet mot andregenerasjon gytebestandsmål. Vi vil derfor ikke anbefale at det igangsettes ytterligere boniteringsarbeid, med mål om å bidra med kunnskap om gytebestandsmål, før de standardiserte metodene foreligger. Målet med de nye gytebestandsmålene er at de skal bli mer presise og bedre faglig underbygget enn førstegenerasjons gytebestandsmål.

Det er rådets vurdering at dagens gytebestandsmål generelt er et nyttig verktøy for forvaltning av bestandene. For bestander som er så vidt hardt beskattet som de norske laksebestandene er det lite sannsynlig at det med dagens mål vil bli for mye gytefisk igjen. Selv om det er vist i en ørretbestand (Elliott 1993) at rekrutteringen kan gå ned for svært høye gytebestander, er dette neppe så utpreget i norske laksevassdrag (Jonsoon mfl. 1998, Hindar mfl. 2007). Nyere studier som viser betydningen av spredning av gyting antyder tvert i mot at det er bedre med et for høyt enn for lavt gytebestandsmål etablert på elve/bestandsnivå om man skal sikre maksimal smoltproduksjon i et vassdrag. Det gjennomføres nå studier (A.G. Finstad, NINA, pers. medd.) som antyder at store gytebestander gir bedre spredning av gytefisken.

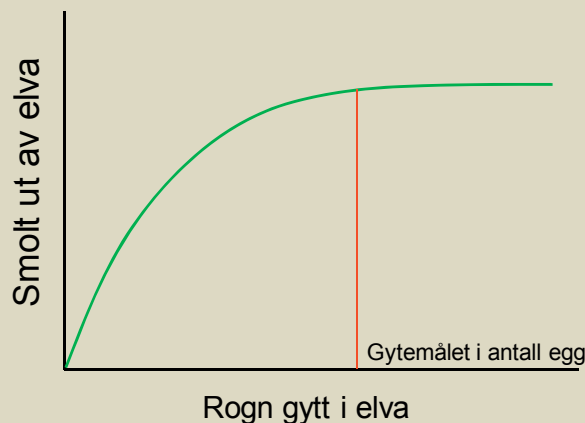
Boks 1.1. Hva er et gytebestandsmål og forvaltningsmål?

I NASCO sin føre-var tilnærmingen, som Norge har sluttet seg til, gis det en klar føring for at forvaltningen skal definere bestandvisse referansepunkt som man sammenholder med bestandsstatus i de ulike vassdragene. Viktig i denne sammenhengen er laksebestandens bevaringsgrense (conservation limit), som er det minimale antallet gytefisk som behøves for å gi maksimal bærekraftig avkastning. For å sikre at bestandene holdes over dette nivået, skal man definere forvaltningsmål (management targets), definert av NASCO som ”det bestandsnivået forvaltningen sikter mot for å være sikker på at bestanden er over bevaringsgrensen”. Forvaltningsmålet betegner nivået for den gytebestandsstørrelsen som sikrer bestandens langsiktige levedyktighet (det vil si bevaringsgrensen pluss en sikkerhetsmargin), og kan også kalles gytebestandsmålet.

Setting av gytebestandsmål og andre referansepunkter for gytebestanden bygger på en antagelse om at antallet rekrutter (R) i en fiskebestand på en eller annen måte er avhengig av antall gytefisk (S) (Hindar mfl. 2007). Med rekrutter menes produksjon av yngel, smolt, fisk av høstbar størrelse eller antall gytefisk til neste generasjon. Bestandens produktivitet påvirkes av både fysiske, kjemiske og biologiske faktorer i de ulike vassdragene. Dette kan for eksempel være vannføring, vanntemperatur, vannkjemi, skjulmuligheter, gyteplasser, mattilgang, konkurrenter, predatorer, parasitter og sykdommer. Det er antatt at noen faktorer virker tetthetsuavhengig (det vil si at virkningen er ikke avhengig av tettheten av laks) og derfor ikke virker regulerende på bestanden, selv om de bidrar til å bestemme produktiviteten i hver enkelt bestand. For eksempel kan varierende klimaforhold i havet påvirke laksebestanden på en ikke tetthetsregulerende måte. Det er imidlertid vanlig antatt at noen av disse faktorene også virker tetthetsavhengig (det vil si at virkningen er avhengig av tettheten av laks), og derfor medvirker til å regulere bestanden på en slik måte at overlevelsen reduseres ved økende gytebestand. En SR-modell har derfor gjerne en stigende form som gradvis flater ut mot en maksimalverdi (se illustrasjon i **boks 1.2**), eller som til og med reduseres igjen etter et toppunkt. Utflatingsverdien eller en verdi nær toppunktet kan man kalle vassdragets bæreevne eller produksjonskapasitet. I prinsippet vil en eventuell økning i antallet gytefisk utover denne verdien ikke medføre en økning i antall rekrutter i neste generasjon på grunn av tetthetsregulerende faktorer.

Boks 1.2 Prosedyrer for fastsettelse av gytebestandsmål i Norge (etter Hindar mfl. 2007)

1. I ni vassdrag fra ulike deler av landet forelå tilstrekkelig lange dataserier til at det kunne etableres sammenhenger mellom gytebestand og ulike rekrutteringsmål (yngel, smolt eller tilbakevandret voksen fisk). Ut fra utflatingen eller toppunktet i slike bestand-rekrutteringskurver (se illustrasjon nederst) kunne man beregne antall egg nødvendig for å fullrekruttere bestandene (dvs. utnytte vassdragets bærekapasitet). Når antallet egg er beregnet kan dette omregnes til kg hunnlaks som behøves i gytebestandene, siden vi har kunnskap om hvor mange egg hunner av ulike størrelse gyter.
2. Nødvendig eggtetthet for å fullrekruttere bestandene i de ni vassdragene varierte fra ca 1 egg per m² til mer enn 6 egg per m², og det ble ut fra denne variasjonen (som ble antatt å være typisk for den variasjonen som finnes i norske bestander) laget fire grupper av eggtettheter (<1,5; 1,5-3; 3-5; >5 med midtverdier 1, 2, 4 og 6 egg) som alle de andre bestander (der vi ikke har bestand-rekrutteringsdata) skulle plasseres i.
3. Lakseførende strekning i hoved- og sideelver ble bestemt for alle de nesten 450 andre bestandene, og arealet ble beregnet fra digitale 1: 50 000 (M711) kart. Dette kartgrunnlaget ble brukt i alle arealberegninger i arbeidet, også i de ni elvene med bestand-rekrutteringskurver (se punkt 1).
4. Kart, flyfoto (Norge i bilder), tilgjengelige rapporter og habitatbeskrivelser fra ulike kilder, gjennomsnittlig og maksimum fangst per areal (fra fangsstatistikk og areal fra M711), informasjon om smoltalder og sjøalderfordeling fra overvåkingsserier, generell kunnskap om områdenes næringsrikkhet og temperaturforhold samt faglig skjønn ble benyttet til å bestemme hvilken eggtetthetsgruppe bestandene mest sannsynlig tilhørte, den lakseførende del av vassdraget som helhet betraktet.
5. Ut fra hvilken eggtetthetsgruppe vassdraget ble plassert i og areal ble totalt entall egg nødvendig for fullrekruttering beregnet, som et gytemål. Dette ble omregnet til et gytebestandsmål uttrykt som antall og kilo hunnfisk (se pkt. 1). I noen relativt få tilfeller ble deler av arealet (større områder som opplagt ikke er produktive – for eksempel store flomålsområder) tatt bort. I de fleste tilfellene ble det valgt en lav eggtetthetsgruppe (se punkt 2) der habitatet generelt var vurdert som dårlig for fiskeproduksjon.



Illustrasjon av en typisk bestand (rogn gytt) mot rekrutteringskurve (smolt ut) kurve der antallet smolt som vandrer ut flater ut når eggantallet når et gitt nivå (vassdragets bærekapasitet for smolt – fullrekrutteringsnivået). Den røde lina er plassert der kurva flater ut, og eggtettheten ved dette punktet er gytemålet i antall egg.

1.2.4 Nasjonale laksevassdrag og laksefjorder

For sikre de viktigste laksebestandene særskilt beskyttelse i vassdrag og fjordområder opprettet Stortinget 37 nasjonale laksevassdrag og 21 nasjonale laksefjorder i 2003. I 2007 fikk ytterligere 15 vassdrag og 8 fjorder samme status, slik at vi i dag har til sammen 52 nasjonale laksevassdrag og 29 nasjonale laksefjorder. Ordningen skal gi disse bestandene en spesiell beskyttelse i forhold til menneskelige inngrep.

Av St.prp. nr. 32 går det frem at reguleringene av fisket på bestander som inngår i ordningen med nasjonale laksevassdrag skal følge de samme prinsippene som for andre elver og kystområder. Samtidig ble det presisert at reguleringene skal bygges på et best mulig kunnskapsgrunnlag, samt at det må påregnes strengere reguleringer for fiske som berører truede, sårbare eller reduserte laksebestander som inngår i ordningen. Vitenskapsrådet har tatt hensyn til dette i sine vurderinger.

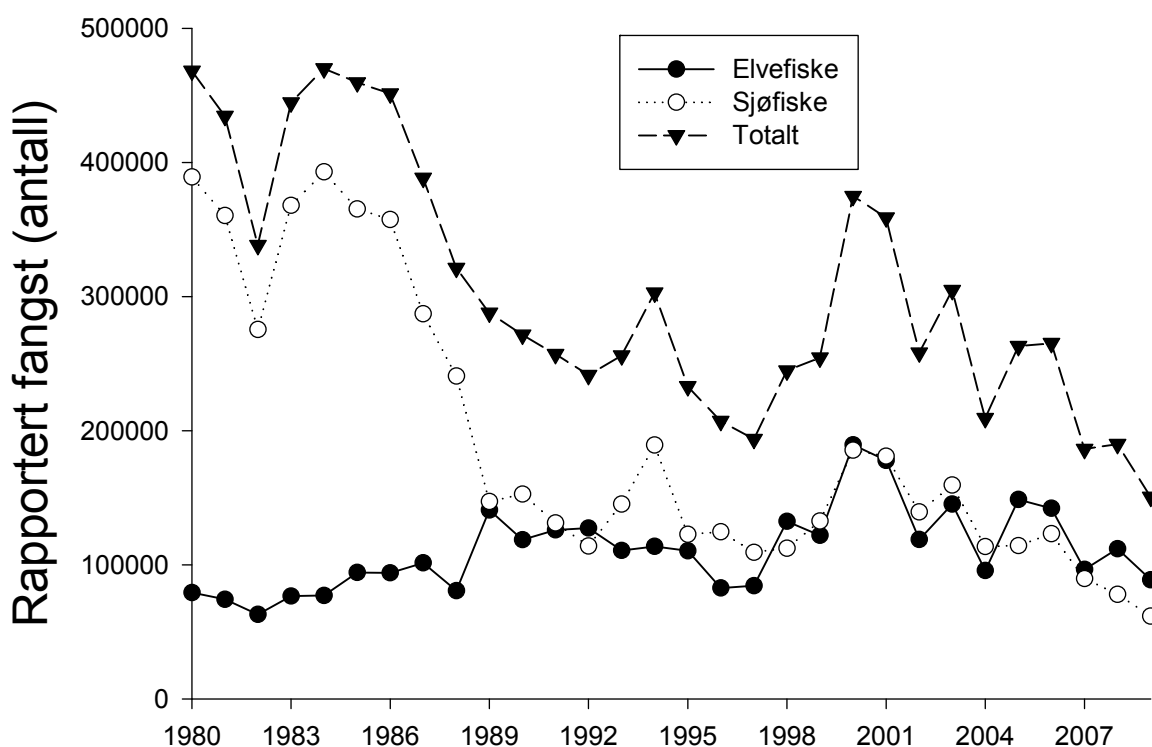
1.2.5 Datagrunnlag

Vitenskapsrådet forholder seg til de datasett og den informasjon vi har tilgang til. Dette inkluderer offentlige statistikker, ordinære rapporter og publikasjoner i registrerte serier og annen informasjon vi har mottatt fra Fylkesmannens miljøvernavdelinger. Bare unntaksvis har vi benyttet andre skriftlige og muntlige kilder. Dette kan i noen tilfeller medføre at rådet, for eksempel i vurderinger av lokale bestander, ikke har hatt tilgang til all kunnskap som faktisk finnes og som kan ha betydning for rådets vurderinger. Rådets sekretariat tar i mot slik kunnskap som grunnlag for framtidige vurderinger.

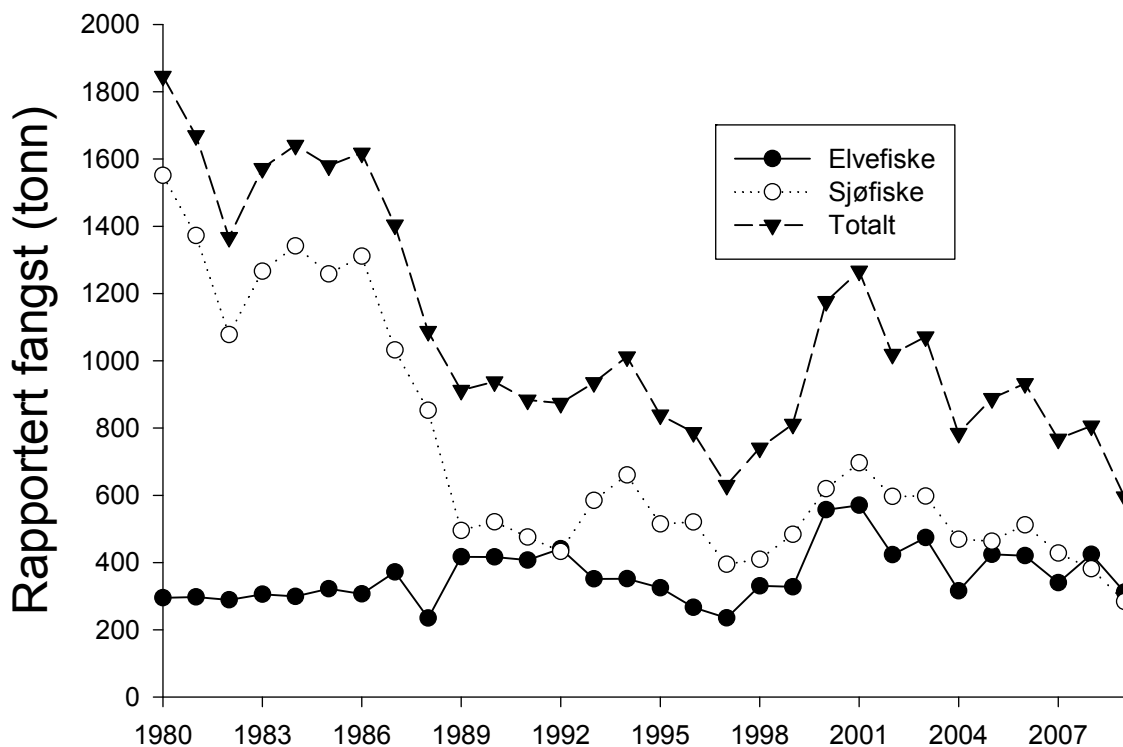
2 STATUS FOR NORSK LAKS

2.1 Fangst og innsig

I 2009 ble det rapportert fanget ca 150 000 laks i Norge (**figur 2.1.1**) som veide til sammen ca 595 tonn (**figur 2.1.2**). I tillegg ble det innrapportert at ca 6700 laks ble sluppet ut igjen etter å ha bli fanget. Anslått vekt på de som ble sluppet ut igjen var ca 32 tonn, slik at estimert totalfangst inkludert fanget og sluppet laks blir på 627 tonn. Rapportert antall fanget og sluppet fisk er underestimater siden rapporteringsrutinene for sluppet fisk er i en startfase.



Figur 2.1.1 Rapportert fangst (antall) av laks i Norge i perioden 1980-2009 (romt oppdrettslaks er inkludert, mens laks som er fanget og sluppet ikke er inkludert).



Figur 2.1.2 Rapportert fangst (tonn) av laks i Norge i perioden 1980-2009 (rømt oppdrettslaks er inkludert, mens laks som er fanget og sluppet ikke er inkludert).

Etter flere år med relativt høye estimater for laksebestandens størrelse rundt årtusenskiftet (også kalt innsiget av laks, eller prefishery abundance, PFA), har estimatene de siste årene vært lave. Estimater for 2009 (ca 370 000 villaks før fisket tok til) var det laveste i tidsperioden 1983-2009 (**figur 2.1.3**). Det lave antallet skyldes hovedsaklig det lave antallet smålaks (ca 180 000 smålaks før fisket tok til), som var det nest laveste estimatet for smålaks i hele tidsserien. De tre siste årene har hatt de tre laveste innsigsestimatene for smålaks.

For Norge som helhet i perioden 1983-2009 ser bestandene av både ensjøvinterlaks (små- laks) og flersjøvinterlaks (mellom og storlaks) ut til å ha vært størst på 1980-tallet, vært nede på et lavmål på midten av 1990-tallet, økt rundt årtusenskiftet for deretter å avta igjen. Basert på medianverdiene fra innsigsestimatene er det signifikant negative tidstrender (lineære regresjoner med år som forklaringsvariabel) i innsiget, både for hele perioden (**tabell 2.1.1**) og for perioden 1989 (når drivgarnfiske ble forbudt) til 2009. Innsiget av smålaks har vært svært lavt de siste årene (**figur 2.1.4**), mens innsiget av mellomlaks (**figur 2.1.6**) og spesielt storlaks ikke har vist samme nedadgående trend (**figur 2.1.7**). Enkle regresjonsanalyser (med medianverdiene for innsig, og år som forklaringsvariabel) viser signifikante negative tidstrender for innsiget av smålaks (**tabell 2.1.1**) både for hele perioden (1983-2009) og for perioden etter at drivgarnfisket ble forbudt (1989-2009). For mellom- og storlaks samlet (**figur 2.1.5**) har det vært en signifikant reduksjon i innsig for hele perioden 1983 til 2009 (lineær regresjon: $R^2=0,35$, $p=0,001$), men ingen signifikant endringer i perioden 1989 til 2009 ($p=0,87$).

Deler man Norge inn i fire regioner, var estimatet for laksebestandens totale størrelse i Sør-Norge (strekningen Østfold til og med Rogaland) i 2009 ca. 72 000 villaks, som er det fjerde laveste estimatet i perioden 1983-2009 (**figur 2.1.9**). I Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane) var estimatet for 2009 på 17 000 villaks, som er det laveste i tidsperioden (**figur 2.1.13**). I

Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) var bestandsestimatet for 2009 ca 165 000 villaks, som er det tredje laveste i perioden (**figur 2.1.17**). I Nord-Norge (fra Vesterålen til grensa mot Russland) var bestandsestimatet for 2009 ca 116 000 villaks, som er det nest laveste i perioden (**figur 2.1.21**). Estimert for innsiget av smålaks i Nord-Norge i 2009 var det laveste i hele tidsperioden, men ikke vesentlig forskjellig fra estimatene for 2007 og 2004, som også var lave.

Laks fra Tana utgjør antallsmessig en stor del av bestanden i Nord-Norge. Dersom vi fjerner fangstene i Tana og Tanafjorden fra beregningene av lakseinnsiget til Nord-Norge, viser estimatene at totalinnsiget i 2009 var under gjennomsnittet for perioden 1989-2009 (**figur 2.1.25**). Estimert for totalinnsiget i Nord-Norge var betydelig høyere på 1980-tallet enn senere. Dette kan delvis skyldes at drivgarnsfisket utenfor Nord-Norge fanget fisk som hørte hjemme andre steder (både i Norge og i Russland), slik at våre beregninger kan ha overestimert innsiget til landsdelen i perioden da det var drivgarnsfiske.

Både i Norge som helhet og alle regionene hver for seg var estimatene for smålaksbestanden de siste tre årene blant de laveste i tidsperioden 1983-2009 (**figur 2.1.4, 2.1.10, 2.1.14, 2.1.18, 2.1.22 og 2.1.26**). Innsiget av mellom- og storlaks har imidlertid ikke vært relativt sett like lave som for smålaks i de siste årene (**figur 2.1.5, 2.1.6, 2.1.7, 2.1.11, 2.1.15, 2.1.19, 2.1.23 og 2.1.27**).

Sammenligning av tidsutviklingen for totalinnsig og innsig av smålaks i regionene (**tabell 2.1.1**) viser at reduksjonen har vært størst i Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane), et mønster som vises både ved brattere standardiserte stigningstall i regresjonsanalyser og større prosentvis reduksjon i gjennomsnittlig innsig fra starten til slutten av periodene. Innsigsestimatene for Vest-Norge er sensitive for overestimer av sjøfangst i perioden med drivgarnfiske (en relativt liten region hvor drivgarnsfisket kan ha fanget mye fisk hjemhørende i andre regioner) som vil gi overestimat av innsig i perioden fram til og med 1988. Imidlertid er reduksjonen størst i Vest-Norge også for perioden 1989-2009, etter forbudet mot drivgarnfiske. Fiske med kilenot og krokarn (det gjenværende sjøfisket) foregår primært i fjordene og beskatter således i mye mindre grad fisk hjemhørende i andre regioner (se **kap. 3.2** i Anon. 2009a). Etter 1989 har det ikke vært noen signifikant reduksjon i estimert innsig (medianverdiene), verken for smålaks eller all laks samlet, i regionene Sør-Norge og Nord-Norge uten Tana. I de andre regionene er det signifikante reduksjoner, og endringen er altså størst i Vest-Norge, fulgt av Midt-Norge og Nord-Norge med Tana (**tabell 2.1.1**).

For mellom- og storlaks samlet er det signifikante reduksjoner i innsig i alle regioner unntatt i Sør-Norge for hele perioden 1983-2009 (**tabell 2.1.1**). Nedgangen er størst i Vest-Norge (78 %), og relativt lik i de andre regionene (42-49 %). For perioden etter forbudet mot drivgarnfiske (1989-2009) er det bare i Vest-Norge at det har vært en signifikant nedgang i estimert innsig av mellom- og storlaks. I Nord-Norge uten Tana ble det funnet en signifikant økning i innsig av mellom- og storlaks etter 1989.

En formell statistisk analyse av de regionale forskjellene (mellom de fire hovedregionene) som er beskrevet ovenfor og i **tabell 2.1.1** (totalt seks analyser) ved hjelp av en kovariansanalyse (ANCOVA) viser at innsigsestimatene (ln transformerte medianverdiene) for all fisk, smålaks og summen av mellom- og storlaks har endret seg med tid (signifikant kovariat; $p < 0,05$) i begge periodene og i alle regionene, med unntak for mellom- og storlaks i perioden etter 1989. Det var også signifikante interaksjonseffekter i alle analysene ($p < 0,05$), og dette bekrefter at det estimerte innsiget av de ulike bestandskomponentene har endret seg forskjellig med tid i de ulike regionene. Ingen av våre analyser har tatt hensyn til ulik grad av autokorrelasjon, og vi vil komme tilbake med grundigere analyser i senere rapporter.

Fordelingen av bestandene (innsiget) mellom fangster i sjøen, fangster i elv og gytebestand i vassdragene er vist for Norge som helhet og for de enkelte regionene hver for seg (**figur 2.1.8, 2.1.12, 2.1.16, 2.1.20, 2.1.24 og 2.1.28**). Disse framstillingene viser at sjøfiske har blitt betydelig redusert i perioden, mens estimatene for elvefiske og gytebestandenes størrelse har endret

seg mindre. Sammenholdt med resultatene for de elvevise vurderingene (se vedleggsrapport Anon. 2010 og kap. 9.2) tyder dette på at det kan ha vært for lite gytelaks i elvene i mange av årene etter 1983.

Tabell 2.1.1. Regresjonsstatistikk (p = sannsynlighet, R^2 = forklaringsgrad og β = standardisert stigningstall) for sammenheng mellom estimert median totalinnsig, innsig av smålaks og innsig av mellom- og storlaks samlet og år (år nummer etter startåret) som forklaringsvariabel i de ulike regionene og for Norge samlet. Analysene er gjort for perioden 1983 til 2009 og for perioden etter at dringarnfisket ble forbudt (1989-2009) for seg. I tillegg er prosentvis endring i gjennomsnittlig innsig mellom de fire første og de fire siste årene i de to periodene gitt (Endr. %).

	Totalinnsig				Innsig smålaks				Innsig mellom- og storlaks			
	p	R^2	β	Endr. (%)	p	R^2	β	Endr. %	p	R^2	β	Endr. %
1983-2009:												
Norge	0,001	0,61	-0,78	-57	0,001	0,67	-0,82	-66	0,001	0,35	-0,59	-45
Sør-Norge	0,2	0,06	0,25	8	0,2	0,07	0,26	5	0,66	0,01	0,09	10
Vest-Norge	0,001	0,71	-0,84	-83	0,001	0,71	-0,84	-88	0,001	0,66	-0,81	-78
Midt-Norge	0,001	0,56	-0,75	-58	0,001	0,59	-0,77	-69	0,006	0,26	-0,51	-42
Nord-Norge	0,001	0,55	-0,74	-62	0,001	0,63	-0,79	-69	0,005	0,28	-0,52	-49
Nord-Norge u Tana	0,001	0,42	-0,65	-63	0,001	0,5	-0,71	-72	0,03	0,17	-0,42	-44
1989-2009:												
Norge	0,02	0,26	-0,51	-37	0,002	0,41	-0,64	-53	0,87	0,04	0,04	-9
Sør-Norge	0,76	0,005	0,07	-19	0,77	0,005	-0,07	-33	0,17	0,1	0,32	6
Vest-Norge	0,001	0,51	-0,72	-61	0,001	0,52	-0,72	-75	0,04	0,37	-0,61	-44
Midt-Norge	0,02	0,25	-0,5	-45	0,003	0,38	-0,62	-61	0,86	0,002	0,04	-15
Nord-Norge	0,03	0,23	-0,48	-29	0,001	0,46	-0,68	-45	0,78	0,004	0,06	6
Nord-Norge u Tana	0,78	0,004	0,07	-8	0,14	0,11	-0,33	-19	0,01	0,3	0,54	64

Metoden som er brukt for å beregne bestandstørrelsen (PFA, Pre-Fishery Abundance; det vil si innsiget av laks før beskatning i fiske) her ligner mye på "run-reconstruction" metoden som har blitt brukt for å beregne bestanden av laks i Nordøst-Atlanteren (Potter mfl. 2004), med det unntaket at vi har tatt utgangspunkt i fangstene av laks i elvene, mens det i den andre metoden blir tatt utgangspunkt i totalfangstene ved beregning av bestandene. Vi har her valgt å ta utgangspunkt i elvefangstene fordi vi antar at beskatningsratene i elv har endret seg mindre enn beskatningen i sjø. I tillegg finnes det data for beskatningsrater i elv (Anon 2009a), slik at vi dermed slipper å gjøre antagelser om hvor stor del av totalbestanden som fanges i elv og sjø. Litt forenklet kan si at vi først har beregnet antall laks som kommer opp i elvene som fangstene i elvene, korrigert for innslaget av rømt oppdrettslaks og urapportert fangst, delt på beskatningsratene. Deretter blir fangstene i sjøen, korrigert for rømt oppdrettslaks og urapportert fangst, lagt til (**vedlegg 2**). Dette gir et estimat for de enkelte regionene og for hele landet for hvor mange laks som var tilgjengelig før fisket i sjøen og elvene tok til. Metodene for beregning er lik de som ble presentert i appendiks 2 i en tidligere rapport fra arbeidsgruppen for bestandsstatus for laks (Hansen mfl. 2004), med unntak av at vi nå har benyttet uniforme fordelinger i stedet for triangulærfordelinger når vi simulerer de ulike parametrene, og at vi også har simulert med usikkerheter i estimeringen av rømt oppdrettslaks. Sammenlignet med simuleringene som er gjort i tidligere år (Hansen mfl. 2008) har vi nå også endret inngangsverdiene for beskatningsrater i elv. Dette er en direkte følge av at vi har gjort en elvevis vurdering av beskatning (se vedleggsrapport, Anon.

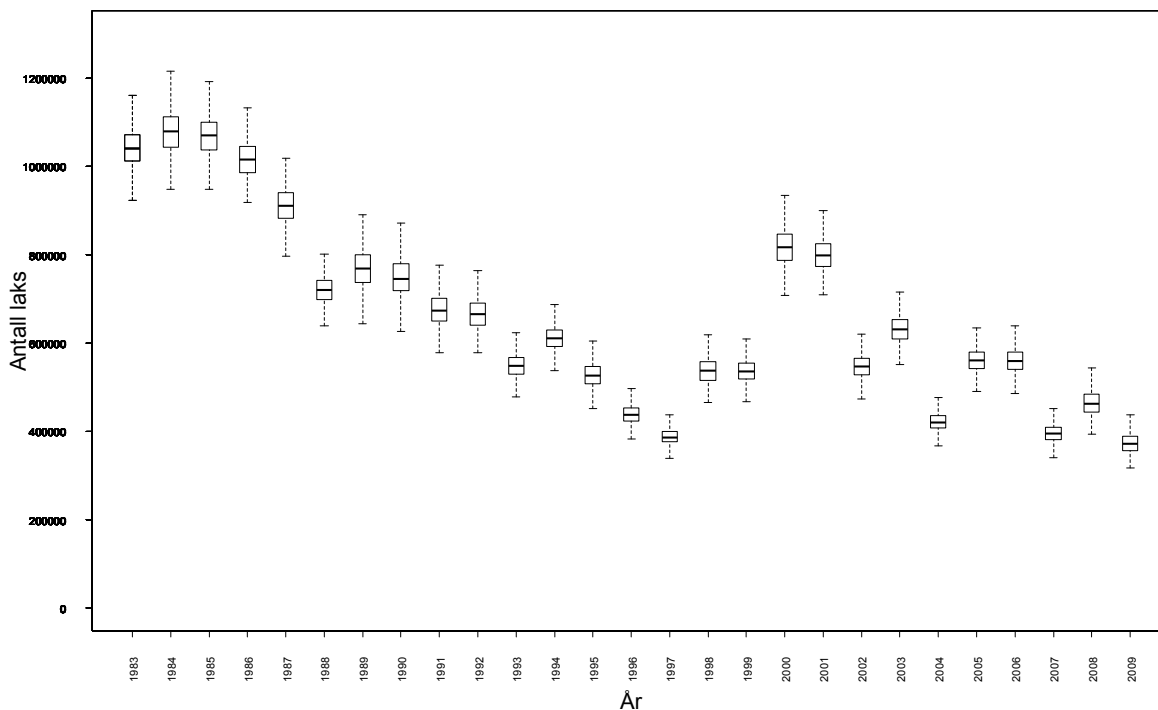
2010). Vi har nå brukt estimatene for beskatningsrate for de enkelte elvene, veid disse med fangstene i hver enkelt elv, og beregnet veid gjennomsnitt for hver enkelt region.

Fordelen med å ta utgangspunkt i elvefangstene er at det har vært mindre variasjoner i reguleringene i elv enn i sjø i perioden, slik at det er grunn til å anta at metoden vil være mindre sensitiv for endringer i fangsttinningsrate. I fremtiden blir det viktig å skaffe god kunnskap om beskatningsratene i elv, spesielt om andelen urapportert fangst og om innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene for å få så sikre estimater for innsig som mulig. Det ville være en fordel om urapportert fangst kunne anslås uavhengig av rapportert fangst, men vi ser ikke hvordan dette kan gjøres.

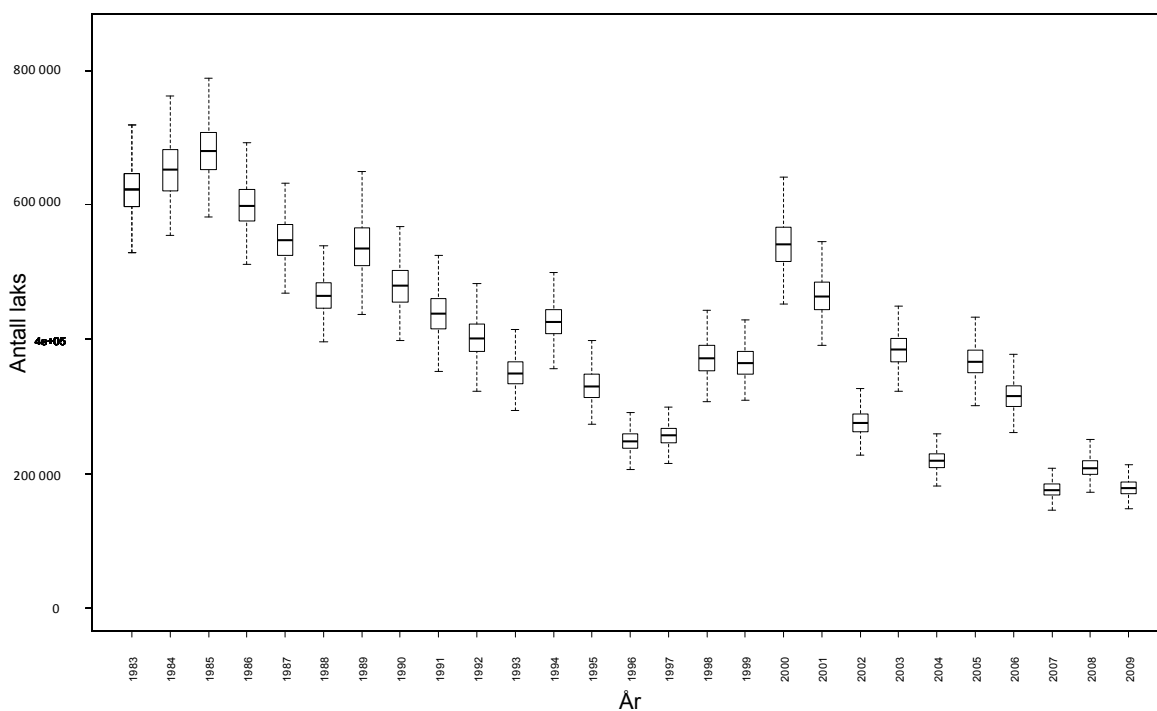
I simuleringene av innsiget er det gjort den grove antagelsen at laks mindre enn 3 kg er ensjøvinterlaks, laks mellom 3-7 kg er tosjøvinterlaks og laks større enn 7 kg er tresjøvinterlaks eller eldre. Skjellprøver fra sjølaksefisket og fra større elver tyder på at dette tidligere har vært en brukbar tilnærming. I de senere år har imidlertid andelen ensjøvinter laks blant laks som er mindre enn 3 kg avtatt kraftig (**figur 2.1.29**). Dette tyder på at vi i de siste årene har overestimert antallet ensjøvinterlaks. Selv uten å korrigere for denne overestimeringen var smålakseestimatene de senere årene blant de laveste i tidsserien.

Resultatene fra simuleringene av størrelsen på lakseinnsiget er avhengig av at beskatningsratene i elv er i riktig størrelsesorden (se Anon 2009a og **kap. 9**). Vi har antatt at beskatningsratene i elv har endret seg lite fram til og med 2007, men at de har avtatt noe som følge av reguleringer fra og med 2008. Anslagene for innslaget av rømt oppdrettslaks i sportsfiske- og sjølaksefiskefangstene har heller ikke noen klar tidstrend etter 1990 og betyr derfor lite for utviklingen i bestandsestimater. I tillegg er utviklingen avhengig av anslagene for urapportert fangst. Disse har i henhold til notater fra DN til NASCO/ICES endret seg fra 40-60 % (nedre og øvre grense) i perioden 1983-1992, via 30-50 % i perioden 1993-1996, og 25-50 % i perioden 1997-2002, til 20-40 % fra og med 2003. Anslagene av urapportert fangst innebærer dermed at estimatene blir høyere relativt til de rapporterte fangstene tidlig i tidsperioden enn seint i perioden. Modellen antar at de urapporterte fangstene er en funksjon av de rapporterte fangstene, og at denne har gått ned siden 1980-tallet. Videre er antagelsen at graden av urapporterte fangster er den samme i både elv og sjø. *Selv om vi gjør den antagelsen at urapportert fangst ikke har endret seg i løpet av perioden, vil likevel de siste årene ha de laveste bestandsestimater i tidsserien.* Vi har ovenfor lagt mest vekt på forventningsverdiene fra simuleringene. Det er imidlertid viktig å merke seg at som en følge av variasjonen vi har lagt inn i de ulike grunnlagsparametrene (urapportert fangst, beskatningsrater og innslaget av rømt oppdrettslaks) er det betydelig usikkerhet i estimatene. Spennvidden i estimatene er angitt i boksplokkene i alle figurene unntatt figurene som viser oppbyggingen av høstingen av bestandene (**figur 2.1.8, 2.1.12, 2.1.16, 2.1.20, 2.1.24 og 2.1.28**).

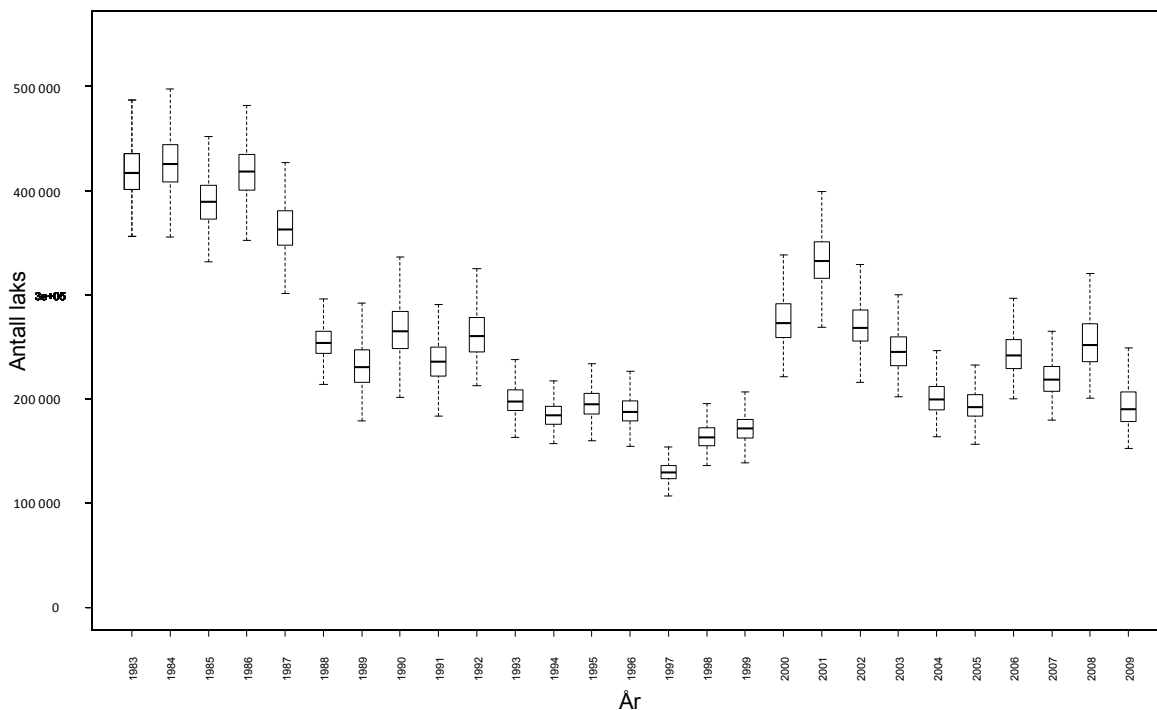
Selv om det ligger i sakens natur at urapportert fangst er dårlig dokumentert, er dette så vidt viktig for estimatene av innsig og vurdering av offisiell fangststatistikk generelt, at *Vitenskapsrådet anbefaler at det startes historiske studier for å framskaffe bedre dokumentasjon på viktige deler av den urapporterte fangsten (spesielt feilrapportering i lovlig fiske).*



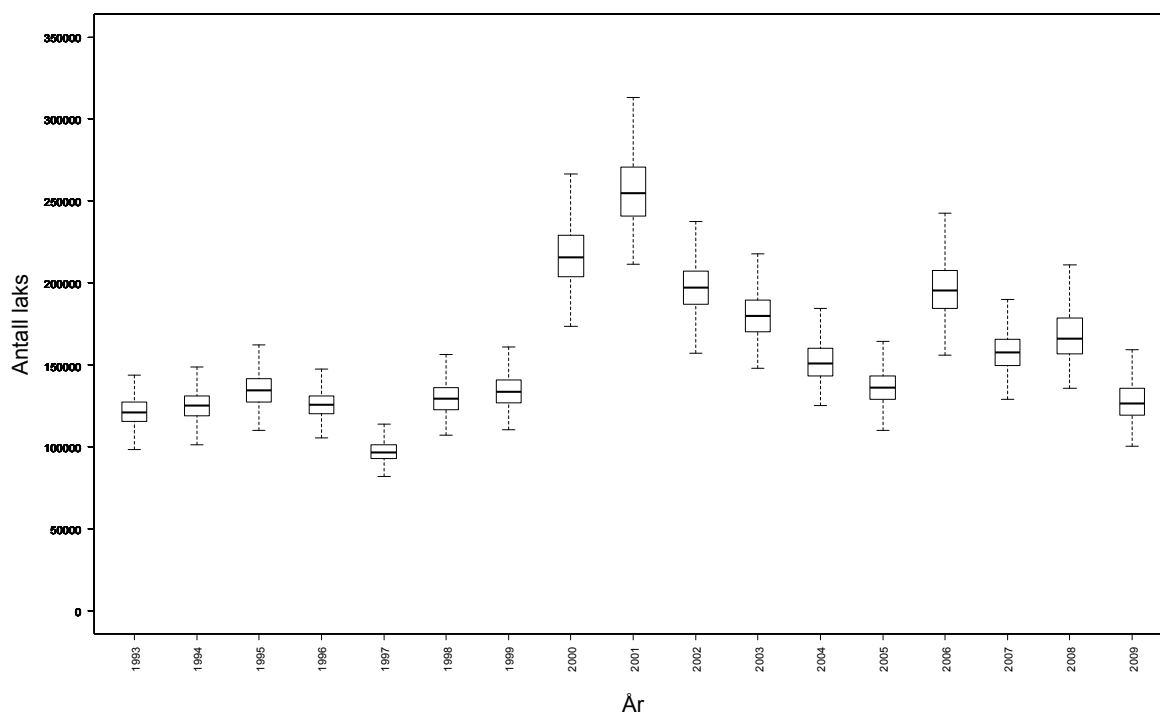
Figur 2.1.3. Beregnet innsig av laks til kysten av Norge i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



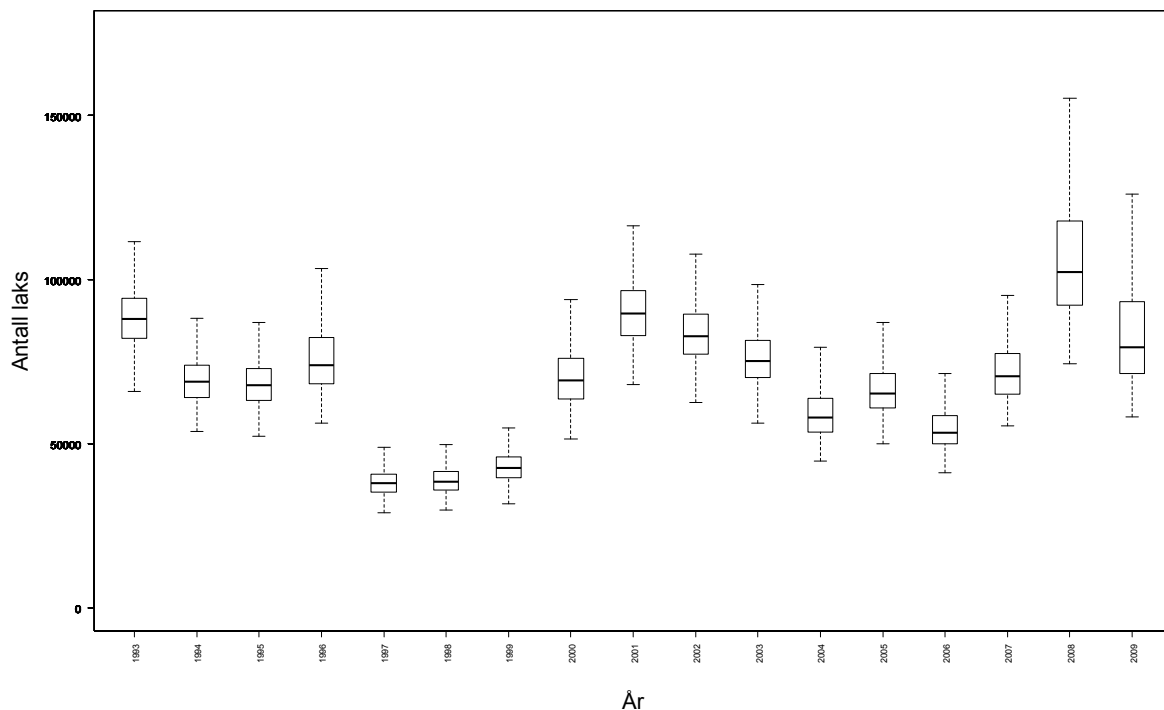
Figur 2.1.4. Beregnet innsig av ensjøvinterlaks (små laks) til kysten av Norge i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



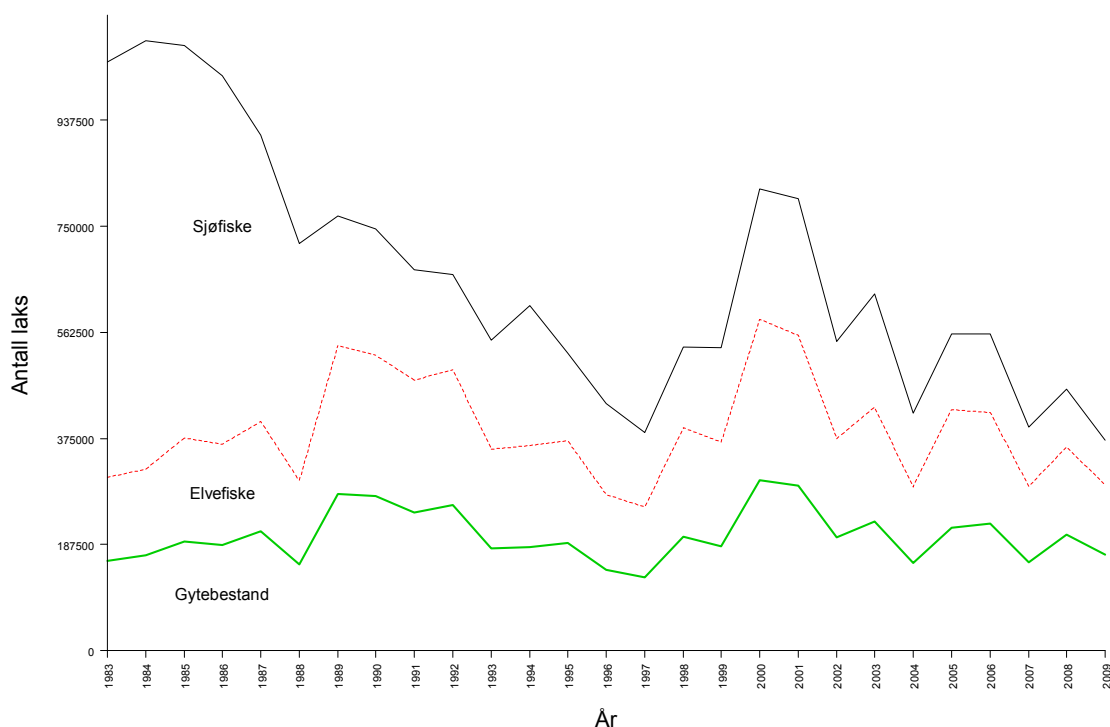
Figur 2.1.5. Beregnet innsig av flersjøvinterlaks (mellom- og storlaks) til kysten av Norge i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene. På grunn av manglende inndeling i fangststatistikken var det ikke mulig å analysere mellomlaks og storlaks hver for seg før i 1993.



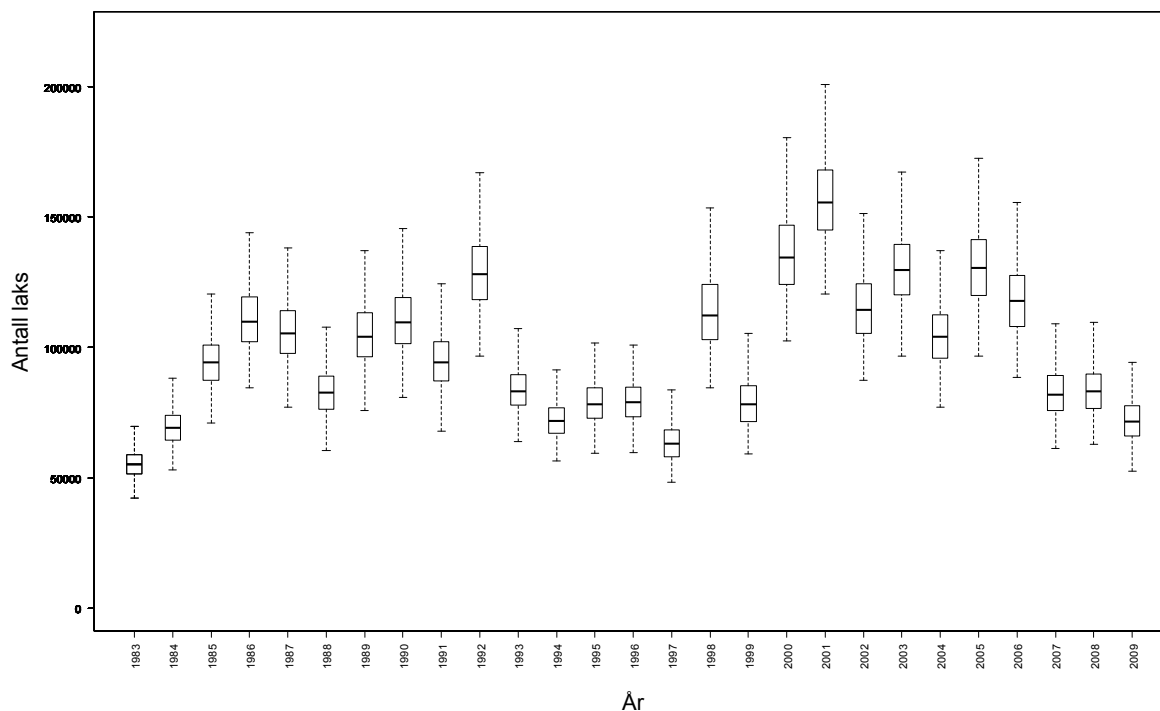
Figur 2.1.6. Beregnet innsig av mellomlaks til kysten av Norge i perioden 1993-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



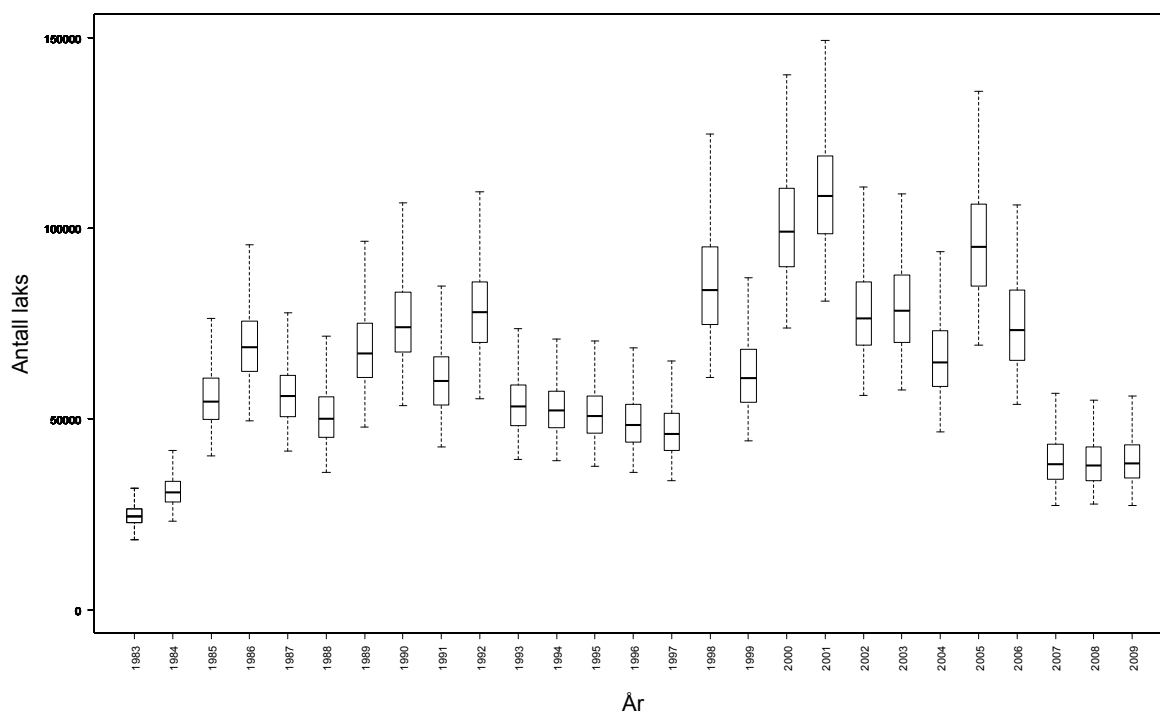
Figur 2.1.7. Beregnet innsig av storlaks til kysten av Norge i perioden 1993-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



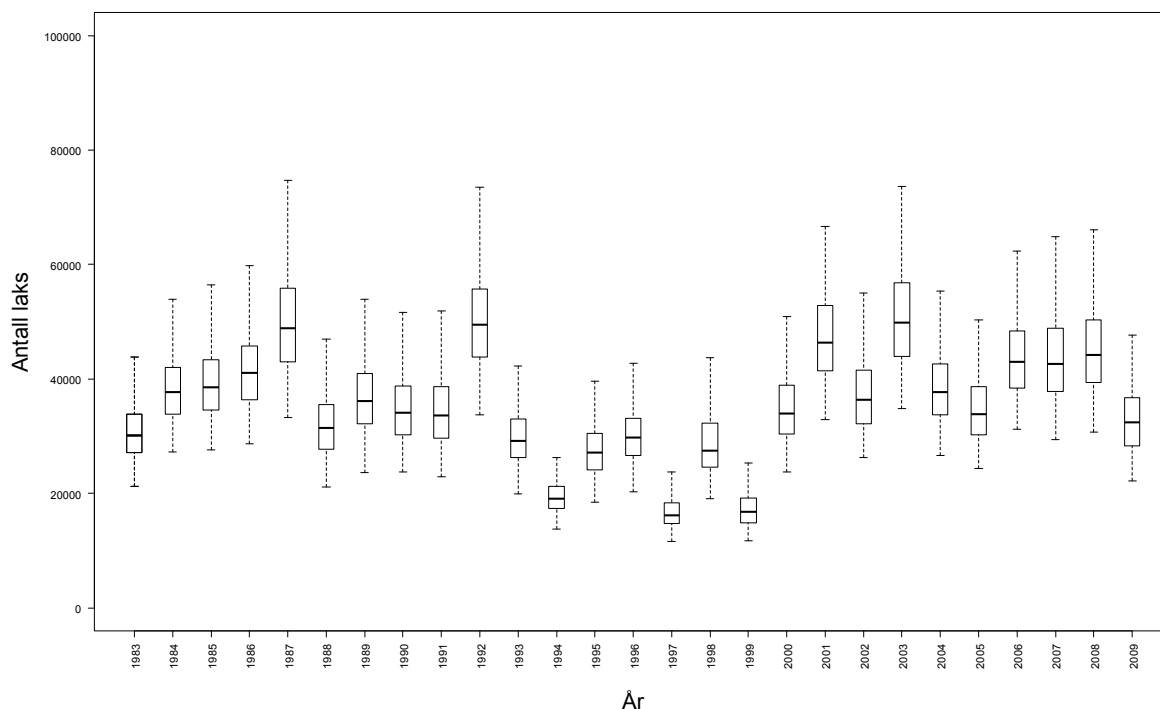
Figur 2.1.8. Beregnet antall laks til kysten av Norge (svart beltrukket linje), til elvene (rød stiplet linje) og gytebestander (grønn beltrukket linje) i perioden 1983-2009. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier tatt ut av simuleringsmodellen for lakseinnsig til Norge.



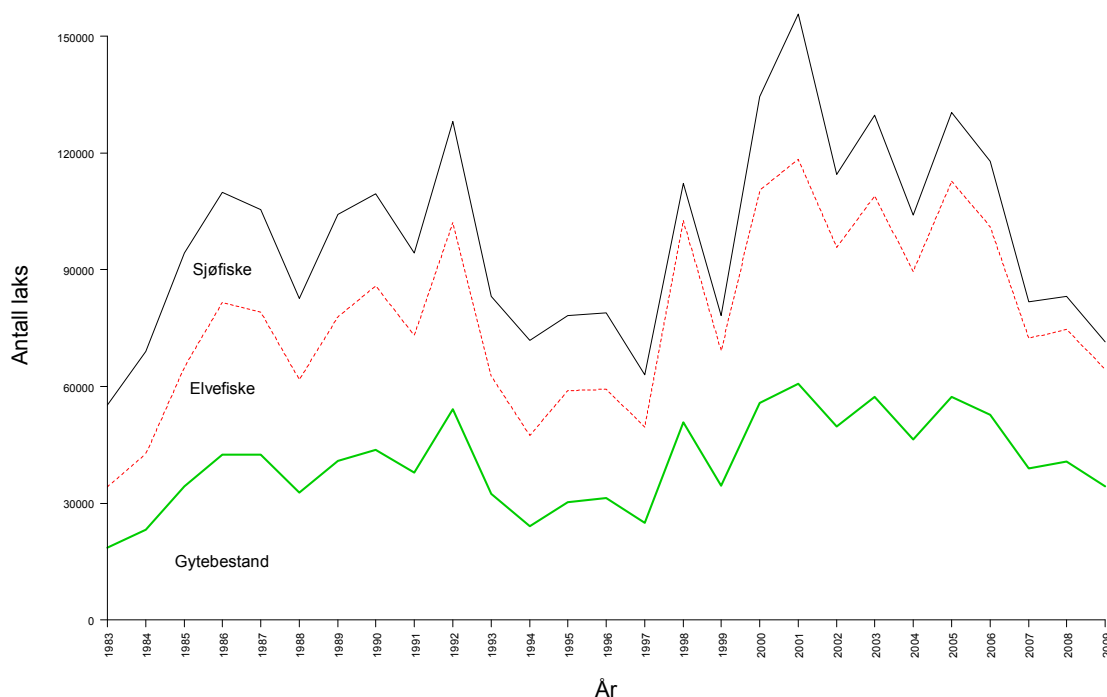
Figur 2.1.9. Beregnet innsig av laks til kysten av området fra Østfold til og med Rogaland i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



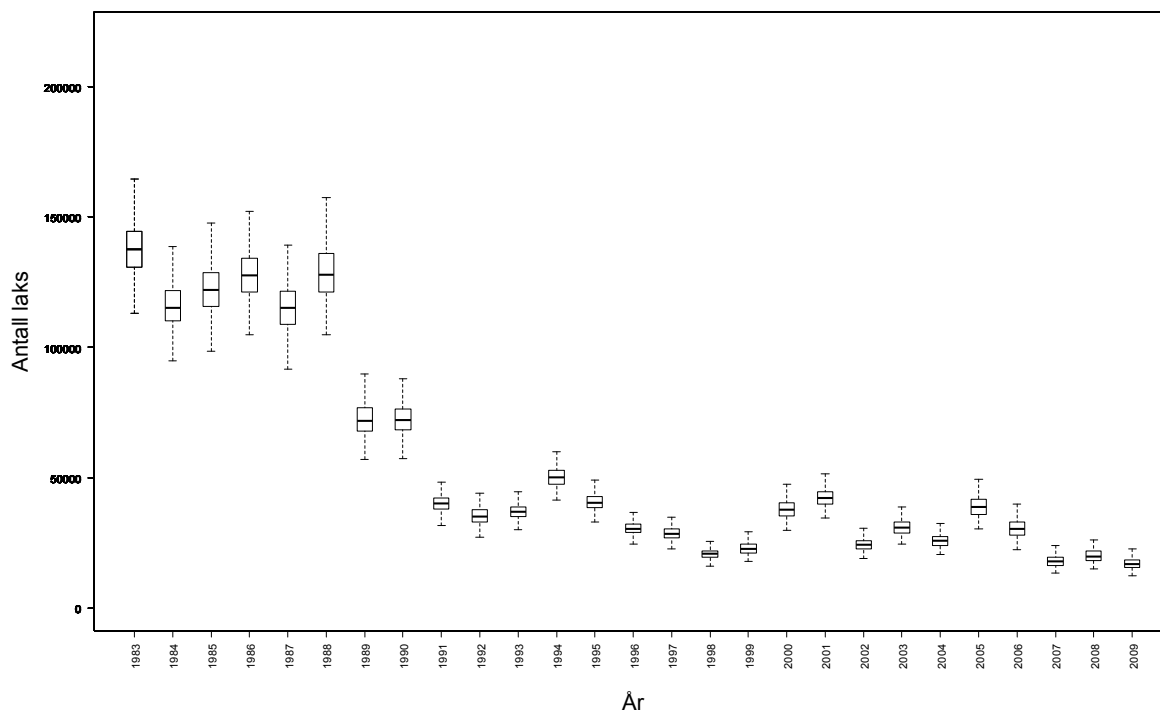
Figur 2.1.10. Beregnet innsig av smålaks til kysten av området fra Østfold til og med Rogaland i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



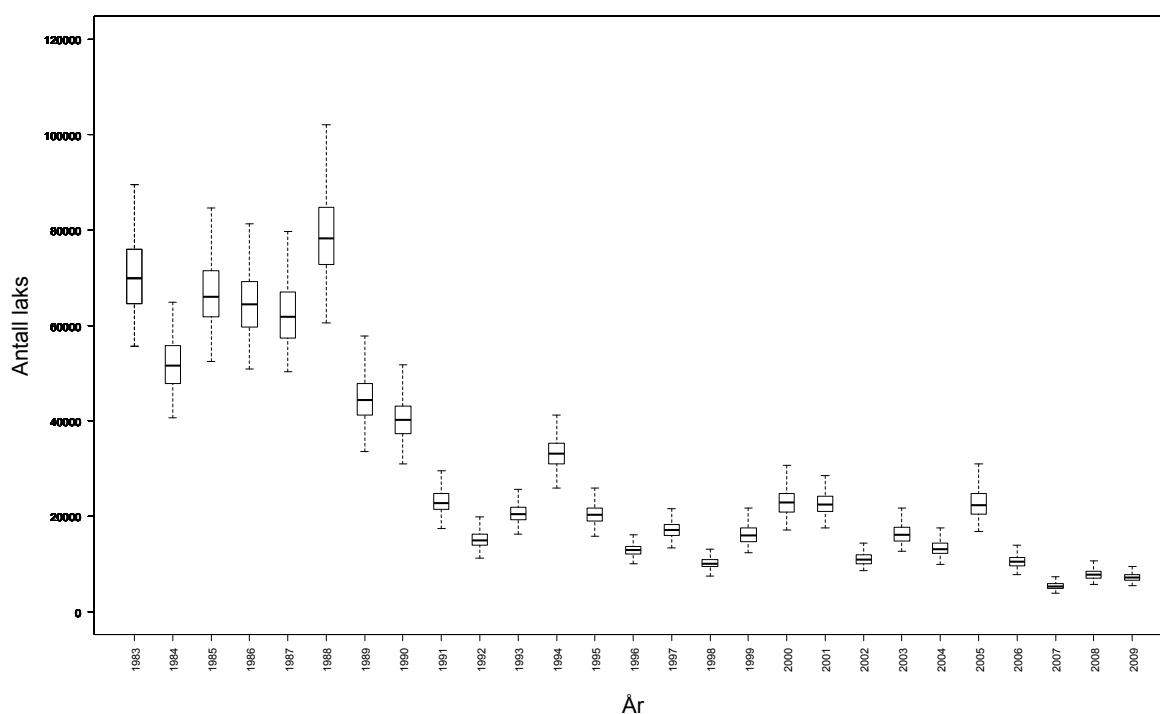
Figur 2.1.11. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av området fra Østfold til og med Rogaland i perioden 1983-2009. Boksploottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



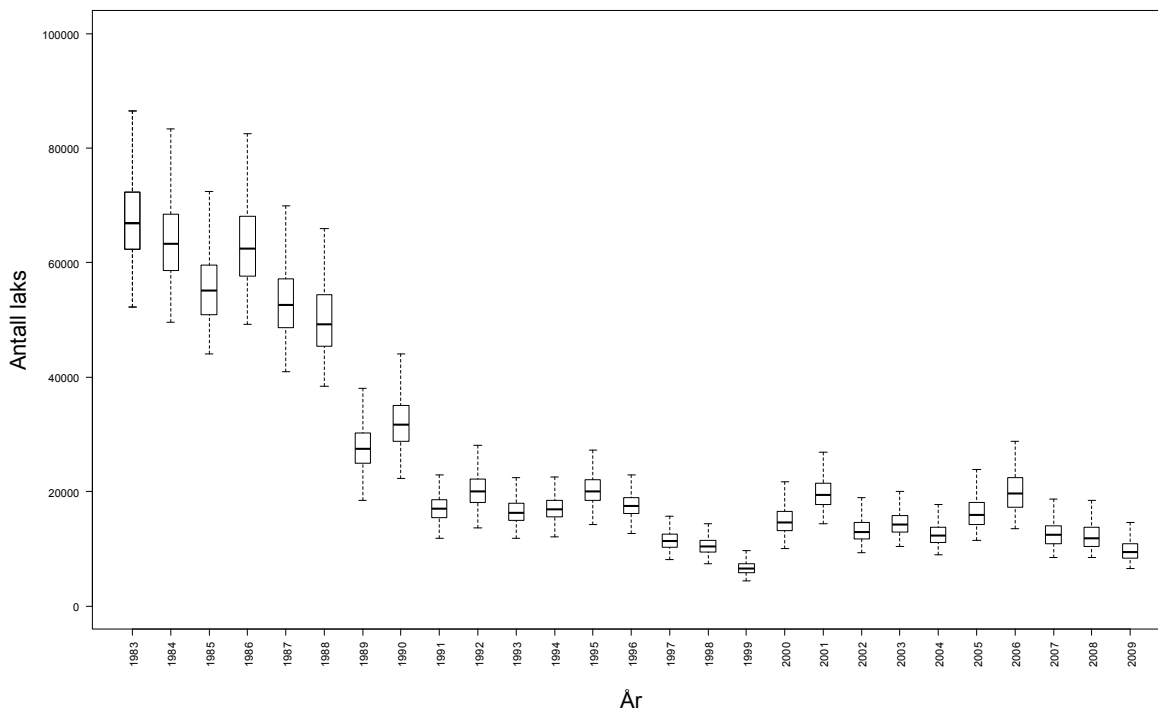
Figur 2.1.12. Beregnet antall laks til kysten av Østfold til og med Rogaland (svart beltrukket linje), til elvene (rød stiple linje) og gytebestander (grønn beltrukket linje) i perioden 1983-2009. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier tatt ut av simuleringmodellen for lakseinnslag til Norge.



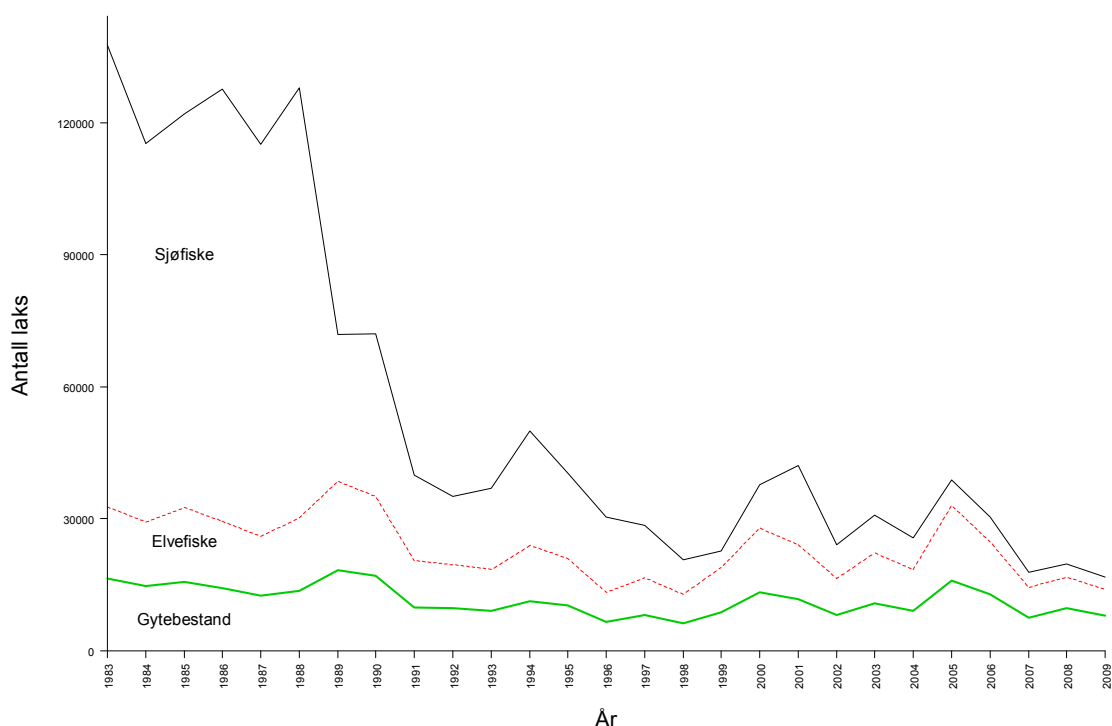
Figur 2.1.13. Beregnet innsig av laks til kysten av området fra Hordaland og Sogn og Fjordane i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



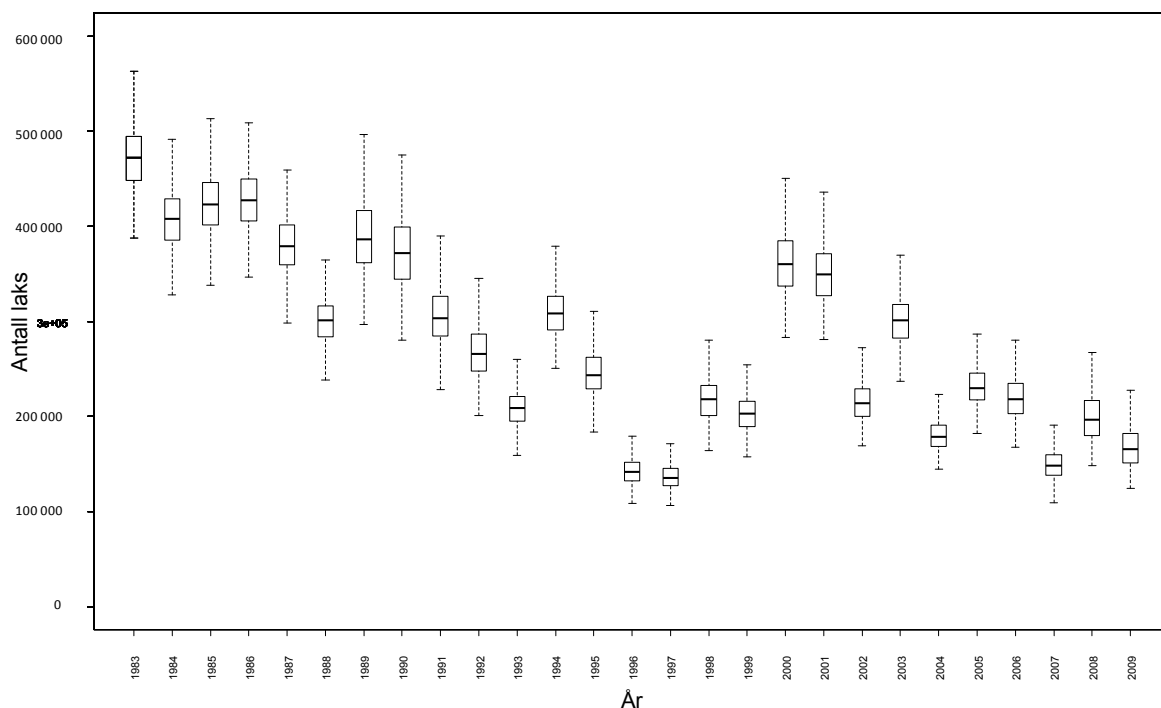
Figur 2.1.14. Beregnet innsig av smålaks til kysten av området fra Hordaland og Sogn og Fjordane i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



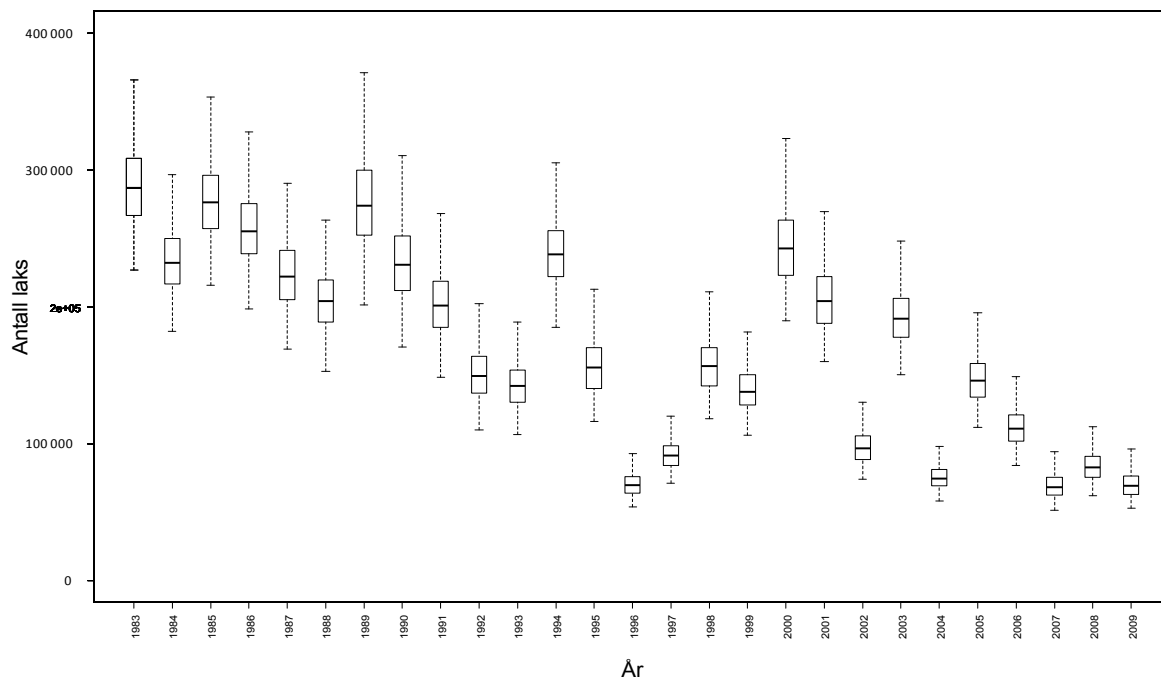
Figur 2.1.15. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av området fra Hordaland og Sogn og Fjordane i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



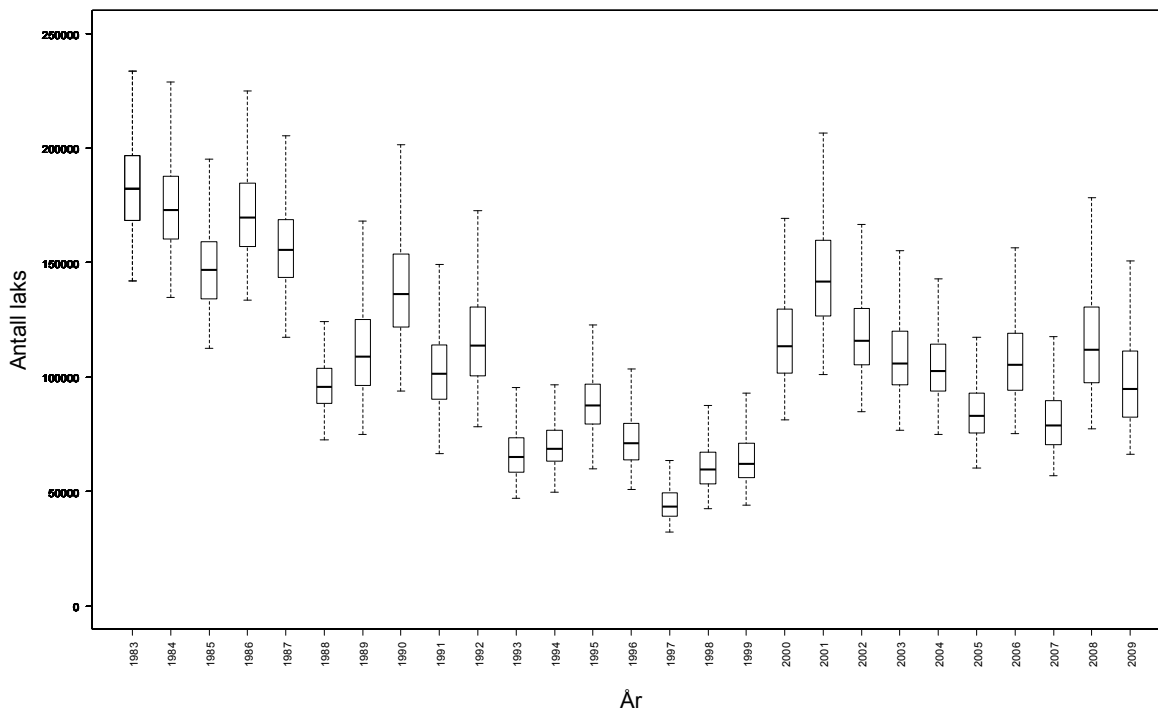
Figur 2.1.16. Beregnet antall laks til kysten av Hordaland og Sogn og Fjordane (svart heltrukket linje), til elvene (rød stiplet linje) og gytebestander (grønn heltrukket linje) i perioden 1983-2009. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier tatt ut av simuleringmodellen for lakseinnsig til Norge.



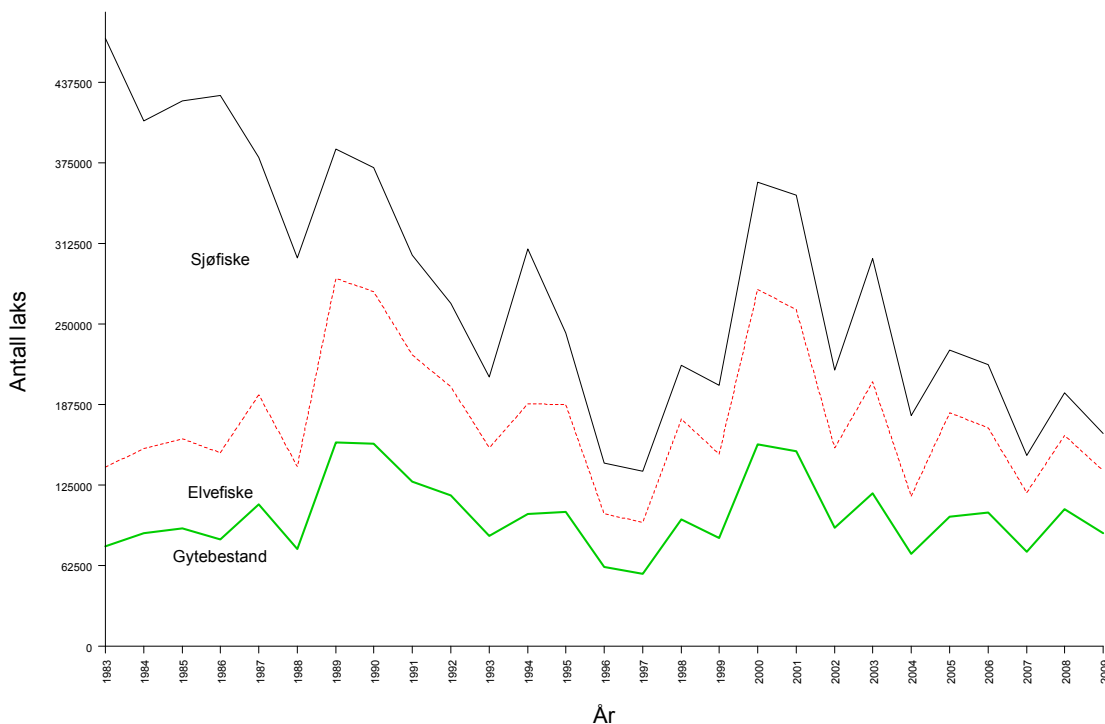
Figur 2.1.17. Beregnet innsig av laks til kysten av området fra Midt-Norge i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



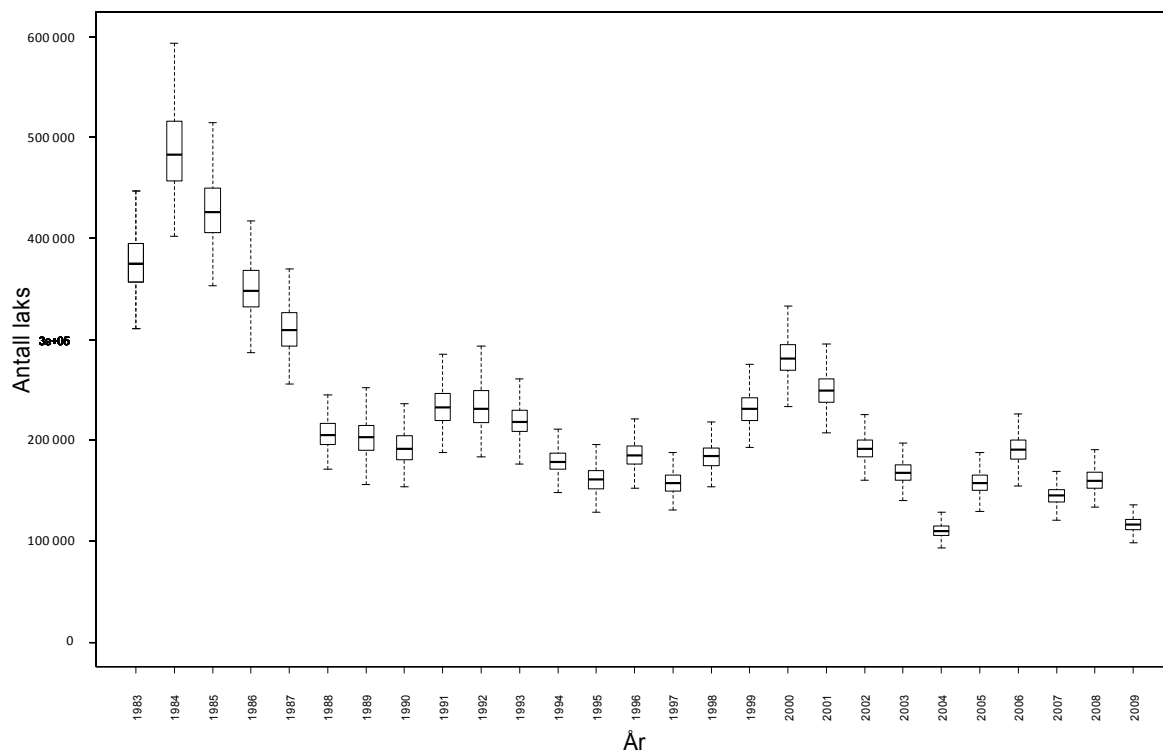
Figur 2.1.18. Beregnet innsig av smålaks til kysten av området fra Midt-Norge i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



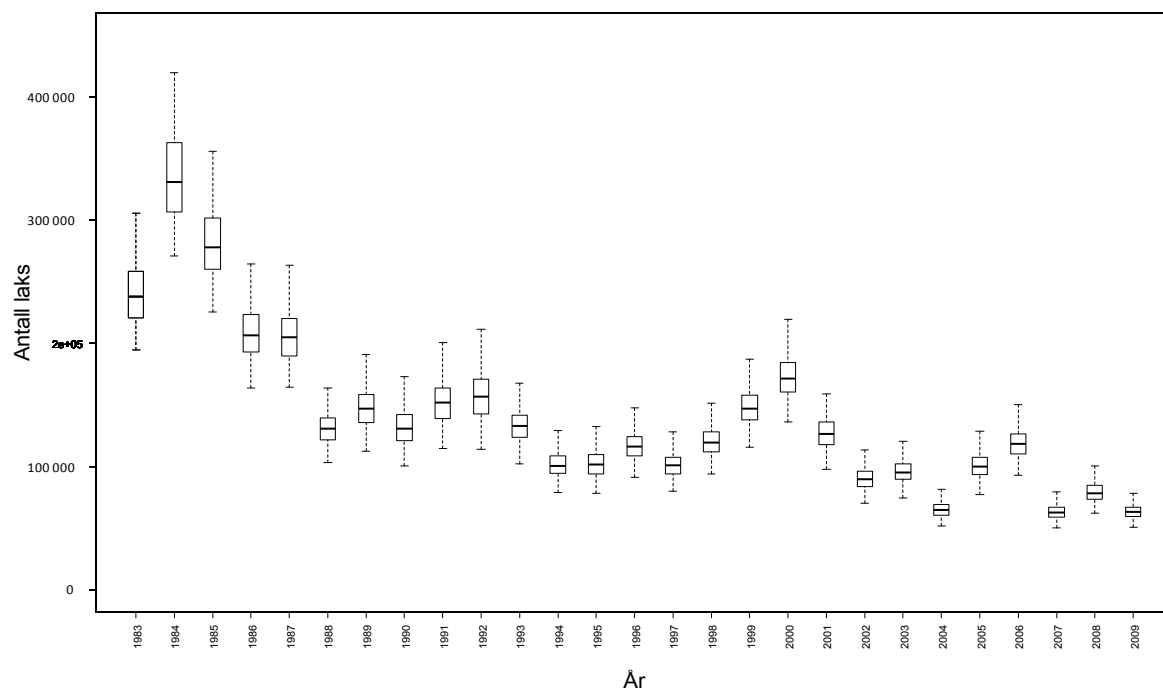
Figur 2.1.19. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av området fra Midt-Norge i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



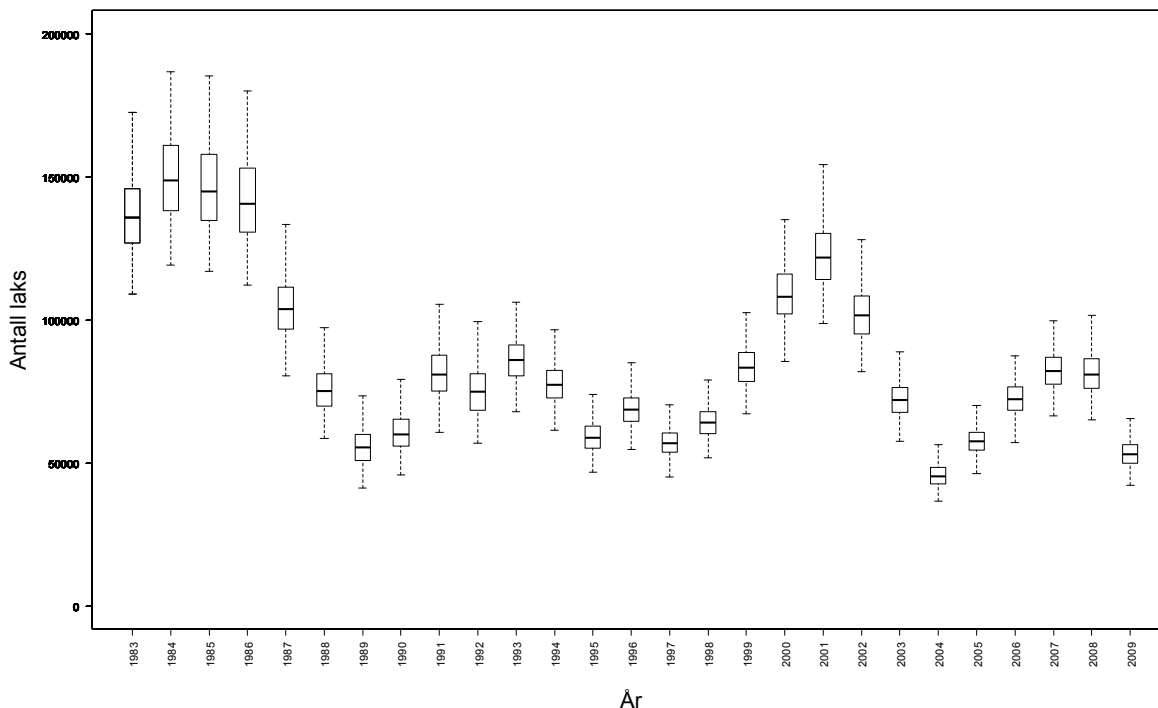
Figur 2.1.20. Beregnet antall laks til kysten av Midt-Norge (svart heltrukket linje), til elvene (rød stiple linje) og gytebestander (grønn heltrukket linje) i perioden 1983-2009. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier tatt ut av simuleringmodellen for lakseinnsig til Norge.



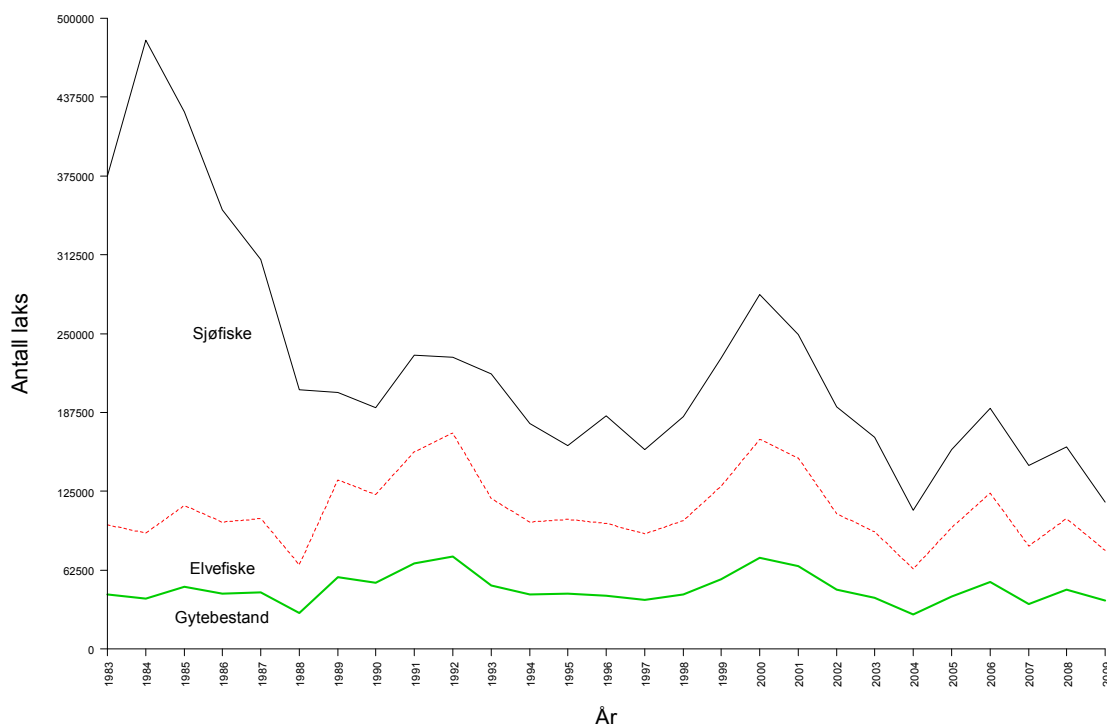
Figur 2.1.21. Beregnet innsig av laks til kysten av området fra Nord-Norge inkludert Tana i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



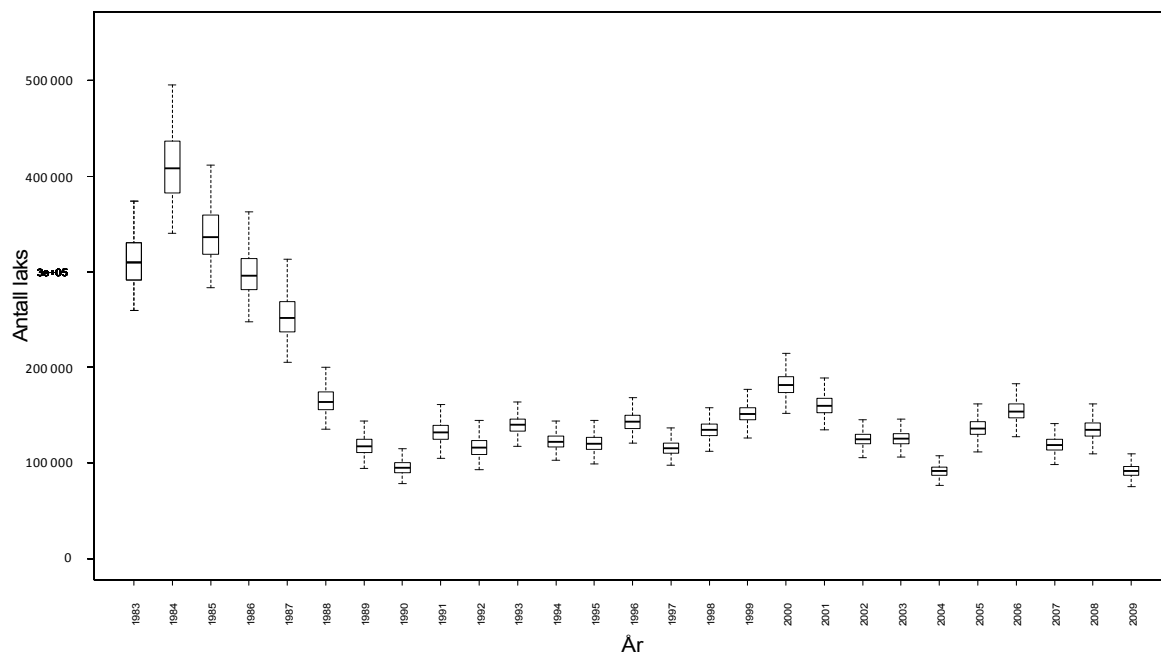
Figur 2.1.22. Beregnet innsig av smålaks til kysten av området fra Nord-Norge inkludert Tana i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



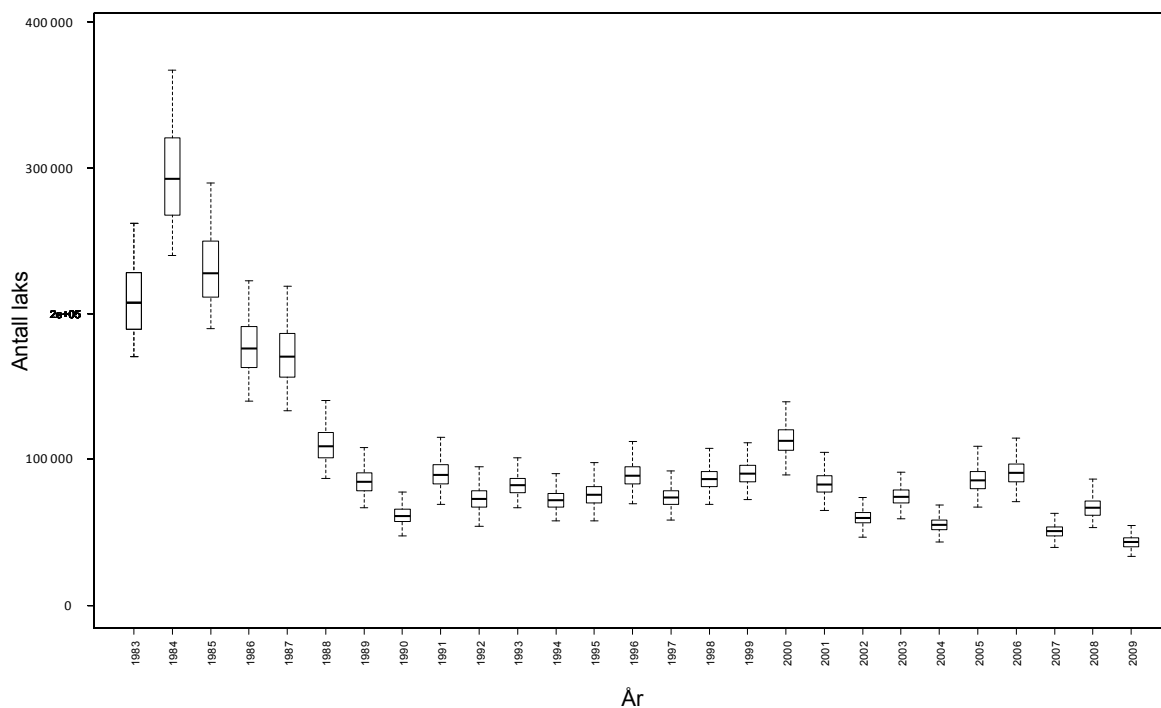
Figur 2.1.23. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av området fra Nord-Norge inkludert Tana i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



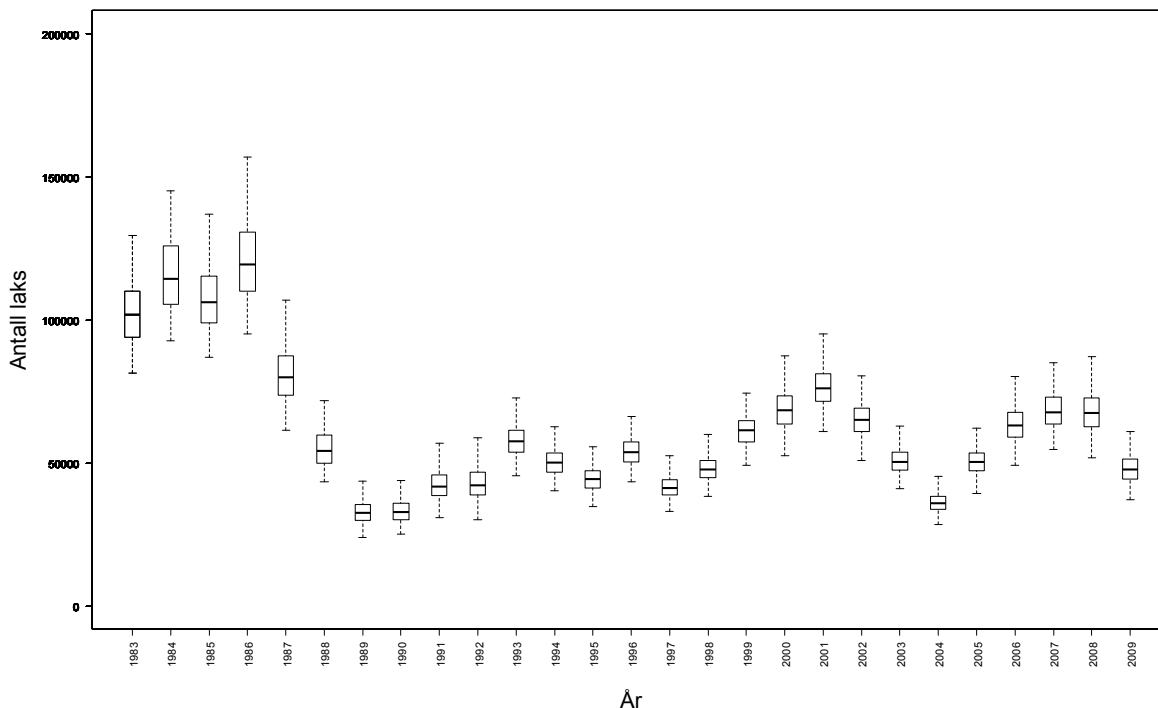
Figur 2.1.24. Beregnet antall laks til kysten av Nord-Norge inkludert Tana (svart beltrukket linje), til elvene (rød stiplede linje) og gytebestander (grønn beltrukket linje) i perioden 1983-2009. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier tatt ut av simuleringmodellen for lakseinnsig til Norge.



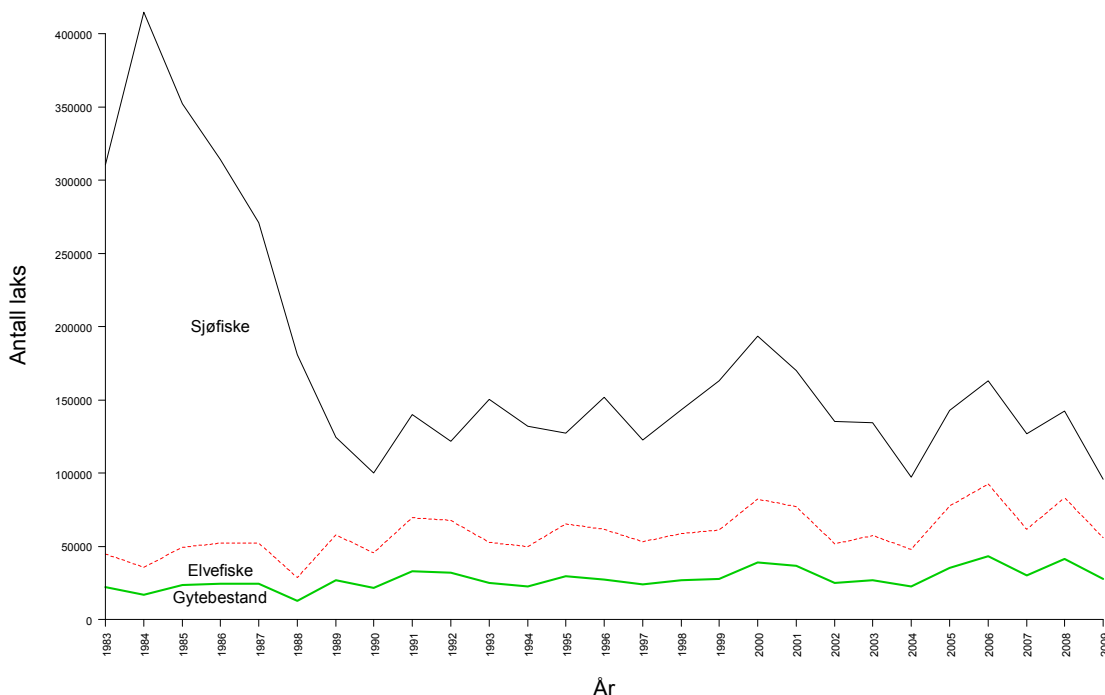
Figur 2.1.25. Beregnet innsig av laks til kysten av området fra Nord-Norge uten Tana i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



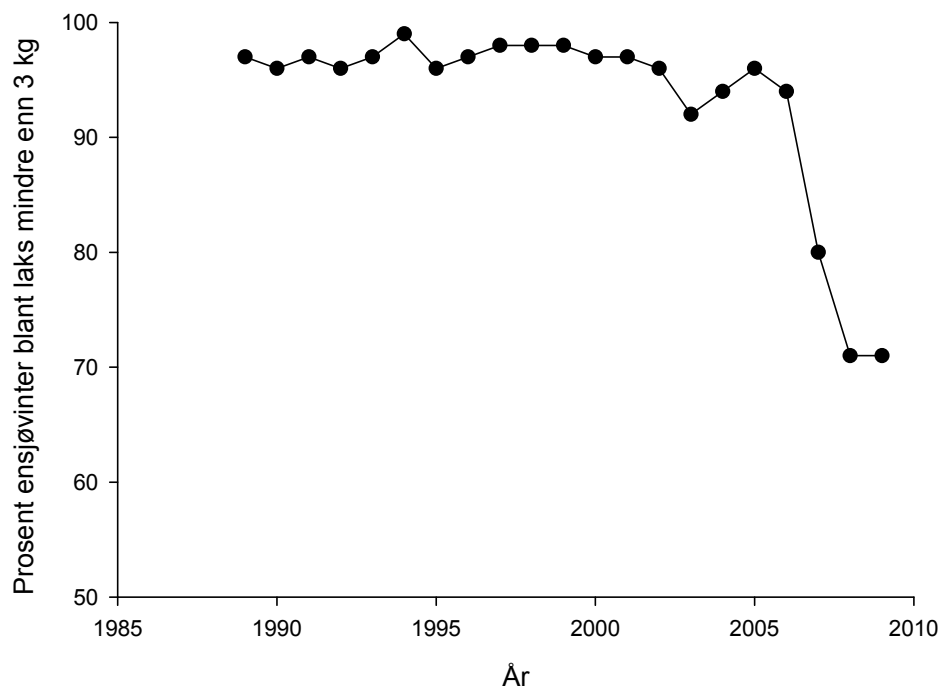
Figur 2.1.26. Beregnet innsig av smålaks til kysten av området fra Nord-Norge uten Tana i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



Figur 2.1.27. Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av området fra Nord-Norge uten Tana i perioden 1983-2009. Boksplottene angir medianverdien fra simuleringene som en tykk strek, boksen representerer verdier mellom 25 og 75 % persentilen og de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene.



Figur 2.1.28. Beregnet antall laks til kysten av Nord-Norge uten Tana (svart heltrukket linje), til elvene (rød stiplet linje) og gytebestander (grønn heltrukket linje) i perioden 1983-2009. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier tatt ut av simuleringmodellen for lakseinnsig til Norge.



Figur 2.1.29. Gjennomsnittlig andel ensjøvinter laks blant laks mindre enn 3 kg i skjellprøver fra elvefangster i Norge i perioden 1989 til 2009.

2.2 Marin vekst, overlevelse og utbredelse i åpent hav

Vekst og overlevelse i den marine fasens i laksens livssyklus er av avgjørende betydning for totalproduksjonen av laks, siden det er i denne fasen at den gjennomfører hoveddelen av livsveksten sin. I løpet av 1-4 år i sjøen øker normalt laksen vekten sin fra 15-50 g ved utvandring som smolt til 1-25 kg eller mer på grunn av gunstigere matforhold i havet sammenlignet med i elva. Samtidig opplever laksen ofte meget høy dødelighet i denne fasen, spesielt i perioden under og rett etter deres første utvandring til sjøen. Derfor returnerer vanligvis kun noen få prosent for å gyte (vanligvis færre enn 10 %). Naturlige variasjoner i denne fasen har derfor betydelig innvirkning på bestandenes tallrikhet mellom år og geografiske områder (Friedland mfl. 1998, Jacobsen & Hansen 2000, Potter & Crozier 2000, Montevecchi mfl. 2002). Faktorene som påvirker vekst og overlevelse i havet er mange, alt fra lokale forhold i elvene (som kan påvirke smoltkvalitet), forhold i fjordene laksen vandrer gjennom, til storskala klimavariasjoner i de ulike havområdene. Laksen vandrer ut fra norske elver som smolt i perioden april til juli og kalles da postsmolt de første månedene i havet. De nordlige bestandene vandrer ut sist, men smolten er til gjengjeld også noe større og eldre ved utvandring (Rikardsen mfl. 2004). Overgangen fra ferskvann til marint miljø representerer betydelige utfordringer for ung laks; ikke bare må de tilpasse seg et nytt fysiologisk regime, men de møter også helt andre predatorer og må venne seg til en annen diett enn de er vant til. Dødeligheten er høy i den første tiden i sjøen og undersøkelser viser at 25 % eller mer kan dø i perioden fra de entrer sjøen til de forlater et fjordsystem (Davidsen mfl. 2009). Når laksen først er kommet ut i sjøen vandrer den derfor raskt ut av fjorden, ut i kyststrømmen og videre ut i havet (Thorstad mfl. 2007, Davidsen mfl. 2009). Postsmolten vandrer og finner i hovedsak

sin føde i de øverste vannlagene (Hansen mfl. 2003, Rikardsen mfl. 2004, Davidsen mfl. 2008), og beiter mest på fiskelarver, amfipoder og krill (Rikardsen mfl. 2004, Haugland mfl. 2006, Rikardsen & Dempson 2010). Det kan være store årlige og geografiske variasjoner i hva laksen spiser den første tiden i sjøen, og dette henger naturligvis sammen med hvilken føde som er tilgjengelig. Undersøkelser har påvist store forskjeller, både i matinntak og i sammensetningen av føde i den første tiden mellom laks i ulike regioner i Norge og andre land (Rikardsen mfl. 2004, Rikardsen & Dempson 2010). Det er av avgjørende betydning at laksen finner nok og riktig føde når de vandrer ut. God vekst i tidlig sjøfase har stor innflytelse på overlevelsen (Friedland mfl. 2000, 2005, Peyronnet mfl. 2008, Hvidsten mfl. 2009).

Kunnskapen om hvordan postmolten fordeler seg utover i Norskehavet har økt de senere år. Fordelingen av laks i havet bestemmes av hvor laksen kommer ut i havet, strømtransport og egenbevegelse, og er relatert til temperatur og fødetilgang. Postmolten ser ut til å foretrekke områder med temperatur mellom 8 og 11 grader (Holm mfl. 2003), mens nyere data tyder på at flergangsgytende laks vanligvis beiter i områder med 4-11 grader om våren, sommeren og høsten, og mellom 0 og 6 grader om vinteren (Rikardsen mfl. upubl. data). Det har siden 1995 vært gjennomført årlige trålinger for å kartlegge utbredelse av postsmolt i Norskehavet (Holm mfl. 2003). Postsmolt fra de sørlige delene av Europa beveger seg oppover i Norskehavet i strømmen langs kanten av kontinentalsokkelen, og laks fra sør- og midtnorske vassdrag går også ut gjennom kyststrømmen og slutter seg til vandringen nordover. Imidlertid vet man mindre om hvor den nordnorske postmolten vandrer, men det antas at denne i større grad også benytter Barentshavet som oppvekstområde (Rikardsen mfl. 2008). Foreløpige data fra flergangsgytende laks fra Alta og Neiden merket med pop-up satellitt-merker bekrefter dette, men noen vandrer også ut i det nordlige Atlanterhavet (Rikardsen mfl. upubl. data). Dersom laks fra sørlige og nordlige områder bruker ulike deler av Nord-Atlanteren som oppvekstområde, vil det kunne medføre at de i forskjellig grad påvirkes av de varierende miljøforholdene i havet. Det er viktig å øke kunnskapen på dette feltet for å få en bedre forståelse av hvordan økosystemendringer kan ha påvirket laksens overlevelse i negativ retning de siste år, i tillegg til å bedre kunne forutsi hvordan klimaendringer vil kunne påvirke laksen i ulike havområder. Merkestudier gjennom mange år har gitt verdifull kunnskap om utbredelse i havet (ICES 2007, 2008), og pågående og framtidige studier med elektroniske merker og andre metoder (f.eks. genetisk sporing) vil i de kommende år gi ny og økt kunnskap hvordan laks fra ulike områder fordeler seg i havet (se nedenfor).

2.2.1 Overlevelse

I mesteparten av laksens utbredelsesområde har det vært en betydelig økning i dødelighet av laks i havet over de siste 20-25 år. Dette har også vært observert for norsk laks, og tidsseriene fra våre indekssvassdrag er svært viktige for å overvåke dette. Overlevelse av vill laks fra smolt til de ankommer norskekysten (før fisket) på vei tilbake til elvene har blitt beregnet for laks fra Imsa i Rogaland og Halselva i Finnmark. Slike indekssvassdrag fins også i noen andre land, inkludert Irland, Skottland, England, Island, USA og Canada (ICES 2009). De fleste av disse vassdragene viser samme trend med redusert overlevelse de senere årene, spesielt for ensjøvinterlaks.

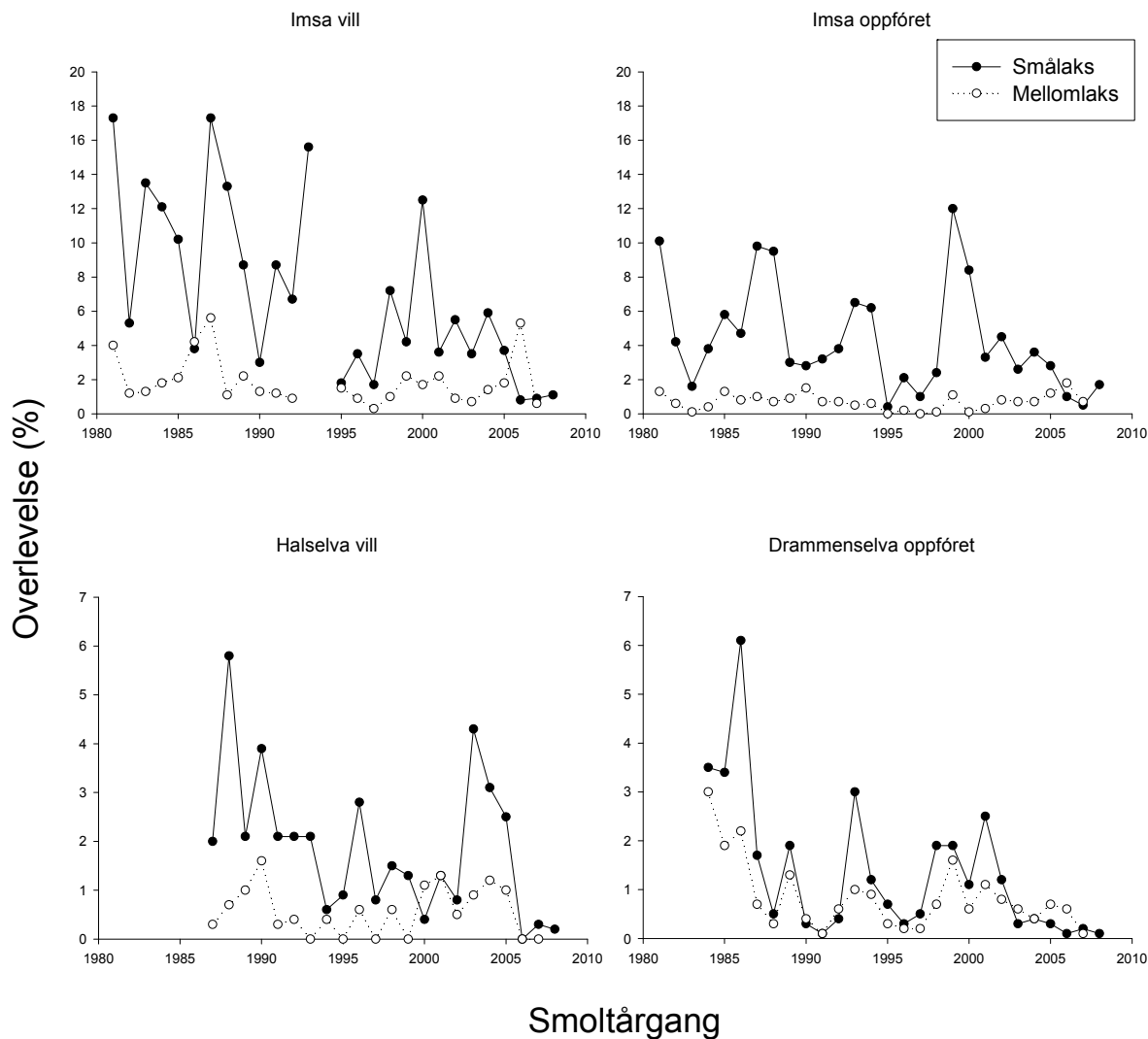
De norske resultatene er basert på at vill smolt har blitt fanget i nedgangsfellene i de respektive elvene, bedøvet, merket (vanligvis med Carlin-merker) og satt ut igjen. Tallene er ikke justert for dødelighet på grunn av behandling og merking, og det er vist at slik dødelighet kan være betydelig (Hansen 1988, Rikardsen 2000). I tillegg kan noen av fiskene også ha mistet merket eller at gjenfanget merket fisk ikke har blitt rapportert. Overlevelsesestimaterne fra disse vassdragene må derfor regnes som minimumsoverlevelse. Imidlertid burde den relative overlevelsen mellom år være rimelig representativ. Forskjeller i smoltkvalitet mellom år, og særlig for kultivert smolt, utgjør en ytterligere komplikasjon for tolking av resultatene.

Generelt er overlevelsen av laks fra Imsa betydelig større enn for Halselva (**figur 2.2.1**). Overlevelsen for smålaks fra Imsa har variert mellom 1,7 og 17,3 % for smoltårsklassene 1981-2005. For smoltårsklasse 2006-2008 var overlevelsene mellom 0,8 og 1,1 %, noe som er de laveste overlevelsene i hele tidsserien. Imidlertid er det verdt å merke seg at det kom relativt mye tosjø vinterlaks tilbake fra 2006 smoltårsklassen fra Imsa. For første gang i tidsserien kom det mer tosjø vinterlaks enn ensjø vinterlaks tilbake (**figur 2.2.1**), noe som tyder på at fisken kan ha utsatt kjønnsmodningen og/eller at større laks har hatt bedre overlevelse. Dette var imidlertid ikke så uttalt for 2007 smoltårsklassen (**figur 2.2.1**).

For Halselva har overlevelsen for smålaks for smoltårsklassene 1987-2005 vært mellom 0,4 og 5,8 %. Av smoltårsklasse 2006 var det ingen gjenfangster, mens overlevelsen for 2007 og 2008 også var svært lav. Denne serien må imidlertid tolkes med forsiktighet fordi det kommer få fisk tilbake, noe som skaper usikkerhet og stor variasjon mellom år. Det er også sannsynlig at laksebestanden i vassdraget står i nær sammenheng med nærliggende vassdrag (primært Altaelva), ved at den både mottar fisk fra og avgir fisk til disse. Antagelsen om en slik metabestandstruktur støttes av at det normalt fanges flere umerkede enn merkede voksenlaks i fella, til tross for at all utvandrende laksesmolt merkes. Halsvassdraget framstår primært som et sjørrret- og sjørøye-vassdrag.

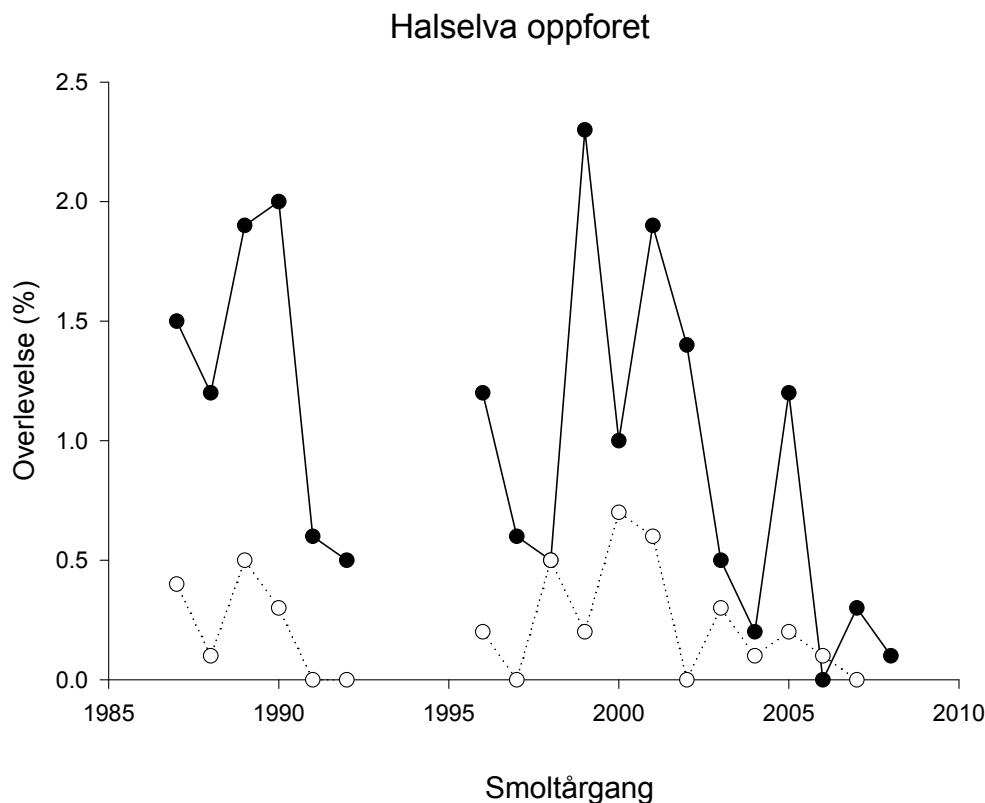
Tilsvarende beregninger av overlevelse er gjort for laks utsatt som oppfóret smolt i Imsa, Drammenselva (**figur 2.2.1**) og Halselva (**figur 2.2.2**). Smolt utsatt i Imsa overlevde bedre enn smolt utsatt i Drammenselva og Halselva. I Imsa varierte overlevelsen fra smolt til smålaks mellom 0,4 og 12,0 % for smoltårsklassene 1981-2005 (1,0 % for 2006 smoltårsklassen). Tilsvarende tall for smålaks i Drammenselva var mellom 0,1 og 6,1 % for smoltårsklassene 1984-2005 (0,1 % for smoltårsklasse 2006, 0,2 % for smoltårsklasse 2007 og 0,1 % for smoltårsklasse 2008), og for Halselva mellom 0,2 % og 2,3 % for smoltårsklassene 1987-2005 (0,0 % for smoltårsklasse 2006, 0,3 % for smoltårsklasse 2007 og 0,1 for smoltårsklasse 2008). Overlevelse fra smolt til mellomlaks var generelt høyest for laks satt ut i Drammenselva og minst for smolt satt ut i Halselva.

Overlevelse i sjøen fra smolt til voksen laks varierer mye mellom år. I sum viser resultatene at 2006-2008 årsklassene av smolt som vandret ut fra de norske indekselvne hadde svært dårlig overlevelse. Generelt er overlevelsen til smålaks større enn overlevelsen til mellomlaks. Imidlertid ser mellomlaks (tosjø vinterlaks) fra 2006 smoltårgangen ut til å ha hatt høyere overlevelse enn smålaksen fra samme smoltårgang, noe som kan tyde på fiskene har utsatt kjønnsmodningen. Dette samsvarer med annen informasjon både fra fangststatistikk, fangst av laks per kilenotdøgn og estimater av innsig av laks (PFA). En del av ensjø vinterlaksen som returnerte fra disse smoltårsklassene var også svært små. Overlevelsen i havet var høyere på 1970- og 1980 tallet enn senere. Tidligere så overlevelsen til vill smolt ut til å være betydelig bedre enn overlevelsen til oppfóret smolt fra klekkeri, men i de senere år har overlevelsen til disse to gruppene vært mer lik.



Smoltårgang

Figur 2.2.1. Beregnet minimumsoverlevelse fra smoltutvandring fram til beskatning i sjøfiskeriene og ved tilbakevandring for vill smolt fra Imsa og Halselva og oppfóret smolt fra Imsa og Drammenselva.



Figur 2.2.2. Beregnet overlevelse fra smoltutvandring fram til beskatning i sjøfiskeriene ved tilbakevandring for oppføret smolt fra Halselva.

2.2.2 Hva påvirker sjøoverlevelsen?

Laksen vekst og overlevelse påvirkes både direkte og indirekte av biologiske, fysiske og klimatiske forhold i havet gjennom hele året. Dette inkluderer blant annet vanntemperatur, havstrømmer, produksjon på ulike trofiske nivå, fiskens helse og kondisjon, parasittinfeksjon (f.eks. lakselus), interaksjon med andre arter, tilstedeværelse av predatorer og menneskelig påvirkning (f.eks. fiske-ri). Ofte virker mange av disse faktorene sammen, men i ulik grad gjennom året og i ulike områder. Dette gjør forståelsen av sammenhengene mellom forholdene i havet og lakseproduksjon utfordrende og komplisert. Det er imidlertid påvist sammenhenger mellom klima og overlevelse til laks, da særlig overflatetemperatur (SST-data), samt storskala klimaindeksjer som NAO- (North Atlantic Oscillation, den nord-atlantiske Oscillasjonen) og AMO- (Atlantic Multidecadal Oscillation) indeksene både på europeisk (e.g. Friedland mfl. 1998, 2000, 2009, Dickson & Turrell 2000, Jonsson & Jonsson 2004, Boylan & Adams 2006) og nordamerikansk (e.g. Friedland & Reddin 2000, Friedland mfl 2003a, 2003b, 2005) side av Atlanterhavet. Imidlertid så virker klimatiske forhold hovedsakelig indirekte, mens forandringer i produksjon og tilgjengelighet av fordelaktige byttedyr regnes som den viktigste direkte faktoren for vekst og overlevelse for laks, så vel som for andre arter (Brander 2007, Friedland mfl. 2009, Rikardsen & Dempson 2010). For første-gangsvandrende laks regnes spesielt de første ukene og månedene (postsmolt-fasen) som kritisk og det er viktig at laksen da fort finner godt med mat slik at den vokser seg ut av “risikovinduet” for å bli spist av predatorer, så vel som for å danne et godt grunnlag for videre vekst, helse, overlevelse og vandring (Rikardsen & Dempson 2010). Laksen og andre arter kan både påvirkes av “bottum up” (dvs. styrt av de lavere nivåene i næringskjeden) og “top-down”-prosesser (dvs. styrt fra toppen av næringskjeden). Eksempler på det siste kan også inkludere fiskerier som tar ut toppredatorer (f.eks. torskefisk og marine pattedyr) og dermed påvirker sammenhengene nedover

i økosystemet. Andre undersøkelser har funnet sammenheng mellom lavere trofisk nivå (f.eks. zooplankton) og produksjon av laks. For eksempel er det i Nordsjøen funnet en positiv sammenheng mellom variasjon av viktige zooplanktonarter og produksjon av laks (Frieland mfl. 2009), mens det i Stillehavet er funnet en positiv sammenheng mellom produksjon av stillehavslaks og energiinnhold (fett) i zooplankton mellom ulike år (Trudel 2009). Selv om laksen ikke spiser så mye av de mest tallrike zooplanktonartene (f.eks. rauåte, *Calanus finmarchicus*), er disse viktige bytter for ulike fiskelarver, som i sin tur er foretrukket bytte for laksen. Mens post-smolt spiser hovedsakelig små fiskelarver (særlig av sild, tobis og lodde), foretrekker laksen vanligvis noe større bytter av de samme og andre pelagiske fiskearter senere under sjøvandringen (Rikardsen & Dempson 2010).

De senere årene er det notert en sterk nedgang i biomasse av zooplankton i Nord-Atlanteren, noe som trolig har påvirket produksjonen av fiskelarver og dermed også postsmoltens fødetilgang. De økende bestandene av pelagiske fiskearter som sild, kolmule og makrell i de siste årene, kan ha bidratt til å holde zooplankton- og fiskelarvebiomassen nede. Dette kan da medføre at det er mindre mat tilstede for laksen i dens første sjøfase (postsmolt), mens større laks vil kunne beite på større byttedisker og dermed oppleve bedre vekst dersom de overlever det første året i sjøen (Jens Christian Holst, HI, pers.medd.). Vi vil da kunne oppleve lav størrelse og overlevelse på ensjøvinter laks, mens to- og tresjøvinter laks vil oppnå god størrelse og overlevelse dersom de overlever det første året i sjøen.

Selv om den sannsynlige lavere mattilgang for laks i havet de siste årene kan ha bidratt til den observerte generelle reduksjonen i vekst og overlevelse i det første leveåret i sjøen, er sammenhengene mellom det fysiske og biologiske miljøet i havet meget kompleks, og andre faktorer enn redusert zooplanktonbiomasse kan også ha betydelig påvirkning. I tillegg til storskalaforhold i åpent hav, kan sjøoverlevelsen ytterligere reduseres gjennom for eksempel faktorer som dårligere smoltkvalitet og genetisk innblanding (f.eks. oppdrettsfisk), samt særlig påvirkninger som rammer fisken i tidlig sjøfase, som for eksempel infeksjon av lakselus eller andre sykdommer. Gjennom direkte overlevelsesestimater (merking-gjefangst) er det nærmest umulig å skille mellom betydningen av slike faktorer og for eksempel mattilgang.

Dersom mattilgangen er lav i havet gjør dette det enda viktigere å redusere eventuelle ytterligere negative påvirkningsfaktorene som laksen opplever under utvandringen i elv og gjennom fjord (inkludert påvirkningsfaktorer på smoltkvalitet) for å øke laksens sjanse for å vokse og overleve i åpent hav.

Det er imidlertid fortsatt store kunnskapshull i vår forståelse av hvordan ulike og samvirkende faktorer i det marine miljø påvirker produksjon av laks i ulike havområder. En bedre forståelse av disse sammenhengene er grunnleggende for bedre å kunne forutsi lakseinnslag og forvalte laksen på nasjonalt, regionalt og bestandsspesifikt nivå.

2.2.3 Betydning av flergangsgytende laks

Nyere undersøkelser tyder på at innslaget av flergangsgytende laks kan være betydelig i en del laksebestander, og høyere enn tidligere antatt. Vanligvis har man antatt at mindre enn 11 % returnerer for å gyte flere ganger (Belding 1934, Fleming 1998), men i mange bestander er innslaget høyere og i enkelte vassdrag ser andelen ut til å være økende (Dempson mfl. 2004, Jonsson & Jonsson 2004, Niemelä mfl. 2006, Halttunen mfl. 2009, 2010, Rikardsen mfl. upubl. data). Videre er flergangsgytende individer generelt større enn førstegangsgyterne, og flergangsgytende hunner bidrar dermed også med mer rogn per fisk under gytinga. I tillegg er stor laks spesielt attraktive for fiske i elv og vil også kunne fanges lettere i sjøfisket på grunn av størrelsen. Overlevelsen til laksestøinger (utgytt laks) kan være høy gjennom vinteren og under hovedutvandringen om våren, særlig for hunner. I tillegg kan andelen som overlever sin andre sjøvandring (normalt ett års

varighet i Norge) og vender tilbake for å gyte en gang til være betydelig (Halttunen mfl. upubl. data). Flergangsgytende laks kan dermed virke som en viktig “buffer” i år med dårlig sjøoverlevelse hos førstegangsgytende laks og dermed bidra betydelig til den totale produksjonen av laks i et vassdrag. Kunnskapen om denne delen av en laksebestand er imidlertid per i dag svært mangelfull. Flergangsgytende laks bør derfor gis økt framtidig forskning og forvaltningsmessig oppmerksomhet. Det foregår allerede noe pågående forskning rundt dette (se beskrivelse av Salmotrack under) som trolig vil kunne øke kunnskapen noe om flergangsgytende laks i nær framtid.

2.2.4 Kunnskapsbehov

Økosystemforskning

Det er nødvendig å øke forståelsen av hvordan storskala økosystemendringer som følge av klimaendringer og menneskelig påvirkning (for eksempel gjennom høsting av byttedyrfisk) påvirker tilgjengelighet av fødeorganismer for postsmolt og større laks i havet. Utbredelse og mengde av viktige fødeorganismer for laksen påvirkes av blant annet oseanografi, klimafaktorer, biologiske endringer i ulike trofiske nivå i økosystemet, samt kommersielt fiske på viktige byttefisk for laksen. Det er behov for store integrerte prosjekter for å bedre kunne forstå hvordan storskalaendringer i det fysiske og økologiske miljøet påvirker laksen, så vel som andre viktige marine ressurser. Slike prosjekter vil være kostnadskrevenne og vil kreve omfattende samarbeid mellom ulike fagdisipliner og –miljøer, men er avgjørende for å kunne gi økt sikkerhet i framtidige prognoser både for laks og andre arter.

Vandringer og fødeområder

Vi vet fortsatt overraskende lite om hvor laks vandrer i havet over tid og hvordan dette påvirker vekst og overlevelse. Gjennom omfattende postsmolt-trålinger de senere årene har vi imidlertid fått økt kunnskap om postsmoltens vandringer i Nord-Atlanteren, i tillegg til tidligere fangster av voksenlaks i sjøfiskerier i samme område. Vi vet imidlertid lite om hvor individer av laks vandrer i havet over tid, i tillegg til at vi har lite kunnskap om hvor våre nordligste bestander oppholder seg i havet. Det finnes indikasjoner på at nordnorske og russiske bestander i stor grad bruker andre fødeområder (for eksempel Barentshavet) enn sørnorske og europeiske bestander under store deler av sjøvandringen. Laksens vandringsruter over tid bør derfor kartlegges for ulike geografiske områder. For eksempel kan nordlige og sørlige bestander svinge forskjellig i antall oppvandrede fisk mellom år, og dersom man forstår årsakene til dette kan det bidra til å lage bedre regionsvise prognoser. Ny teknologi (for eksempel elektronisk sporing og genetisk identifisering) gir nye muligheter til å kartlegge vandringsruter i forhold til tidligere. Det pågår nå større prosjekter som har dette som mål (se nedenfor).

Klima

De senere årene har sjøtemperaturen i Nord-Atlanteren økt (Drinkwater mfl. 2009) og det er sannsynlig at dette vil kunne forandre og påvirke vandringsmønsteret til laksen i havet gjennom hele året dersom denne temperaturøkningen vedvarer. Dette vil kunne påvirke hele økosystemet og dermed også fødetilgangen og –områdene for laks, samt øke vandringsavstandene til laksen dersom den følger samme temperaturpreferanser og dermed beiter mer i nordlige områder. Langtidsdata fra fjernmåling (satellitter), direkte oseanografiske målinger og demografiske bestandsendringer og overlevelse av laks over tid kan holdes opp mot for eksempel elektronisk merking eller annen kartlegging av fordeling av laks i havet over tid.

Konkurransen med andre arter

Laksen er bare en av flere arter som utnytter den pelagiske sonen i Norskehavet. Sild, kolmule og makrell er tallrike pelagiske arter som i sin utbredelse overlapper i tid og rom med postsmolt og laks. Disse artene er ikke bare byttfisk for laksen i den marine fasen av livssyklus, men kan også være næringskonkurrenter i postsmoltfasen. Utviklingen i de store bestandene av marine pelagiske fiskearter kan være noe av forklaringen på de siste års reduserte sjøoverlevelse (se over). Dynamikken i disse tallrike marine pelagiske fiskebestandene, og forvaltningen av dem, har med høy sannsynlighet betydning for vekst og overlevelse hos laks, men kunnskapen om dette samspillet er fortsatt meget begrenset.

Dødelighet i marine fiskerier

Postsmoltens vandringsruter overlapper i tid og rom med betydelige fiskerier etter pelagiske arter som sild og makrell. Det har vært framsatt teorier om at det kan være en betydelig dødelighet på laks i forbindelse med disse fiskeriene. Undersøkelser foretatt av russiske forskere tyder på at det er relativt få laks som blir landet på fiskefartøylene i disse fiskeriene (ICES 2006). Forskningsfangster foretatt med mer finmasket trål i den tiden fiskeriene foregår viser imidlertid at det fanges et høyt antall laks i disse områdene, noe som viser at det er smolt i områdene der kommersiell tråling foregår. Det kan tenkes at en del laks passerer gjennom trålen i de kommersielle fiskeriene, uten at de blir værende i trålposen, noe som kan resultere i dødelighet i form av skjelltap. Det er derfor ønskelig å gjennomføre studier som undersøker denne problemstillingen.

Betydning av flergangsgyttere

Flergangsgytende laks kan ha stor betydning i mange bestander, særlig når overlevelsen er lav i første leveår til førstegangsgytende laks. Dersom den lave overlevelsen til førstegangsgytende laks vedvarer, kan man også anta at flergangsgytende laks får økt betydning. Kunnskapen og betydningen av disse er imidlertid meget begrenset per i dag, og framtidige studier relatert til dette bør gjennomføres.

Infeksjoner og sykdom

Svært lite er kjent om de ulike infeksjoner og sykdommer som rammer laks i den marine fasen. Forekomst av virus og bakterier er tilnærmet ukjent. Det er påvist en del ulike parasittarter, men omfanget og effekten av disse er ikke studert. I norsk fiskeoppdrett rammes millioner av laksefisk hvert år av ulike infeksjonssykdommer. I og med at laksefiskene produseres i åpne merder, vil store mengder infeksjøs agens frigjøres til miljøet utenfor merdene. Dette har resultert i betydelig økt smittepress mot ville laksefisk på samme måte som økt lakselusmitte. Spredning og konsekvens av det økte smittepresset fra oppdrettsfisk til ville laksefisk bør undersøkes.

Annet

Det er også behov for kunnskap om interaksjonen mellom elvemiljø og havmiljø. Ulike forurenninger og vannkjemiske forhold i vassdragene kan påvirke smoltkvalitet og dermed overlevelsen i havet. Endringer i vanntemperatur i ferskvann kan også endre smoltalder og størrelse, med effekter på overlevelsen i havet. Det er også fortsatt behov for å kartlegge langtidseffekten av lakselusinfeksjon på overlevelse hos utvandrende postsmolt i ulike regioner.

2.2.5 Pågående forskning på marin overlevelse og utbredelse

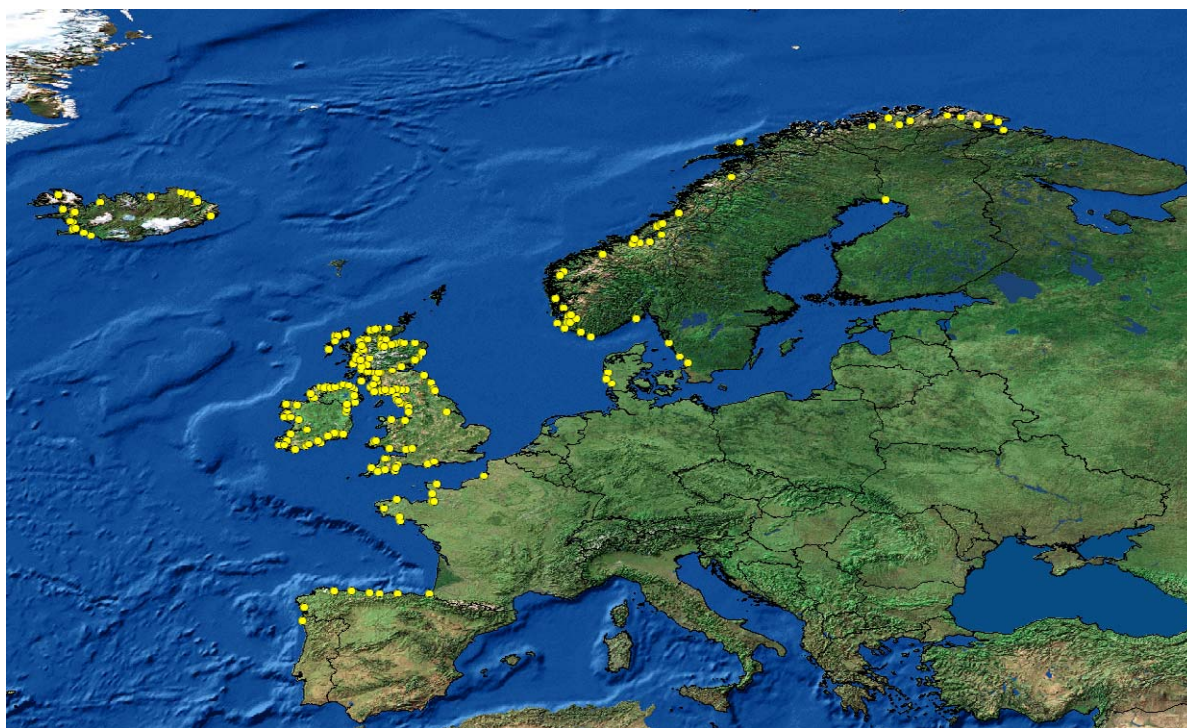
SALSEA-Merge

I 2008 ble et større internasjonalt forskningsprosjekt, EU-prosjektet SALSEA-Merge, startet opp.

Prosjektet har som sitt hovedmål å studere vandring og utbredelse til postsmolt i havet, og de dødelighetsfaktorer som virker inn i ulike faser av postsmoltens liv. Prosjektet har sitt utspring i et større forskningsprogram utviklet av en internasjonal gruppe av forskere for NASCO. I prosjektet deltar forskere fra de fleste europeiske land med laksebestander. Fra norsk side deltar NINA og Havforskningsinstituttet med betydelig innsats. Et hovedelement i prosjektet er oppbyggingen av en europeisk database med genetiske profiler for laksebestander. Ulike nasjonale prosjekter gjennomført i Irland, Island, Spania, Frankrike, England, Skottland, Wales og Norge hadde allerede før SALSEA-Merge startet opp generert betydelige mengder genetiske data for europeiske laksebestander. I SALSEA-Merge blir disse dataene fra ulike genetiske laboratorier kalibrert mot hverandre, og lagt inn i en felles database, samt at det samles inn prøver fra en rekke nye elver. Dekningen av elver i databasen er vist i **figur 2.2.3**.

Databasen og de statistiske teknikkene som er utviklet for å bestemme tilhørighet åpner nye muligheter i studier av utbredelse av postsmolt i Norskehavet. Prøver av individer innsamlet under marine tokt kan nå relateres til hvilken region individene kommer fra, og vandringsruter og beiteområder kan kartlegges for laks fra ulike regioner. Dette er viktig, fordi marin dødelighet ser ut til å variere ikke bare over tid, men også mellom regioner, noe som tyder på at vandringsruter og beiteområder er forskjellige for laks fra ulike regioner.

Totalt ble det gjennomført åtte tokt i perioden 2008-2009 for å kartlegge utbredelsen av postsmolt fra Irland i sør til Svalbard i nord. I tillegg til tråling etter postsmolt, ble det også tatt vannprøver og planktontrekk for å kartlegge utbredelse og tetthet av viktige bytteorganismer for laks. Vandringsmodellen som utvikles i prosjektet, basert på genetisk og annen biologisk informasjon om individene, vil bli koblet opp mot temperaturregimer og havstrømmer, samt langsiktige variasjoner i tetthet og geografisk fordeling av andre pelagiske fiskearter og planktonorganismer. En slik flerfaglig kobling vil forhåpentligvis gi økt forståelse for marine dødelighetsfaktorer.



Figur 2.2.3. Kart som viser europeiske lakseelver hvor genetiske profiler er lagt inn i SALSEA-databasen per april 2009. Databasen omfatter nå data fra 230 elver og ventes å inneholde ca. 500 elver når alle data er lagt inn.

SALMOTRACK – Elektronisk sporing av laksefisk i hav og ferskevann

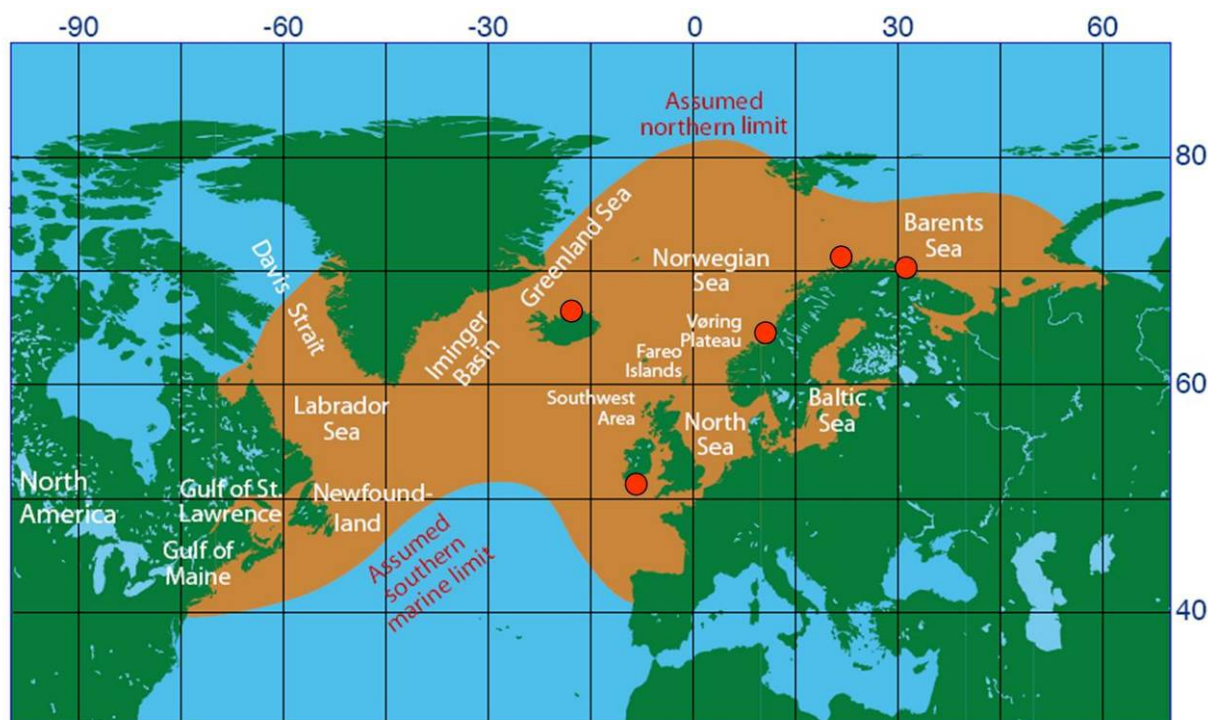
I regi av Universitetet i Tromsø ble det i 2007 startet et stort prosjekt kalt SALMOTRACK. Dette er trolig Europas mest omfattende forskningsprosjekt som benytter elektronisk sporing til å kartlegge vandringer til laksefisk i elv, fjord og åpent hav, og prosjektet har særlig vekt på Nord-Norge men inkluderer også sørnorske og andre europeiske lokaliteter (**figur 2.2.4**). Prosjektet er blitt støttet fra Tromsø forskningsstiftelse, Norges forskningsråd, Direktoratet for naturforvaltning og flere andre bidragsytere og disponerer en utstyrspark som benyttes parallelt av flere delprosjekter. Hovedfokuset er alle livsfaser av laks i elv, fjord og åpent hav, men i tillegg studeres også sjørørret, sjørøye, rømt oppdrettslaks og ål. Per 2009 er ca 2000 fisk merket med batteridrevne elektroniske merker av ulike typer (akustisk, radio, dataloggermerker og satellitt pop-up merker). Studiene er sentrert til Altaområdet, men det foregår delprosjekter i flere andre områder, inkludert Hardangerfjorden, Trondheimsfjorden (Orkla), Skibotn, Signaldalen, Tana og Neiden, samt to irske og en islandsk lokalitet. Prosjektet ledes av Universitetet i Tromsø og har tilknyttet to post doktorander, tre doktorgradstudenter, fem masterstudenter og én tekniker, i tillegg til flere nasjonale og internasjonale forskere og stipendiater.

De foreløpige resultatene fra prosjektet har gitt ny og spennende kunnskap om vandringer av laksefisk i de ulike livsfasene. For eksempel, mens man tidligere trodde at førstegangsvandrende laks (postsmolt) oppholdt seg opp til flere uker i fjorden før de svømte til de åpne havområdene, viste akustisk merking at laksen i gjennomsnitt bare brukte 1,5 døgn (den raskeste kun 11 timer) før de forlot den 30 km lange Altafjorden til fordel for det åpne havet (Davidsen mfl. 2009). Resultatene tyder på at den nordnorske laksen raskt forlater fjorden, noe som trolig reduserer faren for at de blir spist eller infisert med lakselus. Til forskjell brukte voksen laks som vendte tilbake til elva for å gyte gjennomsnittlig 3-6 dager på samme strekning inn fjorden før de ble registrert i elvemunningen (Davidsen mfl. 2010). Disse vandret nært overflaten og langs land, noe som øker sjansen for at de fanges i kilenøter og krogarn i sjøen.

Data med avanserte pop-up satellitmerker viser også at den nordnorske laksen trolig i stor grad bruker Barentshavet som fødeområde når den er i havet, til forskjell fra mer sørlige bestander som antas i større grad å bruke det nordlige Atlanterhavet. I perioden 2008-10 blir det merket over 110 laks med slike merker, samt et betydelig antall dataloggermerker. Dette vil kunne gi ny informasjon om fødeområdene til våre laksestammer.

Elektronisk merking av laks fra Altaelva har vist at flesteparten av den utgytte laksen ("støinger") overlevde gytingen om høsten og vandret til havet igjen våren etter (Halttunen mfl. under utarbeidelse). Nesten alle overlevde vandringer fra elva og ut fjorden, og forlot fjorden ofte i løpet av bare 1-2 dager (Halttunen mfl. 2009). Hannfisken (utgytt ensjøvinterlaks) vandret når flommen startet i elva, mens de store hunnene vandret under eller etter flommen. Fang- og slipp av disse i tidlig fiskesesong hadde liten betydning for overlevelsen (Halttunen mfl. 2010). Foreløpige resultater tyder på at en betydelig andel av de utvandrende støingene kommer tilbake til elva for å gyte én eller flere ganger, og at disse da har fordoblet kroppsvekten på kun ett år i sjøen. De foreløpige resultatene tyder også på at ca 1/5 av Altalaksen som returnerte til elva en sesong hadde gytt før, og hunnlaksens bidrag i form av rogn er da større på grunn av generelt større kroppsvekt enn laks som gyter for første gang.

En interessant oppførsel til enkelte Altalaks er at de returnerer til elva seint på høsten som umoden fisk og kalles da av lokale for "gjeldfisk". Elektronisk merking viser at denne fisken står ett år i elva før de gyter, for så å overvintre nye 8 måneder som "støing" før de til slutt vandrer til havet igjen (Rikardsen mfl. upubl. data). Om det er forhold i havet som gjør at enkelte laks vandrer opp i elva ett år før gytingen i stedet for å forbli i havet og vokse seg enda større vet vi ikke, men tilsvarende atferd finner vi mer utbredt hos laks på Kolahalvøya ved Kvitsjøen. Trolig forekommer samme type fisk også i andre elver i Finnmark uten at dette er godt undersøkt.



Figur 2.2.4. Oppdatert kart over det antatte utbredelsesområdet til laks i havet (basert på historisk og siste års data), vist med lokaliteter inkludert i Salmotrack-prosjektet (røde sirkler) som omhandler sporing i åpent hav i perioden 2008-2010 (etter Rikardsen & Dempson 2010).

2.3 Status for ferskvannsstasjonære laksebestander

Laksebestander som gjennomfører hele livssyklusen i ferskvann kalles relikte laksebestander, fordi de betraktes som isolerte rester av tidligere bestander av sjøvandrende laks. Det finnes relativt få slike bestander, og nesten alle bruker innsjøer som oppvekstområde, slik sjøvandrende laks bruker havet. Alle bestander av ferskvannslaks i Europa som ikke er utryddet, er sterkt redusert på grunn av ulike typer menneskelig påvirkning.

I Norge hadde vi opprinnelig fire ferskvannsstasjonære laksestammer: 1) Vänernlaks som tidligere gikk opp fra Väneren i Sverige til Trysil-elva (Klara på svensk side), 2) bleka i Byglandsfjorden i Otravassdraget, 3) bleka i Nelaug og tilhørende deler av Arendalsvassdraget, og 4) småblanken i Namsenvassdraget. I Trysil-elva gikk laksen tapt fordi fysiske installasjoner hindret gytefisken i å vandre opp i elva. I Arendalsvassdraget gikk bleka tapt sannsynligvis på grunn av forurening. I dag har vi derfor bare bleka i Byglandsfjorden og småblanken i Namsenvassdraget igjen. Bleka og småblanken er de eneste laksebestandene som er ført opp i Norsk Rødliste (Nedreaas mfl. 2006). Begge er vurdert som kritisk truet, med begrunnelse at de finnes på et lite geografisk område, samt at det har pågått en bestandsreduksjon over lengre tid.

2.3.1 Bleka i Byglandsfjorden

Bleka har sitt utbredelsesområde i Byglandsfjorden i Otravassdraget i Aust-Agder (Dahl 1927). Fram til 1960-tallet var bleka vanlig utbredt i Otravassdraget fra Kilefjorden i sør, videre i Byglandsfjorden (med Åraksfjorden) og til Hallandsfossen i Valle i nord. Deretter skjedde det et

bestandssammenbrudd på slutten av 1960-tallet som sannsynligvis ble forårsaket av Brokke-reguleringen og en forverret forsuringssituasjon. En redningsaksjon utført i perioden 1968-1971 sikret et begrenset antall stamfisk som senere ga grunnlaget for utsettinger av blekeyngel fra fiskeanlegget på Bygland fra 1979 (Møkkelgjerd & Gunnerød 1986). Dette anlegget ble erstattet med Syrtveit fiskeanlegg fra 1991. Imidlertid førte ikke de årlige utsettingene av bleke til noe klart oppsving i bestanden. Innslaget av bleke i prøvefisken som ble utført på 1980-tallet og første halvdel av 1990-tallet viste at bestanden var svært fåtallig, og bleka ble vurdert som direkte truet av utryddelse (Barlaup mfl. 2005).

Fra midten av 1990-tallet skjedde det en markert positiv endring da innslaget av bleke relativt til ørret i prøvefiske økte fra 0,5 % tidlig på 1990-tallet, til rundt 30 % i 1998. Denne utviklingen bekreftes av registreringer fra næringsfiske i Byglandsfjorden utført i perioden 2000-2008. Tallene herfra viser at innslaget av bleke i fangstene har økt fra om lag 30 % i årene 2000-2002 til et nivå på 38-56 % i perioden 2003-2008. På strekningen nedstrøms fjorden, fra Fennefoss til Kilefjorden har innslaget av bleke variert fra 7-26 % i perioden 2000-2008.

Den positive utviklingen har høyst sannsynlig sammenheng med en bedring av det vannkjemiske miljøet i Byglandsfjorden. Dette begrunnes med at den økte overlevelsen i tid sammenfaller med en reduksjon i hyppigheten og alvorligheten av sure episoder ($\text{pH} < 5,0$, labilt aluminium $> 100 \mu\text{g/l}$), og med økende pH ($> 5,5$) og ikke minst en klar nedgang i konsentrasjonen av labilt, giftig aluminium (fra $> 50 \mu\text{g/l}$ til $< 30 \mu\text{g/l}$). (Barlaup mfl. 2005).

Et betydelig problem for blekebestanden er at den i hovedsak opprettholdes av utsettinger fra Syrtveit fiskeanlegg. Yngelen som settes ut fra anlegget har siden 1997 blitt fettfinneklipt for å tallfeste andelen naturlig rekruttert bleke. Undersøkelsene viser at bleke som stammer fra naturlige rekruttering ikke utgjør mer enn om lag 10 % av bestanden. Imidlertid må selv det lave innslaget av naturlig rekruttering vurderes som positivt og viktig for en videre utvikling mot en selvreproduserende bestand. Siden 2002 har det årlig vært dokumentert vellykket gyting av bleke på to gyteområder i Byglandsfjorden. Til tross for den positive utviklingen de senere årene viser resultatene at den naturlige rekrutteringen til bestanden stadig er marginal sammenliknet med før bestandssammenbruddet. Årsaken til den lave naturlige rekrutteringen er trolig flere og sammensatte, men kan skyldes forhold som mangel på gyteplasser, tørrlegging av gytegroper som følge av regulering, dårlig vannkvalitet og effekter av liten bestandsstørrelse og innavl. De siste årene er det gjennomført flere tiltak for å få økt naturlig rekruttering blant annet ved reetablering av gyteområder, ved å endre tappemønsteret for reguleringen av Byglandsfjorden for å motvirke stranding av blekas gyteområder, og selvpålagte restriksjoner for å skjerme bleka i næringsfiske. Disse tiltakene vil bli evaluert og videreført i et femårig blekeprosjekt med oppstart i 2010. I tillegg vil prosjektet fokusere på mulighetene for å reetablere bleka i tidligere deler av utbredelsesområde blant annet i Otra oppstrøms Byglandsfjorden og i Dåsånassdraget. I Dåsåna er kalking en forutsetning for å reetablere bleka. Målsettingen for blekeprosjektet, som er finansiert av regulanten Otteråens Brugseierforening, er å øke den naturlige rekrutteringen til et nivå som sikrer en livskraftig og selvreproduserende blekebestand.

2.3.2 Småblanken i Namsen

Småblanken, også kalt namsblank, finnes i Namsen fra Nedre Fiskumfoss til Namskroken (ca 90 km) og i sideelver på strekningen (totalt ca 140 km elvestrekninger inkludert sideelver). Vanlig kroppsstørrelse hos voksen fisk er 15-20 cm. Det spesielle med småblank er at de lever hele livet i elva, og ikke benytter innsjøer slik de fleste andre ferskvannsstasjonære bestander gjør. Småblanken er derfor en helt spesiell laksebestand, også i verdensmålestokk.

Nedre Fiskumfoss er det naturlige hinderet for den sjøvandrende laksen i Namsen. Etter at det ble bygd fisketrapper finnes småblank og sjøvandrende laks sammen på den ca 10 km lange strekningen mellom Fiskumfoss og Aunfoss. Det er ikke kjent om sjøvandrende laks og små-

blank gyter sammen eller opprettholder atskilte bestander på denne strekningen. Det bør undersøkes hvor viktig strekningen inkludert sideelver er for småblank, om bestanden trues av sjøvandrende laks, og om fisketrappa dermed bør stenges.

Kraftutbygging har foregått i Namsenvassdraget fra 1940 og fram til midt på 1980-tallet. Til sammen er det åtte kraftverk i vassdraget, hvorav fem på strekninger med småblank. Vannføringen i småblankens leveområder i hovedelva er betydelig redusert under vårflommen og om sommeren og høsten sammenlignet med uregulerte forhold. På grunn av terskel- og dambygging er strykområdene på småblankens leveområder i hovedelva halvert ved at de er omgjort til stillestående terskelbasseng. Reduksjonen av velegnede leveområder har trolig medført en betydelig reduksjon av den totale småblankbestanden i vassdraget (Thorstad mfl. 2009).

Under overvåking av bestanden i 2005-08 ble småblank påvist på nesten alle stasjoner hvor det ble fisket med garn eller elektrisk fiskeapparat. De utgjorde i gjennomsnitt en tredjedel av fangstene på garn og en femtedel av fangstene ved el-fiske i forhold til ørret (Thorstad mfl. 2009). I de stillestående terskelbassengene var det tette bestander av ørret, og fangstene av småblank var lave. Det ble dermed bekreftet at stillestående terskelbasseng er en type leveområde som favoriserer ørret framfor småblank.

Småblanken er genetisk svært forskjellig fra både sjøvandrende laks i Namsen og andre norske laksebestander. Småblanken ser ut til å ha kun halvparten av den genetiske variasjonen man finner i den sjøvandrende laksebestanden i Namsen, noe som kan gjøre småblanken mer sårbar ovenfor miljøendringer (Thorstad mfl. 2009). Småblanken består også innbyrdes av flere genetisk ulike bestander. Beregninger av effektive bestandsstørrelser viser at bestandsstørrelsene ligger over det som anbefales ved kortsiktige bevaringstiltak, men under det som anbefales for langsiktig bevaring for en isolert bestand. Hver av bestandene av småblank er derfor sårbare på lang sikt, særlig overfor bestandsreduksjoner.

I 2009 og 2010 foregår en kartlegging av småblankbestandene i sidevassdrag, og så langt er Fjerdingelva, Grøndalselva, Tunnsjøelva, Flåttådalselva, Lille Bjørhusdalselva, Store Bjørhusdalselva og Frøyningseelva undersøkt (Thorstad mfl. upubliserte resultater). De største fangstene av småblank var i Frøyningseelva og Flåttådalselva. Den eneste lokaliteten uten fangst av småblank var Fjerdingelva. Overraskende nok ble det fanget småblank i Grøndalselva. Elva har tidligere vært sterkt tungmetallforurenset fra gruvevirksomhet i Skorovass, og småblank har tidligere ikke blitt funnet i elva.

2.4 Predasjon – en naturlig dødelighetsfaktor

Laksen lever ikke alene, verken i elvene eller ute i fjordene og havet. Som fisk er laksen en predator ved at den spiser andre levende dyr. Samtidig er laksen utsatt for å bli spist selv, både som yngel, smolt og voksen. Slik predasjon er et eksempel på en faktor som får mye oppmerksomhet, mer fordi predasjonen vekker en følelsmessig respons enn fordi den nødvendigvis påvirker bestandene i særlig grad. Resultatet er en konfliktsituasjon hvor mennesket opplever å konkurrere med predatorene. Slike konflikter styrkes når laksebestandene går ned, sammen med en opplevelse av at predatorene øker i antall, og fører med seg klare krav om at antallet predatorer må reduseres.

Laksens livsløp involverer bruk av og vandring mellom flere ulike habitat. De første årene lever laksen som ungfisk i ferskvann, før den smoltifiserer og vandrer ned elvene i retning havet. Etter å ha kommet seg ned elvene og ut fjordene, oppholder postsmolten seg ute i åpent hav i ett eller flere år på næringssøk før den store laksen kjønnsmodner og begynner på tilbakevandringen til sin fødeelv. De ulike habitatene har forskjellige predatorer og ulik potensiell på-

virkning, og disse blir nærmere gjennomgått hver for seg nedenfor. Men før det kan det være på sin plass å gjøre noen generelle betraktninger.

Predatorer er en integrert og viktig bestanddel av alle økosystem, og de spiller en viktig rolle i å regulere antallet av ulike byttedyr. I et naturlig fungerende økosystem er samspillet mellom predator og byttedyr en balanse, antallet tilgjengelige byttedyr regulerer antallet predatorer, og omvendt. Bestandene av laks svinger opp og ned, og disse svingningene skyldes en kompleks sammenheng mellom blant annet naturlige miljøforhold, menneskets fiske og predasjon. En predator vil med andre ord ikke i seg selv være årsak til at bestander minsker og blir borte. Byttedyr som laks, har, over tid, utviklet ulike tilpasninger som gjør at de reduserer risikoen for å bli spist. Likevel er predasjon en av de viktigste kildene til dødelighet gjennom det meste av livet til laksen (Mather 1998). I hvilken grad laksen blir påvirket vil imidlertid variere fra system til system og fra år til år.

Generelt så vil predasjon være en av mange faktorer som påvirker laksen. Faktorer som predasjon, mattilgjengelighet og areal tilgjengelig for gyting og oppvekst sies å være begrensende for bestanden dersom de hindrer bestanden i å vokse eller forårsaker nedgang (Newton 1998).

Grad av påvirkning fra predasjon varierer med en rekke faktorer. Først og fremst må det være overlapp mellom byttedyr og predator i tid og rom. En predator som ikke er til stede når for eksempel smolten vandrer ut vil, nødvendigvis, ikke få tak i smolt. Predatorene har varierende grad av preferanser i forhold til hvilken størrelse fisk de ønsker å spise, og den foretrukne byttedyrstørrelsen avhenger gjerne av hvor stor predatoren er. En stor fiskepredator vil eksempelvis gjerne foretrekke å spise større byttedyr enn en mindre fiskepredator. Ofte ser man at små fisk i større grad blir spist enn større fisk (Juanes 1994). Det er også forskjell på om predator har vært en del av økosystemet over tid eller om det er en ny introdusert art. Ofte ser man at introduserte predatorarter (som for eksempel mink i våre områder) har større påvirkning enn de artene som er naturlig hjemmehørende i systemet (Salo mfl. 2007).

Intuitivt virker det logisk at økende antall predatorer fører til større dødelighet og at byttedyrbestanden blir mer negativt påvirket. Sammenhengen er imidlertid ikke fullt så enkel. Påvirkningen fra ulike predatorer på laks vil i stor grad også avhenge av hvordan den enkelte predatorart responderer på variasjon i byttedyrtetthet (Begon mfl. 2005). Predator kan enten respondere ved å endre individuell predasjonsrate (det vi kaller en funksjonell respons), eller så kan endret byttedyrtetthet føre til endret predatortetthet (numerisk respons). Dermed vil man, ved høy predatortetthet, observere en høy predasjonsrate og en rask nedgang i antallet gjenlevende byttedyr. Denne nedgangen fører imidlertid ofte til at mange predatorer enten søker seg til nye områder eller at de skifter til alternative byttedyr.

Tetthet av byttedyr er også viktig, for eksempel kan en stim av smolt tiltrekke seg predatorer og føre til økt dødelighet blant smolten. Det motsatte kan imidlertid også skje, ved at det å vandre i flokk kan bety at hver enkelt smolt får større sjanse til å komme seg helskinnet forbi predatorene.

For at predasjon på laks skal ha en negativ effekt, så må predasjonen gi en additiv dødelighet (Begon mfl. 2005), det vil si at predatoren må forårsake dødelighet som går utover det miljøet ellers gir. Et eksempel på slik additiv dødelighet finner man for smolt og laks i sjø. Dødeligheten her er tetthetsuavhengig, det vil si at den ikke varierer med antallet laks (Milner mfl. 2003). Predasjon på smolt og voksen laks vil da være additiv og føre til en direkte reduksjon i antallet oppvandrede laks.

Rogn – en ny generasjon starter

Antall rognkorn som legges av gytende hunnlaks danner grunnlaget for den påfølgende produksjonen av ungfisk og dermed, etter hvert, smolt. Rognantallet avhenger først og fremst av hunnlaksantall, -størrelse og -fekunditet (antall rogn). Rundt gytegrupene samler det seg imidlertid en

hel del fisk, for eksempel ungfisk av laks og ørret, og disse vil spise rognkorn før hunnlaksen reker å grave grus over den gyttede rognen. I tillegg til fisk vil noe rogn også spises av fugl og bunnlevende insekt. På grunn av de tetthetsavhengige prosessene som foregår i laksens første sommer som yngel, så vil rogn tapet som regel ikke la seg påvise i endret tetthet av ungfisk og dermed være ha negativ betydning for antallet smolt som produseres. Et unntak i denne sammenhengen kan imidlertid være i truede bestander hvor antallet gyttende hunnfisk er langt lavere enn vassdragets gytebestandsmål, og hvor den resulterende tettheten av ungfisk er så lav at det i liten grad foregår tetthetsavhengig regulering.

Ungfisk

Laksens første leveår er som liten ungfisk i ferskvann, for det meste i elver og bekker men også innsjøer. Som ungfisk er laksen utsatt for predasjon fra fiskespisende fisk (som for eksempel gjedde og lake, men også forskjellige laksefisk), fugl (laksand, siland, skarv, hegre) og pattedyr (oter, mink). Studier viser at en betydelig del av ungfiskens dødelighet i ferskvann skyldes disse predatorerne.

Selv om egg, årsyngel og ungfisk er utsatt for predasjon fra en rekke forskjellige dyr, så viser det seg vanskelig å konkret påvise negative produksjonseffekter av predasjonen. Fra egg til smolt skjer det en formidabel reduksjon i antall fisk, særlig den første sommeren etter at yngelen har klekket fra eggene da gjerne så mye som 90 % av yngelen dør. En stor del av denne reduksjonen i antall skyldes tetthetsavhengige mekanismer. Hver enkelt strekning av en elv har plass til en viss mengde ungfisk, og fisk utover dette blir utkonkurrert og er ekstra utsatt for predasjon. En del av predasjonen vil altså foregå på fisk som uansett ikke ville overlevd fram til å bli smolt. Dødeligheten fra predasjon vil dermed bli kompensert for ved at de overlevende fiskene får økt overlevelse og klarer seg bedre (Milner mfl. 2003). En slik tetthetsavhengighet gjelder først og fremst i laksens første og kanskje andre leveår, mens i de påfølgende årene er det tetthetsavhengige forholdet mye svakere (Jonsson mfl. 1998). Dødelighet fra predasjon i laksens første leveår er dermed sannsynligvis kompensatorisk og har liten betydning for rekruttering og produksjon, mens predasjon på større ungfisk kan være additiv og ha en målbar negativ effekt.

Problemet med å se en tydelig negativ produksjonseffekt av predasjon kan illustreres med et eksempel fra en fiskespisende and. Laksender er kanskje den predatoren i ferskvannsfasen som har blitt mest studert. Estimert fra Skottland tilsier at laksender spiser rundt 500 g fisk per døgn (Feltham 1995). Dersom alt dette er ungfisk av laks, så blir det rundt 50 fisk i døgnet og rundt 1 500 fisk i måneden. Med flere ender i elva blir det altså fort et betydelig antall ungfisk spist i løpet av en sommer, illustrert for eksempel av estimat fra Indalsälven i Sverige på rundt 350 000 spiste ungfisk av laks og ørret i året (Lindroth 1955). Det har vært gjort forsøk på å redusere antallet laksender i vassdrag, for eksempel i Restigouche i Canada (Anderson 1986) hvor man beregnet at reduksjon i antallet laksender skulle gi en ekstra smoltproduksjon på rundt 170 000 smolt. Man så imidlertid ikke noen entydig effekt av redusert antall laksender på antall oppvandlede voksne laks. Tilsvarende blandet resultat har man sett i Skottland (Marquiss mfl. 1991).

I det hele tatt er det ingen automatikk i at tilstedeværelse av predator er negativt. Fiskespisende fugl og pattedyr vil, for eksempel, spise andre fiskearter i tillegg til laks. Dette kan bidra til å redusere antallet både av fiskespisende fisk og av potensielle konkurrenter til ungfisk av laks. Slike samspill vil bidra til å motvirke en ren negativ effekt av predasjon. Imidlertid er det ingen tvil om at enkelte ferskvannspredatorer har potensial til å redusere tetthet av ungfisk betydelig. Et eksempel fra små elver med utsatt ungfisk av laks viste at mink i perioder med høy fisketetthet forårsaket høy dødelighet og en reduksjon i fisketetthet (Heggenes & Borgstrøm 1988). Så snart fisketettheten kom ned på et lavt nivå stabiliserte tettheten seg og man fant ikke ytterligere negativ effekt av minken. Predasjon fra mink var høyest ved lav vannstand, og de undersøkte elvestrek-

ningene hadde i tillegg få skjulmuligheter for ungfisken. Høyere vannstand og mer tilgang til skjul ville antagelig bidratt til å redusere de observerte effektene av mink.

Det er for øvrig stor forskjell mellom vill og utsatt ungfisk i hvor stor grad de er utsatt for predasjon. Ungfisken som kommer fra klekkeri vil i liten grad være forberedt på å leve ute i et miljø med predasjonsfare, og en høy andel av utsatt fisk vil bli spist av predatorer raskt etter utsettingen.

Smolt – ned elva, gjennom elvemunningen og ut fjorden

Smolten er det stadiet i laksens livsløp som har blitt klart mest studert med tanke på predasjon (Mather 1998). Dette skyldes flere ting, blant annet så vil predasjon på smolt i større grad kunne oversettes direkte til produksjonstap ettersom de tetthetsavhengige prosessene som er med på å regulere mengden ungfisk ikke gjelder for smolt. I tillegg representerer smoltstadiet en konsentrert vandringsperiode, hvor smolten samles og beveger seg nedstrøms i elvesystemet. I denne vandringen beveger fisken seg gjennom ulike habitat, fra rennende vann via eventuelle innsjøer i vassdraget til elvemunning og fjord.

I flere norske vassdrag må smolten passere gjennom innsjøer med gjedde på tur ned mot havet. Gjeddene er en opportunistisk fiskepredator som effektivt skifter mellom ulike byttedyr basert på hvor tilgjengelig de er, og dermed raskt vil kunne endre adferd og fokusere på smolt når disse beveger seg nedstrøms. Resultatet kan bli betydelig predasjon, noe som nå undersøkes nærmere for eksempel i Storelva (Vegårdshei). Resultat fra Finland tydet på at gjedde over 40 cm i et område spiste omtrent 29 % av totalt antall nedvandrende smolt (Kekäläinen mfl. 2008). Merk dog at dette var smolt fra klekkeri, og ikke vill smolt, noe som antagelig fører til at fisken var ekstra utsatt for predasjon.

Predasjon fra fugler, da særlig laksand og siland, kan stå for et betydelig bidrag til dødelighet for utvandrende smolt. Disse fuglene er fleksible i diettvalg, og resultat fra Skottland viser at de kan endre matvalg og spisested i perioden smolten vandrer ut og at disse endringene representerer tilpasninger til å utnytte utvandrende smolt som matressurs (Marquiss mfl. 1991). Estimert fra North Esk (nord-øst i Skottland) tyder på at laksender som samler seg i elva på våren står for et smolttap på 3-16 % (Feltham 1995). Et enkelt forsøk på å modellere påvirkningen fra et slikt smolttap viser at det til en viss grad kan begrense fremtidig tilbakevandring av voksen laks (Shearer mfl. 1987). Noen av disse historiske estimatene på påvirkningen fra fuglepredasjon (både på ungfisk og smolt) har imidlertid blitt til dels kraftig kritisert, både fordi de kan være overestimert på hvor mye fuglene faktisk spiser og fordi de underestimerer antall fisk som produseres (Wilson mfl. 2003). I Norge er det fra Eira estimert at fuglepredasjon på smolt kan forklare rundt 14 % av variasjonen i mengden voksen laks (Reitan mfl. 1987).

Tilstedeværelse av et stort antall predatorer i et område behøver imidlertid ikke være ensbetydende med høy predasjon. I Tana oppholder rundt 5 000 laksender seg i munningsområdet tidlig på sommeren, og dette tallet stiger til 25-30 000 utover mot høsten (Svenning mfl. 2005a). Et slikt antall laksender ville fort kunne føre til et betydelig smolttap dersom fuglene i hovedsak spiste smolt under smoltutvandringen fra midt i juni til midt i juli. Analyser av mageinnhold fra 1981 og 2000 viste imidlertid at dietten i munningsområdet var dominert av sil. Elvemunninger er ofte svært produktive med høy tetthet av fisk som sil, skrubbe og lodde. Dersom man bruker konsumeringsestimater fra Feltham (1995), så vil laksendene alene spise rundt 600 tonn fisk hvert år i Tanamunningen. Denne fenomenale produksjonen, særlig av sil, er antagelig en viktig faktor også for en lokal koloni steinkobbe og for den høye tettheten og veksten for sjøørreten i munningen.

I fjorden møter smolten også fiskepredatorer som torsk og sei. Utenfor munningen av Surna er det estimert at predasjon fra torsk ga en dødelighet på opptil 25 % (Hvidsten & Møkelgjerd 1987). Tilsvarende dødelighetsnivå er estimert etter predasjon fra torsk og sei i munning-

en av Orkla (Hvidsten & Lund 1988). Akustisk merking av smolt fra Altaelva tyder på en dødelighet på over 25 % ut 17 km av Altafjorden (Davidsen mfl. 2009), mens dødeligheten av akustisk merket smolt fra Eira over en 37 km lang streking av Romsdalsfjorden var ca 60 % (Thorstad mfl. 2007). Undersøkelser av akustisk merket klekkeriprodusert smolt i Eira viste at dødeligheten var størst i elvemunningen, og avtok utover i fjorden, og at predasjon fra fisk var hovedårsaken til dødeligheten i elvemunningen (Thorstad mfl. upubliserte data). Utenfor munningen av Tana ble det i 2000 ikke funnet rester av smolt i magen til noen marine fiskepredatorer, disse hadde i stedet spist nesten utelukkende sil (Svenning mfl. 2005b) Det kan dermed se ut til at dødeligheten fra predasjon i munningsområder avhenger av tilstedeværelsen av alternative byttedyr, noe som kanskje er den viktigste grunnen til at dødelighetsestimat spriker fra svært lavt (for eksempel Hvidsten mfl. 2000) til over 40 % (Dieperink mfl. 2002).

Laksen vokser seg stor – åpent hav

Predasjon under oppveksten i åpent hav er lite kjent og av metodiske årsaker vanskelig å studere. Laksen vokser raskt i størrelse ute i havet, og veksten gjør at den gradvis vil bli mindre og mindre utsatt for predasjon. Det er imidlertid flere enkeltobservasjoner av laks i magen til marine fisk og sjøpattedyr og derfor sannsynlig at laksen er utsatt for en viss predasjon (Mills 1989). Særlig marine sjøpattedyr antas å beite på laks i åpent hav. Det er for eksempel kjent at både sel og spekkhugger kan beite betydelige mengder stillehavslaks i det nordlige Stillehavet (Quinn 2005). Det er også observasjoner av at vågehval har tatt laks i norske farvann (Rikardsen pers. observ.). I flere deler av havområdene som laksen beiter i fins det periodevis betydelig med sel og hval (spekkhugger, springer og ulike bardehvaler; Kovacs mfl. 2009), og det er ikke usannsynlig at disse kan utgjøre en predasjonsrisiko for større laks i åpent hav.

Gytevandring – retur til elva

Gytevandringen tilbake til elvene er den fasen hvor predasjon får mest oppmerksomhet. Den primære predatoren i denne fasen er sel, og da særlig havert og steinkobbe som gjerne samler seg i elvemunninger i den perioden laksen returnerer på gytevandring (Middlemas mfl. 2006). Selen blir her fort et problem for fiskeutøvelse langs kysten, ettersom den gjerne tar laks direkte fra faststående fiskeredskap (Henriksen & Moen 1997). I tillegg er det flere steder dokumentert av sel som oppholder seg i elvemunninger tar anadrom laksefisk (for eksempel Carter mfl. 2001, Matejusová mfl. 2008), også i munningsområder med alternative byttedyr som sil (Sharples mfl. 2009). Mageprøver fra seks sel skutt i Tanamunningen i 2006 inneholdt kun sil (Rune Muladal, upublisert).

Den dokumenterte predasjonen fra sel på voksen laks har ført til vurderinger av i hvilken grad bestandene av laks påvirkes negativt. Modeller tyder på at predasjon fra sel kan ha en betydelig bestandspåvirkning i svært små bestander (gytebestand under rundt 50 laks) mens påvirkningen er svært vanskelig å spore i større bestander (Butler mfl. 2006).

2.4.1 Bør predatorer fjernes?

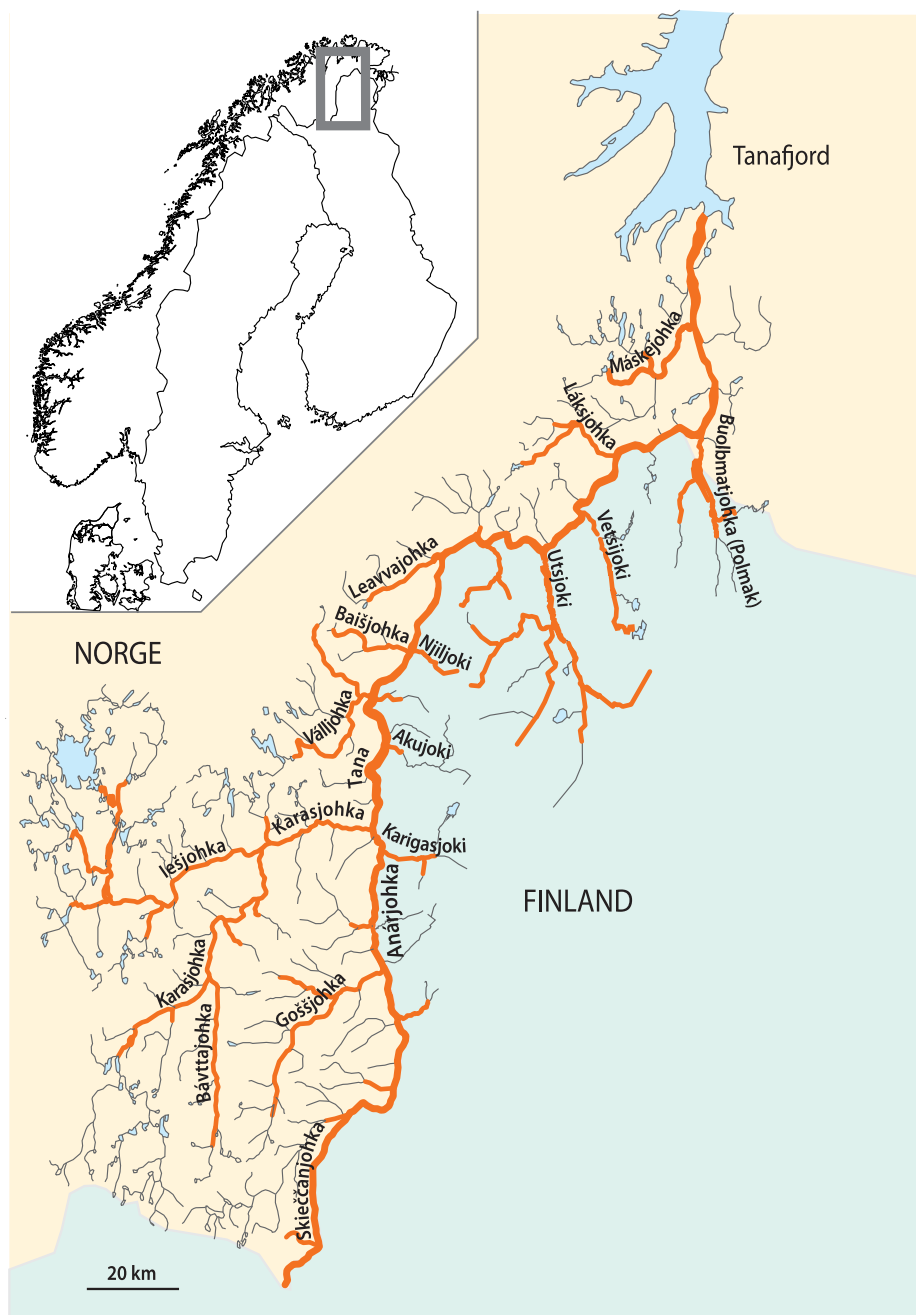
Påvirkningen fra predatorer er kompleks og endringer i predasjon er som oftest vanskelig å spore tilbake til konkrete endringer i de ulike laksebestandene. En eventuell påvirkning vil imidlertid være mest sannsynlig å finne etter predasjon på eldre ungfisk, smolt og voksen laks, og da er det de aller minste bestandene som er mest sårbare. I en slik sammenheng så vil kanskje særlig små og truede bestander som er inne i en negativ utvikling på grunn av annen påvirkning, være steder man kan vurdere å se nærmere på predasjonsvirkninger.

Med synkende laksebestander så kommer, uunngåelig, også kravene om å kontrollere og fjerne predatorer. Predasjon på laks er imidlertid svært variabelt i forhold til det økosystemet laksen er en del av (Mather 1998). Laksen vil, både i elv, fjord og åpent hav, være en del av et stort

og komplekst næringsnett der flere arter gjensidig påvirker hverandre gjennom konkurranse og predasjon. I en slik sammenheng er det svært vanskelig å forutse resultatet av å fjerne enkelte predatorer. Tar man bort for eksempel sel i en fjord, kan resultatet fort bli en økning i antallet fiskepredatorer som torsk og sei og dermed potensielt ingen endring eller til og med økning i det totale predasjonstrykk på laks (Yodzis 2001, Wiese mfl. 2008). Fjerner man fuglepredatorer i ferskvann, som spiser småfisk av en rekke ulike arter, kan resultatet fort bli at antallet fiskepredatorer (og konkurrenter av laks) øker. Og forsøker man å fiske ut gjedde, så tar man gjerne først de gjeddene som er for store til at de i særlig grad spiser laks (som er en liten byttefisk for gjedde), men som er store nok til å spise og regulere antallet av de mindre gjeddene som faktisk spiser laks. Dermed kan resultatet bli at man, tross forsøk på å regulere antallet gjedder, kan ende med et reelt økt predasjonstrykk på smolten. Effekten av å fjerne predatorer er derfor vanskelig å forutse, og kan gjerne ende med å være negativ. Samtidig endrer mennesket balansen i ulike deler av økosystem, noe som i gitte tilfeller, for eksempel der menneskelig aktivitet fjerner enkelte av predatorenes byttedyr, kan føre til at predasjonen løper løpsk. Et vassdrag som Tana er et eksempel hvor dette kan skje. Munningsområdet i Tana har høy tetthet av predatorer som spiser sil. Hvis menneskelig påvirkning fører til at biomassen av sil reduseres betydelig, kan dette føre til at predatorer som laksand og sel må lete etter alternative byttedyr og dermed øke predasjonen på laks i området.

2.5 Tanavassdraget

Tana (**figur 2.5.1**), det store grensevassdraget mellom Norge og Finland nordøst i Norge er Norges største, og ett av verdens største, laksevassdrag. Vassdraget er blant våre siste store vassdrag som stadig er relativt upåvirket av annen menneskelig aktivitet enn fiske. Den årlige fangsten i Tana er den høyeste fangsten i et enkeltstående vassdrag i hele utbredelsesområdet til Atlantisk laks, og har i enkelte år stått for over 20 % av all elvefangst i Europa og 50 % av all elvefangst i Norge.

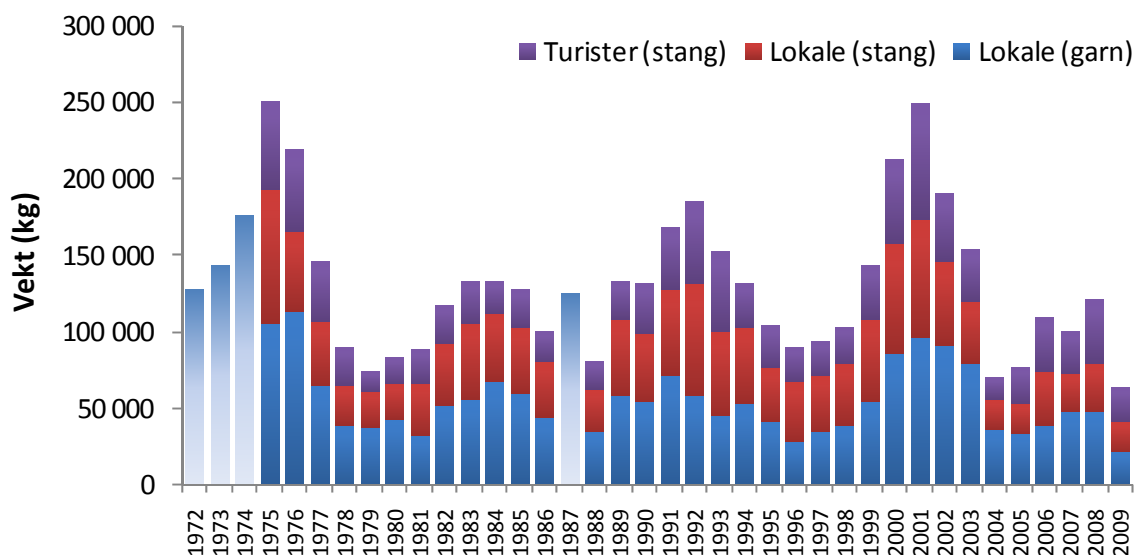


Figur 2.5.1 Kart over Tanavassdraget med de viktigste sidevassdragene. Elvestrenger i rødt angir den opprinnelige lakseførende strekningen, mens tykk rød linje markerer hovedstengen (selve Tanaelva).

Elva har et nedslagsfelt på 16 386 km², hvorav nesten 70 % ligger i Norge. Innenfor dette systemet er det en lang rekke små og store sideelver som hver for seg er lett tilgjengelig for oppvandrende laks. I historisk sammenheng fantes laks på elvestrekninger som til sammen utgjør mer enn 1 200 km. Data fra ungfiskregistreringer, fangst og spørreundersøkelser blant lokale fiskere tyder på imidlertid på at utbredelsen av laks innenfor vassdraget har minsket de siste 30 årene. Den totale elvestrekningen med laks er nå derfor beregnet til å være under 1 000 km, slik at nesten 300 km med elvestrekning (24 %) i dag trolig bidrar lite til produksjon av laks (Johansen mfl. 2008).

Disse tapte områdene er i hovedsak lokalisert i de øvre delene av sideelvene i vassdraget, da særlig Anarjohka og Iesjohka.

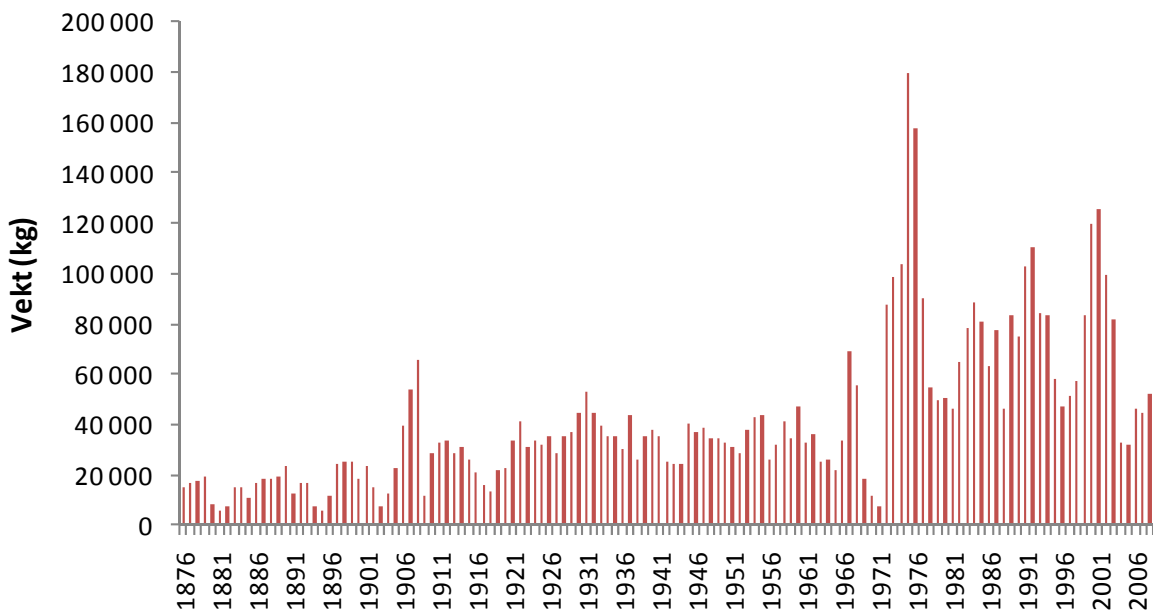
Tana har de siste årene hatt relativt lave fangster. Foran sesongen 2009 var det forventet ytterligere nedgang i mengde laks sammenlignet med årene før, og den norske og finske fangststatistikken viser at sesongen ble den svakeste vi har dokumentert i nyere tid i form av fangst av laks (**figur 2.5.2**). Totalt ble det fanget 63 509 kg laks. Av dette ble 26 959 kg tatt i Norge (42 %) mens 36 550 kg ble tatt i Finland (58 %).



Figur 2.5.2 Total fangst av laks i Tanavassdraget (Norge og Finland samlet) fordelt på hovedgrupper av fiskere (turister, lokale stangfiskere og lokale garnfiskere) i perioden 1972-2009. De lyseblå søylene er år hvor man av ulike grunner ikke har statistikk separert på redskap.

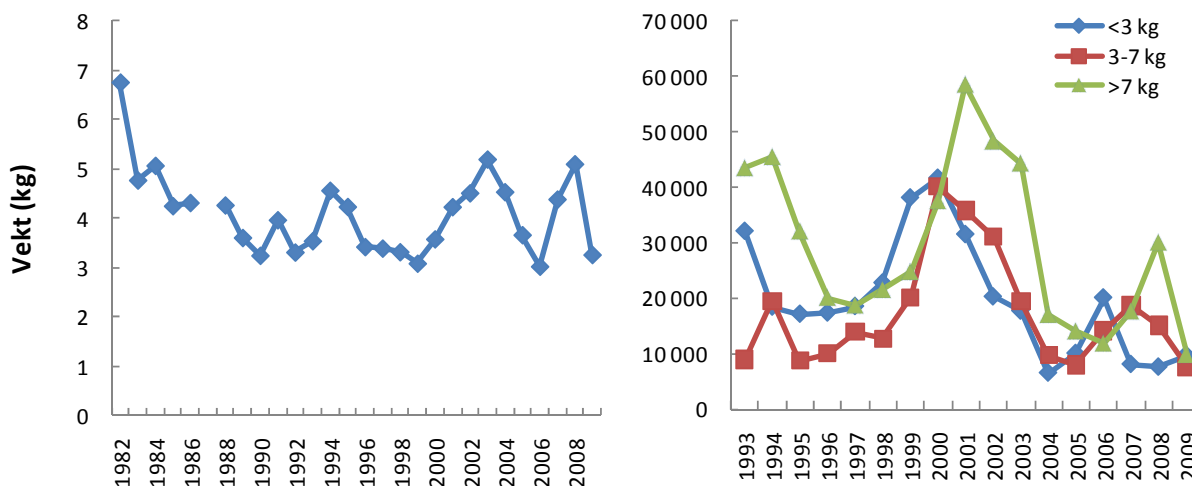
Det eksisterer norske fangsttall fra Tana helt tilbake til 1876 (**figur 2.5.3**). Disse tallene kan gi inntrykk av økende laksefangster i vassdraget fra begynnelsen av 1970-tallet. Et viktig poeng her er imidlertid at fangsttallene før 1970-årene for det meste består av et estimat for fiske i den helt nedre delen av Tanaelva, mens hele resten av vassdraget i praksis mangler. Dette er grunnen til at fangstfigurer for Tana stort sett bare gir data fra 1970-tallet fram til i dag. De historiske tallene viser bare en liten del av totalfangsten og vil ikke i det hele tatt være sammenlignbare med nyere tall. Når Tana i tillegg, i sine beste år, har bidratt med over 40 % av elvefanget laks i Norge, så demonstrerer **figur 2.5.3** at påstanden om mer laks i norske elver fra og med 1970-tallet i NRK Brennpunkt 16.03.2010 i stor grad er en historie om bedre statistikk.

I tillegg til bedre statistikk skjedde det flere endringer i elvefisket i Tana utover 1960- og 1970-tallet. Bedre redskap, særlig nye garntyper, gjorde garnfisket lettere og førte med seg økning i antallet garnfiskere i vassdraget. Nye områder som med gammel redskapsteknikk ikke var fiskbare ble i tillegg også nå utnyttbare. 1970-tallet førte også med seg økende antall tilreisende fiskere, særlig på finsk side av elva. Samlet har dette sannsynligvis ført til at den effektive beskatningsraten for laks i hovedelva (både den nedre helt norske delen og riksgrensestrekningen fra Nuorgam opp til samløpet mellom Anarjohka og Karasjohka) har økt betydelig. Som et resultat av dette begynte en økende andel av totalfangsten å bli tatt på riksgrensestrekningen, og man så færre fisk nå fram til de øvre delene av vassdraget.



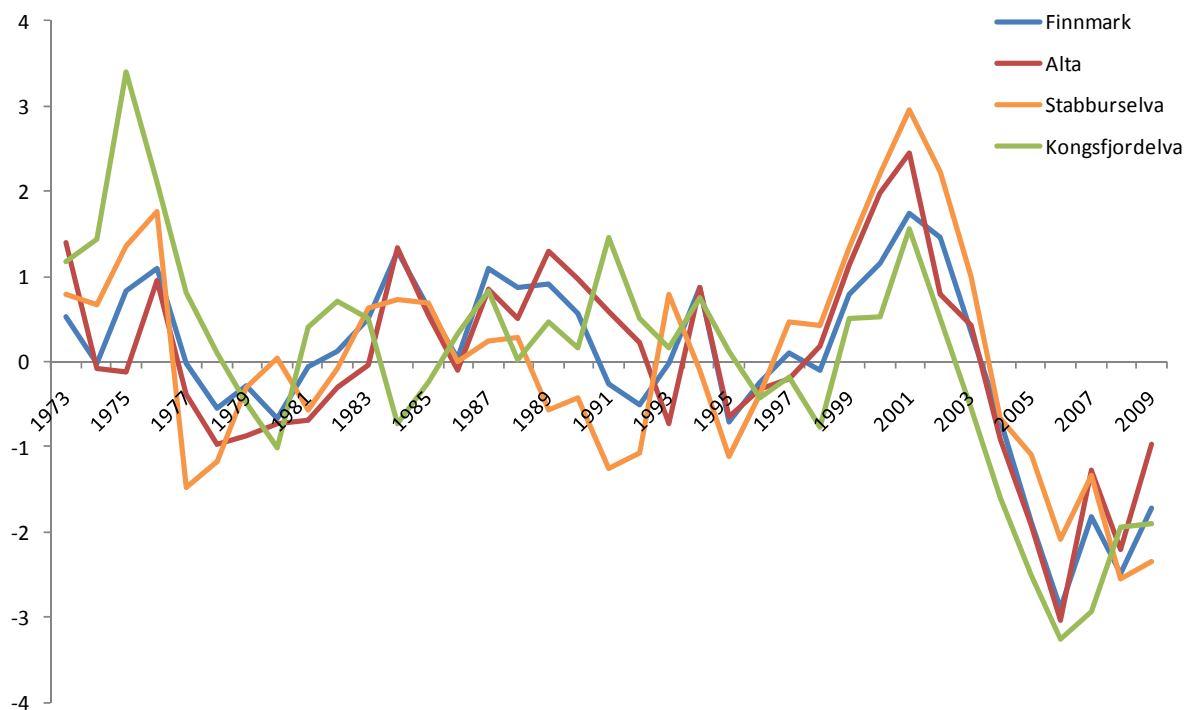
Figur 2.5.3 Historiske fangsttall fra perioden 1876-2009 på norsk side av Tanavassdraget. Økningen i fangster registrert i statistikken fra og med 1970-tallet skyldes omlegging av fangststatistikken og at en stor del av vassdraget ble omfattet av denne, og ikke at de reelle fangstene økte.

Gjennomsnittsvekten for fanget laks var lav i 2009 (**figur 2.5.4**). Størrelsessammensetningen viser at fangsten av både mellom- og storlaks var svært lav mens smålaks hadde en ørliten stigning fra 2008. Det er god korrelasjon i Tana mellom fangst av smålaks et år, mellomlaks et år senere og storlaks to år senere. Basert på lav oppgang av både små- og mellomlaks i 2009, er det grunn til å tro at også 2010 blir et svært svakt år i Tana, særlig for storlaks.



Figur 2.5.4 Gjennomsnittsvekt for laks fanget på norsk side i Tana i perioden 1982-2009 (til venstre) og norsk fangst fordelt på størrelsesgrupper i perioden 1993-2009 (til høyre).

Utviklingen i Tana de siste årene er bekymringsfull og klart svakere enn det man ser for laksen i resten av Finnmark. **Figur 2.5.5** viser at fangstene i Tana i forhold til de andre vassdragene i Finnmark hadde relativt lik utvikling fra 1970- til og med 1990-tallet. Utover 2000-tallet ser man at Tana har hatt flere relativt dårlige år på rad, både i forhold til fangsten i Finnmark samlet og i utvalgte større enkeltvassdrag. Store negative verdier viser at fangstene i Tana er betydelig dårligere enn i de andre elvene i Finnmark.



Figur 2.5.5 Total fangst i Tana sammenlignet med fangst i resten av Finnmark (blå linje). I tillegg er det inkludert et vassdrag vest i fylket (Alta, rød), midt i fylket (Stabburselva, oransje) og øst i fylket (Kongsfjordelva, grønn). Fangsttallene er først standardisert (tall trekkes fra gjennomsnitt og deles på standardavvik), slik at tallene fra de ulike vassdragene varierer på samme skala og utviklingen dermed blir direkte sammenlignbar. Deretter er de standardiserte verdiene trukket fra hverandre. Verdier under null i et år viser at Tana relativt sett har gjort det dårligere enn vassdragene det sammenlignes med, mens verdier over null viser at Tana relativt sett har gjort det bedre.

Overvåkning

Overvåkingen av laksen i Tana har blitt stadig bedre utover 2000-tallet, og nå i 2010 er også en permanent norsk-finsk overvåkningsgruppe blitt formalisert gjennom avtale mellom respektive departement i Norge og Finland. Gruppen skal bestå av fire forskere, to fra Norge og to fra Finland. Norske representanter er Morten Johansen (Norsk institutt for naturforskning, Tromsø) og Tor G. Heggberget (Norsk institutt for naturforskning, Trondheim). Finske representanter er Jaakko Erkinaro og Eero Niemelä (begge fra RKTL, det finske vilt- og fiskeforskningsinstituttet). Gruppens leder er Jaakko Erkinaro.

Gruppen skal levere årlige rapporter som gir en statusbeskrivelse for Tanavassdraget og evaluerer status og forvaltning i lys av relevante retningslinjer fra NASCO. Gruppen har videre som oppgave å identifisere mangler ved kunnskap og overvåkning, og skal være disponibel for forvaltningen når det dukker opp spørsmål man ønsker utredet. Gruppens mandat inneholder

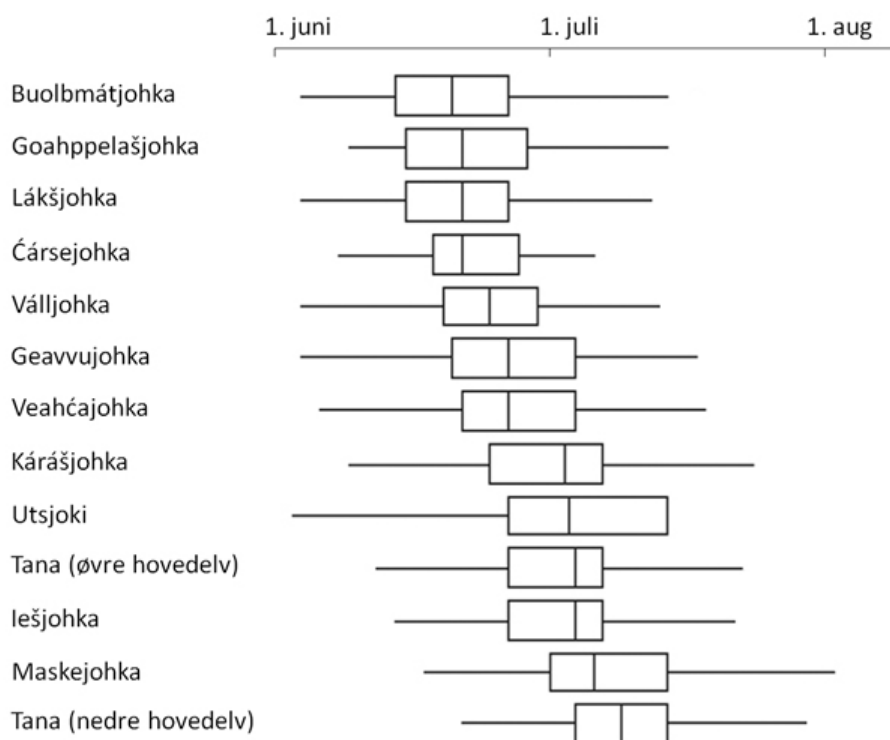
videre et spesifikt fokus på at bestandsevalueringen skal integrere lokal kunnskap, og gruppen er tillagt et ansvar for å tilgjengeliggjøre og formidle kunnskap om laksen i Tana.

Det foregår flere overvåkningsprosjekt i Tana, hvorav skjellprøveprosjektet og en årlig ungfiskovervåkning av faste stasjoner i hovedelva samt sideelvene Utsjoki og Anarjohka har pågått siden 1970-tallet. Særlig har skjellprøveprosjektet gitt svært verdifull informasjon om hvordan fangstene har endret seg, og disse skjellprøvene danner i dag et viktig utgangspunkt når genetiske metoder for bestandsidentifisering tas i bruk for å nøste nærmere hvordan fisket etter blandete bestander i hovedelva i Tana påvirker og beskatter de ulike bestandene i vassdraget.

Fisket i hovedelva er krevende å forvalte, ettersom man samtidig beskatter laks fra flere ulike bestander i Tanavassdraget. Disse bestandene kan ha ulik status, noen kan være i god forfatning mens andre kan være inne i en negativ utvikling. I en situasjon hvor noen bestander strever er det vanskelig å finne gode målrettede reguleringstiltak som kombinerer det å gi rom for et betydelig fiske samtidig som man verner om bestander med problemer.

De første dataene fra den genetiske bestandsidentifiseringen viser at ulike bestander i Tana vandrer opp i vassdraget til ulik tid (**figur 2.5.6**). Merk at disse dataene bare er fra smålaks (1SW) og at prøvene er fra fiskere i den helt nedre delen av hovedelva. Smålaks som skal til de små sideelvene kommer først opp i hovedelva, mens smålaksen som hører til større sideelver og selve hovedelva samt den nederste norske sideelven Maskejohka kommer senest opp.

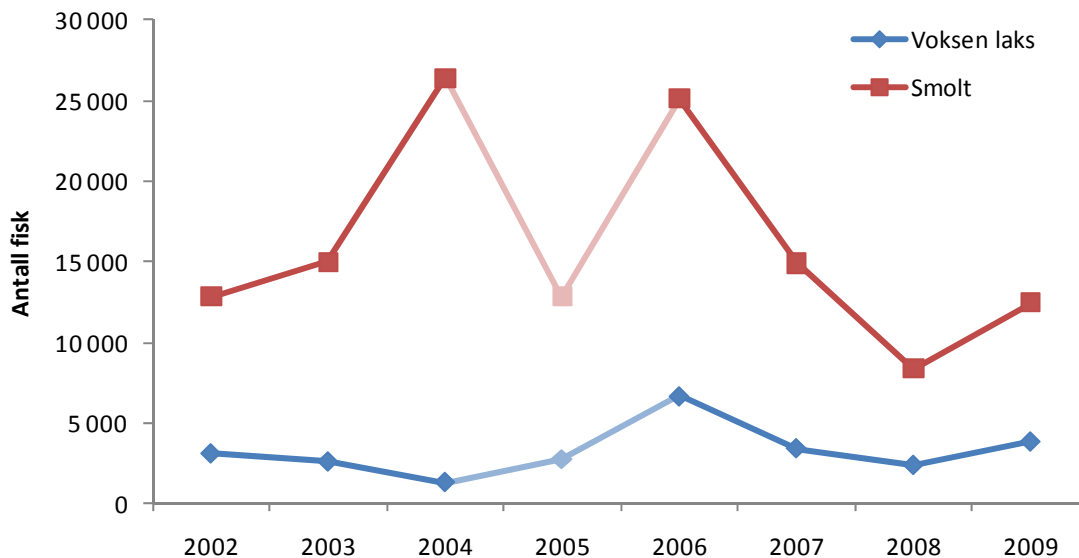
Med bakgrunn i de vellykkede analysene på smålaks har man nå startet omfattende analysering av skjellprøver av flersjøvinterlaks fra hovedelva (gjennom prosjektet GenMix finansiert av DN). De første resultatene fra denne kartleggingen forventes å være klar i løpet av sommeren. Det overordnede målet med prosjektet er å etablere en beskatningsmodell for hovedelva i Tana, som forvaltningen så kan bruke til å finne målrettede tiltak for å spare spesifikke bestander eller spesifikke bestandskomponenter (for eksempel stor hunnlaks).



Figur 2.5.6 Fordeling av fangst av smålaks fra ulike bestander i fisket etter blandete bestander i hovedelva nedenfor Tana bru. Fangstprøvene er fra skjellprøveprosjektet i Tana, og de ulike bestandene er identifisert ved hjelp av genetikke. Vertikal strek i boksene gir dato for median fangst av en bestand, det vil si tidspunktet når 50 % av sesongfangsten fra en bestand er tatt. Boksene representerer et tidsrom hvor 50 % av laksen tas, og gir dermed et bilde av når hovedoppgangen av en gitt bestand foregår. Figur etter Vähä mfl. (2010).

Et annet overvåkningsprosjekt som har gitt svært nyttige data, er videoovervåkingen som har foregått siden 2002 i munningen av den finske sideelven Utsjoki (**figur 2.5.7**). Denne overvåkingen har allerede gitt verdifull informasjon. For eksempel ser man hvordan den relativt gode smoltutgangen i 2006 resulterte i det som ble et svært svakt smålaksår i 2007, noe som tyder på at laksen høsten 2006 og vinteren 2007 hadde vanskelige forhold i havet. Det er også interessant å merke seg at på tross av at 2009 ble det svakeste året vi har registrert i forhold til fangst, så passerte det flere fisk forbi videokameraene i 2009 enn i 2008. Økningen i antall skyldes flere oppvandrende smålaks, mens antallet mellom- og storlaks gikk ned fra 2008 til 2009.

Innenfor Utsjoki-vassdraget er det flere genetisk adskilte bestander og det er dokumentert at én av disse, en storlaksbestand øverst i vassdraget, ble borte i løpet av 1980-tallet og erstattet av laks fra en nabobestand (Vähä 2007). En ny undersøkelse av genetikke i området gir videre dokumentasjon på problemer knyttet til overbeskatning. I 2006 ble det gjort omfattende innsamling av laksyngel i Utsjoki, og genetiske analyser av 1+ yngel fra øvre Utsjoki viser at disse kommer fra kun én hunnlaks og seks hanner (Vähä, upubliserte data).



Figur 2.5.7 Tall fra videoovervåkingen i den finske sideelven Utsjoki, omtrent midt på riksgrensestrekningen av Tana. Merk at en stor del av smoltutvandringen og noe oppvandrende voksen laks ikke ble registrert i 2005 ettersom flom gjorde at kameraene ikke fungerte i en toukersperiode midt i smoltutvandringen. Tall fra Panu Orell, RKTL.

I tillegg til Utsjoki, ble det i 2009 også brukt videokamera i den norske sideelven Lákšjohka. Her har vi ikke tidligere tall å sammenligne med, men tallene fra 2009 kan i hvert fall brukes til å anslå en beskatningsprosent på rundt 30-35 % i selve Lákšjohka. Den totale beskatningen på fisk hjemhørende i dette sidevassdraget er selvsagt høyere fordi fisken også inngår i nedstrøms fiske i hovedelva.

Det er et klart mål å fortsette videoovervåking av enkelte sideelver i Tana, og det vil i 2010 bli telt laks i sideelvene Lákšjohka, Utsjoki og Veahcájohka. I tillegg vil det bli utført forsøk med nye tellemetoder, der man vil prøve ut en moderne form for sonar (DIDSON) som har potensial for å gi tallestimat på antall oppvandrende laks i større systemer enn de forholdsvis små sideelvene som overvåkes med kamera.

Kombinasjonen av genetisk bestandsidentifisering av laks i det sammensatte fisket i hovedelva og fisketelling i ulike deler av vassdraget vil bringe kunnskapsnivået og forvaltningen av Tanavassdraget mange steg framover, og kanskje bidra til å snu den negative utviklingen i de store sideelvene øverst i Tana. Det er et stort behov for denne typen bestandsspesifikk kunnskap i Tana, ettersom vurderingen av bestandene i vassdraget viser noe forskjellig status i ulike områder. Vitenskapsrådet er svært bekymret for utviklingen i Tana og har tidligere anbefalt reduksjoner i beskatningen (Anon. 2009a). Utviklingen i 2009 har forsterket denne anbefalingen.

2.6 Samlet utviklingsbeskrivelse

Den negative trenden med redusert innsig av laks til Norge fortsatte også i 2009 (**kap. 2.1**), og er spesielt markant for smålaks. Til tross for redusert beskatning, både i vassdragene men særlig i sjøen (**kap. 4**), medfører det reduserte innsiget at oppnåelsen av gytebestandsmålene er dårlig i mange vassdrag (se **kap. 9.2**), og særlig i vassdrag der gytebestandene er dominert av smålaks. Mye av fisken som returnerer etter ett år i sjøen (ensjøvinter laks) er også små, og andelen ensjøvinterlaks blant smålaksen (fisk under 3 kg) har avtatt betydelig i de senere år (se **figur 2.1.29** og Svenning mfl. 2009). Dette gjør at innsiget av ensjøvinter laks er enda mindre enn det våre esti-

mater for innsig av smålaks antyder. Innsiget av mellom- og storlaks har imidlertid ikke endret seg signifikant siden 1989, landet sett under ett.

Reduksjonen i innsig av smålaks etter 1989 er ikke like stor i hele landet, og reduksjonen er størst i region Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane). Dette er den eneste regionen der også innsiget av mellom- og storlaks har avtatt signifikant etter 1989. I en samlet vurdering av trender i fangststatistikk fra elvene i Norge og Skottland fant Vøllestad mfl. (2009) at utviklingen i fangst i Vest-Norge skiller seg negativt ut i forhold til andre regioner i Norge. Innsiget har endret seg minst i Sør-Norge og Nord-Norge uten Tana, og i Nord-Norge uten Tana har innsiget av mellom- og storlaks økt signifikant etter 1989.

Trenden med redusert totalinnsig og spesielt lavt innsig av små smålaks finnes også i andre land enn Norge. I den årlige rapporten fra ICES sin arbeidsgruppe for Atlantisk laks (ICES 2010) beskrives en generell trend for redusert sjøoverlevelse i både nordlige og sørlige områder, med overlevelser både for vill og kultivert smolt under både de siste 5 og 10 års gjennomsnitt. Både i ICES region nord (Norge, Sverige, nordlige Island, Finland og Russland) og i ICES region sør (Frankrike, sørlige Island, Irland og Storbritannia) er estimatene for innsig av ensjøvinter laks i de siste tre år de laveste i tidsserien. For mellom- og storlaks i region nord ligner utviklingen på den vi ser i Norge, med relativt små endringer i innsig etter 1989. I region sør har innsiget av mellom- og storlaks vært svært lavt siden midten på 1990-tallet.

Utvikling i Island er imidlertid avvikende med høyere overlevelse av ensjøvinter laks enn gjennomsnittet for de siste fem og 10 år. Smoltårgangene som gikk ut fra vassdraget Ellidaar i Island i 2007 og 2008 hadde den høyeste overlevelsen på de siste 20 år. I den lange serien fra North Esk i Skottland har overlevelsen generelt avtatt fra 1980-tallet, men overlevelsen i de siste fire åra har vært på nivå med gjennomsnittet etter 1998.

Arbeidsgruppa i ICES gir også estimater av innsig land for land. Sammenligner vi estimert innsig i 2009 med siste 10 års gjennomsnitt finner vi et mønster der det er reduksjoner i innsig av smålaks i alle land unntatt Island, der smålaksinnsiget var større enn tiårgjennomsnittet. Reduksjonen er også relativt liten i Skottland (ca 18 %). I de andre landene - Nord Irland, Irland, England/Wales, Frankrike, Finland, Sverige, Norge og Russland - er reduksjonen på mellom 29 og 70 %, med Norge med den fjerde største reduksjonen på 48 %. Analyser av storskala endringer i bestandskarakteristika etter 1989 viser en klar tendens til lavere smoltalder og mindre størrelse på ensjøvinter laks både i ICES region nord og sør (ICES 2010). Små smålaks er således ikke en trend som er unik for Norge.

Parallelt med økt innsig av smålaks har innsiget av mellom- og storlaks blitt redusert i Island (27 %), og det er bare i Sverige og Russland at innsiget av stor laks økte i 2009 i forhold til tiårgjennomsnittet. Også i Skottland har innsiget av mellom- og storlaks endret seg lite (-8 %). Samlet for alle størrelseskategoriene er det bare i Island at det er en positiv utvikling, mens Skottland har bare en moderat reduksjon. Norge har i henhold til disse estimatene en reduksjon i totalinnsig på 35 %, og plasserer seg midt blant de andre landene der reduksjonen varierer fra 22 % i Russland til 70 % i Frankrike.

Det er således liten tvil, basert på både de internasjonale analysene (ICES 2010) og våre vurderinger (se **kap. 2**), at forholdene i havet har bidratt til både redusert innsig av smålaks og redusert gjennomsnittstørrelse for denne sjøaldersgruppa. En slik storskala trend kan likevel modereres, både positivt og negativt, av mer lokale eller regionale forhold slik vi ser på en europeisk skala, med bedre overlevelse og bedre utvikling både i Island og Skottland enn i resten av Europa.

Som nevnt innledningsvis er heller ikke bestandsutviklingen lik i ulike deler av Norge, med særlig dårlig utvikling både i innsig av laks og oppnåelse av gytebestandsmålene på deler av Vestlandet. Vi viser andre steder i denne rapporten at både vekst og overlevelse av utvandrende laksesmolt kan påvirkes av forhold i elvene (vannkjemi; **kap. 3.5**) og i fjorden under utvandring-

en (lakselus **kap. 3.2** og andre sykdommer **kap. 3.4**). Vi har vist at infeksjonstrykket fra lakselus er kronisk forhøyet (**kap. 3.2**) langs store deler av kysten (og spesielt på Vestlandet) og det generelle smittepresset fra agens som er oppformert hos oppdrettslaks har økt (**kap. 3.4**). Forsuring kan også redusere smoltens motstandskraft mot lakselus og disse to faktorene kan således virke sammen, og gi både redusere vekst og overlevelse (Finstad mfl. 2007, Finstad mfl. 2010, se **kap. 3.5.2**). Med unntak av studier som har påvist episoder med redusert overlevelse eller redusert vekst på grunn av infeksjon av lakselus (Skillbrei & Wennevik 2006, Hvidsten mfl. 2007, Barlaup 2008, Revie mfl. 2009), har vi imidlertid ikke grunnlag til å anslå hvor mye disse faktorene har bidratt til den særlig negative utviklingen i innsig av laks til deler av Vestlandet (se også Revie mfl. 2009). På deler av Vestlandet, og i Hardangerfjorden spesielt, er den overveiende sannsynlig at lakselus har bidratt til den svært dårlige bestandsstatusen både for laks og sjøørret, og produksjonsnivåene for oppdrettslaks i dette fjordsystemet har flere ganger blitt vurdert som ikke bærekraftig i forhold til vill laksefisk (Skaala mfl. 2009, se også **kap. 3.2** og referanser der).

På Vestlandet har også innblandingen av rømt oppdrettslaks vært særlig høy og langvarig i mange vassdrag (Anon. 2009a, Anon. 2010), og det er i noen vassdrag påvist genetiske endringer som kan knyttes til slik innblanding (Skaala mfl. 2006). Det er gjennomført to fullskala forsøk på effekten av innblanding av rømt oppdrettslaks i ville bestander – i Imsa i Sørvest-Norge og i Burrishoole-vassdraget i Irland. I Imsa hadde vill, hybrid og oppdrettsmolt lik overlevelse i sjøen (Fleming mfl. 2000), mens i Burrishoole-vassdraget var sjøoverlevelsen til ensjøvinter hybrider lavere enn hos villfisk samt at hybridfisk generelt hadde senere kjønnsmodning (flere returnerte som tosjøvinter fisk) enn villfisk (McGinnity mfl. 2003). Basert på disse resultatene kan innblanding av oppdrettslaks således trolig gi både lavere overlevelse hos ensjøvinterlaks og økt andel flersjøvinterlaks i påvirkede bestander. Det finnes imidlertid ingen dokumentasjon på i hvor stor grad dette har bidratt til utviklingen i innsig av ulike størrelsesgrupper av laks på Vestlandet.

I begge forsøkene (Fleming mfl. 2000, McGinnity mfl. 2003) ble det funnet redusert overlevelse fra egg til smolt, og at produksjonen av vill smolt ble påvirket av tilstedeværelse av oppdrettsfisk og villfisk x oppdrettsfisk hybrider. Det er derfor sannsynlig at smoltproduksjonen er redusert i elver med stor innkryssing av rømt oppdrettslaks, som særlig har vært et problem på deler av Vestlandet. Selv der fisket etter laks er stoppet, har oppnåelsen av gytebestandsmålene vært svært dårlig i mange av vassdragene i Hordaland, og det er overveiende sannsynlig at smoltproduksjonen er betydelig redusert i disse (Skoglund mfl. 2009), og at bestandene er i kraftig reduksjon og truet av utryddelse. Dette påvirker også innsiget til regionen.

3 TRUSSELFAKTORER

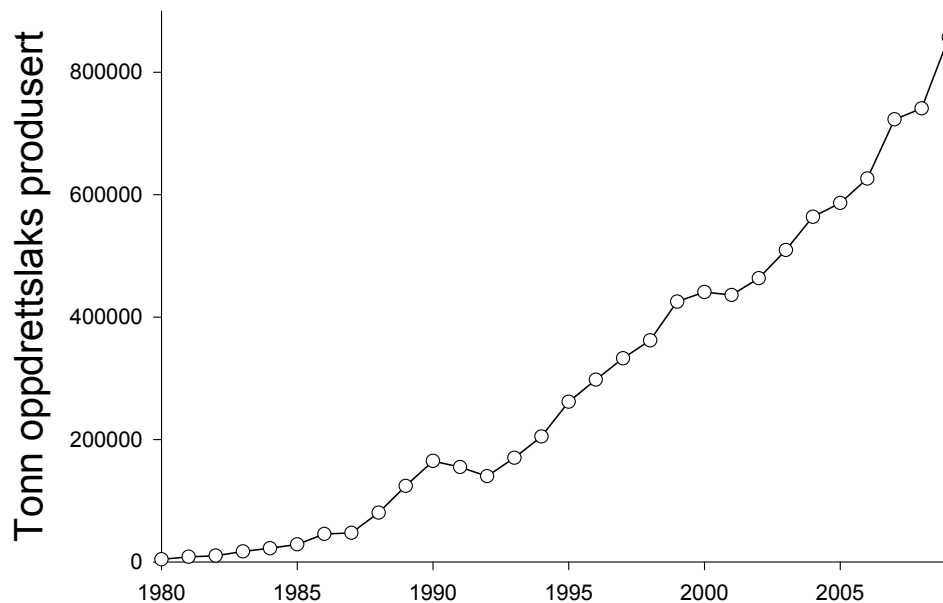
3.1 Rømt oppdrettslaks

3.1.1 Forekomst av rømt oppdrettslaks

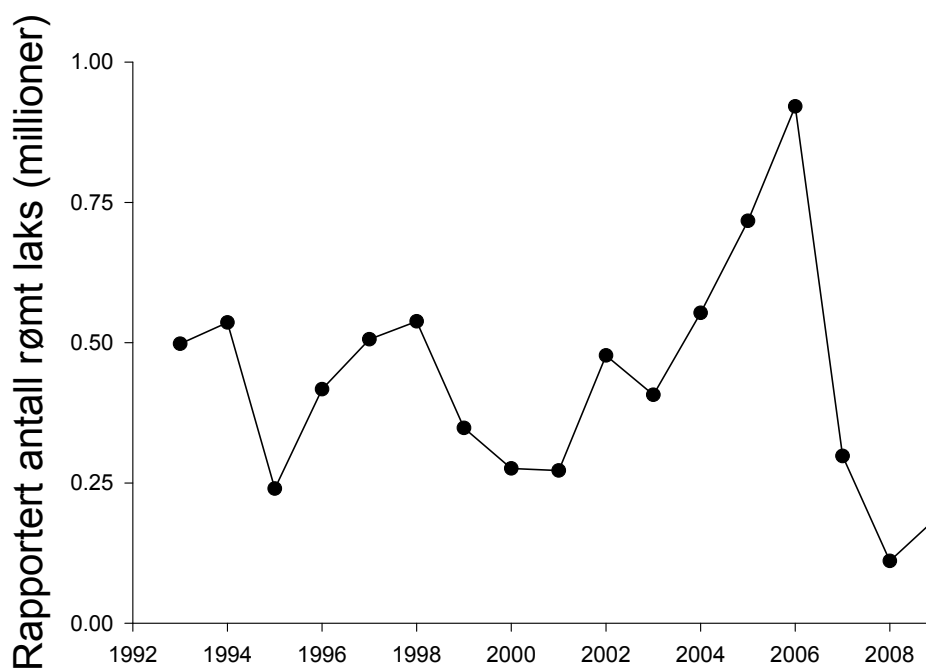
I 2009 ble det i Norge produsert ca 857 000 tonn oppdrettslaks (**figur 3.1.1**). Til sammenligning ble det i 2009 fanget ca 627 tonn laks i sjø- og elvefisket i Norge. Selv uten korrigerering for innslaget av rømt oppdrettslaks i fangsten er produksjonen av oppdrettslaks ca 1400 ganger større enn fangsten av villaks målt i tonn. I følge rapport på Fiskeridirektoratets hjemmeside (<http://www.fiskeridir.no>) ble det i 2008 oppgitt at rømming/lekkasjer og uhell medførte et tap på ca 111 000 individer av laks (**figur 3.1.2**), mens de foreløpige tallene for 2009 er 193 000 individer. De rapporterte rømmingene i 2009 er blant de laveste i hele tidsserien fra 1993 (**figur 3.1.2**), mens utsettet av smolt i merdene i 2008 (230 millioner oppdrettssmolt) var det høyeste noensinne. Per 16. april 2010 er det meldt om 27.000 rømt oppdrettslaks i 2009.

Innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene fra fisket i sjø og elv har blitt systematisk undersøkt årlig i perioden 1989 og fram til nå (Fiske mfl. 2001). Undersøkelsene har basert seg på identifisering av rømt oppdrettslaks på bakgrunn av ytre morfologi og skjellkarakterer (Lund mfl. 1989, Lund & Hansen 1991). Generelt har innslaget av rømt oppdrettslaks vært lavest i sportsfisket i elvene, høyere i prøvfiske og stamfiske om høsten like før gyting, og høyest i sjøfisket.

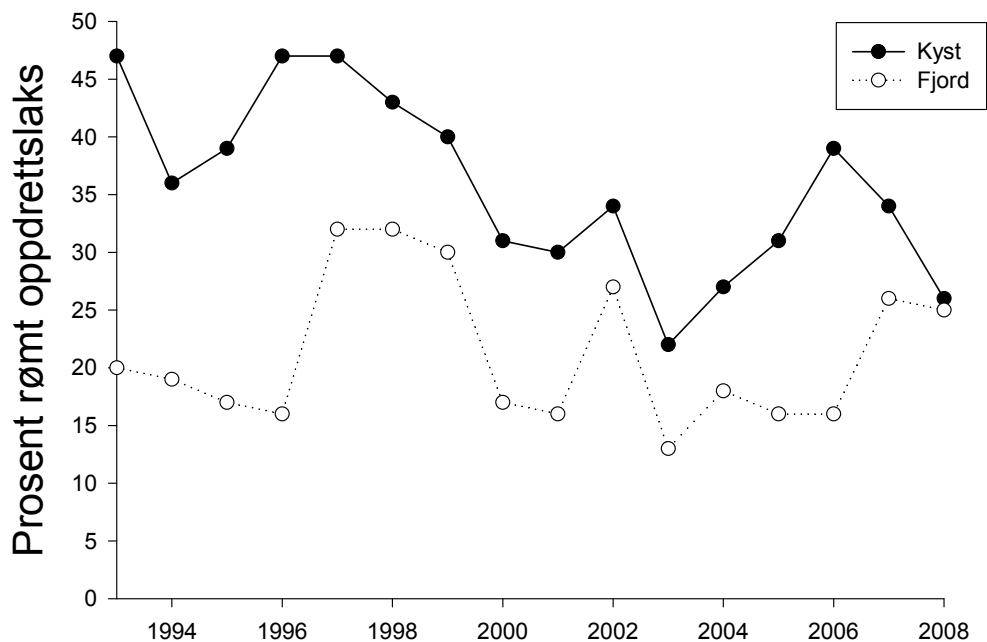
I 2009 ble for få lokaliteter undersøkt til å gi noe meningsfylt estimat for gjennomsnittlig innslag i sjøfiske. Det ble samlet tilstrekkelig antall prøver fra 7 lokaliteter, og innslaget av rømt oppdrettslaks varierte fra 2 til 92 %. I de videre analysene har vi antatt at innslaget av rømt oppdrettslaks i sjøfisket i 2009 var det samme som i 2008, fordi dette er mønsteret i de få lokalitetene vi har data fra. I 2008 varierte andelen oppdrettslaks på forskjellige prøvetakingslokaliteter (6 stasjoner) i sjøen mellom 2 og 73 %, med 25 % som gjennomsnitt. For å følge utviklingen over tid har vi valgt å følge de samme lokalitetene fra år til år. I denne serien har vi sju lokaliteter i ytre kyststrøk og fire lokaliteter i fjordområdene. På grunn av innskrenkningene i sjøfisket har vi bare data fra fire fjordlokaliteter og to kystlokaliteter i 2008. Generelt har lokalitetene i fjordområdene et lavere innslag av rømt oppdrettslaks enn lokalitetene i ytre kyststrøk (**figur 3.1.3**). I 2008 var det i gjennomsnitt for de to lokalitetene i ytre kyststrøk 26 % oppdrettslaks, og for de fire lokalitetene i fjordområdene 25 %. Hvis vi velger å ta med alle lokalitetene som har blitt undersøkt hvert år, og ikke bare de vi har data fra hvert år, blir bildet noe annerledes. Innslaget i fjordområdene ser da ut til å bli høyere fra 1997 og utover (**figur 3.1.4**). Dette skyldes at det fra og med dette året har blitt undersøkt laks fra en ny lokalitet i Ytre Hardangerfjord, som er et område med høy tetthet av oppdrettsanlegg og svake bestander av villaks, og hvor innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene har vært svært høyt (55-94 %).



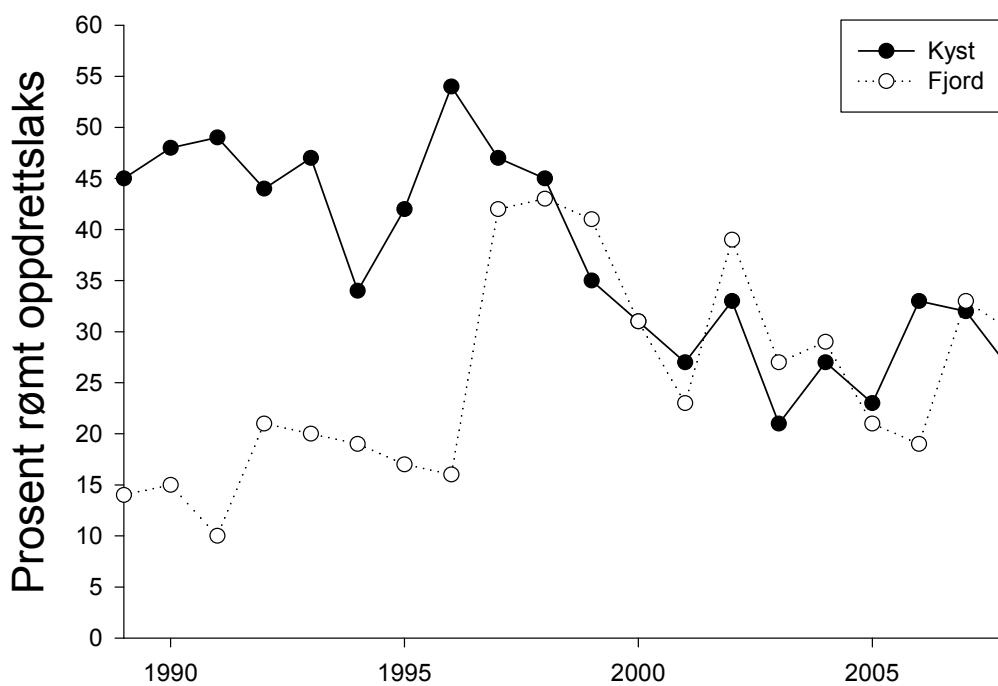
Figur 3.1.1. Produksjon av oppdrettslaks i Norge i perioden 1980-2008 (tonn).



Figur 3.1.2. Rapportert antall rømt laks (i millioner) fra norske oppdrettsanlegg i perioden 1993-2009. Tallene fra 2009 er foreløpige tall per april 2010.



Figur 3.1.3. Gjennomsnittlig prosent oppdrettslaks (uveid gjennomsnitt over lokaliteter) i sjøfiskeet i perioden 1993-2008. Fangstene er delt inn i kystnære områder og fjorder. I disse beregningene er de samme lokalitetene brukt hvert år. I 2009 ble for få stasjoner undersøkt til å gjøre beregninger.



Figur 3.1.4. Gjennomsnittlig prosent oppdrettslaks (uveid gjennomsnitt over lokaliteter) i sjøfiskeet i perioden 1989-2008. I denne figuren er alle lokalitetene som har blitt analysert tatt med. I 2009 ble for få stasjoner undersøkt til å gjøre beregninger.

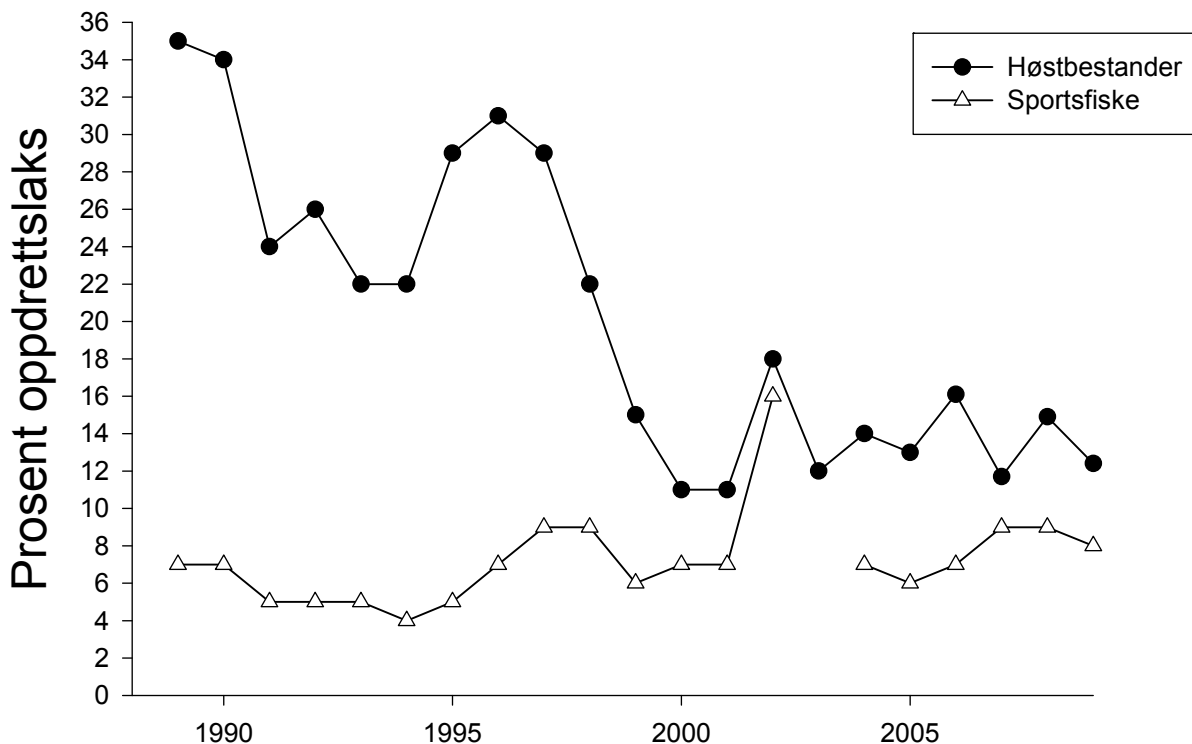
Generelt er innslaget av oppdrettslaks som blir fanget i sportsfisket i elvene under 10 % (**figur 3.1.5**). Lavere innslag av rømt oppdrettslaks i sportsfisket i elvene enn i sjøfisket skyldes at oppdrettslaksen i hovedsak går opp i elva seinere enn villaksen og dermed ikke blir utsatt for fangst i et like langt tidsrom som villaksen. Med ett unntak (2002, med 16 %) har det uveide gjennomsnittet av innslaget av rømt oppdrettslaks i sportsfisket vært forholdsvis stabilt de siste 10 årene og ligget på nivået 6-9 %. I 2009 var det uveide gjennomsnittet i sportsfisket i elver 8 %, noe som er et av de høyeste estimatene i tidsserien.

Innslaget av rømt oppdrettslaks i prøvene fra prøvafiske og stamfiske like før gyting i 2009 (høstfisket) var omtrent på samme nivå som i de siste årene (12 %, **figur 3.1.5**). Årsaken til at dette ligger høyere enn sportsfisket i elvene, er som nevnt at rømt oppdrettslaks går senere opp i elvene enn villaks. De siste ti årene har det uveide gjennomsnittet av innslaget av rømt oppdrettslaks i høstfisket ligget rundt 15 %, mens det lå over 20 % i alle årene fra 1989 til og med 1998.

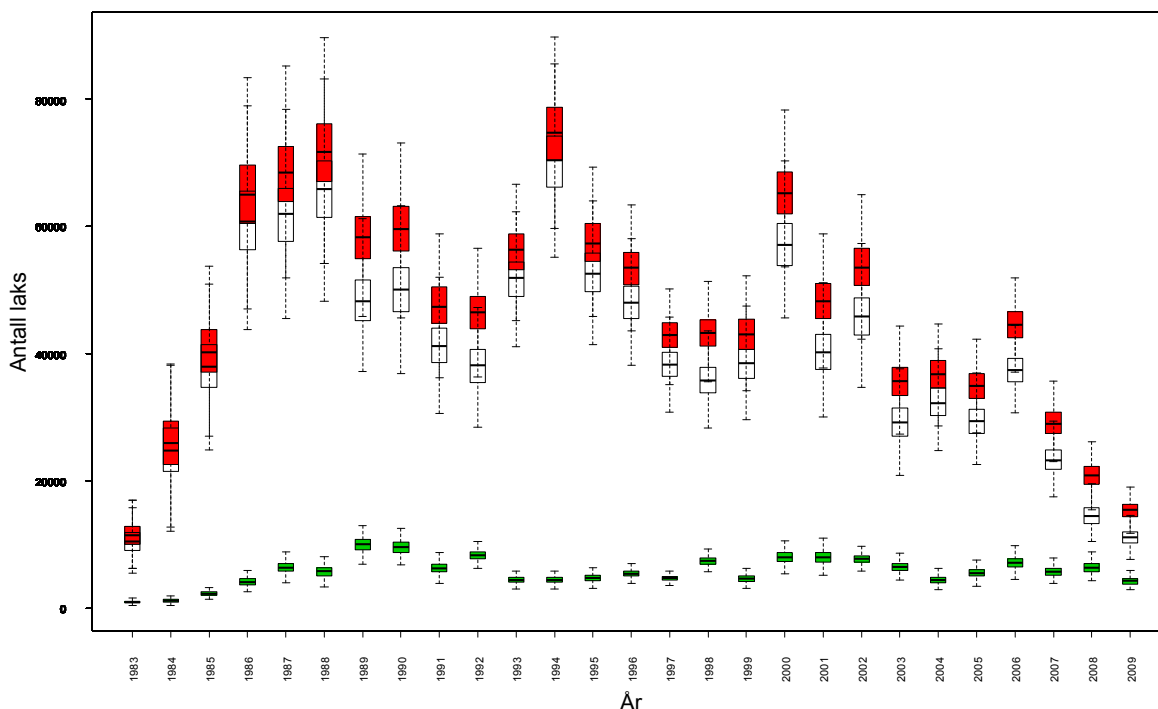
Estimert *antall* oppdrettslaks i fangstene har vært lavt i de siste årene (**figur 3.1.6**), og nærmer seg for sjøfisket nivåene fra 1983. Reduksjonen er imidlertid nært knyttet til redusert fangst av laks i sjøen. I tillegg foregår en høy og økende andel av sjøfangsten i Norge i Finnmark som har lavt innslag av rømt oppdrettslaks i sjøfangstene og dette bidrar også til reduksjonen. Reduksjonen kan også ha sammenheng med en nedgang i antall rømminger, som vil påvirke antallet oppdrettslaks som registreres i fangstene i samme år eller påfølgende år, avhengig av hvilket stadium oppdrettslaksen rømmer på.

Hvis vi summerer antall oppdrettslaks i fangstene fra de elvevise simuleringene av gytebestandsmåloppnåelse (vedleggsrapport, Anon. 2010) er estimatet for 2009 ca 2400 oppdrettslaks (95 % konfidensintervall 1600-3400), mens estimert antall oppdrettslaks fanget i elvefisket fra innsigsberegningene (**figur 3.1.6**) for samme år er på ca 4200. I beregningene av gytebestandsmåloppnåelse har vi i motsetning til i innsigsberegningene ikke korrigerert for urapportert fangst (antatt å være mellom 20 og 40 % for 2009). Legger vi til fangstene i vassdrag hvor det ikke er tillatt å ta ut villaks, ut fra den rimelige antagelsen om at fangstene her vil være oppdrettslaks, samt korrigerer for urapportert fangst, vil estimatet basert på den elvevise vurderingen bli på ca 3600 oppdrettslaks (95 % konfidensintervall 2500-4900). De to beregningsmåtene for antall oppdrettslaks i elvefangstene er dermed i samme størrelsesorden.

Estimatene overfor gjelder antall oppdrettslaks i *fangstene*. Vi kan også gi grove estimater for antall oppdrettslaks som vandret opp i elvene *i løpet av fiskesesongen* ved å anta at oppdrettslaks har samme fangbarhet som villaks. Dette gir et estimat for fiskesesongen 2009 på ca 10 300 oppdrettslaks (95 % konfidensintervall 6700 – 15700). Av flere årsaker har vi i denne rapporten ikke estimert totalmengden rømt oppdrettslaks som vandrer opp i norske laksevassdrag (altså summen av de som vandrer opp i løpet av fiskesesongen og de som vandrer opp senere på høsten). Det finnes ennå ikke god nok kunnskap om hvordan oppvandringen av oppdrettslaks fordeles seg mellom fiskesesongen og perioden fram til gyting (annet enn at oppdrettslaks generelt går opp i elvene senere enn villfisk), og vi kan derfor ikke på noen god måte anslå andelen oppdrettslaks som vandrer opp i vassdragene etter fiskesesongen. Overvåkingen om høsten foregår i relativt få vassdrag (37 vassdrag i 2009) og det må utvises forsiktighet i bruken av disse til å oppskalere fra prosentvis innslag til totalantall rømt oppdrettslaks, fordi prøvenes representativitet ikke er skikkelig testet.



Figur 3.1.5. Beregnet prosentandel for innslaget av rømt oppdrettslaks i prøver fra sportsfiske og i prøver fra prøvefiske/stamfiske like før gyting om høsten i perioden 1989-2009. I 2003 ble undersøkelsene ikke finansiert og det er ikke mulig å beregne prosentandel rømt oppdrettslaks i sportsfiske.



Figur 3.1.6. Beregnet antall oppdrettslaks i fangstene av laks i perioden 1983-2009. Røde bokser angir totalfangsten, hvite bokser angir fangstene i sjøen og grønne bokser angir fangstene i elv. Boksene angir 25 og 75 persentilene (dvs at halvparten av beregningene ligger innenfor boksen), mens de tynne linjene angir spennet i verdier fra laveste til høyeste verdi av resultatene fra simuleringene. Beregningene er hentet fra simuleringene av lakseinnslaget til Norge.

En del av den rømte oppdrettslaksen som går opp i elvene ser ut til å ha rømt like etter at de har blitt satt ut i sjøen (Fiske mfl. 2006). Det er mulig at dette representerer smolt som kan gå gjennom maskene i nøtene de blir satt ut i og slik representerer en del av svinnet fra oppdrettsanleggene (Sægrov & Urdal 2006). I en rapport fra en arbeidsgruppe nedsatt av Riksadvokaten uttrykker Økokrim bekymring for at det reelle antallet rømt oppdrettsfisk ser ut til å være betydelig høyere enn det rapporterte (Høviskeland mfl. 2008).

3.1.2 Overlevelse og spredning etter rømming

Kunnskapen om overlevelse, vandring og spredning av rømt oppdrettslaks i naturen øker. Noe av kunnskapen kommer fra forsøk med utsetting av oppforet smolt. Oppdrettslaks kan rømme på alle livsstadier. Omfanget av rømmingene på de forskjellige stadiene er lite kjent. Hansen (2006) oppsummerte nylig kunnskapen om vandring og spredning av rømt oppdrettslaks og konkluderte med følgende:

1. Vill laks merket som smolt har relativt høy overlevelse til kjønnsmodning og returnerer med høy presisjon til elva den forlot som smolt for å gyte.
2. Oppforet laks satt ut som smolt i elv har relativt høy overlevelse til kjønnsmodning og returnerer til elva den ble satt ut i for å gyte.
3. Oppforet laks satt ut som smolt direkte i sjøen har relativt høy overlevelse til kjønnsmodning, returnerer grovt sett til det samme geografiske område hvor den ble satt ut og vandrer opp i nærliggende elver for å gyte.
4. Oppforet laks foret i sjøvann fra smoltstadiet og satt ut som postsmolt direkte i sjøen har lav overlevelse til kjønnsmodning og vandrer opp i elver lenger unna utsettingsstedet enn laks satt direkte ut i sjøen som smolt.
5. Stor oppdrettslaks som rømmer om høsten/vinteren synes ikke å ha hjemvandringssatferd og ser ut til å bli spredt med havstrømmene, og kan vandre opp i vassdrag langt unna rømmingsstedet.
6. Overlevelse til kjønnsmodning av stor oppdrettslaks synes å være relativt lav, men kan øke betydelig for fisk som rømmer kort tid før den blir kjønnsmoden.
7. Overlevelse og vandringmønster for oppdrettslaks er avhengig av tidspunkt og livsstadium den rømmer på.

Flere undersøkelser har vist at oppdrettslaksen sprer seg fort etter rømming (Skilbrei mfl. 2006, Thorstad mfl. 2008). De kan derfor være vanskelige å gjenfange. Med dagens kunnskap peker det seg ut spesielt to *kritiske perioder* for rømming. Med kritiske perioder for rømming forstås perioder hvor resultatet av rømmingene fører til betydelig oppgang og gyting av oppdrettslaks i vassdrag. De to kritiske periodene er:

1. Smoltstadiet, spesielt i perioden for naturlig smoltutvandring. Fisk som rømmer på dette stadiet har relativt høy overlevelse, vil i stor grad oppføre seg som vill laks og vandre tilbake mot det samme geografiske området den rømte fra og vandre opp i nærliggende elver for å gyte.
2. Rømming av laks som nærmer seg kjønnsmodning. Disse ser ut til å bli transportert med strømmen, og når laksen må opp i ferskvann for å gyte, vil de vandre opp i og gyte i nærliggende elver.

Selv om umoden laks som rømmer om høsten og vinteren har relativt lav overlevelse, kan store rømminger på denne tiden (f. eks. i forbindelse med høst- og vinterstormer) også gi mange oppdrettslaks i gytebestandene. Dersom det for eksempel rømmer 100 000 oppdrettslaks fra en loka-

litet og 1 prosent overlever fram til gyting utgjør dette 1000 laks. Rømminger i denne størrelsesorden har ikke vært uvanlig. Overlevelse på én prosent fra rømming til gyting er heller ikke usannsynlig siden simulerte rømminger ga gjenfangster av opp mot 5 % av oppdrettslaksene som ble merket og sluppet ut (Hansen 2006b).

Fra studier av simulerte rømminger av akustisk merket oppdrettslaks i Hardangerfjorden (Skilbrei mfl. 2007) viste det seg at laksen spredte seg hurtig fra slippstedet i alle retninger. Én uke etter ett av slippene var halvparten av laksene registrert ved lyttebøyer i fjorden, og de var da allerede spredd over en distanse på rundt 40 kilometer. Individene fra samme slipp så i liten grad ut til å bevege seg samlet i stim, men spredde seg tilfeldig utover.

3.1.3 Effekter av rømt oppdrettslaks

Kontrollerte eksperimenter med rømt oppdrettslaks og deres avkom i naturlige villaksbestander viser en betydelig grad av påvirkning på den ville laksebestanden innenfor de én til to laksegenerasjonene som forsøkene varte (Fleming mfl. 2000, McGinnity mfl. 2003). I Imsa i Rogaland fant Fleming mfl. (2000) at oppdrettslaksens reproduksjonssuksess var ca 16 % av villaksens – målt over én generasjon. Oppdrettslaksavkom og krysninger hadde raskere veksthastighet og lavere alder ved kjønnsmodning enn den lokale villaksen. Den samlede smoltproduksjonen var ca 30 % lavere enn det en skulle forvente ut fra en 'stock-recruitment'-modell for Imsa (kfr. Jonsson mfl. 1998). Det lave smolttallet gjaldt også for rene Imsalaksavkom, og ser ut til å skyldes negative interaksjoner mellom oppdretts- og villfisk, i tillegg til at oppdrettslaksen produserte dårligere enn villfisken. I Burrishoole-vassdraget i Irland fant McGinnity mfl. (2003) at alle gruppene som var avkom av oppdrettslaks og "hybrider" (første- og andregenerasjons hybrider, samt tilbakekrysninger) hadde redusert overlevelse i naturen i forhold til lokal villaks, men de vokste raskere enn villaks og fortrengte disse i deler av ungestadiet. Konklusjonen deres var, som for Imsa, at interaksjonene mellom oppdretts- og villaks resulterte i redusert overlevelse for den ville bestanden og at denne reduksjonen var kumulativ over generasjoner (McGinnity mfl. 2003). Modellering av resultater fra disse eksperimentene til mange laksegenerasjoner viser store endringer i villaksbestandens sammensetning som følge av rømt oppdrettslaks (Hindar mfl. 2006), der særlig andelen rømt oppdrettslaks per generasjon og antall generasjoner påvirker endringene. Det er gitt eksempler på bruk av modellen under.

Basert på modellene er det gjort sårbarhetsvurdering av ville laksebestander overfor rømt oppdrettslaks (Hindar & Diserud 2007). Simuleringer i datamaskin med 20 % innslag av rømt oppdrettslaks ved gyting (nær gjennomsnittet i Norge de siste 20 årene) viser at det vil skje betydelige endringer i villaksbestanden i løpet av ti laksegenerasjoner (omkring 40 år). I elver med lavt innslag av rømt oppdrettslaks i gytebestanden ser det ikke ut til at oppdrettslaks etablerer seg, mens det i elver med høyt innslag av rømt oppdrettslaks ser ut til at bestanden etter hvert domineres av avkom av oppdrettslaks og krysninger med villaks. Selv etter mange tiår uten ny rømming, kan det hende at slike bestander fortsatt domineres av etterkommere av rømt oppdrettslaks.

Oppdrettslaksen blir gjennom kunstig og naturlig seleksjon i oppdrettsanleggene mer og mer genetisk forskjellig fra laks i naturen, og er dessuten basert på laks fra ikke-stedegne stammer. Erfaringer med utsettinger av ikke-stedegne og kultiverte bestander av laksefisk viser at konsekvensene for den lokale bestanden alltid er negative i de tilfellene en effekt kan påvises (Hindar mfl. 1991). Dette tyder på at villfisken er lokalt tilpasset, og at vi reduserer disse tilpasningene og bestandenes produktivitet når vi introduserer ikke-stedegen fisk. Selv der oppdrettslaksen er basert på den lokale laksestammen, som i forsøk med havbeitelaks i Irland, viser langtidsstudier at økende innslag av oppdrettsfisk i gytebestanden reduserer rekrutteringen og gir økt sårbarhet overfor miljøendringer (McGinnity mfl. 2009). En liknende konklusjon trekkes av vurderinger av redusert genetisk variasjon hos oppdrettslaks, og av hvordan dette gjennom genstrøm fra opp-

drettslaks til villaks reduserer villaksstammens genetiske variasjon på lang sikt (Tufto & Hindar 2003).

Molekylærgenetiske studier viser at det allerede har skjedd genetiske endringer i villaksbestander som har hatt høye andeler rømt oppdrettslaks over flere år (Skaala mfl. 2006), og som er forenlig med gyting av rømt oppdrettslaks (Sægrov mfl. 1997). I tallrike bestander som Etneelven og Namsen, ble det imidlertid ikke påviste genetiske endringer tross høye innslag av rømt oppdrettslaks (Skaala mfl. 2006). Dette kan skyldes at sterke villaksbestander er bedre beskyttet mot endringer forårsaket av rømt oppdrettslaks. Noen eksperimenter støtter denne forklaringen siden de antyder at høy tetthet av laks på gyteplassen kan redusere oppdrettslaksens gytesuksess (Lura 1995, Fleming mfl. 1997). Eksperimenter med ungfisk antyder imidlertid at villaksavkom kan bli fortrent av oppdrettsavkom og kryssninger i elver med høy ungfisktetthet (kfr. McGinnity mfl. 2003). Inntil det foreligger flere undersøkelser av hvordan tettheten av laks på ulike livsstadier påvirker suksessen til rømt oppdrettslaks og deres avkom i naturen, er det vanskelig å gi entydige råd om hvordan det generelle fangsttrykket kan reguleres for å redusere effekten av rømt oppdrettslaks på villaks. Den klareste anbefalingen er å fiske selektivt på rømt oppdrettslaks (Hindar & Diserud 2007).

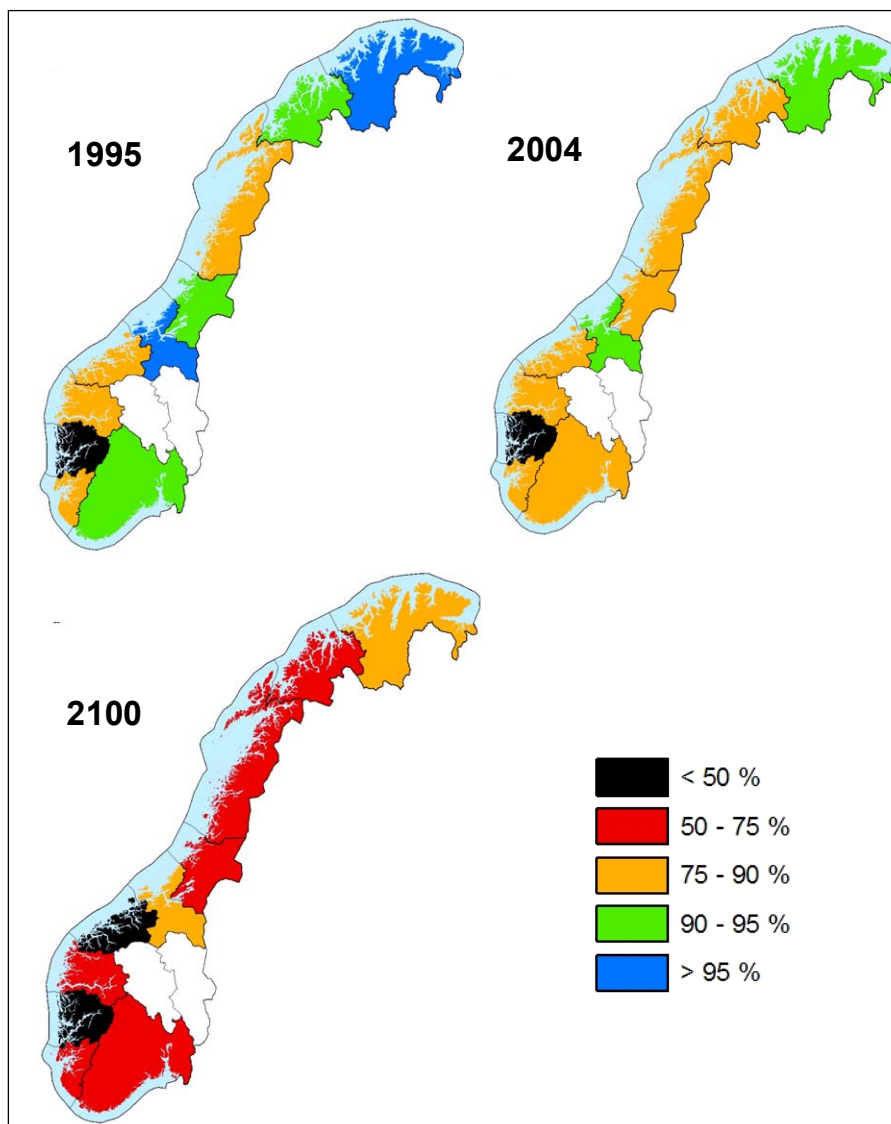
I Canada er det nylig gjennomført en rekke forsøk med avkom av oppdrettslaks, to villaksstammer og deres "hybrider" (første- og andregenerasjons hybrider, samt tilbakekryssninger; Fraser mfl. 2010, Houde mfl. 2010a,b). I ett av forsøkene ble laksunger av ulik avstamning testet i forhold til deres reaksjon på en predator, i dette tilfellet en modell av en lokal, fiskespisende fugl ('kingfisher', *Ceryle alcyon*). Oppdrettsavkom viste signifikant redusert respons ovenfor denne predatoren, og hybrider mellom oppdrettslaks og de to villaksstammene viste en midlere respons (Houde mfl. 2010a). Studiet ble gjort med avkom av laks som hadde levd en hel generasjon i fangenskap, og det ble konkludert med (1) at de observerte forskjellene i atferd ovenfor en predator mellom villaks og oppdrettslaks har en genetisk basis, (2) at oppdrett-villaks hybrider har redusert predatorrespons i forhold til villaks, (3) at effektene etter hybridisering mellom oppdrettslaks og villaks varierer med villaksstamme, og at denne hybridiseringen reduserer levedyktigheten ('fitness') til laks i naturen.

I et annet forsøk med de samme fiskegruppene undersøkte Houde mfl. (2010b) hvordan avkom av oppdrettslaks og ulike hybrider med to villaksstammer konkurrerte i forsøk én-mot-én, og om utfallet av disse forsøkene kunne forutsi effekter på bestandsnivå der hybridene utgjorde 15 %, 30 % eller 50 % av ungfiskbestanden. Forsøkene ble gjort med laksunger på slutten av første sommer og i kar med strukturer som skulle illustrere naturlige gjemmesteder. Forsøkene viste at avkom av oppdrettslaks har stor konkurransevne i én-mot-énsituasjoner, og at rene oppdrettsavkom eller førstegenerasjonshybrider er vinneren av de fleste forsøkene når de ble testet mot villaks, andregenerasjonshybrider og tilbakekryssninger (Houde mfl. 2010b). Forsøkene viste også at utfallet i tester mot villaks varierte med hvilken villaksstamme som ble testet. Disse forskjellene kunne imidlertid ikke brukes til å forutsi utfallet av ulike innslag av hybrider (førstegenerasjonshybrider og tilbakekryssninger til de to villaksstammene) i effektstudiene, der villaksavkom og hybridavkom levde sammen. Ved 15 % innblanding viste ikke villaksen dårligere vekst eller overlevelse enn kontrollen (kun villaks), ved 30 % innblanding var overlevelsen til både villaks og hybrider redusert, og ved 50 % innblanding var det tydelig forskjell mellom villaksstammene i overlevelse.

I en oppsummering av disse og andre forsøk, igjen med de samme to canadiske villaksstammene og en canadisk oppdrettsstamme, testet Fraser mfl. (2010) den generelle hypotesen at levedyktigheten til hybrider mellom villaks og oppdrettslaks avtar jo større den genetiske forskjellen er mellom dem. De fant generell støtte til denne hypotesen, men også forskjeller i responsen alt etter hvilken egenskap som ble undersøkt og derfor også en begrenset mulighet til å forutsi effekten av samavling mellom oppdrettslaks og villaks uten detaljerte studier. Fraser mfl. (2010)

fant også at forskjellene mellom stammer så ut til å kunne forklares som tilpasninger til ulike miljøer, og at den viktigste mekanismen for tap av 'fitness' i hybrider med oppdrettslaks, var redusert lokal tilpasning hos hybridene. Tilbakekryssninger med villaks ga ikke fullstendig gjenoppretting av villaksens 'fitness'. En konklusjon på arbeidet var at gjentatt samavling mellom rømt oppdrettslaks og villaks i mange laksebestander i atlantisk Canada og USA kan ha vært medvirkende til en tydelig bestandsnedgang i regionen, og også en mangel på gjenoppbygging av flere bestander. En annen konklusjon var at deres detaljerte forsøk kan gi grunnlag for bedre modeller av effekten av rømt oppdrettslaks.

Vurderinger av ulike scenarier for rømming antyder at det gjennomsnittlige innslaget av rømt oppdrettslaks i gytebestanden bør ligge under 5 % om villaksbestanden vurderes over en periode på omlag 10 laksegenerasjoner, og enda lavere om tidsperspektivet er lengre. En alternativ grenseverdi kan være at genstrømmen fra rømt oppdrettslaks til villaks bør være mindre enn den som typisk finnes mellom ville laksebestander (Ryman 1991, Hindar & Diserud 2007). Feilvandringensraten hos merket villaks ble av Stabell (1984) beregnet til å være omkring 4 %. Uansett er det påkrevd at tiltak som sterkt reduserer antallet rømt oppdrettslaks og deres gyting i naturen må iverksettes umiddelbart. For mange bestander og regioner har innslaget av rømt oppdrettslaks vært til dels svært høyt i de 21 årene som er gått siden overvåkingen begynte (1989), og i noen deler av Norge vet vi at innslaget var høyt også i flere år før dette. Dersom innslaget av rømt oppdrettslaks i bestandene (gjennomsnitt av innslaget i fiskesesongen og om høsten) i perioden 1989-2004 brukes sammen med 'fitness'-data fra forsøkene i Imsa og Burrishoole, viser simuleringer at det allerede per 1995 er skjedd store endringer i den genetiske sammensetningen av laksebestandene i de regionene der innslaget av rømt oppdrettslaks er høyest, og at det per 2004 har skjedd betydelige endringer i bestandssammensetning i mange regioner (**figur 3.1.7**). Om vi framskriver siste ti års resultater i årene framover, kan vi hundre år fram i tid få en situasjon hvor laksebestandenes genetiske sammensetning er betydelig forandret i alle regioner (**figur 3.1.7**). Disse simuleringene er under oppdatering med data fram til og med 2009 (Diserud mfl. 2010, under utarbeidelse).



Figur 3.1.7. Modellering av den regionvise gytebestanden av laks i Norge etter gyting i 1995, 2004 og 2100. Fargeskalaen angir beregnet prosentandel gytefisk med villaksbakgrunn. Trendene er framskrevet ved å trekke årlige rommingsandeler tilfeldig blant de regionvise beregningene i tidsperioden 2000-2009 (figur fra Anon. 2009a).

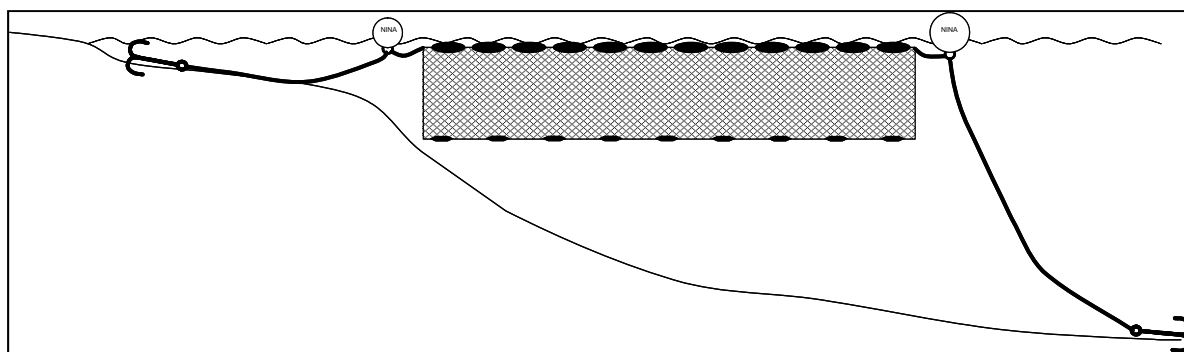
3.2 Lakselus

Lakselusundersøkelser på villfisk er delt inn i regioner og det foretas her en regional vurdering basert på overvåkningsresultatene. Vurderingen tar utgangspunkt feltundersøkelsene i 2009 (Bjørn mfl. 2010a, Kålås mfl. 2010) og oppdaterte data fram til dags dato. I dette kapitlet er det også gitt en beskrivelse av metoder og begrensninger for innsamling av lusedata på villfisk – garnfangster, postsmolttrålinger og burforsøk, videre en status for villfiskundersøkelsene fra 2009 samt en status for tilstanden i oppdrettsnæringen fram til dags dato. En tiltaksdel er også gitt basert på informasjon fra Mattilsynet samt en oppsummering – hva nå? – som avsluttende kommentar. For beskrivelse av lakselusas fysiologiske påvirkning på laksefisk samt bakgrunn for feltundersøkelsene og tidligere overvåkningsdata (2008) viser vi til Anon. (2009a).

3.2.1 Metoder for innsamling av lusedata på villfisk

Innsamlingseskjevhet: Det er et fundamentalt problem for innsamling av representative data for påslag av lakselus på vill laksefisk at man bare kan samle fisk som har overlevd infeksjonene (Revie mfl. 2009). Det er ikke praktisk mulig å samle død fisk i sjøen, verken laksesmolt eller sjørret og sjørøye. Dette innebærer at man i registreringene vil stange mot ei tålegrense, og det blir skjevhet i data for påslag (spesielt intensitet). Dersom det er betydelig dødelighet vil dette medføre at lusenivåene i innsamlet materiale vil bli underestimert i forhold til bestandens eller bestandenes (i fjordsystemet eller regionen) faktiske belastning. I andre tilfeller kan man tenke seg at sterkt infisert fisk er mer fangbar enn mindre infisert fisk, og at innsamlingsmetodikken gir overestimer. Dette er mest sannsynlig bare et problem i aktive redskaper der fisken kan unngå å bli fanget ved å flykte. Garn er passive redskap som, selv om de krever at fisken svømmer aktivt, også fanger svekket fisk med lav aktivitet, men neppe døende fisk. Disse problemene med innsamlingseskjevhet er hovedårsaken til at overvåkingen er basert på et sett av metoder – garnfiske, trålinger, burforsøk og undersøkelser av prematur tilbakevandrende fisk i munningsområdene av utvalgte vassdrag. Det presiseres at det er den samlede vurderingen og analysene av materiale fra alle disse undersøkelsene som gir det mest robuste bildet av lusesituasjonen i et fjordsystem eller region.

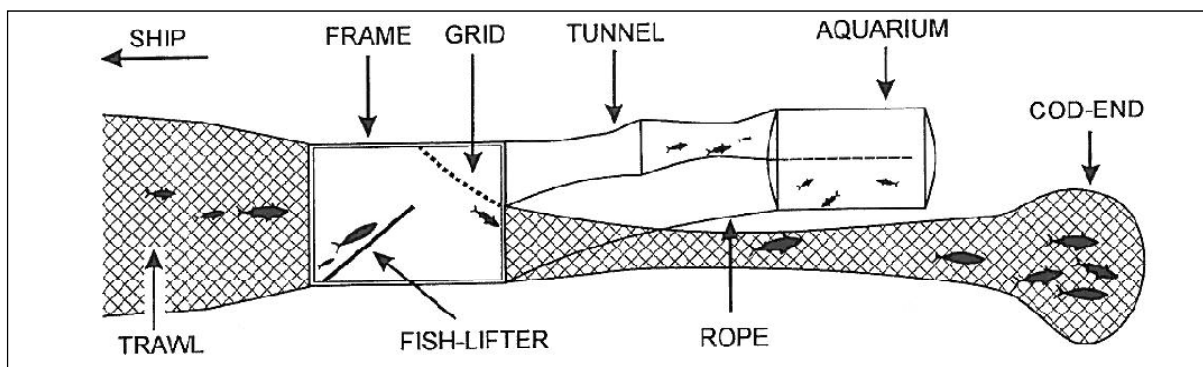
Garnundersøkelser: Innenfor hver delson i hver enkel nasjonal laksefjord samt referanseområder blir det fisket sjørret og sjørøye med garn i sjøen i to til tre perioder gjennom sommeren. Den første prøvofiskeperioden blir gjennomført noen uker etter at mye fisken som har overvintret i ferskvann og førstegangs vandrende sjørretsmolt har vandret ut i sjøen (våren og sommeren, avhengig av breddegrad), mens den andre og tredje perioden blir gjennomført etter at fisken har beitet i sjøen i noen uker (midtsommers eller tidlig høst). En god del sjørret overvintrer også i sjøen, både i Sør-Norge (Jonsson & Jonsson 2002) og Nord-Norge (Rikardsen mfl. 2006, Jensen & Rikardsen 2008). Garnfisket i sjøen foregår med standard flytegarn. Valg av garnserie og maskevidder (fra 21 til 35 mm) varierer mellom lokaliteter, med vekt på små maskevidder som fisker selektivt på små sjørret (årsmolt). Dette gjøres dels fordi det finnes best kunnskap om toleranse for lus på slik fisk, og fordi man ønsker å spare større fisk. Garnene blir satt landfast (enkeltvis eller i lenker) og over strandsonen (**figur 3.2.1**) der mye av sjørreten og sjørøya oppholder seg under næringsvandringen i sjøen. Garnene blir overvåket og fisken raskt tatt ut, lagt i individuelle plastposer og enten analysert på stedet eller frosset ned for videre bearbeiding og lakselusregistrering på laboratoriet. Sjørreten er mest aktiv på natten og går også nærmere land når det er mørkt. Fisket foregår derfor nattestid. Garnene settes på kvelden og enten røktes kontinuerlig eller tas opp om morgenen. Sannsynligheten for at fisk mister lus øker med tid fisken står i garnene og garnene bør derfor ikke stå lenger enn 3-5 timer. *Garnfisket vil således i de fleste tilfeller gi et underestimat av lakseluspåslaget på sjørreten.* Sjørreten er en aktiv svømmer og garna vil ofte fange best like etter at de er satt. Ofte røktes derfor garnene kontinuerlig. Fiskene “trekkes” aldri ut av garnet, fordi den da vil miste lus, og garnmaskene klippes opp dersom det er risiko for at fisken skal miste lus. Lus som sitter igjen i garnet etter at fisken er fjernet legges ned i posen sammen med fisken. Minimum 20 fisk samles normalt inn per lokalitet per prøvofiske, men om mulig blir 25 fisk samlet inn.



Figur 3.2.1. Skisse som beskriver garnsettingene ved lakselusoveråkningen.

Prematur tilbakevandring: I situasjoner med stort infeksjonspress er det dokumentert at særlig førstegangs vandrende sjørretsmolt kan returnere til vassdragene etter kort tid i sjøen i et forsøk på å bli kvitt lus. Elektrofiske etter slik prematur tilbakevandrende sjørret blir foretatt der dette observeres eller i områder der metodikken tillater det. Disse undersøkelsene gjennomføres og rapporteres av Rådgivende biologer, men resultatene inngår også i den samlede rapporteringen fra overvåkingen. Slik overvåking er viktig fordi den beskriver en viktig komponent i lusesituasjonen i fjordene.

Trålundersøkelser: Det er utviklet en trål (FISH-LIFT) som har vist seg å være effektiv ved fangst av pelagisk fisk (Holst & McDonald 2000, **figur 3.2.2**). Trålen trekkes med en hastighet på rundt 2,5 knop.

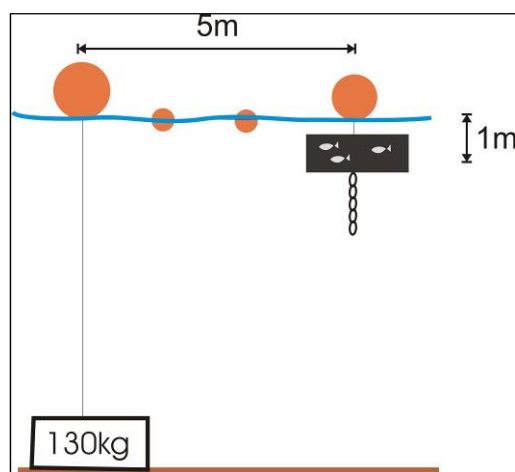


Figur 3.2.2. Trålsystemet (FISH-LIFT) som har vist seg å være effektiv ved fangst av pelagisk fisk, dvs. fisk som holder seg i de frie vannmasser. Etter Holst & McDonald (2000).

Fisken som kommer inn i trålen blir løftet inn i rammen ved hjelp av en FISH-LIFTER, går gjennom en grind/sorterer og ledes videre inn i et akvarium som består av aluminium. I dette fangstkammeret er fisken beskyttet mot slag og skjelltap. Større fisk blir stanset i denne grinden/sorteren og ledes over i en nettingtrål. *Det forekommer noe skjelltap på fisk i et slikt system, og i de fleste tilfeller blir lusepåslaget underestimert.* Dette er en dyr innsamlingsmetode men den eneste metoden vi har for å kunne samle inn postsmolt av laks under fjordvandringen, og således svært viktig for å estimere lusepåslaget på laksesmolt under utvandring gjennom en fjord.

Burundersøkelser: Vill laksefisk kan vandre over store fjordområder, selv om flesteparten av spesielt de mindre sjørretene og sjørøyene oppholder seg nært hjemmeelven sin. Selv om fisken

fanges innenfor en bestemt sone i en fjord, kan vi ikke være sikker på at den har oppholdt seg bare der. I tillegg til garn- og trålundersøkelsen er det derfor også benyttet en burundersøkelse for å studere lokalt infeksjonstrykk innenfor bestemte fjordsoner, for eksempel innenfor og utenfor nasjonale laksefjorder. Metoden går ut på å sette ut laksesmolt i små merder med maskevidde på 1*1 cm (bur på 0,8 meter i diameter og 0,9 meter høyt) på forskjellige steder i et fjordsystem og så registrere påslaget av lakselus på fisken i burene etter tre uker i sjøen (Bjørn mfl. 2010b). Burene settes vanligvis ut to og to sammen, med 20-25 fisk i hvert bur. Studier (Finstad mfl. 2007, Bjørn mfl. 2010b) viser at burene ofte fanger opp forskjeller i infeksjonstrykk mellom områder, men også at *burmetodikken som oftest underestimerer infeksjonsintensiteten av lakselus på burfisken (sammenlignet med villfisken som vandrer over et større område og "sampler" lus) slik at denne type undersøkelser må kombineres med garnfangster og eventuelt også postsmolttrålinger for å få et mer fullstendig bilde på lakselustrykket i ulike fjordsegmenter*. Burene er forankret med et anker på 40-130 kg på bunnen. Basert på tidligere undersøkelser (Thorstad mfl. 2004; 2007; Davidsen mfl. 2008) settes burene på 1 meters dyp der vi vet at utvandrende postsmolt holder seg den meste av tiden.



Figur 3.2.3. Skisse av burutsetting i fjorder. Etter Finstad mfl. (2007) og Bjørn mfl. (2010b).

3.2.2 Infeksjonstrykk på villfisk

Oppsummert viser undersøkelsen at infeksjonstrykket i 2009 (Bjørn mfl. 2010a, Kålås mfl. 2010) fortsatt var kronisk forhøyet langs store deler av norskekysten. Langs deler av kysten var infeksjonsbelastningene sannsynligvis høyere enn det som er bærekraftig på sjørret, og sannsynligvis også på utvandrende laksesmolt. Dette gjelder spesielt de mest oppdrettsintensive områdene i Hordaland (Hardangerfjordssystemet), Trøndelag (ytre Trondheimsfjord, Hitra og Flatanger) og til dels Nordland (Sørfold). Andre områder hadde moderat infeksjonstrykk på fisken (ytre Sognefjorden og ytre Romsdalsfjorden), mens i de store laksefjordene i Finnmark (Alta og Porsanger) samt i Aust-Agder hadde fisken en ubetydelig lakselusinfeksjon. Noen av de nasjonale laksefjordene, spesielt de største (for eksempel Trondheimsfjorden og Namsenfjorden), ser ut til å kunne ha en positiv effekt ved å beskytte smolt mot lakselus under utvandringen. De mindre nasjonale laksefjordene, som oftest i indre del av fjordene (for eksempel Altafjorden og Sognefjorden), ser også ut til å kunne ha en positiv effekt dersom de er store nok (Sognefjorden), men det er her vanskelig å skille mellom hva som er effekt av manglende oppdrett og hva som er effekt av større mengder ferskvann. Andre av våre nasjonale laksefjorder, spesielt de aller minste (for eksempel Etne i Hardangerfjorden og Isfjorden i Romsdalsfjorden), ser ut til å ha liten eller begrenset effekt på infeksjonstrykket av lakselus.

Region 1 – Sør-Norge: *Sandnesfjordsystemet* har ingen oppdrettsaktivitet og er opprettet som et referansesystem i sør fra og med 2008. Årets undersøkelse viste, som i 2008, svært liten lakselusinfeksjon på fisken i dette systemet.

Region 2 – Vest-Norge: *Hardangerfjorden* har en intensiv oppdrettsaktivitet og en relativt begrenset nasjonal laksefjord i ytre del av fjorden. Årets undersøkelse viste et moderat til høyt infeksjonstrykk i de ytre delene av fjordsystemet. I tillegg viste undersøkelser av prematur tilbakevandrende sjørret i dette fjordsystemet at store mengder sjørret vandret tilbake til elveosene på grunn av lakselusinfeksjoner. Infeksjonene her kom senere enn i 2008 og var på et litt lavere nivå. Alle disse dataene tyder på at lakselus kan være en betydelig bestandsregulerende faktor i dette fjordsystemet. Den nasjonale laksefjorden i Etne har tilsynelatende liten effekt, sannsynligvis på grunn av sitt begrensede omfang. Bæreevnen i Hardangerfjorden med hensyn til interaksjonen oppdrettslakselus-villfisk ser derfor ut til å være overskredet, spesielt i år med gunstige miljøforhold for lakselusa. Dette gjør det nødvendig å vurdere produksjonsbegrensninger eller alternative produksjonsregimer. *Sognefjorden* har, som Hardangerfjorden, også intensiv oppdrettsaktivitet ytterst, men har også en relativt stor nasjonal laksefjord innerst. Årets undersøkelse viste et lavere infeksjonstrykk sammenlignet med 2007 og tidligere år, både utenfor men spesielt innenfor, den nasjonale laksefjorden. Infeksjonstrykket var likevel høyere enn i 2008, og vil kunne påvirke deler av bestandene i ytre strøk negativt. Den nasjonale laksefjorden har tilsynelatende positiv effekt, sannsynligvis på grunn av sin relativt store størrelse, men flere års undersøkelser er nødvendig for å trekke sikre konklusjoner med hensyn på effekten av nasjonale laksefjorder.

Tilleggsundersøkelser utført av Rådgivende biologer i 2009 (Kålås mfl. 2010) viste at i *Jæren og Dalane* var tilstanden som foregående år med lave påslag på sjørreten tatt i elveosene. I *Ryfylke* så tilstanden til prematur tilbakevandrende sjørret ut til å være bedre i 2008, for så i 2009 å falle tilbake til tilstanden slik den var i perioden 2000-2007. Undersøkelser av prematur tilbakevandrende sjørret i Hardangerfjorden viste at store mengder sjørret vandret tilbake til elveosene på grunn av lakselusinfeksjoner. Infeksjonene her kom senere enn i 2008. Ellers viste resultatene fra undersøkelsen av prematur tilbakevandrende sjørret fra *Sotra til Stad* i 2009 en bedret tilstand (som i 2008) med hensyn på lakseluspåslag sammenlignet med perioden 2000-2007. I Nordhordland ble det i perioden mai-juli 2009 i regi av Uni Miljø, LFI, samlet inn sjørret i fire ulike soner langs utvandringsruta for Vossolaksen. Sonene dekket strekningene fra *Flatøy ved Nordbordlandsbrua, Herdlefjorden (sør og nord) og Fedjefjorden*. Nesten samtlige sjørreter fanget i de ytre områdene var infisert og med til dels høye intensiteter. Færre lakselus ble funnet i de indre områdene ved Flatøy. Resultatene viser en klar økning i antallet lakselus funnet på sjørreten over tid (sesong). Resultatene tyder klart på at angrep fra lakselus er en faktor som kan medføre dødelighet blant utvandrende laksesmolt samt at sjørreten i fjordsystemet er negativt påvirket av angrep fra lakselus som kan medføre effekter på bestandsnivå.

Region 3 – Mid-Norge: Resultatene fra *Romsdalsfjordsystemet*, som har relativt stor oppdrettsaktivitet, viste at ytre deler av fjordsystemet fortsatt hadde et lett forhøyet infeksjonstrykk, selv om det var atskillig lavere enn i 2007 og 2008. Oppdrettsaktiviteten er imidlertid noe redusert i Romsdalsfjorden i forhold til tidligere, og den gunstige utviklingen kan skyldes dette. Den nasjonale laksefjorden er av begrenset omfang og infeksjonen her er omtrent på nivå med resten av fjordsystemet. *Trondheimsfjorden* er en stor nasjonal laksefjord med omtrent ingen oppdrettsaktivitet. På utsiden av fjorden drives det intensivt oppdrett. Årets undersøkelse viste, som i 2007 og 2008, at infeksjonstrykket innenfor nasjonal laksefjord var lavt. Den nasjonale laksefjorden i Trondheim ser ut til å ha positiv effekt, sannsynligvis på grunn av størrelsen. Imidlertid møter utvandrende laksesmolt og sjørret et høyere infeksjonstrykk like utenfor nasjonal laksefjord og i kystområdene utenfor, for eksempel ytterst i Trondheimsfjorden og ved Hitra.

Region 4 – Nordland: Fravær av finansiering har medført at vi ikke har data fra Nordland i 2009. Undersøkelser utført av Havforskningsinstituttet i 2009 viser imidlertid at infeksjonsbelastningene sannsynligvis var høyere enn det som er bærekraftig på sjøørret, sannsynligvis også på utvandrende laksesmolt, for Namsenfjorden (Flatanger) og til dels Nordland (Sørfold).

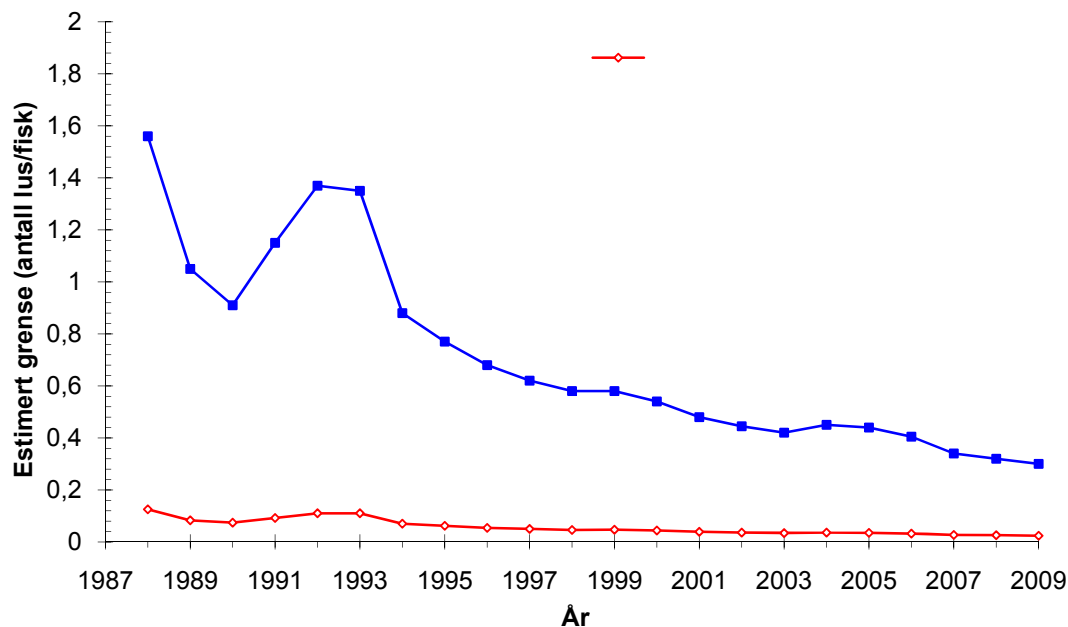
Region 5 – Finnmark: *Altafjordsystemet* i Finnmark har også intensiv oppdrettsaktivitet. Årets undersøkelse viser et svært lavt infeksjonstrykk, selv i de mest oppdrettsintensive områdene av Altafjordsystemet. Det er også små forskjeller mellom den nasjonale laksefjorden innerst, og de oppdrettintensive områdene lengre ut. Det er også svært små forskjeller mellom den oppdrettsintensive Altafjorden og den oppdrettsfrie *Porsangerfjorden*. Dette tyder på, som tidligere år, at lus trolig er et mindre problem i de store nordnorske laksefjordene sammenlignet med fjorder lengre sør. Lavere vanntemperaturer er trolig den viktigste årsaken. Lakselus kan imidlertid potensielt bli et problem også i Finnmarksfjordene, gitt at oppdrettsproduksjonen blir høy nok eller om temperaturen øker.

Det ble i februar 2010 startet et vinterfiske etter sjøørret i Hardangerfjorden (Rosenal/Etne), Hitra/Frøya og Namsenfjorden (Sitter/Jøssundfjorden). Noe fisk er fanget til nå og det er hovedsakelig halv voksne og voksne stadier av lus på fisken og relativt lave påslag. Vi finner også sårskader på en del av fisken tatt i Namsenfjorden og dette vil følges nøye fram utover våren/sommeren for å overvåke tilstanden på fisken når sjøtemperaturene øker.

3.2.3 Tilstanden i oppdrettsnæringen

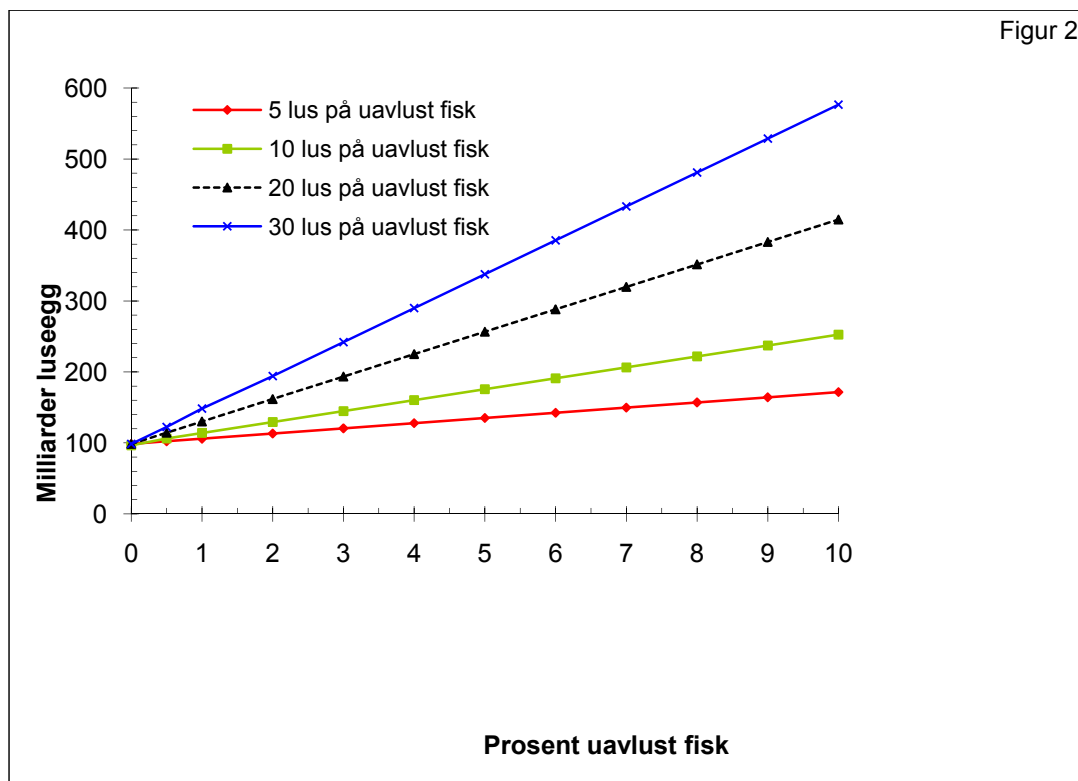
Per dags dato står det om lag 350 millioner oppdrettslaks i merdene langs norskekysten. Denne fisken bærer sannsynligvis mellom 300-500 millioner lus. I følge Heuch & Mo (2001) er et bærekraftig nivå mellom 10-50 millioner lus, og grovt beregnet vil den stående bestanden av oppdrettsfisk utgjøre 6-10 ganger bærekraftig nivå. Selv ved 0,5 lus i snitt per fisk er et bærekraftig nivå overskredet med 3,5 ganger. Det er således etter vår vurdering ikke bærekraftige forhold for villfisk med denne mengden oppdrettslaks i sjøen.

Heuch (2010) gir modellestimater (**figur 3.2.4**) av det gjennomsnittsnivå av voksne hunner av lakselus per oppdrettsfisk som vil gi henholdsvis 50 milliarder luseegg (lukkede firkanter) og 5,2 milliarder luseegg (åpne firkanter) når det tas hensyn til at beholdningen av laks og regnbueørret i oppdrett varierer mellom år (se detaljert beskrivelse av modellberegningene i Heuch & Mo 2001). De to nivåene (5,2 og 50 milliarder luseegg) representerer to estimater for bærekraftig mengde lakselus (den mengde lakselus som ikke vil gi skade på ville bestander av laksefisk). Det første nivået tilsvarer en fordobling av det naturlige smittepresset om våren (fra villfisk), mens det andre tilsvarer beregnet produksjon av lakselusegg noen år før luseproblemene på vill sjøørret og laks først ble oppdaget (1987). For å holde totalproduksjonen på 50 milliarder egg burde grensen vært holdt mellom 1,4 og 0,3 (gjennomsnitt 0,43) voksne hunner per oppdrettslaks de siste ti årene. Hvis den totale mengden luseegg ikke skulle oversteget 5,2 milliarder for å være bærekraftig, hadde grensene måttet være en tiendedel av dette: mellom 0,1 og 0,025 (gjennomsnitt 0,04) voksne hunnlus i samme periode. Dersom dette er bærekraftig nivå må man konkludere med at lusenivåene i norsk oppdrettsnæring i alle år siden 1987 har ligget over bærekraftig nivå (Heuch 2010). Man kan i tillegg se at i områder der gjennomsnittlig abundans av hunnlus (det vil si gjennomsnittlig antall lus på all fisk, inkludert både infisert og uinfisert fisk) på oppdrettsfisken er lavere enn grensen på 0,5 kan man ofte finne hardt infisert sjøørret som har vandret for tidlig tilbake til elv (Kålås mfl. 2010, Bjørn mfl. 2010a, Heuch 2010). Dette kan i tillegg bety at 1987-nivået som det er tatt utgangspunkt i her for denne beregningen ikke er bærekraftig.



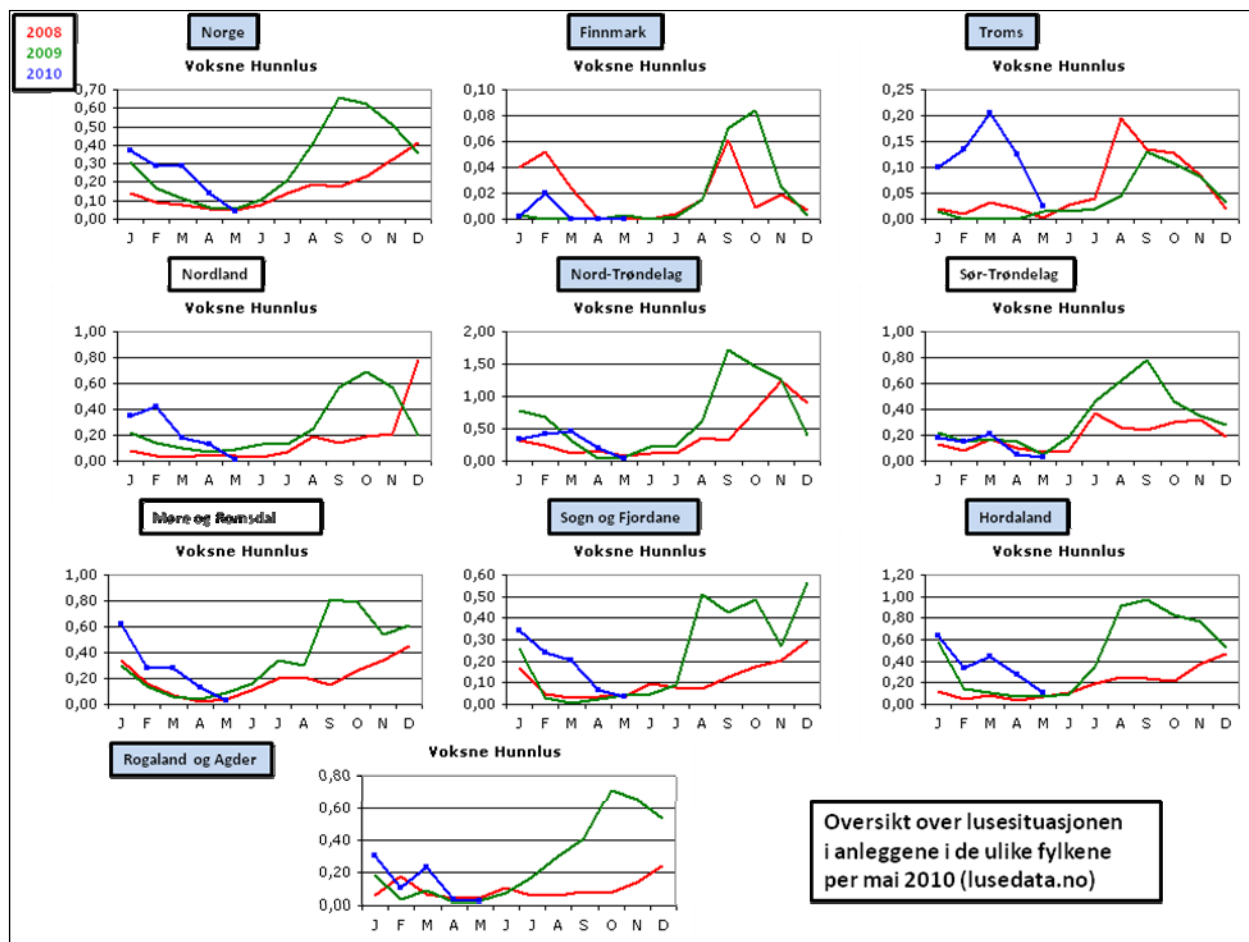
Figur 3.2.4. Modellestimater av det gjennomsnittsnivå av voksne hunner av lakselus som vil gi 50 milliarder luseegg (lukkede firkanter) og 5,2 milliarder luseegg (åpne firkanter) når det tas hensyn til at beholdningen av laks og regnbueørret i oppdrett varierer mellom år (Heuch 2010 etter Heuch & Mo 2001).

I en annen simulering illustrerer Heuch (2010) hva slags effekt svikt i lusebehandling i deler av næringen eller hos noe av fisken kan ha på luseeggproduksjonen i norsk oppdrett (**Figur 3.2.5**). Fiskebestanden (i merdene) er delt i to grupper - en stor gruppe som gjennomsnittlig har det offisielle tillatte nivå (0,5 lus/fisk), og en mindre gruppe som har mer lus. Kurvene angir den totale luseproduksjon (Heuch 2010). Her skisseres betydningen av resistens i lusebestandene på den totale eggproduksjonen i anlegg. Dersom all norsk laks og regnbueørret i gjennomsnitt har 0,5 voksne hunnlus, ville disse kunne produsere 98 milliarder egg. Dersom for eksempel en uavlust gruppe fisk som utgjør 2 % av totalbestanden har 30 hunnlus i gjennomsnitt ville dette ført til en fordobling av luseeggproduksjonen. Estimaten illustrer at selv en moderat behandlingssvikt kan gi enorme responser i form av økt produksjon av luseegg og dermed økt smittepress mot villfisk.



Figur 3.2.5. Beregnet total produksjon av egg av lakselus på oppdrettsfisk med forskjellig antall lus per fisk. Fiskebestanden er delt i to grupper, én stor gruppe som gjennomsnittlig har det offisielle tillatte nivå (0,5 lus/fisk), og én som har mer lus. Kurvene angir den totale luseproduksjon (Heuch 2010).

Oppdaterte tall fra lusedata.no (per mai 2010) som beskriver lusesituasjonen langs norskekysten viser at det er omtrent sammelusenivåe totalt i Norge i 2010 i forhold til samme tid i 2009 (**figur 3.2.6**). Imidlertid er biomassen i 2010 høyere sammenlignet med 2009 slik at luseproduksjonen er større sammenlignet med tidligere år. En annen viktig trusselfaktor som også spiller inn er utvikling i resistens/multiresistens mot behandlingsmidler langs norskekysten som rapportert på Mattilsynets nettsider (www.mattilsynet.no).



Figur 3.2.6. Oppdaterte tall fra www.lusedata.no (per mai 2010) som beskriver lusesituasjonen langs norskekysten. Nivå som er høyere eller like i 2010 sammenlignet med samme tid foregående år er anmerket med blått i fylkesnavnet.

I henhold til statusrapport 7 fra Mattilsynet 01.05-31.05 - 2010 var det overskridelser av 0,5 kjønnsmodne lus i Rogaland og Agder, Hordaland/Sogn og Fjordane, Trøndelag/Møre og Romsdal, Nordland og Troms/Finnmark i henholdsvis 2, 3, 1, 0 og 0 tilfeller; det vil si totalt 6 rapporterte tilfeller. Overskridelsene økte fra desember 2009 til januar 2010 og gikk ned fra januar til mai.

Status for regionene med hensyn på resistens fra samme rapport var: “Det er rapportert om relativt få resistensmålinger (bioessays) under siste rapporteringsperiode for mai. I region Trøndelag, Møre og Romsdal rapporteres det om to tilfeller med nedsatt effekt av behandling. I Hordaland og Sogn og Fjordane meldes det om fire bioessays som viser nedsatt følsomhet, og to tilfeller med nedsatt effekt av behandling. Omfanget av nedsatt følsomhet og påvist resistens er betydelig for flere av regionene. Vi ser at flere virksomheter inngår avtaler om å unngå bruk av bestemte midler, et slikt samarbeid kan gi positive effekter for utvikling av nedsatt følsomhet mot diverse lusemidler. Nedsatt følsomhet og resistens kommer til å gi utfordringer når vanntemperaturen stiger utover mot sommeren og høsten. Det er derfor avgjørende at det settes i verk tiltak mot resistensutviklingen. Samordning etter luseforskriftens § 6 blir et av de viktigste tiltakene i dette arbeidet. Det forventes at næringen er i forkant og planlegger godt. Mattilsynet har ingen ny kunnskap som endrer oppfatningen av resistenssituasjonen”.

3.2.4 Tiltak i oppdrettsnæringen.

Den siste innrapporteringen (statusrapport 7 fra Mattilsynet 01.05-31.05 – 2010) viser at “det fra slutten av april til utgangen av mai har vært en nedgang i antall kjønnsmodne lus i alle oppdrettsregionene. Lusenivået er slik som man kan forvente med tanke på lave temperaturer og en omfattende våravlusning. Våravlusningen har hatt ønsket effekt. Samtidig rapporteres det om tilfeller av både sjøørret og vill laksesmolt med mye lus, dette gir grunn til bekymring og viser viktigheten av arbeidet for å få lusenivået ned. Alle regionene lå i mai under tiltaksgrensen på kjønnsmodne hunnlus, bortsett fra seks anlegg på landsbasis. I region Rogaland og Agder er det generelle inntrykket at lusetallene er lave med unntak av noen virksomheter i Sunnhordland. Mattilsynet følger opp de høye lusetallene i området med nødvendige virkemidler. Regionene Hordaland, Sogn og Fjordane og Trøndelag, Møre og Romsdal melder om lave nivåer av kjønnsmodne lus i virksomhetene. Også i Nordland er statusen god, med lave lusetall i merdene. Det ser ut til at våravlusningen har hatt tiltenkt effekt i regionene. Når det gjelder Troms og Finnmark er sjøtemperaturene fremdeles lave og anleggene i regionen er under tiltaksgrensen”.

Ulike tiltak for å få bukt på lakselusproblemet er under utredning (www.mattilsynet.no). Havforskningsinstituttet og Veterinærinstituttet anbefaler Mattilsynet at det innføres store forvaltningssoner for oppdrettsnæringen for å hindre spredning av lakselus. Instituttene anbefaler også å ta i bruk systemer for oppsamling av lus og egg der behandlingen ikke har tatt livet av lusene. I diskusjonen rundt størrelse på soner har Havforskningsinstituttet og Veterinærinstituttet brukt Hardangerfjorden som eksempel på en sone, men størrelsen på sonene kan variere. Mellom soner som har ulik produksjonssyklus, bør det vurderes å innføre brakkleggingssoner på minst 40 km. Ved slakterier og brønnbåttransport bør det derfor vurderes om det skal innføres filtrering av vann for å hindre spredning av lakselus.

3.2.5 Hva nå? Føre-var-baserte råd til forvaltningen.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning påpeker at tiltak som er gjennomført neppe er tilstrekkelig for å nå et bærekraftig nivå av lakselus, og at en i tillegg trolig må redusere mengden oppdrettsfisk i noen regioner for å komme ned mot et bærekraftig nivå av lakselus i forhold til de ville laksefiskbestandene. Lus på rømt oppdrettsfisk representerer en tilleggsbelastning med hensyn på lakselusspredning. Det beste virkemiddelet/tiltaket som vil virke på lang sikt er smitteatskillelse. Lakselus og andre smittestoffer/agens må ikke ha mulighet til å komme inn eller ut fra oppdrettsanlegg. Dette vil gi langt bedre kontroll på lakselus og andre sykdommer, og følgelig bedre situasjonen for ville laksefisk.

Undersøkelsene langs norskekysten og innenfor og utenfor nasjonale laksefjorder må gjentas over flere år før endelige konklusjoner om beskyttelsesgrad kan trekkes. Likevel er det klart at utvandrende laksefisk generelt møter et forhøyet infeksjonstrykk i ytre fjord- og kystområder. Den totale mengden oppdrettslaks er trolig så høy at selv “lovlige” luseantall per fisk ikke er tilstrekkelig til å redusere infeksjonstrykket til et bærekraftig nivå. Dersom infeksjonspresstet øker ytterligere i oppdrettsnæringen i 2010, kan konsekvensene bli dramatiske for ville laksefiskbestander. Det vil derfor være nødvendig å både senke tiltaksgrensen og synkronisere tiltakene for å redusere infeksjonsnivået til godt under 10 lus per villfisk, og dermed nå den politiske målsettingen om “ingen negativ effekt”. Dersom dette ikke lenger er mulig, for eksempel på grunn av økt behandlingssvikt i anlegg, er det nødvendig å vurdere produksjonsreduksjon, brakklegging/branngater eller andre produksjonsregimer i større fjordområder eller kystavsnitt slik at man tilpasser produksjonen i henhold til det villfisk tåler. Overvåkningsprogrammet av effekten av lakselus på ville laksefiskbestander er omfattende og krevende. Programmet krever en geografisk dekning av hele norskekysten samt en betydelig detaljeringsgrad for å kunne brukes i den forutsette evalueringen av nasjonale laksefjorder. Det er derfor viktig at overvåkning av lus på villfisk

styrkes ytterligere og benyttes aktivt i evaluering og videre planlegging av tiltak i oppdrettsnæringen.

Grovt sett kan man regne at lakselusa kan leve 150 døgngrader i vannmassene før den enten finner en vert eller dør (Asplin & Sandvik 2009), slik at ved 10 °C vil denne perioden være 15 dager. I henhold til Asplin & Sandvik (2009) kan lakselus spres med mer enn 2 km/t i vannmassene i en fjord og kan potensielt spres mer enn 100 km i vannmassene. Ved lavere temperaturer er det romlige spredningspotensialet trolig ennå større. Smittespotensialet er således stort og dette understreker betydningen av å opprette store oppdrettsfrie soner. Slike soner har også betydning i forhold til spredning av andre agens som virus og bakterier (Mortensen mfl. 2009).

Vi står ovenfor en situasjon der lakselusinfeksjonen i oppdrettsanlegg kan komme ut av kontroll i løpet av 2010 som følge av behandlingssvikt (resistens og multiresistens). I tillegg er det til stede en stor lakselusbestand som vil øke i omfang når sjøtemperaturene øker utover sommeren.. Slike forhold vil ha en dramatisk innvirkning på de ville laksefiskbestandene, spesielt siden oppdrettsproduksjonen og den beregnede lakselusproduksjonen, har økt så mye de siste årene.

Vi trenger derfor enda bedre data, spesielt data på hvor mye lus bestander av laksefisk kan tåle over tid, samt bedre data på tålegrenser av lus på gytemoden sjøørret og sjørøye. Dette bør, sammen med en utvidet overvåkning på vill laksefisk, benyttes til å utvikle regionvise/fjordvise modeller, inkludert modellert spredningspotensiale av smittestoffer/agens, for hvor mye oppdrett ville bestander i en region/fjord tåler.

3.3 *Gyrodactylus salaris*

Den parasittiske haptormarken *Gyrodactylus salaris* regnes som en av de største truslene mot norske laksebestander. Parasitten har blitt introdusert flere ganger til Norge. Det er påvist fire genetisk ulike *G. salaris*-typer (Hansen mfl. 2003, Robertsen mfl. 2007). Forekomsten og grupperingen av disse typene samsvarer godt med kjent innførsel av laksefisk og videre spredning av parasitten med kjent flytting av fisk eller naturlig vandring hos fisk (Johnsen mfl. 1999).

For ytterligere informasjon om introduksjon, spredning og genetiske typer henvises det til rådets rapport for 2009 (Anon. 2009a).

3.3.1 Dagens utbredelse av *G. salaris* i norske vassdrag

G. salaris er påvist i 47 norske vassdrag. I ett vassdrag, Numedalsvassdraget, forekommer en ikke-dødelig type på røye i flere innsjøer (Robertsen mfl. 2007).

Tre typer av *G. salaris* som alle er dødelige for laks, er påvist i 46 norske vassdrag (**tabell 3.3.1**). Per 2010 er 21 vassdrag er friskmeldt etter utryddelsestiltak, mens tre vassdrag er under friskmelding. Selv om de sistnevnte formeldt sett blir betraktet som smittede vassdrag inntil de blir friskmeldte, inngår de likevel ikke i oversikter over smittede vassdrag. Per juni 2010 regnes 22 norske vassdrag som infisert med *G. salaris* eller smittestatus er usikker (merket med * i **tabell 3.3.1**). I Leirelva og Ranelva i Nordland ble det gjennomført rotenonbehandlinger i henholdsvis 2005 og 2006 og parasitten er ikke påvist i ettertid. Grunnen til at smittestatus i de to elvene likevel regnes som usikker er at de begge ligger i den smittede Vefsn-regionen. Selv om de ligger forholdsvis langt unna smittede elver, blir det ikke satt i gang undersøkelser med tanke på friskmelding før utryddelsestiltak er gjennomført i alle de smittede elvene i Vefsn-regionen. I mellomtiden overvåkes Leirelva og Ranelva på samme nivå som usmittede elver i det nasjonale overvåkingsprogrammet, det vil si 30 laksunger én gang per år.

Høsten 2009 ble *G. salaris* påvist på røye i Fustvatnet i Nordland. Fra Fustvannet renner elven Fusta, der laksungene har vært infisert med *G. salaris* siden 1980. Tidligere hadde laks mulighet til å vandre opp i Fustvatnet via en laksetrapp i Forsmoforsen. Denne trappa ble stengt i

1992 (Johnsen mfl. 1999). Senere har man imidlertid flyttet anadrom fisk (sjøørret) opp forbi laksetrappa og det er derfor usikkert hvor lenge *G. salaris* har vært til stede på røye i Fustvatnet. Genetiske studier har vist at *G. salaris* på henholdsvis laksunger i Vefsna og røye i Fustvatnet tilhører samme genotype (basert på det mitokondrielle cytochrom oksidase 1- genen). Denne genetiske likheten forteller imidlertid ingenting om parasittens evne til å fremkalle sykdom (virulens) hos laks. I og med at *G. salaris* trolig har levd forholdsvis lang tid på røye og da i lave antall uten å forårsake sykdom hos røye, vurderes det som en mulighet at det kan ha blitt utviklet *G. salaris* type på røye i Fustvatnet som er mindre dødelig for laksunger. Dette vil bli belyst gjennom smitteforsøk i 2010.

3.3.2 Friskmeldte vassdrag

Etter at utryddelsestiltak er fullført i et *G. salaris*-smittet vassdrag, blir laksunger vanligvis undersøkt i fem år før vassdraget blir friskmeldt, men det er åpnet for at friskmeldingsprosessen kan ta lengre tid i vassdrag med høy smoltalder.

Totalt er 23 norske vassdrag blitt friskmeldt etter utryddelsestiltak. I to vassdrag har imidlertid parasitten komme tilbake. Dette gjelder Batnfjordselva og Henselva, begge i Møre og Romsdal. Batnfjordselva ble rotenonbehandlet i 1994 og friskmeldt i 1999. Parasitten kom tilbake i 2000. I ettertid vurderes det som sannsynlig at Batnfjordselva ligger i samme smitteregion som Driva, Usma og Litledalselva og at Batnfjordselva ble resmittet med infisert laks som vandret fra ett de andre vassdragene i smitteregionen. Henselva ble rotenonbehandlet i 1993 samtidig med de andre infiserte elvene i samme smitteregion (Rauma, Skorga, Innfjordelva, Måna). Henselva ble friskmeldt i 1999, men parasitten kom tilbake i 2000. I den nærliggende Rauma kom imidlertid *G. salaris* tilbake allerede i 1996, og det er mest sannsynlig at parasitten ble spredt fra Rauma til Henselva med vandrende smittet laks. Per mai 2010 er det 21 friskmeldte vassdrag.

Alle friskmeldte vassdrag overvåkes årlig i det nasjonale overvåkingsprogrammet for *G. salaris* uavhengig av hvor lenge vassdraget har vært friskmeldt.

3.3.3 Vassdrag under friskmelding

I 2010 starter overvåkingen av tre vassdrag i Steinkjer-regionen med tanke på en framtidig friskmelding. Dette gjelder Steinkjervassdraget (inklusive Oгна og Byaelva), Figga og Lundelva som alle ble rotenonbehandlet i 2009. Dersom *G. salaris* ikke blir påvist kan vassdragene trolig friskmeldes høsten 2014.

Tabell 3.3.1. Smittestatus per april 2010 for norske vassdrag der dødelige typer av *G. salaris* for laks er påvist. Vassdrag merket * har usikker infeksjonsstatus.

Navn på vassdrag	Fylke	Smittet	Under friskmelding	Friskmeldt
Skibotnelva	Troms	X		
Signalldalselva	Troms	X		
Lakselva	Nordland			X
Beiarelva	Nordland			X
Ranaelva	Nordland			X
Slettenelva	Nordland			X
Røssåga	Nordland			X
Bjerka	Nordland			X
Bardalselva	Nordland			X
Sannaelva	Nordland			X
Leirelva	Nordland	X*		
Ranelva	Nordland	X*		
Drevja	Nordland	X		
Fusta	Nordland	X		
Vefsna	Nordland	X		
Hundåla	Nordland	X		
Halsanelva	Nordland	X		
Hestdalselva	Nordland	X		
Steinkjernelva	Nord-Trøndelag		X	
Figga	Nord-Trøndelag		X	
Lundelva	Nord-Trøndelag		X	
Vulleelva	Nord-Trøndelag			X
Langsteinelva	Nord-Trøndelag			X
Bævra	Møre og Romsdal			X
Storelva	Møre og Romsdal			X
Batnfjordselva	Møre og Romsdal	X		
Driva	Møre og Romsdal	X		
Litledalselva	Møre og Romsdal	X		
Usma	Møre og Romsdal	X		
Henselva	Møre og Romsdal	X		
Rauma	Møre og Romsdal	X		
Skorga	Møre og Romsdal	X		
Innfjordelva	Møre og Romsdal	X		
Måna	Møre og Romsdal			X
Aureelva	Møre og Romsdal			X
Vikelva	Møre og Romsdal			X
Eidsdalselva	Møre og Romsdal			X
Nordalselva	Møre og Romsdal			X
Tafjordelva	Møre og Romsdal			X
Valldalselva	Møre og Romsdal			X
Korsbrekkelva	Møre og Romsdal			X
Vikja	Sogn og Fjordane			X
Lærdalselva	Sogn og Fjordane	X		
Drammenselva	Buskerud	X		
Lierelva	Buskerud	X		
Sandeelva	Vestfold	X		
Totalt antall vassdrag	46	22	3	21

3.3.4 Kommende utryddelsestiltak i smittede vassdrag

Direktoratet for naturforvaltning (DN) har laget en handlingsplan med prioriteringer for gjennomføring av utryddelsestiltak i norske vassdrag. DN har valgt total rotenonbehandling som det viktigste utryddelsestiltaket. I enkelte vassdrag vil det i tillegg bli brukt langtidssperrer. De regionene som nå har høyest prioritet (i prioritert rekkefølge) er Vefsn-regionen, Rauma-regionen og Driva-regionen. I alle regioner planlegges det å gjennomføre doble behandlinger, vanligvis i to påfølgende år.

I Vefsn-regionen (Vefsn, Fusta, Drevja, Hundåla, Leirelva, Ranelva, Halsanelva, Hestdalselva) var det planlagt at utryddelsestiltak skulle gjennomføres i 2010 og 2011, men på grunn av påvisning av *G. salaris* på røye i Fustvatnet (se over) ser det ut til at tiltaksplanen blir utsatt og noe endret. I og med at Halsanelva og Hestdalselva har lang sjøavstand til andre smittede elver i regionen og er det er målt høy saltholdighet i sjøvannet mellom dem, er det likevel aktuelt å behandle Halsanelva og Hestdalselva i 2010. Forutsatt at fullstendig utryddelse er gjennomført i hele Vefsn-regionen innen utgangen av 2012, kan vassdragene i Vefsn-regionen tidligst bli friskmeldt i mot slutten av 2017.

I Driva-regionen (Driva, Litledalselva, Usma, Batnfjordselva) planlegges det å bygge en stor sperre i hovedelva i Driva for å redusere parasittens utbredelse. Dette vil gi en vesentlig reduksjon i antall kilometer som skal behandles kjemisk på et senere tidspunkt. Det er usikkert når sperra vil være ferdig bygget og fullt operativ. Deretter må sperra være 100 % funksjonell i minimum 7-8 år før kjemisk behandling kan gjennomføres nedstrøms sperra. Det er per mai 2010 svært uklart når undersøkelser i et friskmeldingsprogram kan begynne og følgelig er det ikke mulig å anslå når Driva og de andre vassdragene i regionen kan friskmeldes.

I tillegg til rotenonbehandlingene pågår et FoU-prosjekt i Lærdalselva for å videreutvikle aluminiumssulfat (ALS)-metoden. Målet er å forbedre metoden slik at den kan brukes i et utryddelsestiltak. I 2010 er planen å gjennomføre ulike grunnvannsundersøkelser som en del av metodiske forbedringer slik at sannsynligheten for å lykkes med utryddelse av parasitten økes. Det er ikke planlagt behandling med ALS i 2010. Forsøk på utryddelse av parasitten med ALS-metoden i Lærdalselva vil tidligst skje i 2011. Dersom det skal gjennomføres to utryddelsesbehandlingene, vil den neste tidligst bli gjennomført i 2012. Undersøkelser med tanke på friskmelding kan da tidligst begynne i 2013 og vassdraget vil tidligst bli friskmeldt i mot slutten av 2017.

3.3.5 Avl på Gyroresistens hos laksunger

Tidligere i år ble det publisert et arbeid som viser at resistens hos laksunger mot *Gyrodactylus salaris* kan økes gjennom målrettet avl (Salte mfl. 2010a). Artikkelen ble fulgt opp med en kronikk i Aftenposten (Salte mfl. 2010b) der det ble argumentert for å bruke avl på laksungers resistens i en bekjempelsesstrategi mot *G. salaris* i Drammenselva. Vitenskapsrådet mener at denne forskningen på laksungers resistens er faglig interessant, men at bruk av resultatene i en ny forvaltningsstrategi er for dårlig uttredet i forhold til mulige negative konsekvenser. Resistente laksunger vil fortsatt være bærere av *G. salaris* selv om de ikke blir syke og dør. I og med at avl på resistens fører til at flere laksunger overlever, vil dette resultere i flere *G. salaris*-infriserte laksunger i det enkelte vassdrag (Drammenselva), som igjen vil føre til økt smittepress mot andre norske vassdrag. Dette vil føre til en langt større risiko for spredning av *G. salaris* til nye vassdrag enn ved dagens bekjempelsesstrategier. For Drammenselvas vedkommende er risikoen for spredning til andre vassdrag vurdert av Høgåsen & Brun (2003). Risikoen for spredning til for eksempel Numedalslågen er vurdert som svært liten, men er uansett betydelig høyere ved store smoltantall enn ved lave smoltantall. Her og andre steder i Norge, må det også vurderes hvordan spredning til nærmeste vassdrag (her: Sandeelva) påvirker sannsynligheten for spredning til neste store vassdrag (Numedalslågen).

Dersom det skal avles på resistens i et vassdrag i en region med flere smittede vassdrag, vil det ikke være mulig å utrydde parasitten i noen vassdrag i regionen. For eksempel vil en resistensavlsstrategi i Drammenselva få betydning for bekjempelsen i Lierelva og Sandeelva. I og med at disse elvene har egne laksestammer og laksen i Norge forvaltes på vassdrags- og stammenivå, må det også settes i gang avl på laksestammene i Lierelva og Sandeelva. Hvis ikke, vil laksestammene i disse to elvene høyst sannsynlig bli erstattet med feilvandret laks fra Drammenselva som har bedre overlevelse mot *G. salaris*. Avl på én egenskap hos dyr, kan resultere i at andre egenskaper blir endret, særlig hvis utvalget av avlsdyr er begrenset slik at de bare representerer en liten andel av den totale genetiske variasjonen i bestanden. Avl over flere generasjoner i fangenskap er også forbundet med tap av tilpasninger til naturen (Araki mfl. 2007, **kap.6.3**). I Drammenselva er laksebestanden stor og det fins muligheter til å unngå negative effekter av små utvalg om man er villig til å skalere forsøket tilsvarende, og også inkludere Lierelva og Sandeelva i avlsforsøket.

Vitenskapsrådet stiller seg generelt tvilende til at man gjennom manipulasjon øker frekvensene av visse gener hos ville dyr for å bøte på effekten av en ny trusselfaktor. Det synes langt bedre å fjerne eller redusere trusselfaktoren. I og med at det nå er sjeldnere at *G. salaris* spres til nye norske laksevassdrag, kan det se ut til at nåværende bekjempelses- og utryddelsesstrategi er vellykket i forhold til videre spredning. På dette grunnlaget mener vitenskapsrådet at en avlsstrategi for å øke laksungers resistens mot *G. salaris* i norske vassdrag ikke bør igangsettes som del av en nasjonal forvaltningsstrategi, men anbefaler at videre forskning på resistensavl gjøres i Drammensregionen der *G. salaris* eksisterer i vassdrag med få tilgjengelige bekjempelsestiltak etter dagens kunnskap.

3.4 Andre sykdommer

Det oppdages stadig nye infeksjonssykdommer hos laks. Funnene blir først og fremst gjort hos oppdrettslaks, men av til også hos vill laks. Dette kan forklares med at helsekontrollen og sykdomsfrekvensen er mye større hos oppdrettslaks enn hos vill laks. De fleste nye infeksjonssykdommene forårsakes av kjente agens (infektive organismer som virus, bakterier, sopp, parasitter), men tidvis påvises tidligere ukjente agens. Det er som regel vanskelig å forklare hvorfor nye infeksjonssykdommer oppstår da det kan være mange ulike årsaker. Det kan være endringer i miljøet, endringer i konkurransen med andre verter, endringer i antall verter, endringer innad hos vertarten, endringer i smittepress, overføring fra andre vertarter, introduksjoner og lignende forklaringer. Flere av disse årsakene kan ha endret seg samtidig.

Mulighetene for å oppdage endringer i infeksjonsbildet hos vill laks er begrenset fordi basisundersøkelser og langtidsserier mangler. Når nye agens eller infeksjonssykdommer blir påvist hos vill laks, kan vi ikke med sikkerhet si at situasjonen faktisk er endret. Det kan like gjerne skyldes andre forhold, for eksempel bedre undersøkelses- og påvisningsmetodikker eller økt fokus hos fiskere eller forskere.

Flere endringer i laksens leveområder gir imidlertid god grunn til å hevde at smittepresset mot vill laks har økt betydelig for en rekke infektive agens i de siste 20-30 år. Det er særlig smittepresset fra agens som er oppformert hos oppdrettslaks som har økt. Det eneste tilfellet som er godt dokumentert er det økte smittepresset av lakselus. Det er sannsynlig at det har vært et tilsvarende økt smittepress for mange andre infeksjose agens. Hos oppdrettsnæringen er det hvert år store antall laks som blir syke av ulike infeksjonssykdommer, særlig virussykdommer, men også bakterie- og parasittsykdommer. Det er svært sannsynlig at de mange sykdomsutbruddene hos oppdrettslaks har resultert i et økt smittepress mot villaks. Selv om økt forekomst av smitte har en negativ påvirkning på vill laks behøver det ikke å resultere i økt dødelighet. Infeksjonene kan

påvirke veksten hos vill laks slik at disse blir mindre og magrere enn normalt. En svekkelse av villaksen kan også føre til den utsettes for økt predasjon. Det er grunn til å frykte at økt smittepress fra mange ulike agens som blir oppformert hos oppdrettslaks, totalt sett forårsaker økt sykdom hos villaks på samme måte som sykdom og dødelighet hos villaks har økt som følge av lakselus. Den økte sykdomsdødeligheten kan imidlertid være moderat, og en slik dødsårsak kan da være vanskelig å skille fra andre dødsårsaker.

Nylig er det påvist en parasittsykdom hos oppdrettslaks og villaks forårsaket av mikrosporidien *Desmozoon lepeophtherii*. I vår rapport fra 2009 (Anon. 2009a) ble denne parasitten omtalt som *Paranucleospora theridion* da den tentativt hadde fått dette navnet av norske forskere. Parasitten ble imidlertid artsbeskrevet høsten 2009 under navnet *Desmozoon lepeophtherii* av forskere fra Storbritannia (Freeman & Sommerville 2009). En artsbeskrivelse ble også laget av norske forskere, men denne kom først på trykk tidlig i 2010 (Nylund mfl. 2010). I henhold til zoologiske nomenklaturregler vil det gyldige artsnavnet følge den første artsbeskrivelsen, altså *Desmozoon lepeophtherii*. Denne parasitten har to formeringssyklusler i laks og én i lakselus. Den kjønnete formeringen foregår i sistnevnte som således blir betraktet som hovedvert, mens laks regnes som mellomvert. En tilsynelatende økt forekomst av *D. lepeophtherii* hos oppdrettslaks kan ha sammenheng med et økt antall lakselus. I så fall er det sannsynlig at mikrosporidiesmittepresset mot vill laks også har økt. Pilotstudier med real-time PCR (en metode som både påviser et agens og samtidig indikerer antall) har gitt funn hos vill stamlaks som gir grunn til å frykte at mikrosporidien forårsaker sykdom også hos vill laks.

I tillegg til økt smittepress fra oppdrettslaks, skjer det andre endringer i miljøet som også bidrar til økt smittepress og økt sykdomsforekomst hos vill laks. I de siste to-tre årene er det påvist økt forekomst av to parasittsykdommer hos henholdsvis laksunger i ferskvann og voksen laks i sjøen. Sykdommen hos laksunger i ferskvann kalles parasittær nyresyke (PKD) og ødelegger først og fremst laksunges nye. Sykdommen hos voksen laks i sjøen kalles blodgatt og synes å være en variant av anisakiose som fra før er kjent fra en rekke ulike marine fiskearter. Årsakene til den tilsynelatende økte forekomsten av disse sykdommene er ikke klarlagt, men har trolig en sammenheng med miljøendringer og endringer i smittepress. Begge disse sykdommene har trolig "kommet for å bli" og beskrives derfor noe mer i detalj nedenfor.

3.4.1 Parasittær nyresyke (PKD) hos laksefisk

PKD forårsakes av parasitten *Tetracapsuloides bryosalmonae*. Dette er et flercellet dyr som tilhører parasittgruppen Myxozoa. *T. bryosalmonae* ble tidligere omtalt som PKX, det vil si den ukjente organismen som forårsaker PKD. *T. bryosalmonae* bruker ulike mosdyr (Bryozoa) som hovedvert, særlig sultanmosdyret (*Fredericella sultana*). Laksefisk brukes som mellomvert. I Norge er parasitten påvist i laks, ørret (inklusive sjøørret) og røye (inklusive sjørøye) over store deler av landet. Harr er også kjent som en mottakelig vert i andre land, men er så langt ikke undersøkt i Norge. Selv om *T. bryosalmonae* er til stede i en fisk, er ikke dette ensbetydende med at den blir syk av PKD. Sykdom utvikles først og fremst når vanntemperaturen blir høy (> 12-14 °C) i en lengre periode (> 14 dager)

PKD er kjent fra norske settefiskanlegg fra 1970-tallet, blant annet fra et anlegg som har satt ut ørret i store deler av Sør-Norge. Rundt 1990 ble PKD påvist hos laksunger i Figgjo på Jæren uten at det ble dokumentert negativ effekt på bestandsnivå. I 2006 ble det fastslått at massedød hos laks- og ørretunger i Åelva i Nordland var forårsaket av PKD, og det samme sykdomsbildet er påvist i alle påfølgende år. Beregninger har vist at den økte dødeligheten hos både laks- og ørretunger i Åelva er rundt 70-80 % og er således på samme nivå som den *Gyrodactylus salaris* forårsaker hos laksunger i en del norske elver. Et lignende PKD-sykdomsbilde er påvist i ytterligere fire elver (Figgjo, Jølstra, Oldenelva, Terråkelva). I Åelva har det vært sykdomsutbrudd årlig de siste 4-5 årene.

Klimaendringer og visse vassdragsreguleringer kan gi høyere vanntemperatur over lengre perioder av sommeren. Det er derfor grunn til å forvente at sykdommen PKD blir vanligere hos enkeltfisk i årene som kommer og at sykdommen flere steder vil ha negativ effekt på laksefiskbestander. Dersom PKD kan utvikles hos smolt som er i ferd med å forlate elv, kan sykdommen ha betydning for sjøoverlevelsen hos postsmolt hos både laks, sjørret og sjørøye.

3.4.2 Blodgatt (anisakiose) hos laks

I 2006 og 2007 ble blodig gatt (engelsk: red vent) påvist hos oppgangslaks i England, Irland, Island, Skottland og Wales. Bare i Skottland ble tilstanden oppdaget i mer enn 50 elver. Etter omfattende undersøkelser ble det konkludert med at de blodige gattåpningene var forårsaket av store antall nematodelarver (opptil 20 mm lange) tilhørende arten *Anisakis simplex*. Laks uten synlig blodig gatt kunne også ha mange larver i muskulaturen rundt gattåpningen. I 2008 og 2009 ble det tatt prøver fra 101 laks fanget i norske vassdrag fra ulike deler av landet. Undersøkelser viste at halvparten av fiskene hadde nematodelarver i området rundt gattåpningen. Seksten parasittindivider som ble plukket fra ulike laks, ble identifisert ved hjelp av genetiske metoder. Alle ble artsbestemt til *A. simplex*. Resultatene viser at tilstanden med økt forekomst av nematodelarver rundt gattåpningen også gjelder norsk vill laks og at dette er vanlig i vassdrag over hele landet (Mo mfl. 2010)

Infeksjoner med *A. simplex* er velkjent hos mange marine fiskearter. Hos laks er det vanlig å påvise noen individer i og på innvollene, særlig på leveren. Store antall parasittlarver i området rundt gattåpningen er imidlertid tidligere ikke påvist. Det er lagt fram flere teorier for denne tilsynelatende nye forekomsten i laks: 1) Laksen har endret beiteområde, 2) laksen spiser andre byttedyr, 3) smittepresset har økt, og/eller 4) en ny underart av parasitten infiserer laks. Per i dag forelegger det ingen entydig forklaring på hva som har skjedd. Genetiske undersøkelser gir imidlertid grunnlag for å hevde at det ikke dreier seg om en ny parasittvariant.

En sannsynlig forklaring (kanskje i kombinasjon med andre forklaringer) er at smittepresset mot laks har økt. *A. simplex* bruker hval som sluttvert. I Nord-Atlanteren er det særlig vågehval og de mange små tannhvalartene som er verter. Bestandene til disse hvalene har økt betydelig i nordområdene de siste 10-15 årene. Følgelig er det grunn til å tro at antall voksne, eggproduserende *A. simplex* har økt, men bekreftende undersøkelser av hval mangler. *A. simplex* bruker ulike krepsdyr, særlig krill, som første mellomvert og ulike krepsdyrspisende dyr, særlig fisk, som transportvert. I mange fiskearter er det påvist økte *A. simplex*-infeksjoner. Dette tyder på et økt smittepress og således er det ikke overraskende at infeksjonene i laks også øker. Dette kan imidlertid ikke alene forklare hvorfor parasittene synes å "foretrekke" området rundt gattåpningen.

A. simplex kan forårsake alvorlige sykdommer hos mennesker. Det er først og fremst innatak av levende parasittlarver som kan forårsake alvorlig plager i tarmen. Hvert år dør det flere mennesker som følge av slike infeksjoner. I en hovedfagsoppgave som vil bli ferdigstilt i 2010, er det vist at villaks fra Drammenselva har forholdsvis høy forekomst av *A. simplex* larver i muskulaturen. Denne studien vil bli nærmere omtalt i vår neste rapport. Vi har ingen grunn til å tro at Drammenselvlaks har en annen forekomst av nematodelarver i fiskekjøttet enn laks fra andre norske elver. På et generelt grunnlag er det derfor grunn til å fraråde at villaks blir spist rå (for eksempel i sushi), gravet eller lett røkt. I så fall må laksen ha vært frossen i flere dager. Selv om parasittene er døde, er det stadig flere mennesker som reagerer allergisk mot *A. simplex*. Et av symptomene kan være anafylaktisk sjokk (alvorlig pustebesvær). Mennesker med et redusert immunforsvar kan være særlig utsatt.

3.5 Forurensing

3.5.1 Vannkvalitet i Norge

Det er velkjent at ulike forurensinger har bidratt til å utrydde laks fra en rekke europeiske elver på 1900-tallet (WWF 2001). Disse forurensningene kunne ha lokalt opphav (skyldes blant annet industri, bergverk, land- og skogbruk og næringsalter) eller skyldes langtransporterte forurensinger. Langtransporterte luftforurensninger omfatter sur nedbør og en rekke organiske og uorganiske miljøgifter. Mens langtransporterte forurensinger vil resultere i regionalt forhøyde nivåer, vil lokale utslipp være avgrenset i sin utbredelse. Lokale tilførsler kan variere i forekomst, fra å være “permanente” til å være episodiske. Mens tilfeldige utslipp vil være episodisk av natur, vil utslipp fra for eksempel gruvevirksomhet være permanent. Bruk av landbrukskjemikalier kan gi episodiske belastninger ettersom slike kjemikalier ofte brukes i tidsavgrensede perioder. Langtransporterte forurensninger som tilføres vassdragene kan også resultere i kronisk, eventuelt episodisk belastning, hvor grad av episodiskhet er knyttet til tilførsel og geokjemiske forhold. Mens vedvarende utslipp kan være lett å dokumentere, vil episodiske utslipp være tilsvarende vanskelig å dokumentere. Sannsynlighet for å fange opp et kortvarig utslipp i et normalt overvåkingsprogram (månedlige prøver) er begrenset.

For å fastslå om et kjemikalium, eller en kombinasjon av flere kjemikalier påvirker laksefisk må man først avklare hvilke biologiske egenskaper det viktig å beskytte, dernest påvise at disse er svekket og knytte årsaken til én eller flere vannkjemiske faktorer. Mens det tidligere var akseptabelt å benytte dødelighet som kriterium på uakseptable belastningsnivå, skal laksefisk i dag forvaltes etter gytebestandsmåloppnåelse. Dette innebærer en endring i forståelse av hva som er viktig (egenskaper til individ og populasjon), hvor fokus er skiftet fra akutt dødelighet til oppnåelse av produksjonsmål. Dette innebærer at vannkjemi verken skal redusere mengde smolt som produseres i elva eller smoltens evne til å “tåle” saltvann.

Alle levende organismer stiller krav til sitt leveområde, hvor ulike arter og livsstadier har ulike krav. Slike krav, sammen med spredningsbegrensninger/-muligheter avgrenser områdene hvor enkeltarter kan leve. Avgrensingen kan betraktes som naturlig når det fysiokjemiske miljøet er innenfor normaltstanden for området, men er utenfor toleranseområdet for arten. Hvis derimot en art mangler i et område den burde forekomme i, kan dette skyldes menneskeskapt påvirkninger, det vil si en antropogen forringelse av leveområdet. Laks er i denne sammenheng intet unntak. Arten stiller krav til vannets fysiske egenskaper (for eksempel vannhastighet, partikler, oksygen og temperatur) og til vannets kjemiske egenskaper (for eksempel pH og innhold av organisk materiale (TOC) og løste ioner). Mens laks har “romslige” miljøkrav til visse fysiokjemiske faktorer (det er for eksempel “stor” romlig variasjon i vannføring, temperatur, pH, løste ioner og organisk stoff innenfor utbredelsesområdet i landene omkring Nord-Atlanteren), har arten snevrere toleransegrenser i forhold til en rekke forurensinger hvor selv lave doser kan ha stor økologisk påvirkning (Rosseland & Kroglund, til trykking). Laks hadde sin naturlige utbredelse innenfor breddegradene 40° og 75° N i Europa og innenfor 40° og 60° N i Nord Amerika. Innenfor dette området er det en stor variasjon i blant annet temperatur, isforhold og vannkjemi. Hovedårsaken til nord-sør-begrensningene i utbredelse kan knyttes til temperatur, hvor temperaturene utenfor dette geografiske området er utilfredsstillende for laks. Når laksen er utryddet fra deler av dette området i dag kan dette blant annet skyldes antropogene påvirkninger, herunder vannkjemi.

Det er veldokumentert at vekst og reproduksjon samt atferd knyttet til flukt og vandring påvirkes av ulike kjemikalier (se **kap. 3.5.3**). Slike påvirkninger kan, men trenger ikke redusere smoltproduksjon. Redusert smoltproduksjon vil resultere i færre utvandrende smolt. Samtidig synes smoltkvalitet å være særs følsom for ulike kjemikalier. Denne økte følsomheten er knyttet til en forberedelse, hvor yngelen tilpasser seg et fremtidig liv i saltvann. Anadrome laksefisk vand-

rer mellom ferskvann og saltvann. For å tåle denne endringen i saltnivåer gjennomgår yngelen en smoltifisering, hvor det ferskvannstilpassede individet tilpasses et liv i saltvann. Det er velkjent at selve smoltifiseringsprosessen (parr-smolt transformation, PST) er følsom for forurensinger og at smolt er mer følsom enn parr (Leivestad mfl. 1987, Monette & McCormick 2005, Rosseland & Skogheim 1984, Rosseland mfl. 2001), hvor følsomhet øker kraftig ukene forut for utvandring (Staurnes mfl. 1995). Effekter på smoltkvalitet er best dokumentert for forsurening, metaller og pesticider (Rosseland & Kroglund, til trykking). Det foreligger også en omfattende litteratur på effekter av tungmetaller, samt noe spredte data på ulike miljøgifter. For at vannkvalitetskravet skal være oppfylt for laks må vannkjemi ikke være årsak til svekket smoltkvalitet.

Hva tåler så laksefisk av ulike kjemikalier? Mens “ingen effekt” grenser (NOEC eller PNEC) i dag defineres for nyere kjemikalier, er det mer sjeldent at slike grenser er definert for kjemikalier som var i bruk for noen tiår tilbake. Dette er blant annet grunnlaget for REACH-direktivet, hvor alle kjemikalier som omsettes i Europa i fremtiden skal miljøklassifiseres. For enkelte stoffer foreligger det informasjon om nivåer som dreper fisken i ferskvann, men for laks er det også viktig at marin overlevelse (saltvannstoleranse) ikke skades. Dette inngår ikke som testgrunnlag i de internasjonale test-protokollene (OECD og USEPA 1989) som alle baserer seg på bruk av alger, invertebrater og fisk, oftest zebrafisk. Ingen av disse artene angir nødvendigvis informasjon om grenser relevant for anadrome fiskearter. Samtidig tilføres vassdragene i dag kjemikalier som var ukjente for få tiår siden, hvor stoffenes effekt på PST (smoltifiseringsprosessen) er udokumentert. De senere år er miljøet tilført nye eksotiske kjemikalier; bromerte flammehemmere, biocider, ftalater, PCB, PFC, samtidig som at utslippene av mange av de gamle miljøgiftene ikke er redusert.

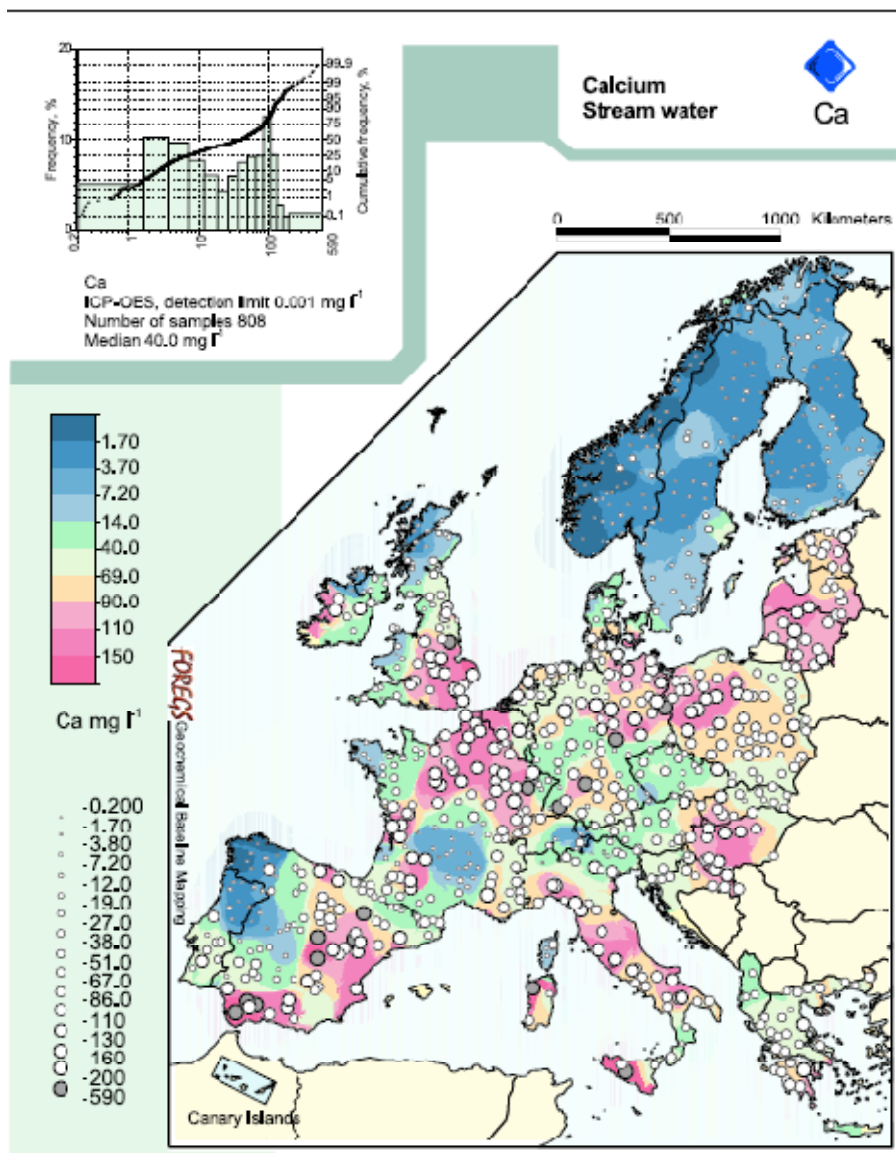
Opprinnelig ble tilstandsklasser for vannkvalitet i Norge bestemt ut fra et sett av parametere (klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann, SFT 1997). Tilstandsklassene benyttet av SFT (nåværende Klif, Klima- og forurensningsdirektoratet) tok ikke hensyn til hvorvidt de angitte konsentrasjonsgrensene var høyere eller lavere enn bakgrunnskonsentrasjonen. Dermed ble for eksempel alle ferskvannsføremønstre med total organisk karbon > 3,5 mg C/L eller pH verdier < 6,0 klassifisert som mindre god. Vann med kobberinnhold > 0,6 µg Cu/l ble karakterisert som moderat forurenset uavhengig av om nivået var lavere enn bakgrunnsnivået, eller at giftighet til kobber er nært knyttet til pH, TOC, kalsium med mer slik at grensen kunne overbeskytte i enkelte vann typer, og underbeskytte i andre. Blant annet på grunn av slike begrensninger er klassifiseringsgrunnlaget under revisjon (jf. klassifiseringsveileder for EUs vanddirektiv, Veileder 01:2009). I vanddirektivet tas det hensyn til økoregion, høyde over havet, kalkinnhold, humusinnhold, turbiditet og størrelse på nedbørfeltet. Miljømålet for naturlige vannforekomster av overflatevann (elver, innsjøer og kystvann) er at de skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand innen 2015 for alle områdene som er med i første planperiode. Vanddirektivet og den norske vannforskriften forutsetter at tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand (**figur 3.5.1**). Dette betyr at i vannforekomster der miljømålene ikke er tilfredsstillt, må miljøforbedrende og/eller gjenopprettende tiltak iverksettes som sikrer tilfredsstillelse av miljømålene i tråd med direktivets frister (med visse unntak, se beskrivelse i teksten). Samtidig forutsetter vanddirektivet altså at det må vurderes om forebyggende tiltak er nødvendige for å hindre forringelse i de vannforekomstene som i dag tilfredsstiller miljømålene (god eller svært god tilstand).



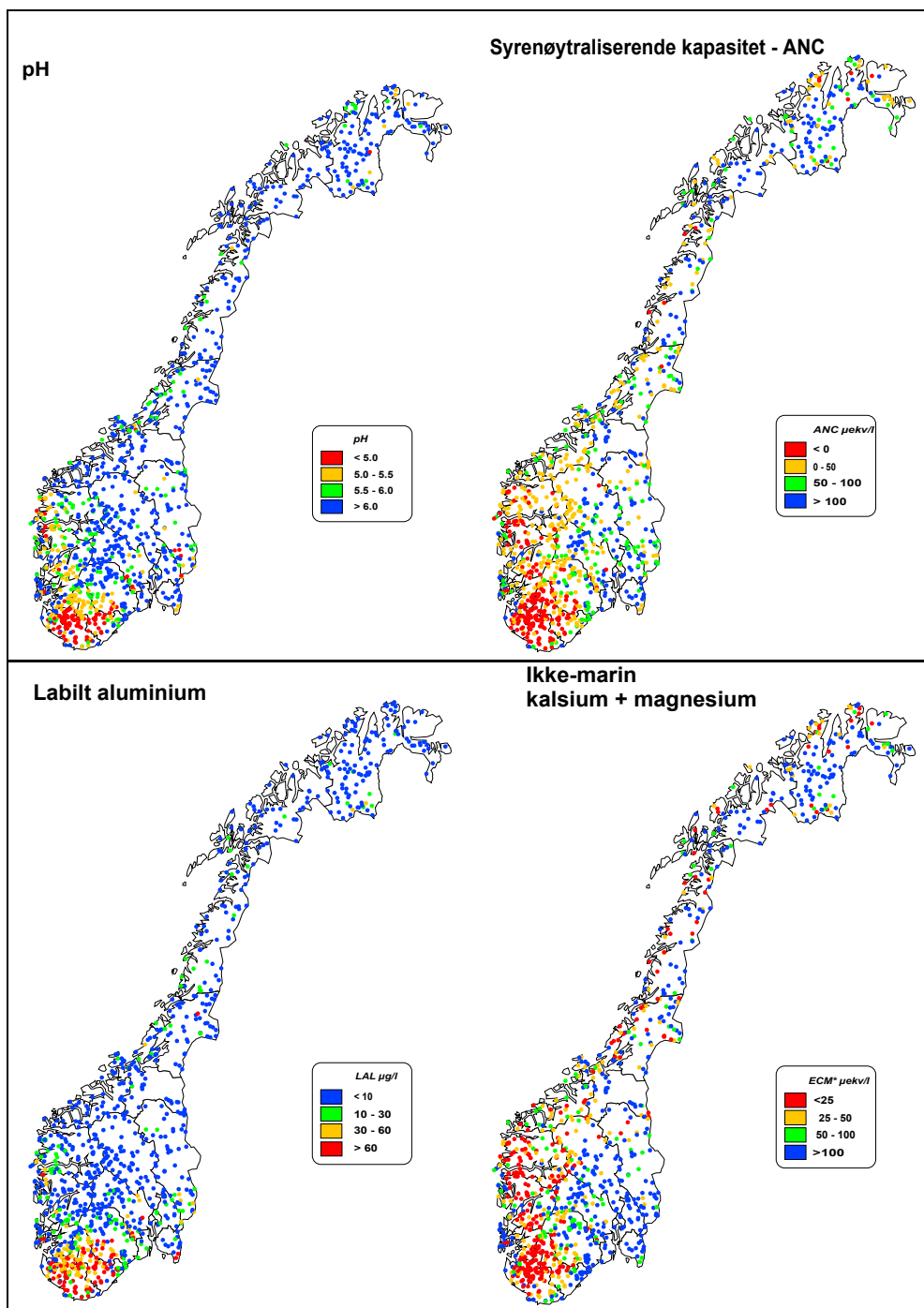
Figur 3.5.1. Vanddirektivet og den norske vannforskriften forutsetter at tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand. Dette betyr at i vannforekomster der miljømålene ikke er tilfredsstillt, må miljøforbedrende og/eller gjenoppbyggende tiltak iverksettes som sikrer tilfredsstillelse av miljømålene i tråd med direktivets frister (med visse unntak, se beskrivelse i teksten). Samtidig forutsetter vanddirektivet altså at det må vurderes om forebyggende tiltak er nødvendige for å hindre forringelse i de vannforekomstene som i dag tilfredsstiller miljømålene (god eller svært god tilstand). Figur fra Veileder 01:2009.

Giftigheten til forurensninger vil erfaringsmessig variere med blant annet vannkjemi for øvrig, temperatur, konsentrasjon og eksponeringsvarighet samt følsomhet til de livsstadiene av laks (og andre arter) som er til stede. Et utslipp av et giftstoff som skader laks i ionefattige vestlandselver trenger ikke ha samme effekt i en mer ionerik sørlandselv, og kan ha liten til ingen effekt lenger sør i Europa. Kritisk kjemisk grense vil således variere med vannets øvrige kjemiske sammensetning og temperatur. Mens høye konsentrasjoner av blant annet kalsium og humus bidrar til å redusere giftighet, vil den relative giftigheten til et stoff øke hvis kalsiumkonsentrasjon og humusinnholdet er lavt. Denne vanntypen dominerer i Norge i forhold til resten av Europa (**figur 3.5.2**). Til tross for at kalsiumnivået er lavt i Norge, er det lokale og regionale variasjoner i vannkjemi (**figur 3.5.3**) som har betydning for hvor giftig et stoff vil være.

Årsaken til at norske elver generelt har en lav konsentrasjon av oppløste ioner i vannet er at berggrunnen i Norge er forvittringsresistent (granitt og gneiss), har lite løsmasser og jevnt over et tynt jordsmonn. I tillegg mottar Norge store nedbørmengder som virker fortynnende på ionekonsentrasjonene. Innholdet av organisk karbon, fosfor og total-nitrogen vil også ofte være lav og reflekterer blant annet at andelen av skog og myr er liten i Norge. Variasjoner i denne andelen er årsaken til regionale forskjeller innefor Norge. Lav avrenning ($< 20 \text{ m}^3/\text{sek}/\text{km}^2$) er mest typisk i Østlandsområdet og deler av Finmark. Vestlandet fra Rogaland til Møre har generelt høy avrenning ($> 60 \text{ m}^3/\text{sek}/\text{km}^2$). Effekten av blant annet geokjemi og avrenning gjenspeiles i de regionale forskjellene man måler i ikke-marin Ca+Mg og i TOC innenfor Norge. På Vestlandet har 75 % av alle innsjøene i 1995-prøvetakingen $< 0,9 \text{ mg Ca/l}$. På Sørlandet og i Midt-Norge er prosentandelen innsjøer med så lavt Ca-innhold redusert til 50 %, mens den er kun 25 % av innsjøene i resten av landet som har så lavt Ca-innhold (Bjerknes 2007). Mens 50 % av innsjøene på Vestlandet har $< 0,6 \text{ mg TOC/l}$, har sjøer på Sørlandet, Østlandet og Midt-Norge $> 3 \text{ mg TOC/l}$ (**tabell 3.5.1**). Denne regionale forskjellen har direkte innvirkning på laks. Generelt vil ionefattige vanntyper gi vanskeligere oppvekstvilkår for laks enn ionerike vanntyper; laksen tåler mindre giftige kjemikalier. Som følge av dette vil mange forurensninger få økt negativ effekt i ionefattig og humusfattige vanntyper. Dette til sammen innebærer at vann på Vestlandet generelt er mer følsomt for forurensninger enn vann i resten av Norge.



Figur 3.5.2. Regional variasjon i kalsium (Ca) innenfor Europa. Kartet er laget av FOREGS- Geochemical Baseline Mapping Programme.



Figur 3.5.3. Regional variasjon i pH, ANC, Labilt Al og sjøsaltkorrigert kalsium+magnesium (ECM*) innenfor Norge. Kartene er laget av NIVA.

Tabell 3.5.1. Fordelingen av konsentrasjonsnivåene i > 1000 innsjøer prøvetatt i 1995. 50 % eller 50-persentilen (medianen) betyr at halvparten av innsjøene har en konsentrasjon som er lavere enn den oppgitte verdien mens den andre halvparten har en konsentrasjon som er høyere. Tilsvarende vil 75 % indikere et konsentrasjonsnivå hvor 75 % av verdiene er lavere og 25 % høyere. Særs lave/høye verdier er angitt med henholdsvis gul og blå bakgrunn. Laksesmolt skades selv om konsentrasjonen av LAI er under nedre deteksjonsgrense (< 10 LAI µg/L).

Persentiler	2,5 %	10 %	25 %	50 %	75 %	90 %	97,5 %
Kalsium - Ca							
mg/L							
Østlandet	0,22	0,39	0,72	1,65	2,94	5,50	17,54
Sørlandet	0,10	0,17	0,28	0,62	1,36	2,95	6,56
Vestlandet	0,09	0,13	0,21	0,39	0,92	2,07	5,24
Midt-Norge	0,21	0,37	0,51	0,94	1,98	5,41	14,62
Nord-Norge	0,17	0,32	0,71	1,70	4,30	8,18	21,40
Alle	0,12	0,22	0,43	1,07	2,73	5,69	13,40
Total organisk karbon - TOC mg							
C/L							
Østlandet	< 0,2	0,3	1,7	4,2	7,1	9,8	12,5
Sørlandet	< 0,2	0,4	1,3	3,1	5,1	7,3	9,8
Vestlandet	< 0,2	< 0,2	< 0,2	0,6	2,0	4,1	6,8
Midt-Norge	< 0,2	0,3	1,4	3,3	5,7	8,7	11,8
Nord-Norge	< 0,2	0,3	0,5	1,5	3,3	7,0	9,8
Alle	< 0,2	< 0,2	0,6	1,9	4,4	7,4	10,6
Syrenøytraliserende kapasitet -							
ANC µekv/L							
Østlandet	-1	7	23	77	142	271	776
Sørlandet	-28	-24	-15	2	42	103	329
Vestlandet	-35	-19	-8	3	23	70	156
Midt-Norge	5	17	26	54	102	285	833
Nord-Norge	-5	9	41	101	282	481	1236
Alle	-25	-8	10	48	147	332	718
pH							
Østlandet	4,89	5,41	5,99	6,44	6,89	7,23	7,66
Sørlandet	4,54	4,70	4,87	5,31	6,23	6,58	7,19
Vestlandet	4,76	4,94	5,22	5,62	6,15	6,60	6,96
Midt-Norge	5,34	5,67	6,09	6,40	6,81	7,20	7,54
Nord-Norge	5,35	5,87	6,34	6,80	7,22	7,48	7,81
Alle	4,75	5,12	5,71	6,40	6,95	7,32	7,67
Labilt aluminium - LAI							
µg/L							
Østlandet	< 10	< 10	< 10	2	7	20	61
Sørlandet	< 10	< 10	< 10	40	65	91	121
Vestlandet	< 10	< 10	< 10	5	27	51	74
Midt-Norge	< 10	< 10	< 10	1	5	10	20
Nord-Norge	< 10	< 10	< 10	< 10	5	13	20
Alle	< 10	< 10	< 10	3	10	43	85

3.5.2 Forsuring

Forsuring innebærer en pH reduksjon, men den økte giftigheten skyldes primært økt mobilisering og transport av aluminium (Al) fra land til vann. I vann vil aluminium foreligge på ulike former, hvor kun den formen som kan defineres som positivt ladd Al (benevnes heretter som labilt Al, LAl) er giftig (Rosseland & Staurnes 1994). Mengden total Al, men også LAl øker i vann med avtagende pH, men kan også øke med økende humusinnhold. Humusmengden har vært økende de siste 20 årene som følge av redusert sur nedbør og klimaendringer. Dette innvirker både på tilførsel og mengde Al som foreligger som giftig form. Økt humusinnhold kan bidra til å øke Al utenfor områder tradisjonelt forstått som forsuringspåvirket. Sur nedbør har påvirket vannkvaliteten i norske vassdrag fra før 1900. Sur nedbør skyldes i hovedsak svovel- og nitrogennedfall fra bruk av fossilt brensel (olje, kull og gass). Norske tilførsler kommer ofte fra utslipp i Storbritannia, Sentral-Europa og Russland.

Effektene av sur nedbør motvirkes gjennom to tiltak; reduksjon i utslipp og kalking (dosering av kalk alternativt natriumsilikat). Reduserte utslipp av forsurende gasser i Europa har medført at konsentrasjonene av sulfat i nedbør har avtatt med 63-87 %, mens nitrat- og ammoniumkonsentrasjon i nedbør er redusert med henholdsvis 23-46 % og 45-31 %. Konsentrasjon og avsetning av sterk syre, sulfat, nitrat og ammonium i nedbør i 2008 var relativt likt nivået i 2007. Det har vært noe høyere avsetning på sørøstlandet på grunn av mer nedbør i forhold til det rekordlave nivået i 2007 (SFT 2009).

Til tross for at reduserte tilførsler av svovel har hatt en markert innvirkning på konsentrasjonene av ikke-marin sulfat i vann og vassdrag siden midten av 1990-tallet, er vannkvaliteten i de fleste påvirkte elvene fortsatt for dårlig til at laks kan etablere robuste bestander uten kalking. Forbedringene måles som økning i syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og pH og nedgang i LAl. Endringene (nedgangen) i LAl har imidlertid vært svært liten siden 2001 (SFT 2009). Det forventes ingen ytterligere forbedringer i vannkvalitet i de fleste elver såfremt ikke sur nedbør reduseres ytterligere. Vannkvaliteten forblir således kritisk for laks i disse vassdragene. Dagens forsuringnivå med resulterende reduksjon i pH og økning i LAl er sannsynligvis ikke begrensende for sjørørret. Samtidig er denne konklusjonen usikker da det ikke er etablert vannkvalitetsgrenser for denne arten. Det er mindre sannsynlig av sjørøye er påvirket av forsuring på grunn av sin nordlige utbredelse, uten at dette er spesielt undersøkt.

Dagens reduksjon i sur nedbør har resultert i at mange elver har endret karakter fra å være kronisk forsuret til å være mer episodisk forsuret. Mens kronisk forsuring lett kan påvises og overvåkes, kan det være vanskelig å påvise forsuringsepisoder som har kort varighet (timer til dager). Selv om vannkjemi er forbedret, innebærer ikke dette at vannkjemi nødvendigvis er tilbakeført til akseptable nivåer for laks (Hindar mfl. 2008), selv om det påvises positive effekter på andre mindre følsomme organismegrupper (SFT 2009). Basert på forsøk er det påvist at selv 2-4 dager episodisk, men moderat forsuring er tilstrekkelig til å svekke saltvannsoverlevelse (Nilsen mfl. 2010, Kroglund mfl. 2007a, 2008), hvor skader påført fisken i løpet av denne korte tidsperioden ikke er leget i løpet av 1 til 2 uker (Kroglund mfl. 2010, Finstad mfl. 2010). En kortvarig episode perioden forut for smoltutvandring kan ha en langvarig negativ påvirkning på smoltkvalitet med redusert sjøoverlevelse som resultat. Slike episoder er ikke usannsynlig da smoltutvandring ofte sammenfaller med vårflom og dermed forsuringstøt.

Dagens overvåking av langtransporterte luftforurensinger er basert på innsjødata. Det er ingen overvåking av vannkvalitet i elver upåvirket av kalking. Selv de to vassdragene som inngår i overvåkingsprogrammet til Klif (Klima- og forurensningsdirektoratet) er til en viss grad påvirket av kalking (SFT 2009). Mens vannkvalitetskravet med hensyn til forsuring og laks er veldokumentert, er det større usikkerheter knyttet til økologisk tilstand og vannkjemisk status i de berørte vassdragene grunnet mangelfull overvåking.

Forsøk har også påvist at laksesmolt som kun er moderat påvirket av aluminium har økt mottagelighet og negativ respons på lakselus (Finstad mfl. 2007, Finstad mfl. 2010). Belastningsnivået benyttet i disse forsøkene har vært lavt og er på nivåer som kan forekomme i innsjøer utenfor det geografiske området som i dag er anerkjent som forsurningspåvirket. Det kan derfor ikke utelukkes at vannkjemi i flere elver enn det vi i dag kjenner til er belastende for laks. Denne antagelsen styrkes av at flere produksjonsanlegg for smolt nord for Sogn og Fjordane må behandle driftsvannet for å produsere saltvannsdyktig smolt. Behandlingen innebærer her tilsetning av vannglass for å avgifte LAI. Det er ingen grunn til å anta at oppdrettssmolt er mer følsom enn villsmolt. Det kan derfor ikke utelukkes at laksebestander utenfor forsurningsområdet også kan være belastet, hvor denne belastningen utøver sin økologisk negative effekt dels ved å svekke saltvannstoleranse, og dels ved å svekke bestandenes toleranse for sekundære trusler (for eksempel lakselus).

Det pågår tiltak mot forsuring i 21 lakseførende vassdrag, i form av tilførsel av kalk eller natriumsilikat. Vannkvalitetsmålet er i hovedsak oppnådd i de fleste av disse. Samtidig konkluderes det med behov for opprusting av tiltakene og endringer i strategiene i flere av elvene (DN 2010). Mange av elvene har således fortsatt vannkvalitetsproblemer, hvor en styrking av tiltakene forventes å bidra til mer robuste og større bestander og dermed bedre oppnåelse av gytebestandsmål. Basert på forventet utvikling i forsurningsbelastning bør kalking heretter betraktes som et permanent tiltak, hvor tiltaksbehovet vil være tilstede flere tiår fra nå (DN 2010). Kalking er en forutsetning for å opprettholde laks i de fleste elvene på Sørlandet. Det meldes fra fylkesmennene om tiltaksbehov i flere elver enn det som i dag er kalket (DN 2010).

Bestandsutviklingen har ikke skjedd som forventet i alle kalka elver. På Vestlandet kan dette skyldes lakselus. Andre bestander kan hemmes av Al i brakkvann. Hypotesen er at Al i brakkvann påvirker utvandring av smolt slik at denne ikke kommer seg ut i havet. Resultatene tyder ikke på at smolten dør, men at den ikke vil passere brakkvann med forhøyet innhold av Al. Det pågår forsøk for å avklare om dette er et reelt problem (Storelva i Holt; Kroglund mfl 2007b). Tiltak rettet mot Al i brakkvann er satt på vent av DN på grunn av kostnadene, men inngår som anbefalt tiltak i DN's Handlingsplan 2011-2015. Forsøk tyder på at silikatbehandling av fjorden vil redusere Al-belastningen og dermed sannsynligvis øke andelen smolt som når havet.

Dagens kalkingsstrategi innebærer bruk av sesongstratifisert pH-mål. pH-målet er satt høyt om våren for å beskytte smolten, og lavere resten av året for å redusere kostnadene. pH-målet er lavt hele året i enkelte vassdrag (pH 6,0 og 6,2) uten at årsaken til dette kommer klart fram i de årlige effektkontrollrapportene (DN 2009). Dato for iverksettelse av høyt pH-mål er satt til 1. mai i enkelte vassdrag. Denne datoen er for sein til at all smolten opplever tilfredsstillende vannkjemi i den mest kritiske livsfasen (for eksempel i Tovdalselva). Dette kan være årsak til dårligere enn forventet utvikling i denne laksebestanden. Begrunnelse for avvikende periodisering av kalkings pH-mål er heller ikke tydeliggjort i DN-notatene. Dette må gjøres for å sikre at det er en faglig begrunnelse for avviket og ikke tilfeldigheter.

3.5.3 Andre forurensninger

Andre forurensninger faller inn i to hovedgrupper. Mens avrenning fra gruver og fra forstyrret sulfidholdig grunn kan resultere i økte mengde metaller, vil avrenning fra landbruksområder kunne gi økte belastning fra blant annet pesticider. I tillegg vil det forekomme en rekke miljøgifter i vann, hvor forekomst avhenger av antropogene aktiviteter innenfor vassdraget, men også av langtransporterte tilførsler. Til tross for omfattende regulering har ikke forbruket av pesticider avtatt i Europa og i Nord Amerika mellom 1992 og 2003. I 2003 ble det omsatt ca 300 000 tonn aktive ingredienser til pesticider i Europa. Rester etter dette forbruket spores i de aller fleste vannforekomster tilknyttet landbruksområder (Anon 1). Forbruket av pesticider var på ca 450 000 tonn årlig i perioden 1992-2001 i USA. Også i USA påvises rester av pesticidene i vassdrage-

ne (Gilliom mfl. 2006). For øyeblikket er det 497 aktive stoffer registrert for bruk innenfor EU (Anon 2). De fleste av disse stoffene er ikke uttestet på laks. Enda færre er uttestet på laksesmolt. Den økologiske betydningen av disse er således uklar.

Mengden pesticider i en vannforekomst vil variere episodisk gjennom året og vil variere med tidspunkt for bruk, nedbør og andre faktorer. Hvilke pesticider som forekommer vil variere med hvilke "pester" som forekommer innenfor vassdragsområdet. I de fleste vassdrag vil det ikke kun forekomme ett pesticid, normalt vil det finnes spor etter flere. Det er fra økotoksikologi tester vist at ulike pesticider i blanding kan få en betydelig synergistisk eller økt negativ innvirkning på forsøksdyrene.

Metaller, pesticider og ulike miljøgifter skader anadrom laksefisk (Madsen mfl. 1997, Moore mfl. 2003, McCormick mfl. 2005, Bangsgaard mfl. 2006, Lerner mfl. 2007a). Her, som for forsurening synes smoltifiseringen særs følsom, men skader på atferd og reproduksjon kan være like økologisk relevant. Det er etter hvert veldokumentert at pesticider kan påvirke mange egenskaper viktige for en god smolt. Det er dokumentert effekter på svømmekapasitet og flukttrespons, næringsinntak og dannelsen av sosiale grupper (Beauvais mfl. 2000, Brewer mfl. 2001, Little mfl. 1990, 1993, Sandahl mfl. 2005, Ward mfl. 2006, 2008). Det påvises også effekter på luktesans (Graham & Sloman 2004, Olivier mfl. 2006, Rehnberg & Schreck 1986, Rehnberg mfl. 1985). Dette kan innebære at preging på heimelv også kan påvirkes (Moore mfl. 2007, Morin mfl. 1989, Rehnberg mfl. 1985).

Ulike pesticider kan påvirke smoltkvalitet direkte ved å påvirke vekst (smoltstørrelse), utvandring (tidspunkt og hastighet) og hypo-osmoregulatorisk kapasitet (Arsenault mfl. 2004, Bangsgaard mfl. 2006, Brown & Fairchild 2003, Fairchild mfl. 1999, Johnson mfl. 2007, Larsson mfl. 1996, Madsen mfl. 1997, 2004, McCormick mfl. 2005, Moore mfl. 1995, 2007, Moore 2003, Spaulding 2005, Waring 2004, Wedemeyer mfl. 1980).

Mange av responsene som påvises etter eksponering for pesticider ligner responser som påvises etter eksponering for metaller. Dog er det variasjoner som tyder på at ulike stoffer har ulike virkningsmekanismer selv om det økologiske sluttresultatet blir likt; postsmolten dør som følge av traumatiske opplevelser i ferskvann.

Tilførsler og forekomst av pesticider overvåkes ikke i lakseførende vassdrag i Norge. Overvåkingen er konsentrert til landbrukspåvirka mindre bekker (<http://jova.bioforsk.no/plv/pesticider.htm>). Ettersom det verken er fastsatt kritisk kjemisk verdi for de ulike pesticidene, deres nedbrytingsprodukt eller for pesticider i kombinasjon er det ikke mulig å angi om forekomsten i norske elver er akseptabel eller ikke. Når forekomst av pesticider heller ikke overvåkes i norske elver er det uavklart om dette er eller ikke er et problem. Det samme gjelder for ulike miljøgifter. Overvåkingsprogrammene er for svake til at disse kan benyttes til å angi om laksefisk er utsatt for en trussel eller ikke. Avrenning fra større gruver overvåkes, men overvåkingsprogrammene angir ikke nødvendigvis om dagens utslipp er innenfor verdier akseptable for laks. Her og er det manglende kunnskap knyttet til hva en laks "tåler" uten at eksponeringen påvirker sjøoverlevelse.

3.6 Vassdragsreguleringer

Status

Om lag 30 % av elvene i Norge med selvreproduserende laksebestander er regulerte, og mange av de kjente lakseelvene er i ulik grad regulert for kraftproduksjon. I 2004 ble det beregnet at fangstene av laks i vassdrag med vassdragsreguleringer som påvirkningsfaktor utgjorde 42 % av all laks fanget i Norge (Hansen mfl. 2004). I henhold til den siste gjennomgangen av kategoriseringssystemet for anadrom laksefisk i Hansen mfl. (2008), er vassdragsregulering den påvirkningsfaktoren

som har størst betydning for kategori plasseringen til laksebestandene (oppgitt som viktigste påvirkningsfaktor i 84 vassdrag, tilsvarende 19 % av alle kategoriserte vassdrag). Kategoriseringen er under betydelig revisjon. Det er 19 vassdrag hvor laksebestanden har gått tapt på grunn av regulering, og ytterligere 16 regulerte vassdrag der bestandene er kategoriserte som truet eller sårbar (Hansen mfl. 2004). I kategoriseringssystemet inkluderer imidlertid vassdragsreguleringer som påvirkningsfaktor all bruk eller bortføring av vann fra vassdraget til ulike formål, inklusive men ikke eksklusivt til kraftproduksjon. En enkel gjennomgang, basert på beskrivelsene i kategoriseringen, av de 19 små vassdragene hvor laksebestander har gått tapt, og hvor vassdragsregulering er oppgitt som årsak, viste at:

- Fire av vassdragene har vannbruk til smoltanlegg oppgitt som hovedårsak,
- to av vassdragene har både kraftproduksjon og smoltanlegg oppgitt som årsak, og
- for to av vassdragene er det for usikker eller for dårlig informasjon til at årsakssammenhengene kunne etableres med sikkerhet.

Viktige utviklingstrekk

Svært mange av konsesjonene for vannkraftproduksjon vil gjennomgå revisjon av vilkår i de neste 10-15 åra. Revisjon av vilkår foregår normalt hvert 30. år (50 år i eldre konsesjoner), og vilkårene vil etter revisjon derfor gjelde i 30 år. Dersom man skal kunne bedre situasjonen for laksefisk i vassdrag regulert for kraftproduksjon er det viktig å identifisere hva slags egenskaper ved reguleringene som særlig utgjør et problem for fiskebestandene og hva som kan gjøres for å bedre situasjonen (Johnsen mfl. 2010). Det gjennomføres i disse dager omfattende lokale utredningsprogram i en rekke regulerte vassdrag, og to større forskningsprosjekt (EnviDORR og EnviPEAK – begge under senteret CEDREN) rettet direkte mot problemstillinger for laks i regulerte vassdrag. I tillegg organiserer Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) et eget forskningsprogram (Miljøbasert vannføring) som også tar opp flere problemstillinger av relevans for anadrome laksefisk.

EnviDORR (Miljødesignet vassdragsdrift i regulerte vassdrag) er et bredt anlagt forskningsprosjekt finansiert av Norges forskningsråd og kraftbransjen for perioden 2007-2012, som har som hovedmål å utvikle strategier for drift av kraftverk som optimaliserer forholdet mellom lakseproduksjon og kraftproduksjon i regulerte vassdrag. Prosjektet bygger på ideen om at det ved hjelp av ny kunnskap og modellverktøy er mulig å utvikle vann-vinn situasjoner for laks og kraft, og retter seg spesielt mot den muligheten som nå åpner seg når vilkårene for kraftverksdrift skal revideres i mange vassdrag. De eksisterende vilkårene ble gitt i en periode da kunnskapen om laks i regulerte vassdrag var mye dårligere enn den er i dag, og ved å utnytte den nye kunnskapen søker man å finne løsninger som kan være gode for både fiskebestandene og kraftproduksjonen eller hvor tiltak for laks kan gjennomføres uten tap av kraftproduksjon. Prosjektet tar også opp hvordan klimaendringer, som blant annet kan påvirke mengden og fordelingen (over året) av vann tilgjengelig for kraftproduksjon, kan benyttes til å bedre situasjonen for laksebestandene.

Et annet viktig utviklingstrekk i kraftbransjen er den økende graden av det som ofte karakteriseres som effektkjøring av kraftverk. I en situasjon hvor både pris på produsert kraft og behovet for kraft i et deregulert kraftmarked varierer stadig mer, varierer mange kraftverk i økende grad kraftproduksjonen innenfor kortere tidsintervall. Dette innebærer raskere og hyppigere endringer i vannføring nedstrøms kraftverkene dersom de har utløp til elv. Dette kan for eksempel være på døgnbasis med høy vannføring på dagtid og redusert vannføring om nettene, med potensielle effekter på bestandene av laks, sjøørret og sjørøye. Utbyggingen av ny fornybar energi både i Norge og i Europa tilsier at vannkraft i økende grad vil måtte balansere kraftbehovet i markedet. Vannkraft er den eneste energikilden hvor energi både kan lagres (som vann i magasin) for senere bruk og raskt reguleres uten store oppstart- eller nedkjøringskostnader. Når for eksempel vindkraft av naturlige årsaker faller ut i perioder eller behovet for elektrisitet endres brått,

vil vannkraft kunne brukes til å balansere dette. Det er derfor overveiende sannsynlig at kraftproduksjonen, og dermed vannføringen nedstrøms kraftverk, blir mer variabel i årene som kommer.

Som svar på de miljøutfordringene disse endringene vil gi, har Norges forskningsråd finansiert et Senter for miljøvennlig energi (SME) i Trondheim, CEDREN (senter for miljødesign av fornybar energi), hvor dette er et sentralt tema. Et eget prosjekt under CEDREN – EnviPEAK - tar opp effekter av hyppige vannstandsendringer i full bredde. I EnviPEAK skal det utvikles kriterier for når effektkjøring av kraftverk kan gjennomføres med akseptable miljøeffekter, når og hvor effektkjøring ikke bør gjennomføres, samt et sett av mulige tiltak som reduserer negative effekter. Dersom effektkjøring får økt omfang uten at forhold for laksefisk blir tilstrekkelig hensynstatt, tilsier dagens kunnskap om potensielle effekter (stranding av fisk, redusert produksjon osv.) at effektkjøring forsterkes som trusselfaktor for anadrome laksefisk i regulerte vassdrag.

Et tredje utviklingstrekk innen kraftbransjen som kan ha betydning for anadrome laksefisk er den storstilte utbyggingen av mikro-, mini- og småkraftverk (opp til 10 MW) som foregår eller er planlagt i vassdrag i Norge. I den grad det bygges kraftverk i elver og bekker som er viktig for sjørret, og dersom elvestrekninger med gyte- og oppvektområder får redusert vannføring og nye vandringshindre introduseres, kan dette representere en ny trusselfaktor for de mange sjørretbestandene som allerede ser ut til å være i negativ utvikling i store deler av landet (se **kap. 7**). Slike problemstillinger kan også være aktuelle for sjørøyebestander, men trolig i mindre grad enn for ørret, fordi sjørøye ofte gyter og vokser opp i innsjøer i vassdragene. Det er imidlertid grunn til bekymring for sum-effektene av små kraftverk som drenerer til større vassdrag med viktige bestander av anadrome laksefisk. Rådet kjenner ikke til at slike potensielle effekter er undersøkt i Norge. De største av småkraftverkene medfører relativt store inngrep, og det bygges og søkes fortsatt konsesjon for større kraftverk. I slike saker er det avgjørende at den kunnskap om effekter av ulike typer kraftverk som finnes i dag (Johnson mfl. 2010), faktisk blir tatt i bruk. Fordi utbyggingen av små kraftverk (mikro til små) skjer så vidt raskt, og har så stort omfang, er det etter rådets vurdering viktig å følge denne utviklingen nøye framover.

3.7 Klima

Klimaendring gir på kort sikt endringer i laksens atferd, fysiologi og livshistorie. Typiske trekk som endres er tidspunkt for gyting, tidspunkt for klekking av rogn og tilsynekomst av yngelen i elvene (“swim-up”). Andre forhold som endres er fiskens veksthastighet, alder og størrelse ved kjønnsmodning samt livslengden. Indirekte kan klimaet påvirke konkurransen med andre arter, effekten av patogener, parasitter og predatorer, og ha konsekvenser for bestandenes levedyktighet og geografiske utbredelse (Lehodey mfl. 2006). Fiskens respons på samme påvirkning kan variere mellom bestander, og bestander kan ha ulik grad av fleksibilitet. Videre kan forandringen i ett trekk, slik som vekst, ha store konsekvenser for andre slik som smoltalder og størrelse, kjønnsmodningsalder og størrelse og eggantall og -størrelse.

Ungenes vekst i elva

Med mildere og fuktigere vintrer og tidligere vår vil laksungenes ernæringsmuligheter bli bedret og vekstsesongen blir lengre. Det betyr at årlig tilvekst kan øke, slik man har observert i Imsa i senere år (Jonsson mfl. 2005). Samtidig har andelen ung, liten smolt økt. Hvordan effekten av klimaendringen blir, vil imidlertid bli påvirket av laksevassdragets geografiske beliggenhet. Generelt øker laksungenes vekst med økende vanntemperatur opp til 15-20°C - ved høyere temperatur reduseres vekst. Dødeligheten antas å øke med økende temperatur, men hvor punktet for maksimal ungeproduksjon ligger, er dårlig kjent. I henhold til Swansburg mfl. (2002) er for eksempel

produksjonen av laksunger i Miramichi elven i Canada allerede nå negativt påvirket av økende vanntemperatur, og muligens er det samme tilfelle i sør-norske laksevassdrag. Lengre nord kan veksten bedres (Harby mfl. 2007).

Hvordan virker økt vanntemperatur om sommeren? NINAs tidsserie fra Imsa gir ingen signifikant effekt av økt sommertemperatur for parrveksten der (Jonsson mfl. 2005). Antakelig skyldes dette både at veksten endrer seg lite med temperaturen i området mellom 15° og 20° C, og fordi andre faktorer som fisketetthet og vannføring kan påvirke mattilgang og vekst. Uansett årsak, er det sammenheng mellom veksthastighet, smoltalder og breddegrad i Nord-Europa (Metcalf & Thorpe 1990) som viser at temperaturen har effekt på laksungenes vekst og utvikling, og effekten avhenger av vassdragets beliggenhet og temperaturforholdene der.

Postsmoltvekst i havet

Friedland mfl. (1998, 2000) var blant de som tidlig rapporterte om en sammenheng mellom klima i havet og laksens vekst og overlevelse. De foreslo at variasjon i vanntemperatur var den ultimate årsaken til de dramatiske bestandsendringene man så gjennom 1980- og 1990-tallet. Det er positiv sammenheng mellom vekst og overlevelse i havet (Peyronnet mfl. 2007), og det var tydelig at marine forhold sterkt påvirket disse, begge synes spesielt påvirket av vanntemperaturen postsmolten møter første høst og vinter i havet. At marint klima var viktig for lakseproduksjonen ble også støttet av undersøkelsene til Jonsson & Jonsson (2004a,b) som blant annet demonstrerte en positive korrelasjon mellom den Nord-Atlantiske klimaindeksen (NAOI) om våren det året postsmolten vandret til havs, og deres biomasseøkning første år i havet basert på data fra elva Imsa. Høye NAOI-indekser om våren tilsvarer forhold med mild vår og sterke vinder i Vest-Europa, mens lave indekser indikerer lavere temperaturer. Klimaets betydning for lakseproduksjonen ble videre underbygd i en studie av Boylan & Adams (2006). De fant negativ korrelasjon mellom laksefangster og NAOI om vinteren når NAOI-vinterindeksen var under 0,15 med 70 % av variasjonen i fangst forklart av vinterforholdene i havet. Denne sammenhengen mellom reduserte laksebestander og klimaforholdene i havet, har også blitt rapportert i en rekke nylig avsluttede undersøkelser (for eksempel Todd mfl. 2008, Friedland mfl. 2009). Det er derfor god grunn til å anta at klimavariasjonen i havet er en av driverne bak langtidsvariasjonene i laksemengde man har kunnet observere i senere år. Tilsvarende er vist for stillehavslaks (Finney mfl. 2002).

Mengden nord-amerikansk atlantehavslaks fluktuerer i takt med svingningene i klimaindeksen (AMO, Atlantic Multidecadal Oscillation). Dette er en indikator på klimaendring i Nord-Atlanteren (Condron mfl. 2005) og korrelerer med temperatur og nedbør over store deler av den nordlige halvkule. Forandringene i vintertemperatur er tydeligst i området nær Grand Banks, Newfoundland, et kjent overvintringsområde for Nord-Amerikansk laks. I kalde perioder er laksemengden stor, i varme perioder er den lav slik det ofte har vært i senere år.

I Europa synes produksjonen av villaks redusert hovedsakelig på grunn av økt dødelighet og redusert vekst i havet (Hansen & Quinn 1998, Jonsson & Jonsson 2004a). For eksempel har laksen i irske elver vist dårlig vekst og kommer svært små tilbake for å gyte (Crozier & Kennedy 1999, Quinn mfl. 2006), og i skotske fangster er fiskens kondisjonsfaktor kraftig redusert (Todd mfl. 2008). Videre er det vist positive korrelasjon mellom post-smoltvekst om sommeren, overlevelse og rekruttering (Friedland mfl. 2009). Hvis man bruker temperaturen i Nord-Atlanteren i den siste delen av det 20. århundre, og mengden raudåte (*Calanus finmarchicus*) i havet som uavhengige variable, kan man forklare en stor del av de observerte variasjonene i bestandsstørrelse (Beaugrand & Reid 2003). Laksen spiser ikke raudåte slik silda gjør, men tar større krepsdyr. Dette tyder på at det ikke er direkte konkurranse mellom silda og laks, men at silda kan beite ned næringsgrunnlaget for arter post-smolten er avhengig av gjennom en såkalt trofisk kaskade- eller domino-effekt. Denne siste hypotesen er imidlertid ennå ikke undersøkt vitenskapelig, men bygger på observasjoner av hva artene spiser.

Hvordan er sammenhengen mellom klimaet og alder ved kjønnsmodning? I første fase av klimaendringen på 1980- og 1990-tallet observerte man mange steder redusert alder ved kjønnsmodning (Jonsson & Jonsson 2004a). Dette så ut til å henge sammen med redusert vekst i havet. Men med ytterligere redusert vekst etter årtusenskiftet, synes ikke denne trenden å ha fortsatt. Isteden er det nå flere steder observert økende alder ved kjønnsmodning. Dette kan skyldes at smålaksen ikke har nok energiressurser til å vende tilbake for å gyte etter ett år i havet, og mange må vente ytterligere ett år før de blir kjønnsmodne.

Før 2000 observerte man også gradvis økt dødelighet i havet. Dette er en tendens man kan vente vil vedvare så lenge ernæringsforhold er dårlige og temperaturen øker. Begge disse forholdene påvirker overlevelsen negativt. Generelt drives variasjonene i produksjon av marine fisker av klimavariasjonene (Cushing 1982). For laksen synes denne påvirkningen å være sterkest i tidlig marin fase.

I regi av flere større prosjekter drives det nå betydelig forskning knyttet til effekter av klimaendringer på norske laksebestander, og særlig er ferskvannsfasen grundig studert. Det arbeides med en individbasert bestandsmodell som skal brukes til å simulere bestandsstørrelse og dynamikk under ulike klimascenarier for ulike deler av landet.

4 RANGERING AV TRUSSELFAKTORER

I tråd med mandat (se www.vitenskapsradet.no) skal Vitenskapsrådet vurdere de ulike truslene mot norsk villaks opp mot hverandre sett i forhold til:

- kunnskapsnivå (om bestander og trusler)
- skadepotensial i forhold til bestandsstørrelse og produksjon
- skadepotensial i forhold til bestandsstruktur og genetisk integritet
- truslenes geografiske utbredelse
- muligheter og begrensninger i forhold til tiltak

Vitenskapsrådet presenterer her sin første vurdering av trusselfaktorene som påvirker norsk villaks. Planen er at den denne tilnærmingen skal videreutvikles slik at den blir mer kvantitativ, og brukes i årlige trusselvurderinger, slik at endringer i truslene og forvaltningen av disse kan følges.

4.1 Bakgrunn og definisjon av trusselbegrepet

Det menneskeskapte eller menneskepåvirkede trusselbildet mot laks er sammensatt, består av en rekke faktorer fra en rekke former for menneskelig aktivitet og varierer betydelig mellom vassdrag og landsdeler. I tillegg forvaltes norsk laks ikke som en enhet, men på bestandsnivå. Som en forenkling er det antatt av hvert laksevassdrag har en unik laksebestand, slik at vi i henhold til miljøforvaltningens kategoriseringssystem (som er under revisjon) har eller har hatt ca 450 laksebestander i Norge. Dette er en forenkling - dels fordi noen bestander har større genstrøm (typisk fra store vassdrag til nærliggende mindre vassdrag) og inngår i metabestander (Tufto & Hindar 2002), og dels fordi noen større vassdrag har flere bestander med liten genutveksling og relativt store innbyrdes genetiske forskjeller (f.eks. Vähä 2007). En konsekvens av lokal forvaltning og at trusselbildet er så geografisk variabelt er at truslene i utgangspunktet må vurderes bestand for bestand. I praktisk nasjonal forvaltning av truslene er det likevel viktig å sortere og vurdere trusselfaktorer opp mot hverandre, dels fordi miljøforvaltningen må fokusere begrensede ressurser på tiltak i forhold til de viktigste truslene, og dels fordi truslene i mange tilfeller må håndteres av flere sektorer og forvaltningsmyndigheter, noe som krever sektorovergrepene samarbeid, koordinering og prioritering (jfr. St.prp. nr. 32).

For å kunne sammenligne trusselfaktorer er det viktig å avklare begrepene. En trussel er en negativ påvirkningsfaktor som enten virker nå og/eller det er sannsynlig at vil virke i fremtida. Trusler kan graderes ut fra sannsynligheten for en forverring av situasjonen. Vi forsøker å skille mellom *stabiliserte trusselfaktorer* som enten har opphørt å virke, eller som fortsatt virker men hvor tiltak reduserer sannsynligheten for en forverring av situasjonen, og *ikke stabiliserte trusselfaktorer* som medfører større sannsynlighet for forverring av situasjonen. Vi behandler imidlertid i utgangspunktet faktorene langs en kontinuerlig akse fra stabiliserte til ikke stabiliserte trusler.

Trusselbegrepet må også defineres i forhold til hva slags effekt truslene har. En faktor som typisk reduserer produksjonen i en moderat stor bestand med 20 % utgjør i utgangspunktet alene ikke en trussel for bestandens eksistens, mens en faktor som reduserer bestanden med 80 % under gitte betingelser kan føre til at bestanden går tapt. Små bestander er generelt mer sensitive til små endringer i produksjon (Frankel & Soulé 1981), og dette kompliserer effektvurderingene fordi vi både har store og små laksebestander i Norge. Vi har i vår vurdering av trusselbildet likevel prøvd å skille mellom faktorer som typisk reduserer produksjonen i en bestand og eksistensielle trusler, men også her bruker vi som utgangspunkt en kontinuerlig skala. Vi inkluderer også trusler mot bestandenes genetiske integritet. Dette er i samsvar med Stortingets mål slik det er

formulert i St.prp. nr. 32: “Regjeringen har som mål å bevare og gjenoppbygge laksebestander av en størrelse og sammensetning som sikrer mangfold innen arten og utnytter dens produksjonsmuligheter” og “Påvirkninger som truer laksens genetiske mangfold skal reduseres til ikke-skadelig nivå innen 2010”. En slik definisjon av tapte bestander innebærer at elver med tapte bestander fortsatt kan ha lakseoppgang og gyting, men den opprinnelige bestanden har gått tapt (se mer om tapte bestander nedenfor).

4.2 Et todimensjonalt system for trusselvurdering

I samsvar med definisjonene ovenfor har vi vurdert trusselbildet for laksebestandene langs to akser. Y-aksen er en effektakse som går fra at faktoren i ulik grad begrenser produksjonen i bestandene (bestandsstørrelsen) til at faktoren truer bestandens eksistens. I tillegg vurderes truslenes geografiske utbredelse. Når vi vurderer begrensinger i produksjon har vi vurdert:

- Faktorer som gir redusert overlevelse til yngelen i ferskvannfasen. Fordi overlevelsen i ferskvann er sterkt tetthetsavhengig (Jonsson mfl. 1988) vurderer vi her faktorer som primært virker tetthetsuavhengig slik at økt dødelighet på et stadium ikke kompenseres eller fullt ut kompenseres gjennom redusert dødelighet eller raskere vekst senere (såkalte kompensasjonsmekanismer). Slike faktorer vil altså redusere produksjonen i vassdraget (antall smolt som vandre ut), uten at vassdragets produksjonskapasitet nødvendigvis er redusert.
- Faktorer som reduserer vassdragets bærekapasitet/produksjonskapasitet. Dette er primært faktorer som påvirker habitatforholdene (de ulike stadienes leveområde) slik at enten rekrutteringen blir mindre (færre eller dårligere kvalitet på gyteplassene) eller at antall smolt produsert per egg blir redusert, for eksempel ved at vanddekt areal blir mindre. I slike tilfeller flater bestand-rekrutteringskurven ut på et lavere rekrutteringsnivå (færre smolt).
- Faktorer som påvirker overlevelsen til smolten i sjøfasen. Fordi det ser ut til at overlevelse i sjøfasen er tetthetsuavhengig (ingen kompensasjonsmekanismer; Jonsson mfl. 1998) vil ekstra menneskeskapt dødelighet i denne fasen direkte påvirke antallet voksne fisk som kommer tilbake for å gyte.

X-aksen er en utviklingsakse som går fra stabiliserte trusselfaktorer til aktive ikke-stabiliserte trusler. De laveste verdiene langs denne akse representerer trusler som er fjernet eller er i markant reduksjon. Noen trusler med lave verdier langs denne akse er relativt nye trusler som ikke har særlig utbredelse eller effekt ennå, og hvor usikkerheten er relativt stor og kunnskapen mangelfull. På den andre enden av skalaen er trusselfaktorer som er aktive i dag og hvor det er sannsynlighet for at effekten vil øke i framtida. I denne akse må vi vurdere sannsynlighet for hendelser i framtida, både når det gjelder utviklingen for trusselfaktoren og i hvilken grad det er mulig å innføre effektive tiltak. I en slik vurdering er det nødvendig å definere et viktig premiss:

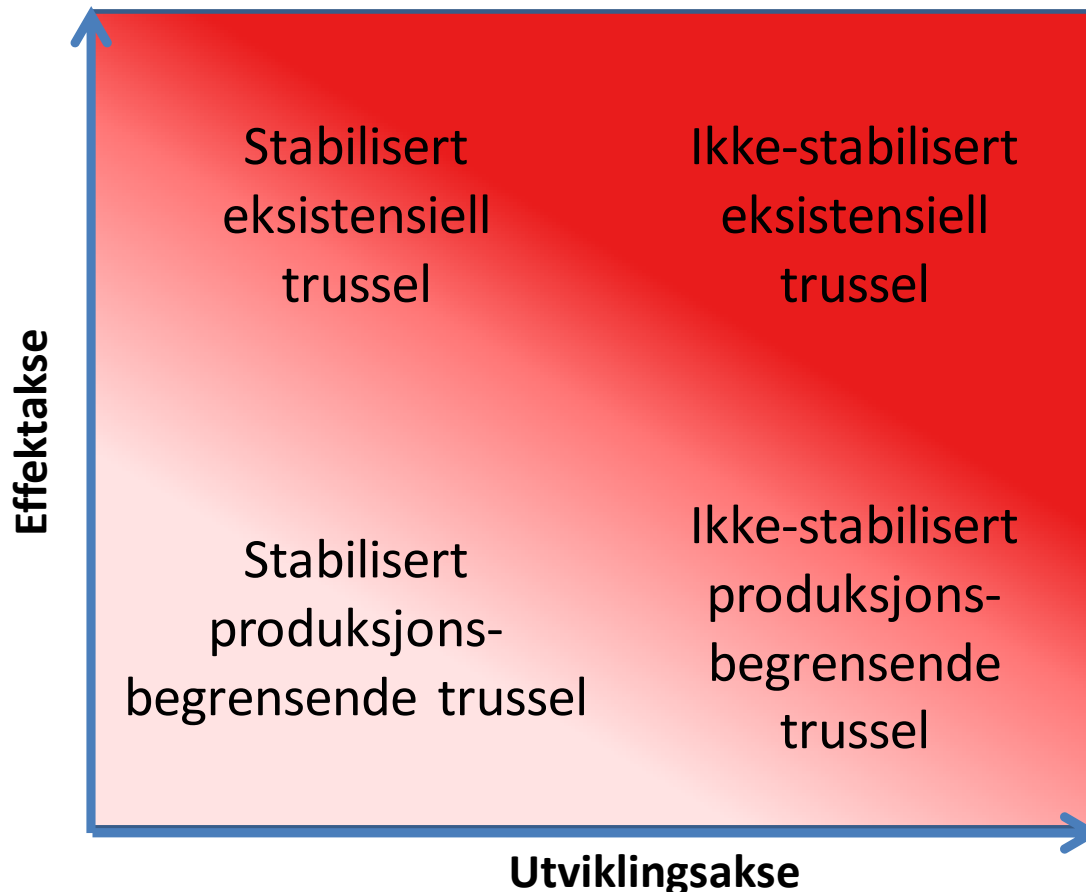
- Vi tar utgangspunkt i dagens situasjon for laksebestandene, og håndtering av truslene i de ulike sektorene. Dette innebærer at våre risikovurderinger er en framskriving av hvordan situasjonen mest sannsynlig blir *dersom dagens situasjon videreføres*.

Med utgangspunkt i disse to aksene (effekt og utvikling) plasseres de ulike faktorene i en figur (**figur 4.1**) hvor faktorene kan karakteriseres som i ulik grad å være:

- Stabiliserte produksjonsbegrensende trusler
- Stabiliserte eksistensielle faktorer

- Ikke-stabiliserte produksjonsbegrensende trusler
- Ikke stabiliserte eksistensielle faktorer

Det presiseres at denne karakteriseringen er en forenkling som gjør det enklere å omtale de ulike faktorene, og at den faktiske plasseringen langs de to aksene gir mer presis informasjon.



Figur 4.1. Et todimensjonalt system for vurdering av trusler mot norske villaksbestander. For illustrasjon er diagrammet fargesatt etter alvorlighetsgrad (mørk farge mest alvorlig).

4.3 Metoder for vurderinger

Det er med dagens kunnskapsnivå neppe mulig å gjennomføre en ren kvantitativ (tallfestet) vurdering av de ulike faktorene langs effekt- og tidsaksene. Problemet er komplekst i den forstand at vi både må vurdere effekt på enkeltbestander (som kan variere) og den samlede effekt på norsk villaks (som varier mellom regioner og i tid). Vi har ikke tilstrekkelig kunnskap på bestandsnivå for majoriteten av faktorene til å trekke sammen fra enkeltbestander til norsk laks samlet. Vurderingene er således en blanding av kvantitative vurderinger og mer skjønnsmessige og kvalitative ekspertvurderinger. Rådets kompetansebredde og enkeltmedlemmenes spesialkompetanse (se beskrivelse fremst i rapporten) er tatt i bruk for å sikre best mulig kvalitet på vurderingene. Ekspertvurderinger er i økende grad en akseptert tilnærming til trussel- og risikovurderinger i miljøforvaltning, så vel som på andre samfunnsområder (Sutherland 2006). Det er også mulig i framtidige vurderinger å formalisere slike ekspertvurderinger.

Langs begge aksene har vi benyttet et enkelt poengsystem fra 1 til 4 med tilhørende kriterier for karakterisering av ulike egenskaper ved trusselfaktorene. Et så vidt grovt system med fire grupper er robust i forhold til usikkerhet i datagrunnlag eller vurderinger. I noen få tilfeller der det var vanskelig å plassere faktoren er det gitt halvpoeng. For hver av aksene ble deretter en akseverdi mellom 0 og 1 beregnet ut fra forholdet mellom gitt poengsum og mulig maksimum poengsum for alle egenskapene. Nedenfor er hver av egenskapene som ble vurdert for henholdsvis effekt- og utviklingsaksen gjennomgått med henvisning til **tabell 4.1**, som også gir de brukte kriteriene.

Tabell 4.1. Poenggivning og kriterier for poenggivning for de ulike egenskapene for trusselfaktorene langs utviklings- og effektaksene. For hver av aksene er sum, maksimum poengsum og skore (mellom 0 og 1) gitt. Usikkerhet om utvikling og kunnskapsnivå er også klassifisert.

VURDERTE EGENSKAPER	POENG OG KRITERIUM	Vassdragregulering (kraft)	Annen vannbruk (oppdrett, industri, Sur nedbør)	G. salaris	Landbruksforurensinger	Annen forurensing (metaller, PCB, pesticider)	Overbeskatning	Lakselus	Andre infeksjoner knyttet til oppdrettsvirksomhet	Andre infeksjoner påvirket av menneskelig aktivitet	Rømt oppdrettsfisk	Menneskepåvirket predasjonstrykk	Klimaendringer	Fysiske inngrep (kanalisering osv)	Fremmede arter (Pukkellaks, ørekyt,	
UTVIKLINGSAKSE:																
1 Potensial for effektive tiltak (gitt framskrivning av dagens situasjon)	1: Svært omfattende tiltak er planlagt 2: Omfattende tiltak er planlagt 3: Noen tiltak er planlagt 4: Få/ingen tiltak er planlagt	2	4	1	2	3	3	2	3	3	4	3	3,5	2,5	3	3
2 Risiko ytterligere produksjonstap (gitt at utviklingen fortsetter som nå)	1: Lav, 2: Moderat, 3: Høy, 4: Svært høy	2	2	1	2,5	1	2	1	4	3	2	4	1	2	1	2
3 Risiko for tap av ytterligere bestander (gitt at utviklingen fortsetter som nå)	1: Lav, 2: Moderat, 3: Høy, 4: Svært høy	1	1	1	2,5	1	1	1,5	3	1	1	4	1	1	1	1
Sum		5	7	3	7	5	6	4,5	10	7	7	11	5,5	5,5	5	6
Maxsum		12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
Utviklingsskore		0,42	0,58	0,25	0,58	0,42	0,50	0,38	0,83	0,58	0,58	0,92	0,46	0,46	0,42	0,50
Usikkerhet om utvikling	liten=1, moderat=2, høy=3	2	1	1	2	1	2	1	2	3	3	2	2	3	1	2

Tabell 4.1 fortsetter

VURDERTE EGENSKAPER	POENG OG KRITERIUM	Vassdragregulering (kraft)	Annen vannbruk (oppdrett, industri, Sur nedbør	G. salaris	Landbruksforurensinger	Annen forurensing (metaller, PCB, pesticider	Overbeskatning	Lakselus	Andre infeksjoner knyttet til oppdrettsvirksomhet	Andre infeksjoner påvirket av menneskelig aktivitet)	Rømt oppdrettsfisk	Menneskepåvirket predasjonstrykk	Klimaendringer	Fysiske inngrep (kanalisering osv)	Fremmede arter (Pukkellaks, ørekyt,	
EFFEKTAKSE:																
1 Antall rammede bestander (Akkumulert fram til 2010)	1:<51, 2: 51-100, 3: 101-200, 4:>200	3	1	2	1	3	1	3	3	3	3	4	1	2	4	2
2 Geografisk utbredelse: (Akkumulert fram til 2010)	1: Lokalt 2: Mange spredte enkeltlokaliteter 3: Regionalt (landsdeler) 4:Nasjonalt (minst 14 av 16 fylker)	2	1	3	2,5	4	2,5	3	3,5	3,5	3	4	2	3	4	2,5
3 Effekt produksjon Typisk effekt på en bestand (redusert produksjonskapasitet, smoltproduksjon eller sjøoverlevelse)	1: Svak reduksjon <10 % 2: Moderat reduksjon 10-25 % 3: Sterk reduksjon 50-75 % 4: Meget sterk reduksjon >75 %	2,5	2	4	4	1	2	2,5	2,5	1	2	2	1	1	1	1
4 Tapte bestander i naturen (Fram til 2010)	1: ingen, 2: 1-5, 3: 6-20, 4:>20	3	2	3	4	1	1	1	1,5	1	1	2	1	1	1	1
5 Gjennomførte tiltak (som reduserer effekt på produksjon/sannsynlighet for tap av bestander)	1: Svært mange med god effekt 2: Mange med bra effekt 3: Få tiltak eller tiltak med liten effekt 4: Svært få/ingen tiltak eller tiltak uten effekt	2	3	1	2	1	2	2	3	3	3	2,5	3	3	2	3
Sum		13	9	13	14	10	8,5	12	14	12	12	15	8	10	12	9,5
Maxsum		20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Effektskore		0,63	0,45	0,65	0,68	0,50	0,43	0,58	0,68	0,58	0,60	0,73	0,40	0,50	0,60	0,48
Kunnskap (om trussel og effekter)	god=1,moderat=2, dårlig=3	1	2	1	1	2	3	1	2	3	3	2	3	3	1	3

4.3.1 Effektaksen

E 1: Antall rammede bestander

Et sentralt element i en nasjonal trusselvurdering er hvor mange bestander som er rammet. For noen av trusselfaktorene, men ikke alle, finnes det en bestandsvis vurdering av trusselfaktorer - i miljøforvaltningens kategoriseringssystem for anadrom laksefisk - som kan brukes til å tallfeste antall rammede bestander. Kategoriseringen er gjennomført av fylkesmennenes miljøvern-avdelinger og er dels basert på kvantitativ kunnskap, dels på kvalitativ kunnskap og dels på skjønnsmessige vurderinger. Fiskekonsulentene hos miljøvern-avdelingene har god lokal kunnskap, og ofte innhentes lokal kunnskap fra ulike lag og organisasjoner som støtte til vurderingene. I kategoriseringssystemet er det angitt hvilken trusselfaktor som er avgjørende for kategori-plasseringen (fra "tapt" til "moderat /lite påvirket") samt at andre trusler er angitt. Systemet er under revisjon, for blant annet å ta hensyn til trusler mot genetisk integritet (som ikke var dekket i det tidligere systemet), og den oppdaterte kategoriseringen foreligger ikke. Vi bruker dels den gamle kategoriseringen og dels egne vurderinger i poenggivingen. Poengskalaen er basert på en gruppering av antall rammede bestander, akkumulert fram til 2010, slik at bestander som er rammet (f. eks. av forsuring), men senere reetablert (ved kalking) er medregnet.

E 2: Geografisk utbredelse

For å bevare villaks er det av betydning om trusselfaktorene virker lokalt, regionalt eller nasjonalt. En trussel som rammer regionalt er mer alvorlig enn om trusselen rammer enkeltbestander spedt over flere regioner. I reetableringen etter forsuring og kalking på Sørlandet var en av utfordringene at nesten alle bestandene i regionen var gått tapt, slik at sannsynligheten for å kunne reetablere bestander med spesielle felles egenskaper for regionen var mindre enn om forsuring hadde rammet mer spredt. Vi vet fra studier av lokale tilpasninger for eksempel at nordlige laksebestander generelt viser tilpasninger til isforhold og lange vintre (Finstad & Forseth 2007, Finstad mfl. 2010). Trusler som rammer regionalt i for eksempel Finnmark kan true disse genvariantene av norsk laks som helhet. Poengskalaen er basert på en vurdering av om trusselen rammer fra få enkeltbestander, via mange spredt, til regionalt og nasjonalt. Som for egenskap 1 er poenggivingen basert på kategoriseringssystemet og dels på egne vurderinger, og er basert på akkumulert geografisk forekomst fram til 2010.

E 3: Effekt på produksjon

Basert på kunnskap om effekt på smoltproduksjon (gjennom økt dødelighet eller redusert bærekapasitet) eller smoltoverlevelse i sjøfasen vurderer vi her *typisk* effekt på bestander av *typisk størrelse* som er rammet av trusselen. Det er sjelden at effekten av en trusselfaktor er godt dokumentert, og spesielt når effekten er relativt liten er det på grunn av den store naturlige produksjonsvariasjonen svært vanskelig å dokumentere reduksjonen. Vi er derfor nødt til å interpolere fra de få studiene som finnes og bruke faglig skjønn til å klassifisere typisk effekt, som gis poeng ut fra grupper av prosentvis reduksjon.

E 4: Tapte bestander i naturen

Tap av bestander er endelig og uopprettelig, selv om det er mulig å reetablere en laksebestand i vassdrag når truslene elimineres. I DN's kategoriseringssystem, som er ett av utgangspunktene for rådets vurdering, er ikke bestander kategorisert som tapt så lenge de er bevart i levende genbank og det er sannsynlig eller mulig å fjerne trusselen og reetablere bestanden. Vi har tatt en mer konservativ tilnærming og vurderer bestander som tapte når de er tapte i naturen (i det vassdraget bestanden rekrutteres). Som overfor teller vi akkumulert antall tapte bestander fram til 2010.

E 5: Gjennomførte tiltak

For flere av trusselfaktorene er det gjennomført tiltak for å redusere problemene. Dette er dels tiltak som er gjennomført av miljømyndighetene (f.eks. kalking) og dels av næringene som skaper truslene (f.eks. tiltak for å redusere rømming i oppdrettsnæringa). Det er naturlig å vurdere omfang og effekt av slike tiltak i en trusselvurdering. Rådet har lagt vekt på å vurdere tiltak som faktisk reduserer effekten på produksjonen i vassdragene eller som reduserer sannsynligheten for tap av bestander. Dette innebærer at det for vår vurdering ikke er tilstrekkelig at det gjennomføres omfattende tiltak (f. eks kompensasjonsutsettinger etter vassdragsregulering), dersom det ikke er dokumentert eller sannsynliggjort en positiv effekt.

Poengskalaen er basert på en snudd rangering fra effektive tiltak som nær kompenserer for negativ påvirkning (1 poeng) til tiltak med moderat eller liten positiv effekt, eller tiltak helt uten netto positiv effekt (4 poeng). Det finnes ingen samlet oversikt for hva slags tiltak som er gjennomført for å redusere effekten av truslene mot norske laksebestander og deres faktiske effekt. I noen tilfeller er effektene godt dokumentert (f. eks kalking), mens for andre trusler må rådet bruke skjønnsmessige ekspertvurderinger, og støtte seg til generelle trender og utvikling i samfunnet og forvaltningen.

4.3.2 Utviklingsaksen*U1: Sannsynlighet for ytterligere produksjonstap*

Sannsynligheten for ytterligere produksjonstap vurderes ut fra biologisk kunnskap gitt at utviklingen fortsetter som i de senere år. Her er det valgt generelle kriterier (lav, moderat, høy og svært høy sannsynlighet) som er relativt robust i forhold til feilvurderinger.

U2: Sannsynlighet for ytterligere tap av bestander

Prinsippene for vurderinger og kriteriene i forhold til sannsynlighet for ytterligere tap av bestander er de samme som for sannsynlighet for tap av produksjon (U1).

U3: Potensial for effektive tiltak

Som for effektvurderingen av truslene er det viktig å vurdere tiltak også når trusler skal plasseres langs utviklingsaksen. Mens vi for effektaksen kunne vurdere gjennomførte tiltak, må rådet i denne sammenheng vurdere hvor stort potensial det er for at det gjennomføres effektive tiltak gitt dagens situasjon. Vi setter som krav at det biologisk sett må være mulig å innføre effektive tiltak, samt at slike tiltak er planlagt eller sannsynlig i dagens situasjon. Vi kombinerer således mulighet og sannsynlighet. For noen av truslene er det laget konkrete handlingsplaner (tiltak mot *G. salaris* og kalkingsaktivitet) som gir et godt grunnlag for å beskrive potensialet (mulighet og sannsynlighet) for effektive tiltak, mens for andre trusler må rådet forholde seg til mer generelle intensjoner uttrykt i forvaltningen i ulike sektorer.

4.3.3 Kunnskapsnivå og usikkerhet

I tillegg til vurderingen av de ulike egenskapene til trusselfaktorene langs effekt- utviklingsaksen, har vi vurdert kunnskapsnivået om truslene og deres effekt på bestandene og usikkerheten i vurderingene av framtidig utvikling. Kunnskapsnivået om truslene og deres effekt ble kategorisert som godt, moderat eller dårlig. Rådet har god samlet biologisk kompetanse til å gjennomføre en slik kategorisering. Kategoriseringen av usikkerhet i forhold til framtidig utvikling (liten, moderat eller høy usikkerhet) omfatter en biologisk vurdering gitt dagens praksis, og blir nødvendigvis mer skjønnsmessig for faktorer med lavt kunnskapsnivå. Samlet sett bør rådets systematiske gjennomgang av truslene langs effekt- og utviklingsaksene og vurderingen av kunnskapsnivå og usikkerhet, være et godt grunnlag for å prioritere kunnskapsbehov.

4.4 Vurdering av de enkelte trusselfaktorene

Poenggingiven for de enkelte trusselfaktorene er gitt i **tabell 4.1**. Her gir vi en kort beskrivelse av hver av de vurderte faktorene samt de viktigste egenskapene som ligger grunn for plasseringen langs effekt- og utviklingsaksene. Noen av trusselfaktorene er omtalt spesielt og mer omfattende i rådets beskrivelse av trusler (**kap. 3**).

Regulering av vassdrag til kraftproduksjon

Effektene av regulering av vassdrag for kraftproduksjon varierer mye fra vassdrag til vassdrag. Faktoren plasserer seg høyt på effektaksen, primært fordi den virker i mange bestander med effekt på nasjonalt nivå og fordi den har medført tap av flere bestander. Den plasserer seg imidlertid relativt lavt langs utviklingsaksen, primært fordi det er lite sannsynlig, ut fra dagens forvaltningspraksis at vassdragsreguleringer i framtida vil utrydde nye bestander eller gjennomføres på en slik måte at produksjonen i bestanden reduseres kraftig. I tillegg er aktiviteten i forhold til tiltak høy, og det er gitt klare styringssignaler (blant annet i St. prp. nr. 32 og i Stortingets behandling av denne) om at laksen skal tillegges vesentlig vekt i de mange revisjons- og fornyelsessakene som kommer opp i disse dager og i nær fremtid. Økende grad av effektkjøring (som gir variabel vannføring i elvene), sumeffekter av småkraftverk og generelt økende behov for fornybar energi for å redusere utslipp av klimagasser, gir moderat høy usikkerhet i vurderingen av framtid utviklingen. Kunnskapsnivået om effektene er gode, men effektene varierer mye slik at det er vanskelig å anslå en typisk effekt.

Annen vannbruk

I det gamle kategoriseringssystemet for anadrom laksefisk er vannbruk til for eksempel oppdrettsanlegg (smoltproduksjon i ferskvann), industri, vanning og så videre behandlet sammen med regulering for kraftproduksjon. Vi har valgt å vurdere annen vannbruk enn til kraftproduksjon for seg. Dette er utfordrende, fordi for eksempel vannbruk til oppdrettsanlegg i noen tilfeller kommer etter (i tid) vannbruk til kraftproduksjon, eller foregår parallelt med kraftproduksjon, mens i andre tilfeller er oppdrett eneste vannbruk i vassdraget. Faktoren plasserer seg relativt lavt langs effektaksen, til tross for at den trolig har bidratt til tap av noen bestander. Årsaken er at dette er en faktor som virker i få og geografisk spredte vassdrag. Faktoren plasserer seg midt på utviklingsaksen, fordi fokus på problemet er økende og det er lite sannsynlig at problemet vil øke og at ytterligere bestander går tapt som følge av slik vannbruk. På den annen side er det vurdert at med økende produksjon i oppdrettsnæringa vil behovet for vann til smoltproduksjonen øke, og det vil på mellomlang sikt bli behov for å ta i bruk nye vannkilder (Kittelsen mfl. 2006). Det finnes få studier om denne faktoren, men usikkerheten om framtidig utvikling framstår som liten.

Sur nedbør

Sur nedbør og forsuring av vassdrag er en faktor som historisk har utryddet mange laksebestander. Den plasserer seg derfor høyt langs effektaksen. I tillegg kan effekten på produksjon være sterk der bestander ikke utryddes, og problemet er regionalt. Faktoren plasserer seg imidlertid lavt langs utviklingsaksen, først og fremst på grunn av omfattende og effektive tiltak (kalking) og lav risiko for ytterligere tap i produksjon og bestander gitt at tiltakene opprettholdes. Det forventes ingen ytterligere forbedringer i vannkjemi i kommende år, og bestandene vil være avhengig av kalking i lang tid framover (DNs Handlingsplan for kalking 2011-2015). Kunnskapen er god og usikkerheten om framtidig utvikling er liten.

Gyrodactylus salaris

Parasitten *G. salaris* er den faktoren som har utryddet flest bestander fra norske vassdrag og plasserer seg svært høyt langs effektaksen. Vi har i denne sammenheng vurdert bestander som har hatt *G. salaris* lenge som i effekt å være utryddet i naturen. Effekten på produksjonen (gjennom stor yngeldødelighet) er også svært stor (Johnsen mfl. 1999). Faktoren plasserer seg imidlertid midt på utviklingsaksen, primært fordi en omfattende tiltaksepakke er forventet å redusere problemet betydelig. Risikoen for ytterligere produksjonstap og tap av nye bestander vurderes som moderat til stor. Kunnskapen om faktoren er generelt god, mens det knytter seg usikkerhet til framtidig utvikling, primært på grunn av usikkerhet om de planlagte tiltakene vil være effektive i større vassdrag og hvor stor risiko det er for spredning fra infiserte vassdrag til nye vassdrag og regioner.

Landbruksforurensinger

Mange av våre laksevassdrag finnes i elvedaler med høy landbruksaktivitet. Dette kan gi tilførsler av næringsalter (som både kan virke både positivt og negativt på produksjonen, avhengig av mengden og vassdragets generelle næringsstatus og hydrologi), samt bidra til erosjon (finpartikulært materiale som transporteres fra land og ut i vassdraget som kan redusere habitatkvaliteten og tette gytegroper). Under spesielle forhold kan slik forurensing forårsake dødelighet (for eksempel på grunn av oksygenmangel knyttet til siloutslipp). Landbruksaktivitet kan også bidra med andre forurensende og skadelige stoffer (pesticider osv.). Disse er behandlet under “andre forurensinger”. Landbruksforurensinger plasserer seg relativt lavt langs både effektaksen og utviklingsaksen. Faktoren har nasjonal utbredelse og virker i svært mange vassdrag, men effekten på bestandene er liten. Det er etter det rådet kjenner til aldri påvist eller sannsynliggjort at slik forurensing har utryddet bestander i Norge, selv om enkeltepisoder kan ha utryddet de aldersklassene som var i elva ved utslippstidspunktet. Viktigst for plassering langs begge aksene er imidlertid at det er gjennomført en rekke tiltak og reguleringer som har redusert belastningen fra denne næringa betydelig. Kunnskapen om faktoren kunne vært bedre (vurdert som moderat), mens usikkerheten om framtidig utvikling er liten.

Andre forurensinger

Vassdrag mottar en rekke miljøskadelige stoffer som metaller, PCB og ulike pesticider fra lokale kilder og langtransport (med luftmasser og nedbør). Effektene varierer fra svakt reduksjon i reproduksjon, via kronisk økt dødelighet, til episoder med omfattende dødelighet av voksen fisk og/eller yngel. Det er også vist at enkelte forurensende stoffer (såkalte hormonhermere) kan ha effekt på kjønnsforhold og gonadeutvikling hos fisk med potensial for betydelig negativ effekt på reproduksjon (f. eks. Moore & Waring 2001). Dette er en faktor hvor kunnskapsnivået er dårlig, både i forhold til overvåking og effektstudier, og usikkerheten i forhold til framtidig utvikling er relativt høy. Faktoren ligger lavt langs effektaksen, dels fordi den per i dag er dokumentert å ramme relativt få bestander (f. eks. metallforurensing fra gruver i noen vassdrag), dels fordi det ikke er dokumentert eller sannsynliggjort at bestander har gått tapt, og dels fordi det er gjennomført en rekke omfattende tiltak mot lokale forurensingskilder (både i husholdninger og i industrien). Fordi dette er et problem som er aktivt og kan være i økning for noen forurensende stoff ligger faktoren relativt høyt på utviklingsaksen, men plasserer seg ikke svært høyt fordi risikoen for ytterligere tap av produksjon er moderat og risikoen for tap av bestander er vurdert til å være lav.

Overbeskatning

Beskatning av laks i sjø og elv skal i utgangspunktet være basert på beskatning av et høstbart overskudd. Det er imidlertid liten tvil om beskatning har vært og kan være en sterk påvirkningsfaktor for norske laksebestander (påvirker gytebestanden direkte, uten kompensierende mekanis-

mer) og at svært mange bestander har vært overbeskattet. Det er først etter 2007 at man gjennom utarbeidelse av gytebestandsmål har hatt et grunnlag for å definere "høstbart overskudd" på en god måte. Faktoren plasserer seg relativt høyt på effektaksen fordi den påvirker mange bestander, virker nasjonalt (med stedvis høy beskatning både i sjø og elv), og effekten på produksjonen kan være stor. Det er imidlertid lite sannsynlig at overbeskatning alene i moderne tid har utryddet bestander. Imidlertid ser det ut til at bestandskomponenter (storlaks) har forsvunnet i øvre deler av noen sidevassdrag til Tana (se **kap. 2.5**). Det er fra 1980-tallet og utover gjennomført en rekke omfattende tiltak for å redusere beskatningen (blant annet forbud mot drivgarnfiske fra 1989). Disse tiltakene reflekteres også langs utviklingsaksen, der overbeskatning ligger relativt lavt. Forvaltning etter gytebestandsmål (fra 2007) og ytterligere innstramminger i både sjøfiske og elvefiske fra 2010 gjør at det sannsynlig at beskatningen framover vil basere seg på høsting av et overskudd, og således ikke true bestander eller produksjon. Situasjonen i Tana gir imidlertid grunn til bekymring, med svært stor avstand fra gytebestandsmålet i norske sidevassdrag, og med beskatning som dominerende trusselfaktor. Kunnskapen om overbeskatning som trusselfaktor er nå god, og usikkerheten om framtidig utvikling er lav.

Lakselus

Lakselus som trusselfaktor er gjennomgått i detalj i **kap. 3.2**. Faktoren plasserer seg høyt både langs effektaksen og utviklingsaksen. Lakselus rammer mange bestander i flere regioner, og kan gi fra moderat til sterk effekt på produksjonen i bestander gjennom økt dødelighet hos smolt. Det er etter det vi kjenner til ikke dokumentert at lakselus alene har utryddet norsk laksebestander. I Vosso framholder Barlaup (2008) imidlertid at "lakselus og rømt oppdrettslaks er to trusselfaktorer som må håndteres for å redde Vossolaksen". Det er også antatt at lakselus (i kombinasjon med innblanding av rømt oppdrettsfisk i gytebestandene) har vært et vesentlig bidrag til at flere laksebestander i Hardangerfjorden nå er kritisk små (Skoglund mfl. 2009). Selv om det er gjennomført omfattende tiltak i oppdrettsnæringa, har den faktiske effekten på villfiskbestandene på grunn av fortsatt vekst i produksjonen bare i perioder vært tilfredsstillende, og infeksjonspresset har vært kronisk forhøyet i mange år i relativt store regioner (se **kap. 3.2**). Gitt dagens situasjon er det fare for at lakselus som trusselfaktor fortsterkes, at eksistensen til ytterlige bestander trues og at faktoren fortsetter å påvirke produksjonen i mange bestander negativt. Kunnskapen om hvordan lakselus kan påvirke individer og bestander er relativt god, og det er etablert en tålegrense for lusebelastning på smolt. Vi mangler imidlertid en nasjonal kartlegging og *dokumentasjon* på i hvilken grad lakselus i dag bidrar til lav sjøoverlevelse i ulike deler av landet. Med unntak av effektstudier i enkeltvassdrag, kan effekten på regionnivå bare sannsynliggjøres. Kunnskapsgrunnlaget er derfor vurdert som moderat godt. Usikkerheten om framtidig utvikling er også vurdert som moderat.

Andre infeksjoner knyttet til oppdrettsvirksomhet

Trusselbildet fra andre infeksjoner knyttet til det store volumet av fisk i oppdrettsnæringa er behandlet i et eget kapittel i denne rapporten (**kap. 3.4**). Dette er en faktor som det finnes svært lite kunnskap om, og hvor usikkerheten om framtidig utvikling er høy. Faktoren plasserer seg moderat høyt langs effektaksen og høyt langs utviklingsaksen. Infeksjoner fra fiskeoppdrett kan trolig ramme mange bestander i mange regioner, og er fraværende bare i områder med lite oppdrett (primært Sør- og Østlandet, samt deler av Finnmark). Effekten på produksjonen er imidlertid forventet å være moderat og det er lite sannsynlig at slike infeksjoner alene kan utrydde bestander. Med dagens teknologiløsninger i oppdrettsnæringa er det lite sannsynlig at det kan gjennomføres tiltak som effektivt beskytter villfisk. Slike infeksjoner er et aktivt problem som forventes å øke hvis produksjon i oppdrettsnæringa øker og medfører ytterligere produksjonstap i mange bestander.

Andre infeksjoner påvirket av menneskelig aktivitet

Det finnes også andre infektive agens (virus, bakterier og parasitter) som ikke nødvendigvis kan knyttes til oppdrettsvirksomhet, men som er påvirket av menneskelig aktivitet (se **kap. 3.4**). Noen infeksjoner gir sykdom under spesielle miljøforhold, som for eksempel høye sommertemperaturer og lav vannføring som et resultat av klimaendringer og/eller bortføring av vann til kraftproduksjon. PKD (proliferativ nyresyke) er et eksempel på en parasittinfeksjon som gir sykdom ved høye vanntemperaturer og lave vannføringer (se **kap. 3.4.1**). Furunkulosebakterien gir utbrudd under lignende betingelser. Faktoren plasserer seg moderat høyt både langs effekt- og utviklingsaksen. Som for infeksjoner knyttet til oppdrett, er plasseringen langs effektaksen i høy grad et resultat av at faktoren kan virke i mange bestander over store deler av landet, mens effekten på bestandene er moderate. Det er også vanskelig å gjennomføre effektive tiltak som reduserer problemet. Dette, sammen med scenario for effekter av klimaendringer i norske vassdrag påvirker plasseringen langs utviklingsaksen. Også her er kunnskapsgrunnlaget dårlig fordi det ikke finnes et overvåkingsprogram for infeksjoner på villfisk, og usikkerheten om framtidig utvikling er stor.

Rømt oppdrettsfisk

Rømt oppdrettslaks og regnbueørret har effekt gjennom å være vektorer for infeksjoner, bidra til infeksjonstrykk for lakselus, økologiske effekter gjennom konkurranse og genetisk påvirkning av bestandene. Disse effektene er omtalt i egne kapitler både i denne rapporten (**kap. 3.1**) og i rådets første rapport (Anon. 2009a). Faktoren plasserer seg høyt langs effektaksen og svært høyt langs utviklingsaksen. Faktoren rammer nasjonalt. Den historiske effekten på produksjon er moderat, siden den har virket i få laksegenerasjoner, og faktoren er dokumentert å ha bidratt til tap av bestander (genetisk sett) i få tilfeller. Selv om oppdrettsnæringa har gjennomført omfattende tiltak som har redusert *andelen* fisk som rømmer, og dette har redusert gjennomsnittlig andel rømt fisk i villfiskbestandene fra i størrelsesorden 20 % til 10 %, så har produksjonsøkningen gjort at problemet fortsatt er for stort. Det er også enkeltbestander som i de senere år har hatt svært høye innslag av rømt oppdrettslaks i gytebestandene. Det er fare for at problemet vil opprettholdes eller øke, og det er sannsynlig at effekten på villaksproduksjonen vil øke og at ytterligere bestander vil gå tapt. Det er laget scenarioer for hvordan den genetiske innblandingen vil påvirke laksebestandene i ulike regioner (se **kap. 3.1**). Disse er basert på modellering av fullskala eksperimenter. Kunnskapsnivået er generelt godt, men mangel av en nasjonal kartlegging av genetiske endringer i bestandene gjør at vi samlet vurderer kunnskapen om trusselen og dens effekt som moderat. Det er også mangelfull kunnskap om rømt oppdrettsfisk som vektor for infeksjoner, og om de økologiske effektene av spesielt rømt regnbueørret. Vi har også kategorisert usikkerheten i forhold til framtidig effekt som moderat. Scenarioene baserer seg på studier av mekanismer og ekstrapolering fra forsøk over få generasjoner, noe som innebærer usikkerhet. Dokumenterte genetiske endringer i naturlige bestander som over tid har hatt høye innslag rømt oppdrettslaks gir på den annen side støtte til de utviklede scenarioene, selv om det kan være stor spredning i effekt mellom bestander.

Menneskepåvirket predasjonstrykk

Predasjon fra fugl, pattedyr og annen fisk er i utgangspunktet dødelighetsfaktorer som alltid har påvirket laksebestandene. Forekomsten av predatorer kan imidlertid påvirkes av menneskelig aktivitet som påvirker forekomsten av predatorer (direkte gjennom regulering av jakt eller introduksjon og spredning av fremmede arter, indirekte gjennom fiskerier eller andre påvirkninger av forekomsten av alternative byttedyr for predatorene) og gjennom habitatendringer som øker tilgangen til vassdragene (f.eks. redusert isdekke etter vassdragsreguleringer). Predasjon som påvirkningsfaktor er gjennomgått i **kap. 2.4**, hvor det også framgår at kunnskapsnivået om denne faktoren er noe begrenset. Usikkerheten om framtidig utvikling er vurdert som moderat. Fakto-

ren plasserer seg midt langs effektaksene men lavt langs utviklingsaksen, basert på vurderinger ut fra dagens kunnskap.

Klimaendringer

Klimaendringer er omtalt i eget kapittel (**kap. 3.7**). Fordi klimaendringer påvirker svært mange habitatforhold i vassdragene og kan gi storskala endringer i havøkosystemene, er det svært vanskelig å plassere denne faktoren langs de to aksene. Temperaturpåvirkede infeksjoner er allerede vurdert under “Andre infeksjoner påvirket av menneskelig aktivitet”. Det foregår omfattende forskning på temaet laks og klima, og det forventes mye ny kunnskap i årene som kommer. I dag er imidlertid kunnskapsnivået relativt dårlig og usikkerheten om framtidig utvikling er høy. Klimaendringer plasserer seg relativt lavt både langs effekt- og utviklingsaksen, der regional utbredelse trekker opp for effektaksen og forventninger om økt effekt trekker opp for utviklingsaksen.

Fysiske inngrep

Fysiske inngrep inkluderer endringer i habitatforhold som kanalisering, forbygning og terskelbygging. Faktoren plasserer seg relativt høyt langs effektaksen men lavt langs utviklingsaksen. Effekten av forbygninger kan være både positive og negative, mens kanalisering og terskler oftest er negative for lakseproduksjon. Det er primært omfanget av slike tiltak (svært mange av bestandene over hele landet er rammet) som trekker opp på effektaksen, mens innførte restriksjon på slike tiltak (gjennom vannressursloven) og pågående restaurering trekker faktoren nedover utviklingsaksen. Kunnskapen om effekt av slike tiltak er god og usikkerheten om framtidig utvikling er liten.

Fremmede arter

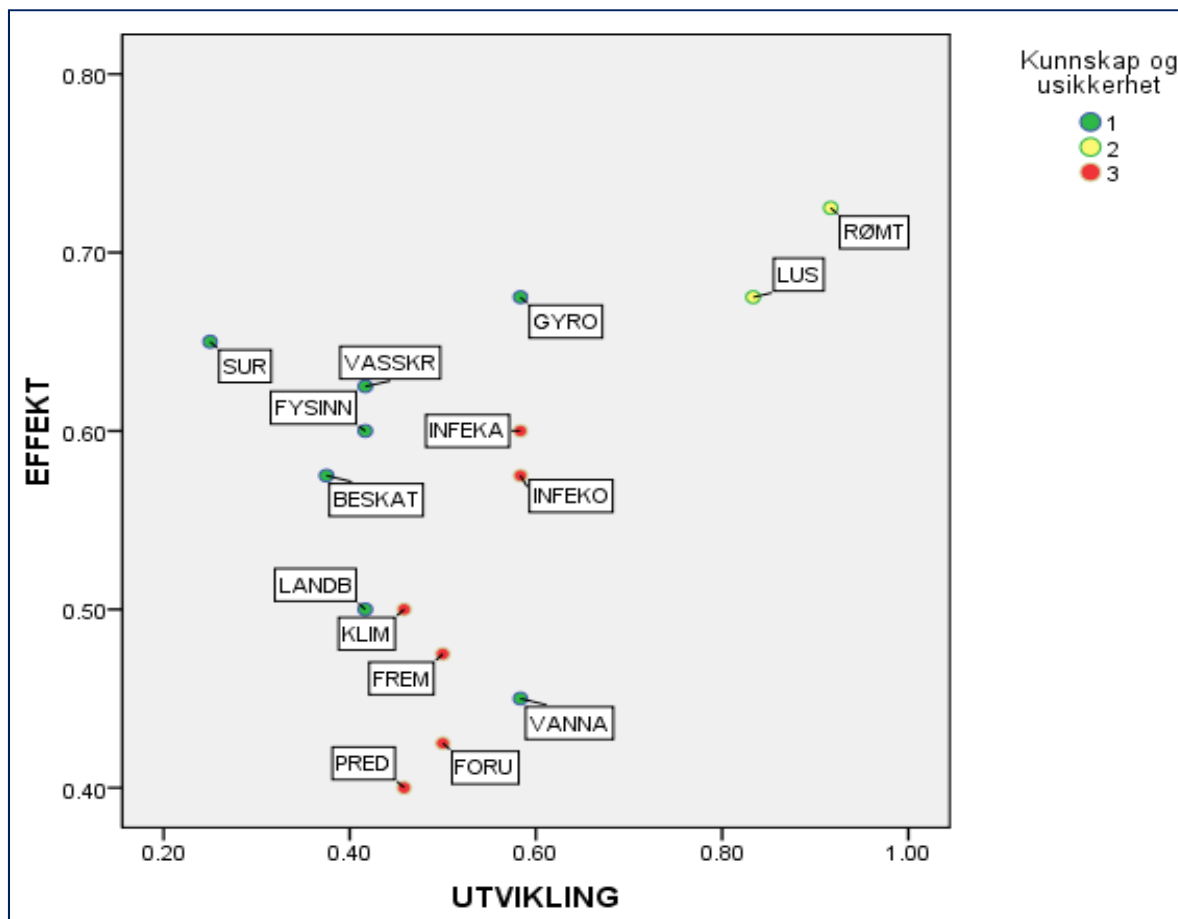
Fremmede arter inkluderer i denne sammenheng fiskearter som har blitt introdusert utenfor sitt naturlige utbredelsesområde. Dette kan være i form av arter som har spredt seg fra sitt naturlige opprinnelsessted ved hjelp av mennesker (primær introduksjon), eller dersom arten har spredt seg videre ved egen hjelp (sekundær introduksjon). Blant fremmede fiskearter som kan påvirke laksebestander er regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*), pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*), ørekyt (*Phoxinimum phoxinus*), sandkryper (*Cottus gobio*) og hvitfinnet ferskvannsulke (*Cottus gobio*). Kunnskapen om effekten av introduksjoner av disse artene på laks er relativt dårlig, og det finnes ingen komplett oversikt over artenes spredning og forekomst i laksevassdrag. Faktoren plasserer seg relativt lavt langs begge aksene. Der effekten på produksjon er anslått har den vært relativt lav, men helt nye arter som pukkellaks som nå ser ut til å være etablert i elver i Finnmark har usikker, men potensiell moderat stor effekt. Problemet ser ut til å øke, og det er vanskelig å se at det finnes effektive tiltak for å redusere problemet. Dette trekker faktoren oppover langs utviklingsaksen.

Miljøforhold i havet

Det er liten tvil om at forhold i havet har bidratt til redusert overlevelse og redusert innsig av smålaks til Norge i de senere år. Denne faktoren er imidlertid **ikke vurdert som egen menneskeskapt trusselfaktor**. Det er flere årsaker til dette. Det finnes dokumentasjon på at endringer i vanntemperatur i havområdene der laksen beiter har påvirket fiskens vekst og overlevelse (se **kap. 2.2**). Det er sannsynlig at disse endringene kan knyttes opp mot klimaendringer (se **kap. 3.7**), og behandles under klima som trussel. Det er også funnet støtte for at næringsforholdene i havet påvirker laksens vekst og overlevelse (se **kap.2.2**), men foreløpig er det ikke publisert studier som belyser hvordan bestandene av andre pelagiske arter som er potensielle næringskonkurrer til laksen, og forvaltningen av disse, innvirker på laksens vekst og overlevelse i havet.

4.5 Samlet vurdering

Analysen har identifisert tre trusler (sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep) som fremstår som stabiliserte eksistensielle trusler (**figur 4.2**). Den bestandsreducerende effekten av disse truslene gjør imidlertid fortsatt bestandene sårbare ovenfor andre trusler. Sur nedbør ligger lengst nede langs utviklingsaksen, og framstår som klart stabilisert av disse. I tillegg er det tre andre trusler (*G. salaris*, lakselus og rømt oppdrettslaks) som er kategorisert som eksistensielle trusler. Av disse framstår *G. salaris* som relativt stabilisert, siden tiltaksplaner og vellykkede utryddelsesaksjoner ser ut til å ha medført gjenoppretting av stedegne bestander av laks i tidligere infiserte vassdrag og begrenset spredningen til nye vassdrag. Svikt eller problemer knyttet til tiltaksplanen kan bringe denne trusselen til høyre i diagrammet. Videre ble to faktorer knyttet til oppdrettsnæringen, lakselus og rømt oppdrettsfisk, plassert som de eneste klare aktive ikke-stabiliserte eksistensielle truslene. Lakselus vil bare under høye infeksjonstrykk over flere år være en eksistensiell trussel alene, men i synergi med andre trusler, og spesielt rømt oppdrettslaks, kan lakselus true bestanders eksistens. Infeksjoner knyttet til både oppdrettsaktivitet og annen menneskelig aktivitet ligger nærmest disse eksistensielle truslene og midt i diagrammet. Et viktig poeng for disse er at kunnskapen er dårlig og usikkerheten om framtidig utvikling er stor. Overbeskatning ligger på samme nivå langt effektaksen, men framstår som i mye høyere grad stabilisert på grunn av de omfattende tiltakene som er igangsatt for å redusere problemet (fiskereguleringene). En rekke andre trusler ligger ned mot venstre hjørne i diagrammet og framstår dels som stabiliserte produksjonsbegrensende trusler (forurensinger, landbruksforurensinger, predasjon og annen vannbruk) eller trusler som ennå ikke er spesielt aktive (klima og fremmede arter) men som *kan* bevege seg opp og mot høyre. I denne gruppa ligger landbruksforurensing og klimaendringer lengst oppe langs effektaksen, (men lavt langs utviklingsaksen) og annen vannbruk lengst opp langs utviklingsaksen (men lavt langs effektaksen). Et viktig aspekt ved flere av truslene i denne delen av diagrammet er at kunnskapsnivået er dårlig og usikkerheten om framtidig utvikling er stor.

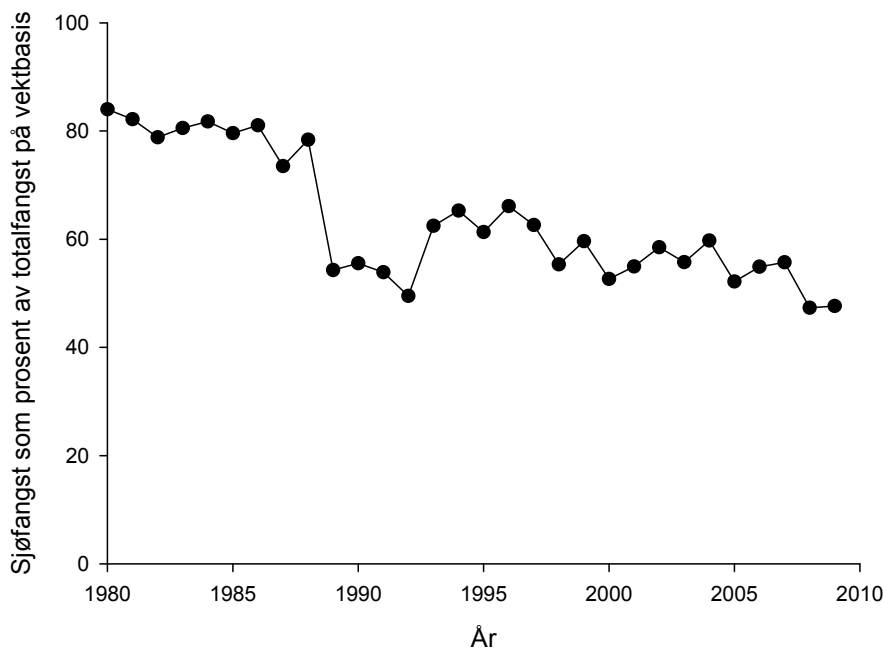


Figur 4.2. Plassering av de ulike trusselfaktorene i et effekt- og utviklingsaksediagram. Faktorene kan grovt kategoriseres etter systemet som er illustrert i **figur 4.1**. Fargene på punktene symboliserer god kunnskap og lav usikkerhet om utvikling (grønn), moderat kunnskap og moderat usikkerhet om utvikling (gul) og dårlig kunnskap og stor usikkerhet om utvikling (rød). SUR= sur nedbør, VASSKR = vannkraftregulering, LUS = lakselus, RØMT = rømt oppdrettsfiske, BESKAT = overbeskatning, FYSINN = fysiske inngrep, VANNA = annen vannbruk, LANDB = landbruksforurensing, PRED = menneskepåvirket predasjon, FORU = annen forurensing, INFEKA = andre infeksjoner påvirket av menneskelig aktivitet, KLIM = klimaendringer, INFEKO = infeksjoner knyttet til oppdrettsaktivitet og FREM = fremmede fiskearter.

5 BESKATNING

Kunnskap om beskatningsrater - hvor stor andel av den tilgjengelige fisken som blir fanget i kommersielle fiskerier, hobbyfiske eller sportsfiske er essensiell informasjon for forvaltning av fiskebestander. Det kommersielle fisket etter atlantisk laks er betydelig redusert i hele utbredelsesområdet. Fram til 1989 ble det drevet et betydelig kommersielt drivgarnfiske etter laks langs norskekysten. I dag beskattes norsk (og dels russisk og svensk; notat fra L.P. Hansen NINA 2009) laks i et sjøfiske langs norskekysten som dels er et hobbyfiske og dels et næringsfiske (over halvparten av utøverne anser fisket som et hobbyfiske; Fangel mfl. 2008). Et lignende fiske med bundne redskaper (stengsel, drivgarn, stågarn, kastenot, flåte og lignende) finnes også i noen få elver (i hovedsak Numedalslågen, Tana og Neiden) som dels er motivert ut fra tradisjon (kultur), dels hobby og dels næring. Mer informasjon om slikt fiske i Tana er gitt i **kap. 2.5**. I form av antall utøvere er det elvefiske med sportsfiskeredskap som dominerer, og i de senere år har mellom 80 000 og 100 000 personer løst fiskeravgift for å fiske etter anadrome laksefisk (Tangeland mfl. 2010). Beskatning av laks i elvefisket ble gjennomgått i detalj i Vitenskapsrådets første rapport (Anon. 2009a), og informasjon om beskatningsforhold er gitt vassdrag for vassdrag i vedleggsrapporten (Anon. 2010), og omtales også i **kap. 9.2**.

Andelen av fangstene som er tatt i sjøfisket har endret seg betydelig fra 1980 og fram til i dag (**figur 5.1**). Nedgangen i sjøfiske er dels knyttet til reguleringer (forbud mot drivgarnfisket i 1989, forbud mot krokgarn i alle fylker unntatt Finnmark fra 1997 og redusert fisketid for både kilenot og krokgarn), og dels til redusert interesse for sjøfiske etter laks på grunn av reduserte fangster, strengere reguleringer og redusert lønnsomhet, aldrende fiskere og alternative næringsveier (Fangel mfl. 2008). I perioden 1980 til 1988 utgjorde sjøfangsten 80 % av totalfangsten av laks i Norge (i tonn, ikke korrigert for rømt oppdrettslaks), i perioden fram til forbudet mot krokgarn (i 1997) 59 % og i perioden 1998-2007 56 %. I den siste reguleringsperioden (fra 2008) ble det innført ytterligere innskrenkninger i fisketid i sjøen, og sjøfangsten prosentandel av totalfangsten utgjorde 47 % i 2008 og 48 % i 2009.



Figur 5.1. Fangst av laks i sjøen (i tonn, ikke korrigert for innslag av rømt oppdrettslaks) som andel av totalfangsten av laks i Norge i perioden 1980 til 2009.

5.1 Beskatningsrater i sjø

Fordi vi ikke kjenner størrelsen på laksebestanden før fisket starter finnes det lite kunnskap om hvor stor andel av laksen på vei inn til elver i Norge som beskattes i sjøfisket. Beskatningsrater i sjøfisket har blitt estimert ved hjelp av gjenfangster av merket smolt fra Drammenselva i Buskerud og Imsa i Rogaland fra 1985 til 2008, samt fra Halsvassdraget i Finnmark fra 1988 til 2008. Overvåkingsseriene fra Imsa og Drammenselva viser klart effekten av innførte restriksjoner og redusert interesse for sjøfiske etter laks, med beskatningsrater på 80-90 % på 1980- og begynnelsen av 1990-tallet, som er redusert til mindre enn 35 % de siste åra (**figur 5.1.1**). For fisk merket i Halsvassdraget er de estimerte beskatningsratene svært variable, men generelt høyere enn for de to bestandene i Sør-Norge. De rapporterte gjenfangstene er lave og estimatene derfor usikre.

Grunnlaget for å vurdere beskatningsrater for norsk laks i sjøfisket er etter rådets mening for dårlig. De tre overvåkingsseriene gir viktig informasjon, men kan neppe sies å representere det mangfoldet av beskatningsnivåer som finnes langs norskekysten på en god måte. Laks fra Drammenselva beskattes i en region med lav fangsttinningsgrad i sjøen, laksen fra Imsa har relativt kort fjordvandring og er dominert av smålaks (som i mindre grad enn storlaks beskattes i dagens sjøfiske), mens det merkes og gjenfanges få laks fra Halsvassdraget. Et annet problem er at det eksterne merket (Carlin-merke) i seg selv kan øke fangstsannsynligheten i garnredskaper.

En alternativ tilnærming til å få kunnskap om beskatningsrater på regionnivå er å benytte PFA (Pre-Fishery Abundance) simuleringer (se **kap. 2.1**). Ut fra rapportert fangst, antagelser om rapporteringsandel for fangstene, samt gjennomsnittlig beskatningsrate i elvene (veid med fangst) kan man estimere innsiget av laks etter sjøfangsten til elvene i en region (se nedenfor). Deretter legges rapportert sjøfangst (og antatt rapporteringsandel) til slik at man får tall på innsiget til regionen og kan deretter beregne beskatningsraten i sjøfisket. Det korrigeres for innslaget av rømt oppdrettslaks både i sjø- og elvefisket. Denne tilnærmingen kan ikke benyttes for enkeltbestander (elver) fordi vi ikke kjenner eller kan anslå hvor mye av fisken fra hver bestand som fanges i sjøfisket. Ved å dele landet i fire regioner (Østfold til og med Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane, Midt- og Nord-Norge) blir denne feilkilden mindre (vi kan med rimelighet anta at majoriteten av laks som fanges i sjøen innen regionen hører hjemme i elver fra samme region – i alle fall etter at drivgarnfiske ble forbudt i 1989) og vi får et grovt estimat for beskatningsraten i sjøfisket i regionene (**figur 5.1.2-5.1.5**). Metoden er avhengig av at beskatningsratene i elv er mest mulig korrekte, og dersom for eksempel beskatning i elvene er underestimert blir beskatningen i sjøen også underestimert.

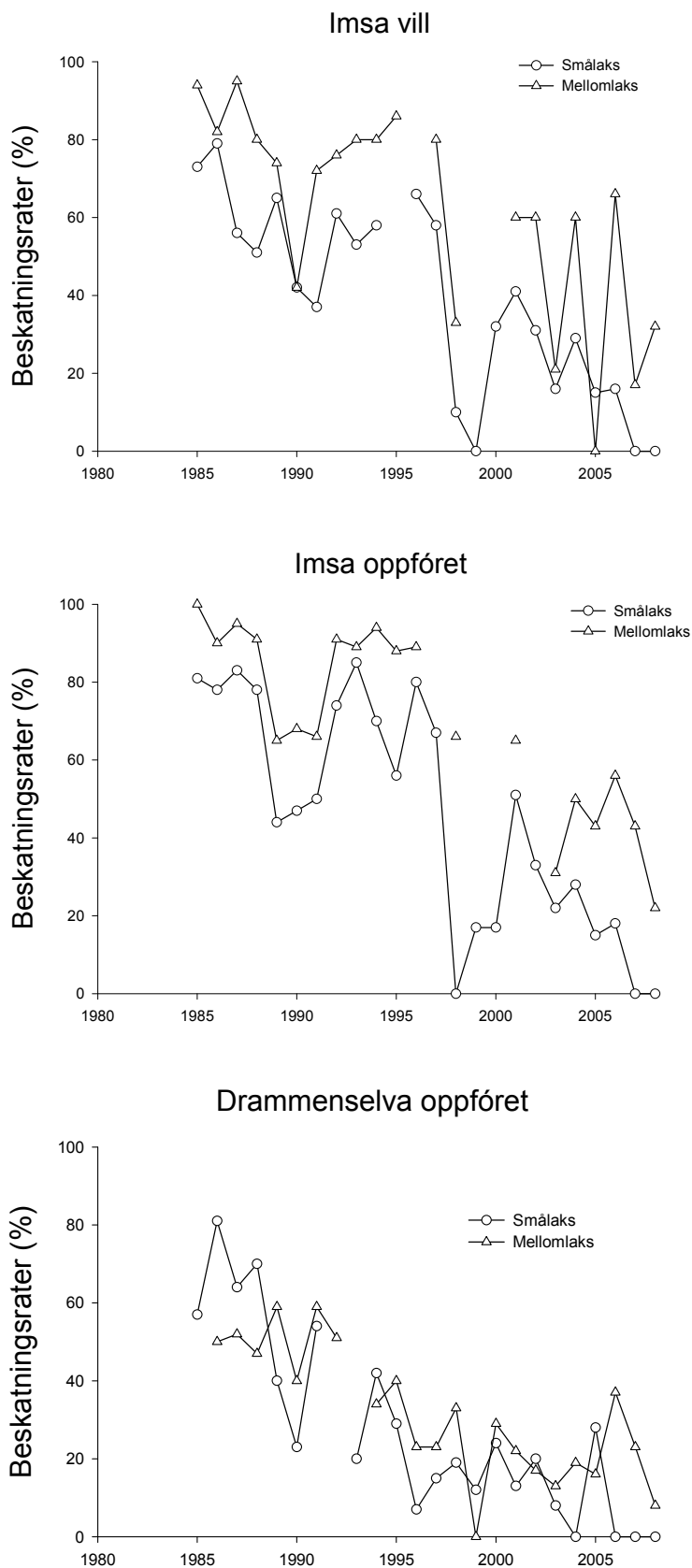
Fordi fangsstatistikken mellom 1983 og 1992 kun var delt i to størrelsesgrupper av laks (≤ 3 kg og > 3 kg) simulerte vi beskatning for flersjøvinter laks (sum mellom- og storlaks fra 1993) samlet for hele perioden. For perioden fra 1993-2009 simulerte vi også beskatningsrater for mellom- og storlaks separat, siden det da ble skilt mellom disse i fangststatistikken.

Simuleringene viser at for smålaks på stekningen Østfold til og med Rogaland har beskatningsraten i sjøen avtatt mye, fra ca 50 % på starten av 1980-tallet til rundt 10 % i de siste årene. Nedgangen i beskatning for flersjøvinter laks har vært mindre, og beskatningsratene lå etter at krokgranfisket ble forbudt i 1997 på noe over 20 %. Først fra og med 2008 kom beskatningen av flersjøvinterlaks ned på ca 10 %. Både for flersjøvinter laks samlet og for mellom- og storlaks separat ser vi en redusert beskatning i sjøen fra 2008 etter at nye restriksjoner ble innført.

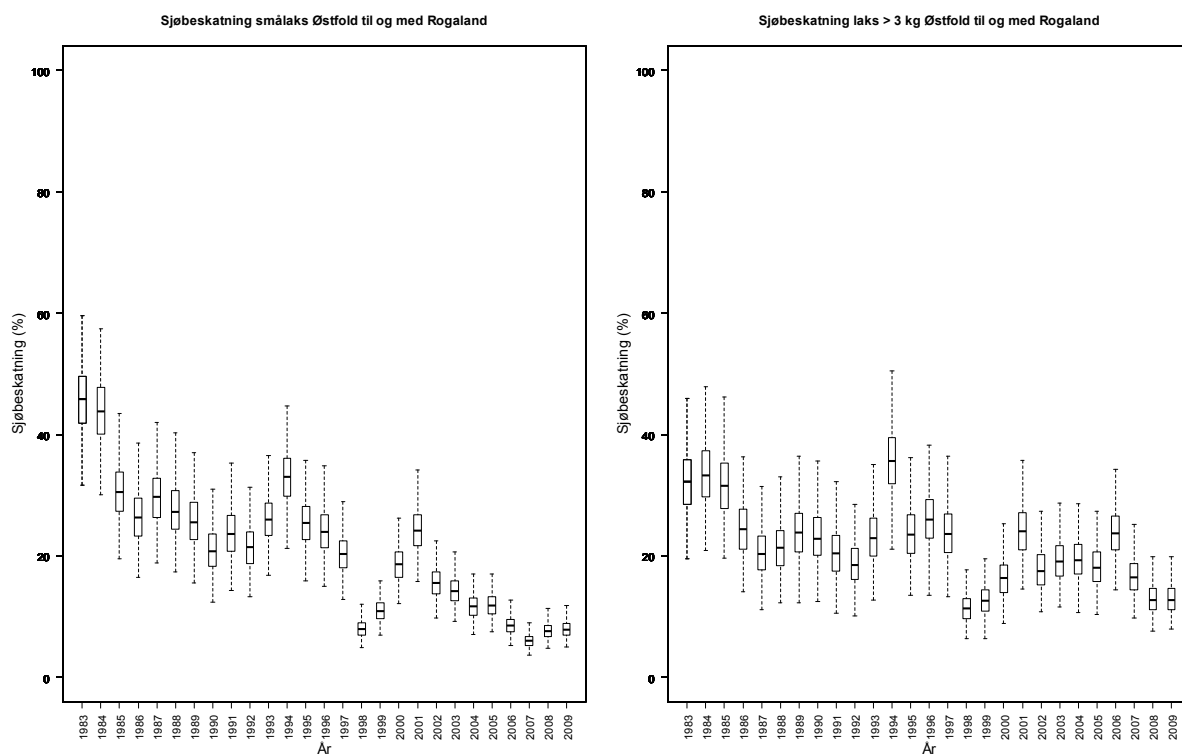
I Hordaland og Sogn og Fjordane har beskatningen i sjøen avtatt svært mye fra starten av 1980 tallet og fram til 2009. I denne regionen er sjøfisket nå stengt i Hordaland.

I Midt-Norge var reduksjonen i beskatning av smålaks etter forbudet mot drivgarnfiske (1989) stor, men beskatningen flatet deretter ut og lå stort sett mellom 25 og 30 % fram til 2005 da beskatningen sank ytterligere til ca 20 %. For mellom- og storlaks forble beskatningen relativt høy (mellom ca 30 og 45 %) og sank lite fram til en markant reduksjon i 2008.

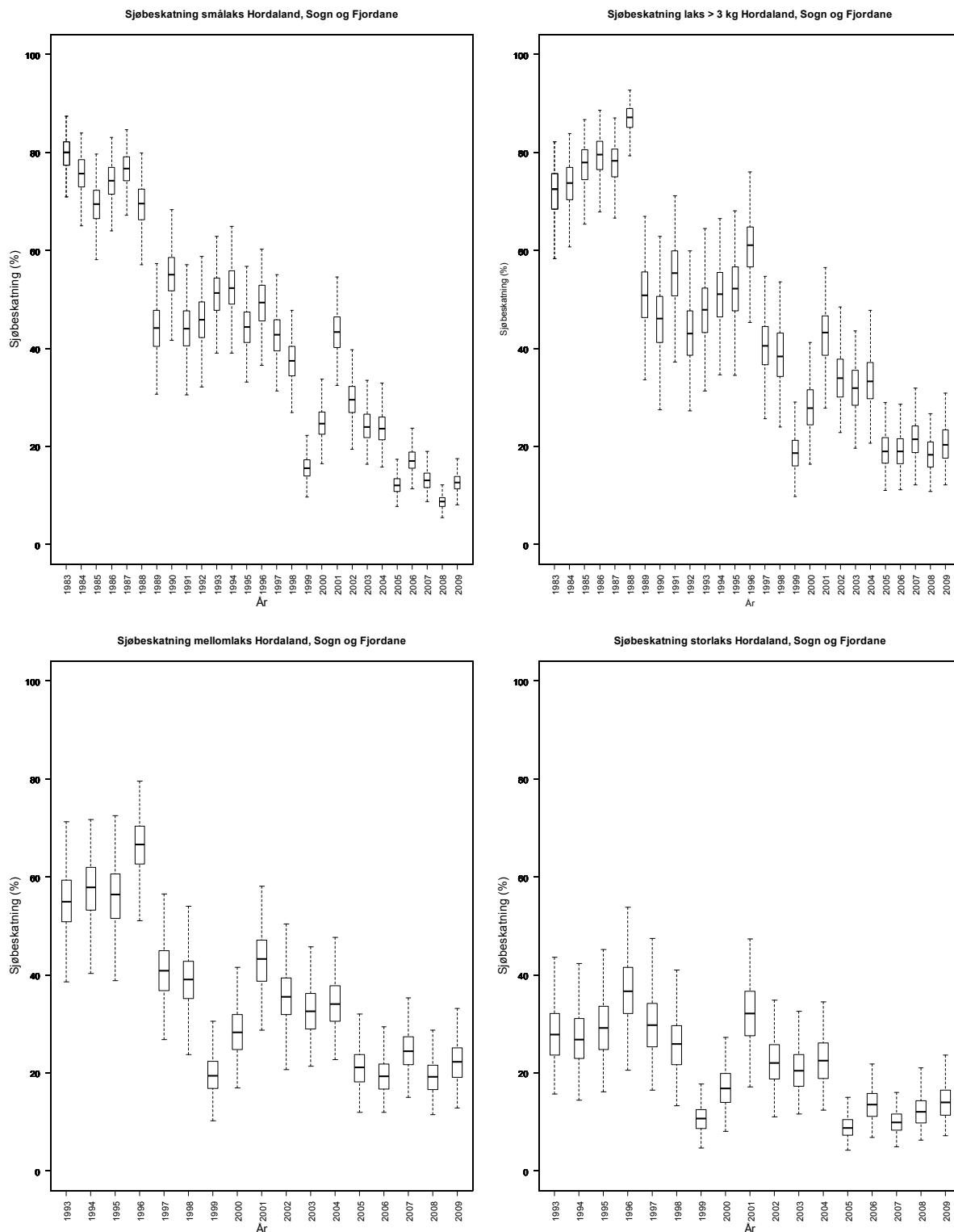
Effekten av forbudet mot drivgarnfiske var markant for både smålaks og flersjøvinter laks også i region Nord-Norge, og beskatningen på smålaks har siden stabilisert seg på mellom ca 20 og 40 %. For mellomlaksen antyder simuleringene at det har vært en moderat reduksjon fra nivåer rundt 70 % tidlig på 1990-tallet til rundt 50 % i de siste år, mens beskatningsraten for storlaks har vært relativt stabil i samme periode på 35 til 50 %. Region Nord-Norge inkluderer Vesterålen og Troms hvor det ble innført sterke restriksjoner i 2008, samt Finnmark, som dominerer fangstmessig, og hvor restriksjonene ikke ble så store i 2008 og hvor krokgarn fortsatt er lovlig redskap. Nedgangen i estimert sjøbeskatning i region Nord-Norge fra perioden 2005-2007 til 2008 og 2009 har vært markant mindre enn i de andre regionene.



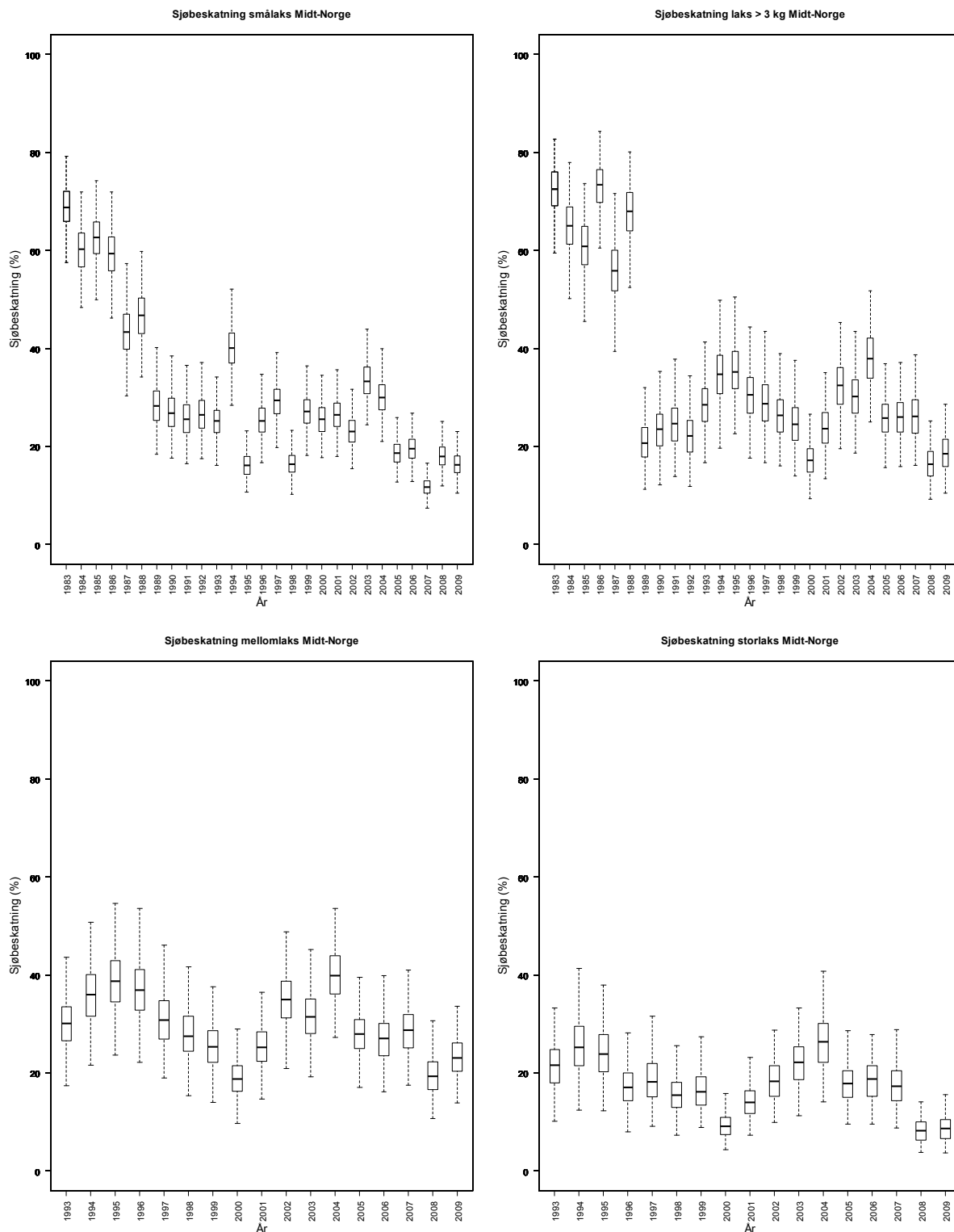
Figur 5.1.1. Estimerte beskatningsrater for laks i sjøfiske basert på rapporteringer av laks merket i Drammenselva (oppfåret fiske) og Imsa (vill og oppfåret fiske) for perioden 1985 til 2008.



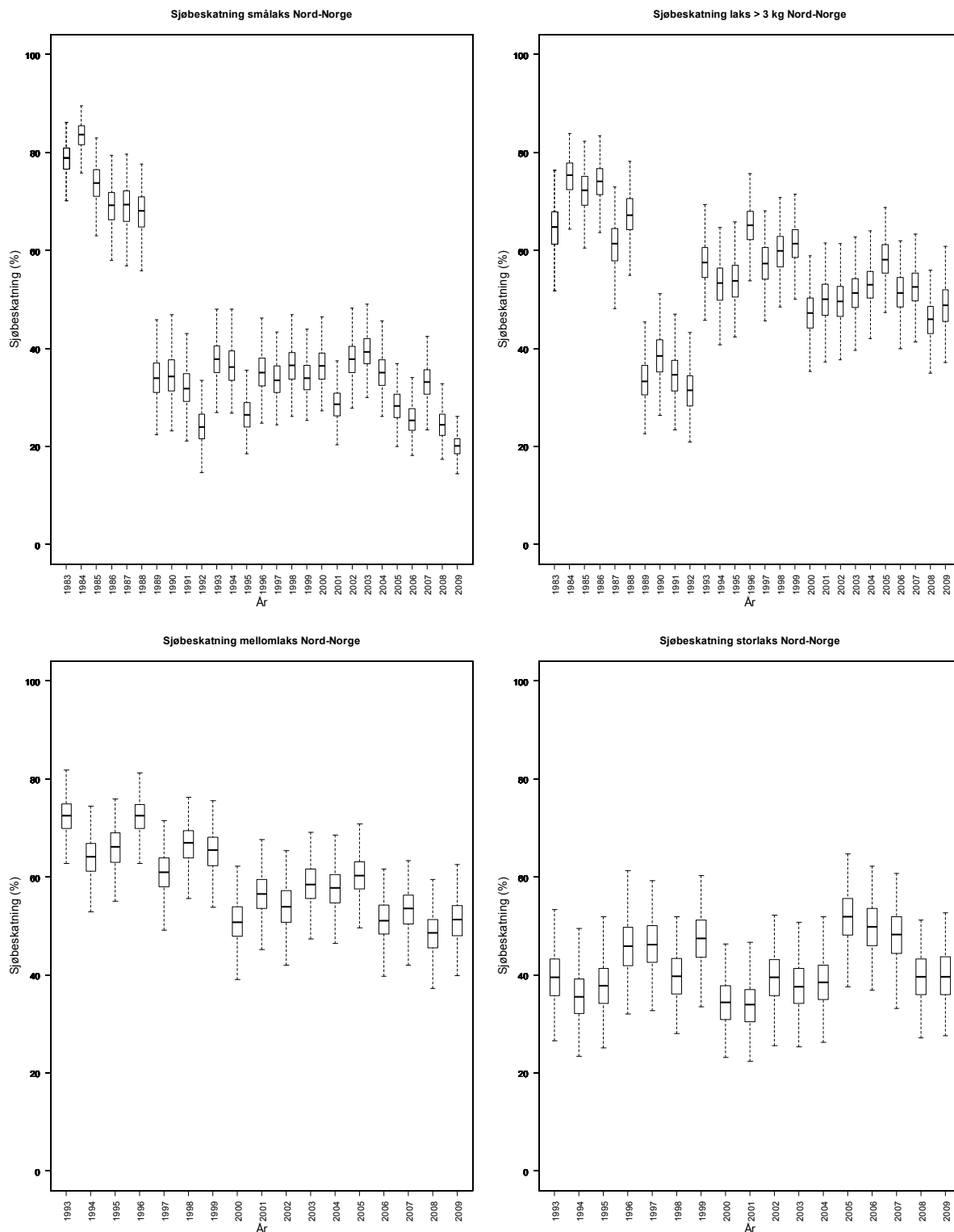
Figur 5.1.2. Estimerte sjøbeskatningsrater for regionen fra Østfold til og med Rogaland for smålaks og laks over 3 kg for perioden 1983 til 2009 og for mellom- og storlaks separat for perioden 1993 til 2009. Boksene er 50 % intervallet med medianverdiene inntegnet, og de lodrette strekene er spennet i dataene fra simuleringene.



Figur 5.1.3. Estimerte sjøbeskatningsrater for Hordaland og Sogn og Fjordane for smålaks og laks over 3 kg for perioden 1983 til 2009 og for mellom- og storlaks separat for perioden 1993 til 2009. Boksene er 50 % intervallet med medianverdiene inntegnet, og de lodrette strekene er spennet i dataene fra simuleringene.



Figur 5.1.4. Estimerte sjøbeskatningsrater for region Midt-Norge for smålaks og laks over 3 kg for perioden 1983 til 2009 og for mellom- og storlaks separat for perioden 1993 til 2009. Boksene er 50 % intervallet med medianverdiene inntegnet, og de loddrette strekene er spennet i dataene fra simuleringene.



Figur 5.1.5. Estimerte sjøbeskatningsrater for region Nord-Norge for smålaks og laks over 3 kg for perioden 1983 til 2009 og for mellom- og stortlaks separat for perioden 1993 til 2009. Boksene er 50 % intervallet med medianverdiene inntegnet, og de lodrette strekene er spennet i dataene fra simuleringene.

5.2 Totalbeskatning

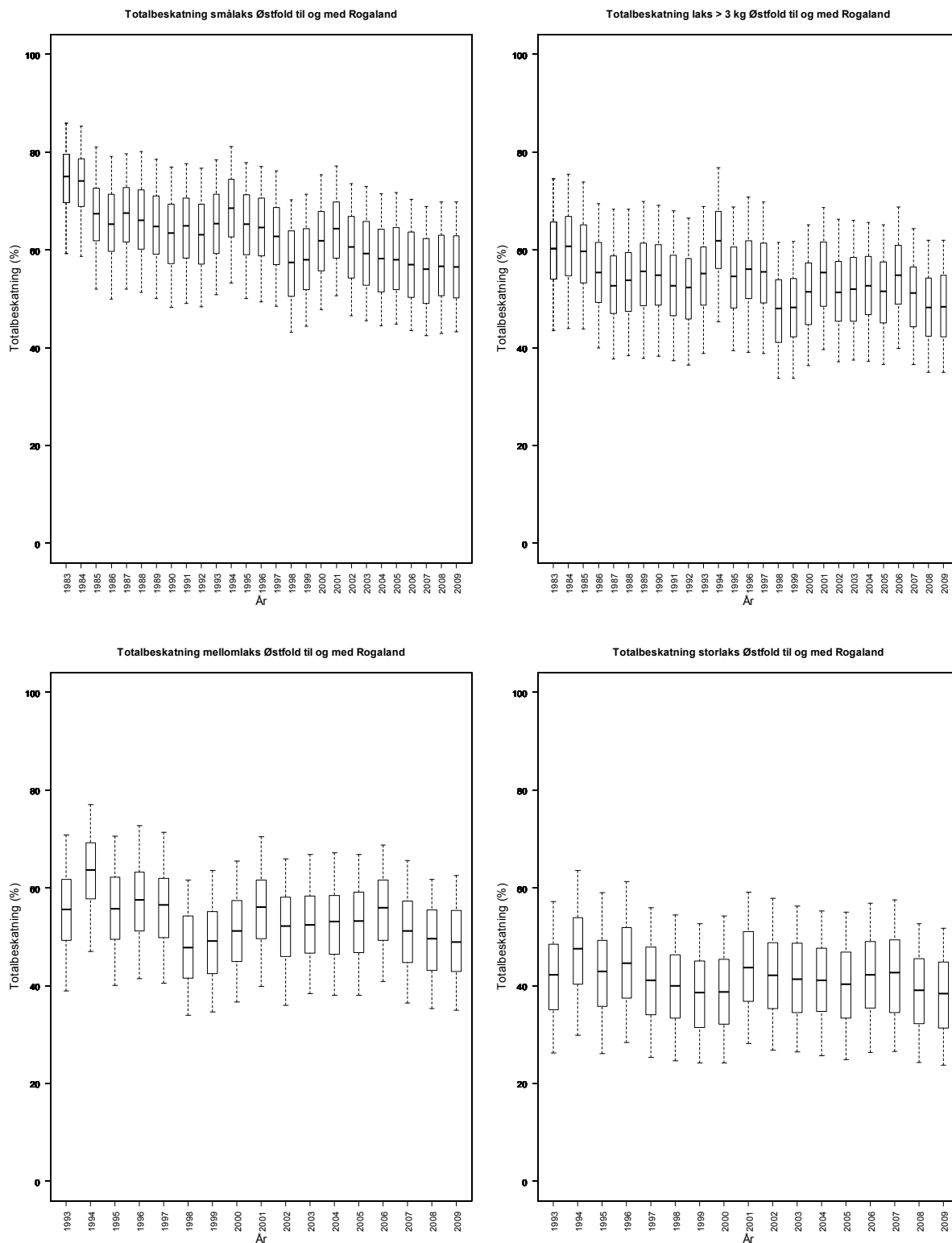
Det er metodisk vanskelig å estimere totalbeskatningen for de enkelte laksebestandene i Norge, og vi har derfor lite kunnskap om hvor stort det totale beskatningstrykket er på norsk laks. Den eneste bestanden som vi kjenner til hvor det er mulig å estimere totalbeskatning er i Drammenselva, hvor det gjøres uavhengige estimater for sjøbeskatning og elvebeskatning. Det er imidlertid neppe rimelig å anta at estimatene fra Drammenselva er representative for beskatningstrykket i norske laksebestander (kultivert fisk og avvikende lavt beskatningstrykk i sjø). Det er imidlertid mulig å bruke PFA-estimater (Pre-Fishery Abundance, se **kap. 3.1**) til også å estimere totalbeskatning for norsk laks på regionnivå.

I region Østfold til og med Rogaland har estimert totalbeskatningen (ved hjelp av PFA-simuleringer) avtatt relativt jevnt fra de høye nivåene på 1980-tallet (nær 80 % beskatning) og har i de siste år ligget nær eller under 60 % for små- og mellomlaks og rundt 40 og 50 % for storlaks (**figur 5.2.1**). Fangstrestriksjonene i 2008 i både elv- og sjøfisket ga liten effekt i form av redusert beskatning spesielt på mellom- og storlaks med totalbeskatning på under 40 % på storlaks.

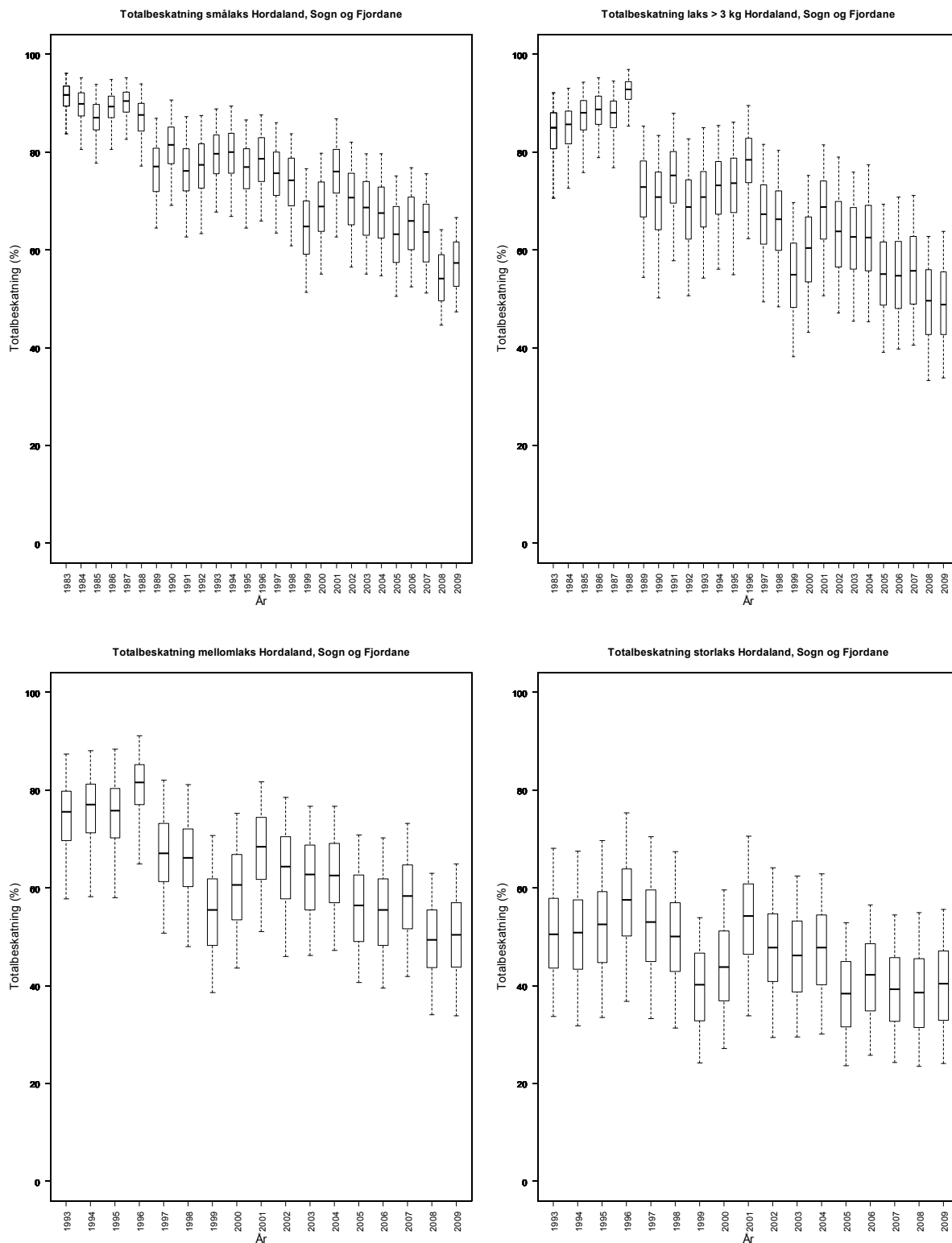
I Hordaland og Sogn og Fjordane er de estimerte totalbeskatningene redusert fra et svært høyt nivå (rundt 90 %) i perioden med drivgarnsfiske (fram til 1989) til ca 50 % i de senere år (**figur 5.2.2**).

Et lignende mønster som i Hordaland og Sogn og Fjordane ble funnet i region Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen), men med en klarere effekt av forbudet mot drivgarnsfiske i 1989 (**figur 5.2.3**). Også restriksjonene i 2008 ser ut til å ha hatt en klar effekt i regionen med beskatningsrater på mellom 40 og 50 % på mellomlaks og rundt 30 % for storlaks.

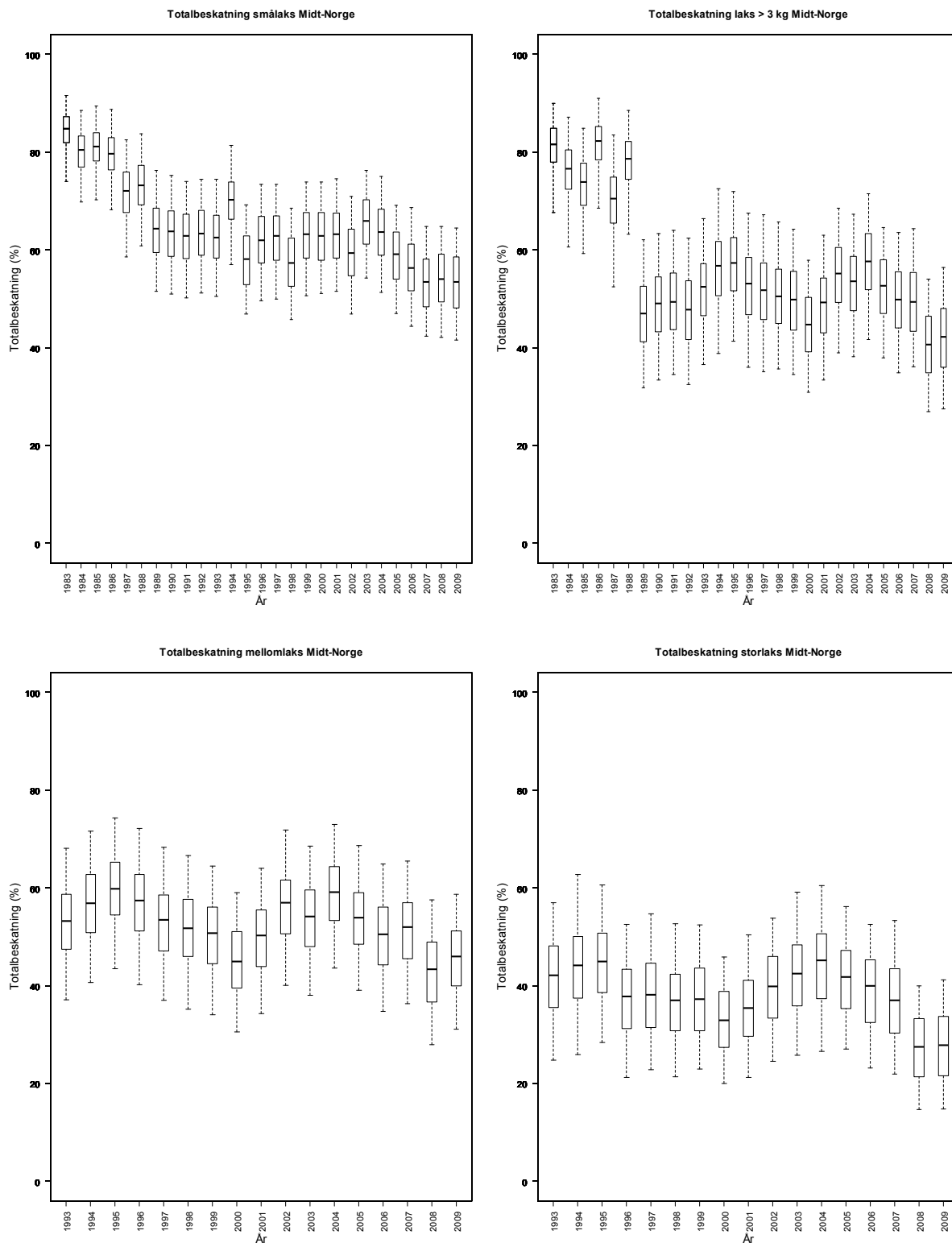
Region Nord-Norge (fra Vesterålen og nordover) skiller seg klart fra de andre to regionene (**figur 5.2.4**) ved at beskatningsratene ligger på et betydelig høyere nivå, dels tidlig i perioden (på 1980-tallet, da beskatningen var generelt høy i hele landet), men særlig etter forbudet mot drivgarnsfiske i 1989. I de siste år er estimatene for beskatningsrater på i størrelsesorden 60-70 % for smålaks, i underkant av 80 % for mellomlaks og rundt 70 % for storlaks. Den bestandsvise gjennomgangen for elvene i denne regionen (se vedleggsrapport, Anon. 2010) og estimatene for sjøbeskatning (se **kap. 5.1**) viser at den høye totalbeskatningen i denne regionen skyldes både et høyt beskatningsnivå i mange av elvene (men langt fra alle) og fortsatt høy beskatning i sjøfisket, og da spesielt i Finnmark. Fordi restriksjonene i fisket (og særlig i sjøen) i 2008 og 2009 ble mindre i Finnmark enn i andre deler av landet er også nedgangen i totalbeskatning fra 2008 mindre enn i resten av landet, og spesielt sammenlignet med region Midt-Norge.



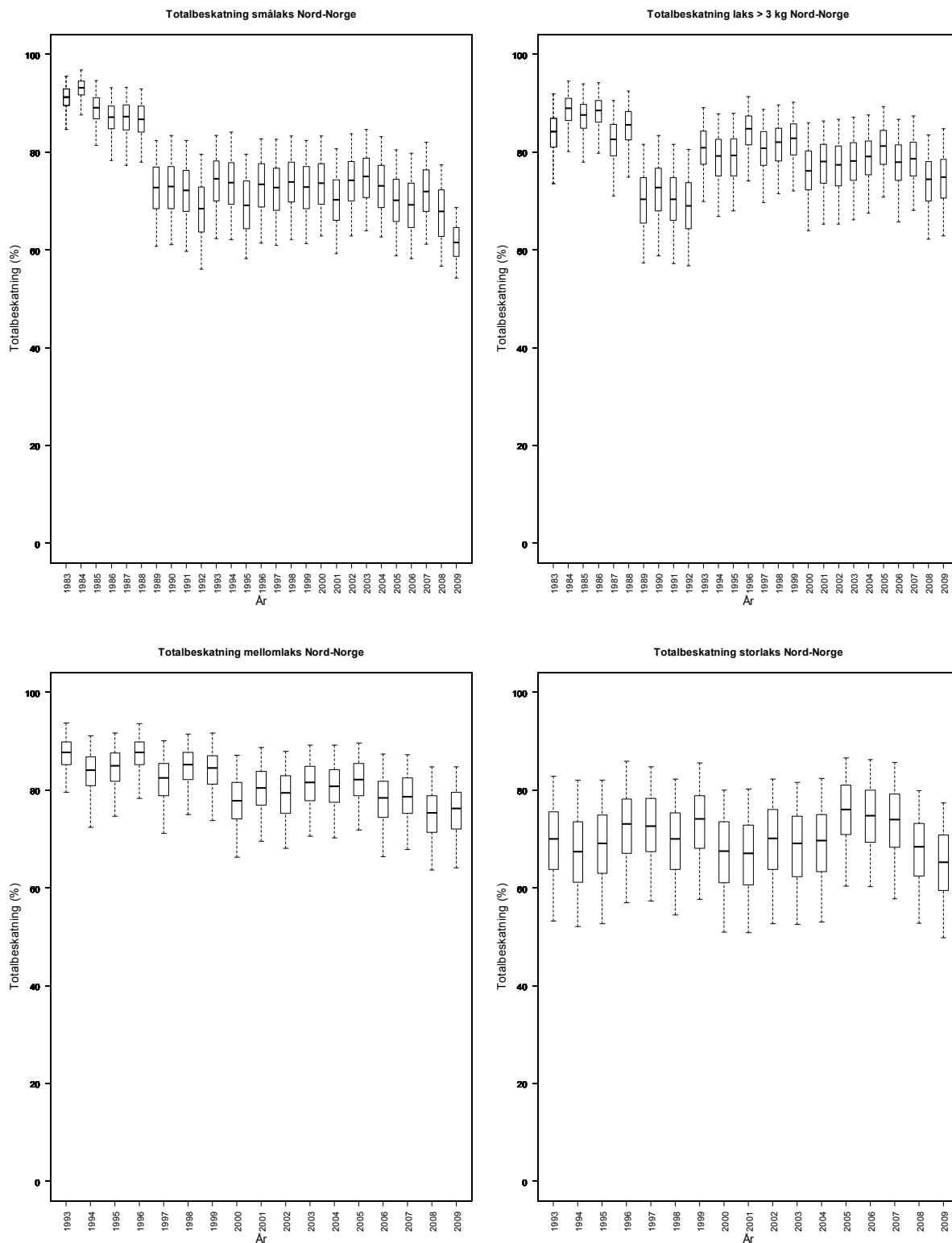
Figur 5.2.1. Estimerte totalbeskatning (%) for region Østfold til og med Rogaland for smålaks og laks over 3 kg for perioden 1983 til 2009 og for mellom- og storlaks separat for perioden 1993 til 2009. Boksene er 50 % intervallet med medianverdiene inntegnet, og de lodrette strekene er spennet i dataene fra simuleringene.



Figur 5.2.2. Estimerte totalbeskatning (%) for region Hordaland og Sogn og Fjordane for smålaks og laks over 3 kg for perioden 1983 til 2009 og for mellom- og storlaks separat for perioden 1993 til 2009. Boksene er 50 % intervallet med medianverdiene inntegnet, og de lodrette strekene er spennet i dataene fra simuleringene.



Figur 5.2.3. Estimerte totalbeskatning (%) for region Midt-Norge for smålaks og laks over 3 kg for perioden 1983 til 2009 og for mellom- og storlaks separat for perioden 1993 til 2009. Boksene er 50 % intervallet med medianverdiene inntegnet, og de lodrette strekene er spennet i dataene fra simuleringene.



Figur 5.2.4. Estimerte totalbeskatning (%) for region Nord-Norge for smålaks og laks over 3 kg for perioden 1983 til 2009 og for mellom- og storlaks separat for perioden 1993 til 2009. Boksene er 50 % intervallet med medianverdiene inntegnet, og de lodrette strekene er spennet i dataene fra simuleringene.

6 KULTIVERING

Kultiveringstiltak i form av fiskeutsettinger har lang tradisjon i Norge. De første klekkeriene kom i drift fra midten av 1800-tallet, og utsetting av “kunstig klekket” yngel ble anbefalt som tiltak for å styrke laksebestandene. Utsettingene ga imidlertid ikke de forventede resultat, og på første halvdel av 1900-tallet var omfanget av kultivering begrenset (Berg 1986). Fra 1960- og 70-tallet førte økt kunnskap om drift av fiskeanlegg til at kultiveringsarbeidet økte i omfang, og det ble vanlig å benytte startforet settefisk og smolt. Samtidig ble fiskeutsettinger i økende grad brukt til å kompensere for miljøpåvirkninger, særlig fra vassdragsregulering og fra sur nedbør. Denne utviklingen har ført til at kultiveringstiltak er blitt et etablert og relativt vanlig virkemiddel for å styrke fiskebestander og kompensere for tapt fiske.

Parallelt med den økende bruken av kultivering har det blitt reist spørsmål om hvordan slike tiltak påvirker de berørte bestandene. Manglende evaluering av utsettinger, få eksempler på vellykkete utsettinger, og ny kunnskap om laksens biologi førte til en mer restriktiv holdning til utsettinger utover på 1980- og 90-tallet. Etter forskrift fra 1986 og i den nye Lakseloven fra 1992, ga Direktoratet for naturforvaltning nye retningslinjer der det ble forbudt med utsettinger uten spesiell tillatelse fra forvaltningsmyndighetene. Tillatelse til utsetting ble etter Lakseloven av 1992 kun gitt der stamfisken ble tatt fra det vassdraget som skulle kultiveres. Det var flere årsaker til denne endringen – én var knyttet til faren for spredning av parasitter og andre sykdomsfremkallende organismer mellom vassdrag, en annen var knyttet til en økende anerkjennelse av at det kan være genetiske problemer knyttet til flytting av laksefisk mellom vassdrag (Ståhl & Hindar 1988, se også **kap. 3.1**).

I år 2000 arrangerte Direktoratet for naturforvaltning et arbeidsmøte med forskere fra Norge, Sverige og Finland for å oppdatere kunnskapen om kultiveringstiltak. I konklusjonene fra dette møtet påpekes det at kultiveringstiltak er et betydelig avvik fra de naturlige bestandsregulerende prosessene, og innebærer en stor risiko for uønskede genetiske og økologiske effekter. Det ble derfor gitt klare anbefalinger om at tiltak for å styrke det naturlige produksjonsgrunnlaget bør prioriteres framfor fiskeutsettinger (Fleming 2001, Strand mfl. 2001). Tilsvarende prioritering ble også anbefalt i den offentlige utredningen om villaks fra 1999 (NOU 1999) og i senere kunnskapsoppsummeringer om lokale tilpasninger hos laks (Garcia de Leaniz mfl. 2007).

Dette kapittelet begynner med en presentasjon av målsettingene ved dagens kultiveringsarbeid. Deretter følger en beskrivelse av erfaringer ved bruk av ulike utsettingsstadier, en vurdering av genetiske og økologiske effekter av kultivering, og en vurdering av sykdom i kultiveringsammenheng. Nøkkeltall fra dagens kultiveringspraksis i Norge presenteres før vi diskuterer måloppnåelse i ulike kultiveringstiltak og nytteverdi av kultivering i Norge. Vi konkluderer med å gi anbefalinger om bruk av kultivering som virkemiddel i lakseforvaltningen. I kapittelet gjør vi bruk av både norsk og utenlandsk kunnskap om kultivering, inkludert erfaringer med laksefisk som ikke hører naturlig hjemme i Norge.

Bygging av fisketrapper og andre fysiske innretninger som letter laksens oppgang i vassdrag og øker den lakseførende strekningen, behandles ofte som et kultiveringstiltak. Dette vil ikke bli behandlet her, men Vitenskapsrådet planlegger å komme tilbake til temaet i en senere rapport.

6.1 Målsetting for kultiveringstiltak

Kultiveringstiltak i norske laksevassdrag har tradisjonelt hatt som mål å styrke bestanden antallsmessig slik at den i større grad tåler beskatning. Samtidig har økt påvirkning fra trusselfaktorer ført til større behov for å bruke kultivering som midlertidige sikringstiltak eller også som kom-

pensasjon for tapt produksjon. I dag benyttes kultiveringstiltak som regel med en av følgende målsettinger:

- Kompensasjonstiltak som følge av vassdragsregulering
- Frivillige utsettinger for å styrke bestander
- Gjenoppbygging av reduserte eller truede bestander
- Tiltak for å unngå at bestander går tapt på grunn av rømt oppdrettslaks
- Reetablering hvor den opprinnelige bestanden er gått tapt

6.1.1 Kompensasjonstiltak som følge av vassdragsregulering

Kultiveringstiltak i form av utsettinger av smolt eller andre livsstadier er ofte gitt som pålegg i konsesjonsbetingelsene for regulering av laksevasdrag for kraftproduksjon. Årsaken til dette er at vassdragsreguleringer ofte fører til en betydelig reduksjon i det opprinnelige produksjonspotensialet for laks på grunn av redusert vannføring og ulike typer fysiske inngrep. Pålegg om utsettinger i regulerte vassdrag er derfor som regel gitt for å kompensere for tap av elve- og sjøfiske.

Utsettingspåleggene angir vanligvis både livsstadium og antall av den fisken som skal settes ut. Hvilket livsstadium som skal settes ut, har variert over tid, både som følge av endringer i oppdrettsteknologi og som følge av vurderinger av måloppnåelse og effekt på lokale bestander.

Økt kunnskap om de naturlige prosessene som opprettholder laksestammens egenart har de siste årene ført til en endring av kultiveringsarbeidet i regulerte vassdrag. I flere tilfeller er pålegg om utsetting av smolt endret til utsetting av rogn (ofte ovenfor naturlig lakseførende strekning), fordi rognplanting gir en mer naturlig smoltproduksjon enn bruk av anleggsprodusert settesmolt (se **kap. 6.2**). Et annet forhold som har bidratt til denne utviklingen er at flere evalueringer har vist at bruk av settesmolt ikke har gitt den forventede effekt (Saltveit 2003, 2004, Jensen mfl. 2004, Hesthagen 2005, Barlaup 2008). I Eira er det vist at utsettinger av smolt kan kompensere for tapt smoltproduksjon etter vassdragsregulering (Jensen mfl. 2010). For perioden 2001-2008 måtte det i gjennomsnitt 2,4 settesmolt til for å kompensere for 1 villsmolt. Rundt halvparten av fangstene de siste årene utgjøres av settesmolt (Jensen mfl. 2010).

I regulerte vassdrag er det et betydelig potensial for å iverksette tiltak for å øke det naturlige produksjonsgrunnlaget for laksebestandene. Dette skyldes blant annet at konsesjonsvilkårene for mange av dagens reguleringer ble gitt i en tid da kunnskapsnivået om laksens biologi og miljøkrav var langt lavere enn det er i dag. Med denne bakgrunn er det iverksatt flere forskningsprogram (Envidorr og Envipeak <http://www.sintef.no/Projectweb/CEDREN> og Miljøbasert vannføring <http://www.nve.no/no/Vann-og-vassdrag/Vassdragsmiljo/Prosjekt-miljobasert-vannforing>) hvor et av hovedmålene er å identifisere flaskehals for produksjon av laksefisk i regulerte vassdrag. Videre vil disse prosjektene arbeide for å finne fram til ”miljøtilpasset” drift og andre tiltak som virkemiddel for å optimalisere forholdet mellom kraftproduksjon og naturlig produksjon av laksefisk i regulerte vassdrag. Økt fokus på tiltak har gjort at det i mange regulerte elver også er iverksatt flerårige undersøkelser for å dokumentere bestandsstatus, hvordan inngrepene har påvirket naturlig produksjon av fisk, og hva som kan gjøres for å øke den naturlige fiskeproduksjonen. I mange elver vil dette gi grunnlag for å finne fram til nye tiltak og eventuelt justerte eksisterende tiltak og utfasing av fiskeutsettinger

6.1.2 Frivillige utsettinger for å styrke bestander

Historisk er kultiveringsarbeidet nært knyttet til lokale fiskeinteressenter med målsetting om å styrke fiskebestanden. Dette lokale engasjementet har vært en forutsetning for etablering og drift av kultiveringsanlegg i mange norske vassdrag. Lokalt initierte utsettinger er igangsatt og drevet på frivillig basis. Utsettingene skjer først og fremst med tidlige livsstadier. I regulerte vassdrag kan

det også være en kombinasjon, der lokale foreninger og lag samarbeider med regulant om å oppfylle utsettingspålegget.

6.1.3 Gjenoppbygging av reduserte eller truede bestander

For å gjenoppbygge eller sikre truede laksestammer kan kultivering være et svært viktig og kanskje eneste tilgjengelige tiltak. Med et økende trusselbilde, og flere bestander i faresonen, ble det i 1989 etablert en nasjonal genbank (DN 2001, Lo 2008). I dag har genbanken avdelinger i Nord-Norge (Bjerka), Midt-Norge (Haukvik) og på Vestlandet (Eidfjord), og har totalt om lag 25 laksestammer i sine anlegg. I tillegg er materiale fra 169 bestander lagret i en sædbank (frossen melke).

Genbanken tilbakefører øyerogn eller andre livsstadier til gjeldende vassdrag, eller leverer øyerogn til et lokalt kultiveringsanlegg som deretter står for utplanting av rogn eller utsetting av yngel, ungfisk eller smolt. Slike gjenoppbyggingsprosjekt har som mål å bygge opp sterke årsklasser av laks i vassdrag til gytebestandsmålet er nådd ved naturlig reproduksjon. Bruk av genbank sees derfor som et midlertidig tiltak til gjeldende trussel for laksebestanden er redusert til et akseptabelt nivå. Fram til i dag er 11 laksestammer tatt ut av genbanken på bakgrunn av at bestanden er styrket i naturen og at trusselbildet er redusert.

Et spesialtilfelle av kultivering i truede bestander skjer i to elver, Drammenselva og Lierelva, der *Gyrodactylus salaris* har ført til at den naturlige produksjonen av ungfisk og smolt er svært lav og tiltak for å utrydde parasitten vurderes som urealistiske. Utsettinger for å kompensere for dødelighet forårsaket av parasitten gjøres enten ovenfor infisert strekning eller som smoltutsettinger. Dette bidrar til å sikre bestandene ved å opprettholde en havreserve som sikrer stamfisk til neste generasjon og også opprettholder et fiske. Tiltaket kan bidra til økt smittefare til andre bestander (Johnsen mfl. 2008), men i dette tilfellet ble denne risikoen er vurdert som liten (Høgåsen & Brun 2003). I forbindelse med kultiveringen av Drammenselva gjøres det også eksperimenter for å avle fram større motstandsdyktighet overfor *G. salaris* (Salte mfl. 2010a).

6.1.4 Tiltak for å unngå at bestander går tapt på grunn av rømt oppdrettslaks

Rømt oppdrettslaks i gytebestanden utgjør en svært alvorlig trussel for mange laksebestander (Fleming mfl. 2000, McGinnity mfl. 2003, Hindar & Diserud 2007). Denne effekten av oppdrett har ført til en betydelig økning i antallet bestander som har behov for sikringstiltak. Identifisering av rømt fisk i stamfiskbestanden krever avlesing av skjellprøver, mens hybrider eller oppdrettslaks født i naturen bare kan identifiseres ved bruk av genetiske metoder. I en slik situasjon er uttak av stedege stamfisk for kultiveringstiltak en stor utfordring. Samtidig er sikring av bestandene i levende genbank kanskje eneste mulige tiltak for å bevare disse laksestammene, dersom rømmingene vedvarer. Bruk av genbank har imidlertid klare begrensinger på grunn av uheldige genetiske effekter som kan skyldes at 1) en liten del av bestanden er representert i genbankmaterialet, og/eller 2) genetiske endringer skjer over få generasjoner i fangenskap. En forutsetning for å lykkes med denne formen for tiltak er derfor at trusselfaktoren reduseres til et nivå hvor bestanden kan opprettholdes i naturen.

I dag brukes tilbakeføring av genbankmaterialet i et forsøk på å sikre laksebestander truet av rømt oppdrettslaks i flere Vestlandsvassdrag, blant annet i Vossovassdraget, Eksingedalsvassdraget og Eidfjordvassdraget. Bruk av genbankmaterialet blir i slike tilfeller kombinert med uttak av rømt oppdrettslaks fra fjordene og fra gyteplassene i elven (Barlaup 2008, Lehmann mfl. 2009).

6.1.5 Reetablering hvor den opprinnelige bestanden er gått tapt

Ulike typer menneskelige inngrep har ført til at en rekke laksebestander har gått tapt. Ofte har det inngrepet som førte til tapet fortsatt å virke, slik at reetablering av en selvreproduserende laksestamme er uaktuelt. I andre tilfeller er inngrepet redusert eller effektene av inngrepet motvirket

med tiltak, slik at det er mulig å reetablere en fiskestamme ved utsettinger eller ved naturlig rekolonisering.

Forsuring av vassdrag som følge av sur nedbør representerer i henhold til DN sitt kategoriseringssystem (som er under revisjon) den hittil største enkeltfaktoren i forhold til tap av laksestammer i Norge. En regner med at laksebestandene ble utryddet eller nær utryddet i 25 vassdrag som følge av forsuring (Hesthagen & Larsen 2003). Forskning har vist at kalkingstiltak kan gjøre vannkvaliteten levelig for laks i de fleste av disse vassdragene. Kultiveringstiltak med bruk av rogn, settefisk og smolt har derfor vært iverksatt etter kalking. I tillegg til kalkingstiltak har også den sure nedbøren over Norge avtatt og ført til en målbar forbedring av vannkvaliteten (SFT 2008).

I forbindelse med kalking av to store vassdrag på Sørlandet, Mandalselva og Tovdalselva, er det både tatt i bruk utsettinger og overvåking av naturlig rekolonisering. Hensikten med utsettingene var å sikre at reetableringen av laks i disse vassdragene skjedde med genetisk materiale som var så nær det opprinnelige som mulig. I hvor stor grad en lykkes med slik styrt reetablering av kjent stamme vil være avhengig av konkurransen mellom gytefisk som stammer fra kultiveringsarbeidet og gytefisk som stammer fra naturlig feilvandring fra andre elver. Dette er problemstillinger som blir behandlet i det pågående ”Reetableringsprosjektet” (Hesthagen 2008) som oppsummeres i 2010. Noen av resultatene fra prosjektet gjengis under (se **kap. 6.3**).

6.2 Stamfisk og utsettingsstadier

6.2.1 Stamfisk

Stamfisken som brukes i kultiveringstiltak bør være representative for den bestanden de skal hjelpe. Et første punkt er å kjenne bestandsstrukturen til den arten man jobber med. For laks er det vanlig å regne med at hver elv har sin egen laksebestand, og at store elver kan ha flere bestander i hovedvassdraget og sideelver (som for eksempel Tana) (Vähä mfl. 2007). Det er også mulig at små, nærliggende vassdrag til sammen kan representere en laksebestand, og at hver enkelt av dem ikke ville kunne eksistere alene (Crozier mfl. 2003, Hindar mfl. 2004). Den pragmatiske holdningen til stamfiske når detaljer i den genetiske bestandsstrukturen er ukjent, er å sikre at stamfisk kun tas fra den elva som skal kultiveres, slik det er nedfelt i Lakseloven.

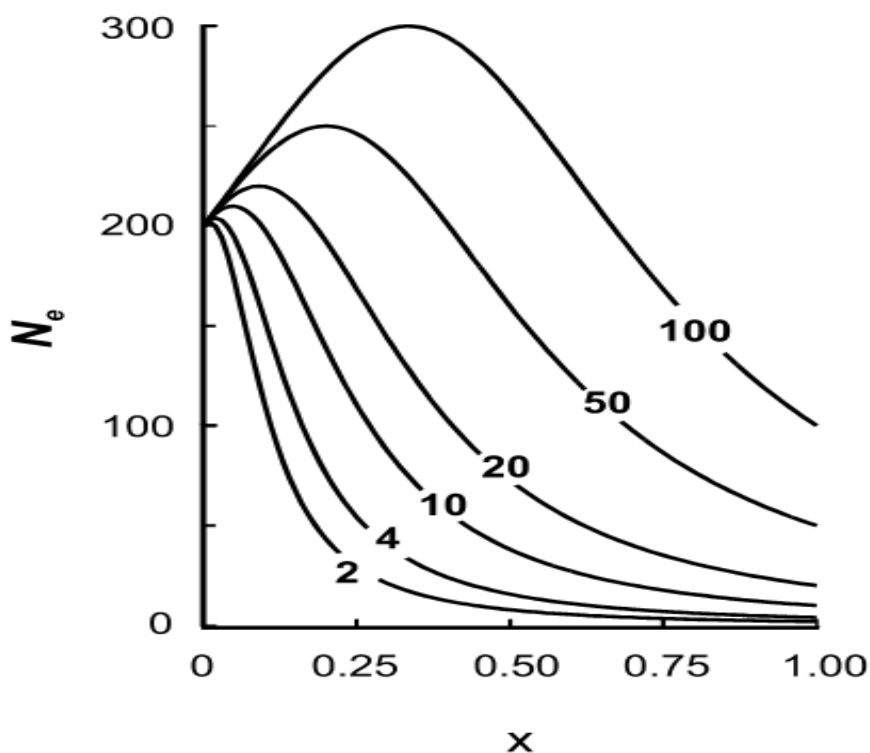
Et annet punkt er at stamfisken er representativ for bestanden i elva. Det betyr at man i utgangspunktet trenger et stort antall, i størrelsesorden 100 gytefisk med et jevnt kjønnsforhold. En begrunnelse for dette er at det ut fra kortsiktige bevaringshensyn er anslått at en effektiv bestandsstørrelse pr generasjon på 50 er nødvendig for å unngå tap av genetisk variasjon (Frankel & Soulé 1981). Dette følger blant annet av at tap av genetisk variasjon (ΔH) er omvendt proporsjonal med den effektive bestandsstørrelsen, $\Delta H = 1/(2N)$. Den effektive bestandsstørrelsen er gjerne lavere enn den absolutte bestandsstørrelsen, blant annet på grunn av forskjellig gytesuksess til ulike individer. Som en tommelfingerregel kan vi anta at den effektive bestandsstørrelsen pr generasjon i en laksebestand er omtrent lik antallet gytefisk i gytebestanden i én sesong (Hindar mfl. 2004). Innad i en bestand vil det også være forskjeller i egenskaper som kroppsstørrelse ved smoltifisering og kjønnsmodning, veksthastighet og vandringsatferd, og innsamling av stamfisk bør i så stor grad som mulig prøver å fange opp denne variasjonen, siden den til en viss grad er genetisk betinget.

To forhold gjør denne strategien vanskelig å følge. Den ene situasjonen er der hvor det kun eksisterer et fåtall gytefisk i den bestanden som skal hjelpes med kultivering. Da må det vurderes i hvilken grad man skal satse på å avhjelpe den naturlige reproduksjonen og i hvilken grad man skal satse på kunstig reproduksjon og utsetting. Dette kan være vanskelige vurderinger som blant annet bør være basert på fiskens gyte- og overlevelsesmuligheter i naturen. En må også vur-

dere hvorvidt det å øke reproduksjonen til de fiskene som plukkes ut som stamfisk, i seg selv kan gi et problem. Ryman & Laikre (1991) har vist at et fåtall stamfisk som gir opphav til en stor utsetting, kan redusere den genetiske variasjonen til totalbestanden. Årsaken til dette er at avkommet til stamfisken kan utgjøre en betydelig større andel av genene som videreføres til neste generasjon, enn det gytefiskene i naturen bidrar med. Dette kan illustreres ved formelen:

$$N_e = \frac{1}{\frac{x^2}{N_K} + \frac{(1-x)^2}{N_V}} \quad (1)$$

der N_e er den effektive bestandsstørrelsen til totalbestanden, N_K er den effektive bestandsstørrelsen til stamfisken (kultivert) og N_V er den effektive bestandsstørrelsen til fisken som gyter naturlig (vill), og x er andelen utsatt fisk i bestanden på det livsstadium de settes ut. Dersom den effektive bestandsstørrelsen til stamfisken (N_K) er liten, og andelen utsatt fisk (x) er stor, blir den totale effektive bestandsstørrelsen (N_e) liten, og mindre enn om man ikke hadde tatt ut gytefisk til stamfisk (**Figur 6.1**).



Figur 6.1. Forholdet mellom total effektiv bestandsstørrelse N_e (vill + kultivert), N_K (effektivt antall foreldre til den utsatte fisken; 2, 4, 10, 20, 50 eller 100) og x (andelen utsatt fisk) i en vill laksebestand der den effektive bestandsstørrelsen for villfisken er $N_V = 200$. Gjengitt etter Ryman & Laikre (1991) med tillatelse fra Nils Ryman.

Den andre situasjonen er der hvor den lokale laksebestanden er utdødd og det ikke finnes stedegen stamfisk. Det beste valget er da sannsynligvis å hente stamfisk fra så nærliggende elver (med en egen laksebestand) som mulig, siden en da i noen grad kan ta utgangspunkt i genetisk variasjon

som eksisterer i regionen og også gjør minst skade i forhold til å transportere fisk over lange avstander.

Et spørsmål som ennå er for dårlig utredet, er hvorvidt kunstig befruktning i seg selv kan utgjøre et skeivt utvalg, siden det innebærer fravær av naturlig partnervalg under gyting. Blant annet er det foreslått at partnervalg i naturen kan være basert på genetisk komplementaritet i såkalte immunresponsgener (også kalt vevsforlikelighetsgener), men delvis motstridende resultater gjør at det ikke kan trekkes entydige konklusjoner (Landry mfl. 2001, Yeates mfl. 2009).

6.2.2 Utsettingsstadium

Yngel og settefisk: Utsetting av yngel, ensomrig og tosomrig settefisk er en vanlig kultiveringsstrategi i norske vassdrag. Det er noe ulik praksis for når fisken settes ut men som regel settes yngelen ut før eller noen dager/uker etter startforing, mens ensomrig settefisk fores deler av eller hele sommeren og settes ut i juli/august. Tosomrig settefisk holdes i anlegg i ett år før den som regel settes ut på sensommeren, det vil si juli/august.

Utsatt yngel og settefisk har generelt lavere overlevelse enn naturlig rekruttert fisk i samme livsstadium, spesielt der de må konkurrere med naturlig rekruttert fisk (Fjellheim & Johnsen 2001). Dette gjelder både for forsøk med utsetting av ørret (Kelly-Quinn & Bracken 1989, Berg & Jørgensen 1991), og for utsettinger av laks (Verspoor & García de Leániz 1997, Mowbray & Locke 1998). Bedre overlevelse oppnås når utsettingene gjøres i områder der konkurransen fra naturlig rekruttert fisk er lav. Dette kan være strekninger oppstrøms vandringshindre for anadrom fisk, eller også på strekninger med naturlig gyting der bestanden er truet og den naturlige rekrutteringen er sterkt redusert.

I Daleelva i Hordaland har man gjennom en årrekke satt ut ensomrig settefisk om høsten (oktober-november). Skilbrei mfl. (2010) viser at slike utsettinger kan føre til at den utsatte fisken får en forsinket smoltutvandring i forhold til naturlig gytt fisk i elva. Dette kan føre til redusert vekst og overlevelse for den utsatte fisken. Valg av utsettingsstrategi, både livsstadium og når fisken settes ut kan slik ha betydning for resultatet av utsettingene.

I Vosso brukes utsetting av ensomrig yngel, med bakgrunn i genbankmateriale, for å styrke den truede og sterkt reduserte laksebestanden. Her har settefisk over en femårsperiode hvert år utgjort ca 20-25 % av smoltutgangen (Barlaup 2008).

Smolt: I Norge har det blitt satt ut laksesmolt fra kultiveringsanlegg siden midten av 1950-årene. Hensikten med disse utsettingene har først og fremst vært å kompensere for tapte gyte- og oppvekstområder i forbindelse med vassdragsreguleringer (DN 2005). En oppsummering av smoltutsettinger er gitt i Finstad & Jonsson (2001) og Strand mfl. (2001) og vil ikke gjengis i detalj her. Kultivert smolt brukes i hovedsak i ulike utsettingsprogram, men også i forsøk.

Overlevelsen til utsatt smolt er generelt lav, i beste fall om lag halvparten sammenliknet med villsmolt (Finstad & Jonsson 2001). I en langtidsstudie i Imsa fant Jonsson mfl. (2003) en gjennomsnittlig gjengefangstprosent på ca. 3 % av merket utsatt smolt, mot ca. 9 % av merket villsmolt. I andre tilfeller er gjengefangsten av merket smolt så lav som 0,05 til 0,01 % (Saltveit 2004; Saltveit 2006). I Eira er gjengefangsten av merket smolt lav; siden 1992 har gjengefangsten av merket smolt ligget over 0,3 % i kun tre år (Jensen mfl. 2010). Lav overlevelse av utsatt smolt kan være en følge av forhold i settefiskanlegget, samt prosedyrer under behandling, transport og utsetting. Generelt gjør utsatt fisk det dårligere i naturen jo lengre de har oppholdt seg i anlegg før utsetting (Jonsson & Jonsson 2006c). Forsøk med mer "naturlike forhold" i anleggene viser at lavere tetthet øker settefiskens evne til å klare seg i naturen etter utsetting (Brockmark mfl. 2007, Brockmark & Johnsson 2010).

Kultivert smolt har mangelfulle egenskaper knyttet til bl.a. fluktrespons og predatorunnvikelse (Handeland mfl. 1996, Järvi & Uglem 1993, Vilhunen 2006). Dette er sannsynligvis den viktigste forklaringen på at utsatt smolt har lavere overlevelse enn det villsmolt har i samme miljø.

Produksjonsforhold som reduserer evne til å greie seg i naturen inkluderer ugunstige temperatur- og lysforhold, og dårlig vannkjemisk miljø. Kriteriene som legges til grunn for å vurdere om en har en god smolt er ofte bare om fisken ser ut som en smolt (er sølvfarget), endringer i kondisjonsfaktor og fiskens størrelse. Dette er alle indikatorer på morfologisk smoltifisering, men er ikke tilstrekkelig indikatorer på fysiologisk og atferdsmessig smoltifisering (Bjerknes 2007, Iwata 2007). Selv om fisken ser ut som en smolt, kan smoltkvaliteten være dårlig i forhold til sjøoverlevelse (Staurnes mfl. 1993, Kroglund mfl. 2007). Selv en eksponering til dårlig vannkvalitet over 2-3 dager er tilstrekkelig til å svekke saltvannstoleranse og sjøoverlevelse (Nilsen mfl. 2010) og øke mottakelighet samt følsomhet for lakselus (Finstad mfl. 2007).

Kultivert smolt vil normalt transporteres fra kultiveringsanlegg til utsettingslokalitet. Selve transporten kan være en belastning for smolten, hvor effektene påvises som midlertidig redusert smoltkvalitet (Carey & McCormick 1998, Iversen mfl. 1998, Schreck mfl. 1989). Foruten effekter av selve håndteringen, vil en transport også påvirke vannmiljøet i transportvannet. Endring i blant annet CO₂-konsentrasjon vil påvirke smoltkvalitet (Brauner mfl. 2000, Forsberg 1995). Faktorer knyttet til transport kan derfor medføre at kultivert smolt får redusert sjøoverlevelse. Smolt som får en hvileperiode etter transport har bedre smoltstatus enn fisk som ikke er restituert (Finstad mfl. 2003).

Empiriske data fra Norge tyder på at villsmolt når havet når sjøtemperaturen overstiger 7-9 °C (Hvidsten mfl. 1998, 2009). Det er rimelig å anta at samme sjøtemperatur er gunstig for kultivert smolt. Utsettingssted kan også påvirke smoltens evne til å treffe rett utvandringstidspunkt.

Det er her påpekt en rekke forhold som enkeltvis eller i kombinasjon kan bidra til å forklare den generelt dårlige overlevelsen til kultivert smolt. Selv med optimale produksjonsforhold, god smolt og gode prosedyrer for transport og utsetting, viser flere evalueringer at kultivert smolt har betydelig lavere overlevelse i naturen enn vill smolt (Finstad & Jonsson 2001, Jonsson & Jonsson 2006c).

Kjønnsmoden fisk: Utsetting av kjønnsmoden fisk er sjelden brukt i Norge. Dette har internasjonalt vært mest brukt i forbindelse med store reguleringsdammer i elver, der fisk på gytevandring har vært fanget nedenfor dammen og sluppet ut ovenfor. I Trysilelva ble det satt ut oppvandrende laks etter at de var fanget nedstrøms reguleringsdammene (i den svenske delen; Klarälven) og derfra ble transportert med tankbil til Norge. Etter påvisning av en bakteriesykdom i bestanden ble dette tiltaket avsluttet.

Rogn: I løpet av det siste tiåret har planting av rogn blitt en alternativ kultiveringsmetode som er tatt i bruk i en rekke norske vassdrag. Rognplantingen kan utføres på ulike måter. De vanligste metodene som er i bruk er enten å grave rogn direkte ned i elvegrusen, eller å legge dem i kasser eller bokser som igjen plasseres ut i elva (Barlaup & Moen 2001). Hvilken metode som er best egnet er avhengig av vassdrags- og lokalitetsspesifikke forhold. Normalt brukes øyerognstadiet for rognplanting. Øyerogn er robust og tåler godt håndtering. I tillegg har en ved bruk av øyerogn flere uker tilgjengelig for planting før rogn klekkes. Rognplantingen utføres på steder i elva som på forhånd er vurdert som egnet i forhold til ulike hydrologiske forhold. Dette gjøres for å sikre mot tørrlegging, utspyling og/eller sedimentering. Plasseringen av rogn må også ta hensyn til at yngelen skal ha tilgang til egnet habitat. Utplantingen må spres på ulike områder for å unngå unormal høy konkurranse mellom yngelen, og unormal høy tetthetsavhengig dødelighet. Ved planting av rogn på lakseførende strekning er det av samme årsak viktig å unngå laksens gyteområder.

Rognplanting benyttes som kultiveringsmetode i en rekke større prosjekt. Eksempler er reetablering av laks i kalkede vassdrag på Vestlandet (Gabrielsen 2007) og Sørlandet (Hesthagen 2008), og reetablering av laks i laksevassdrag behandlet med rotenon mot *Gyrodactylus salaris* (Moen mfl. 2007). I regulerte vassdrag er det flere pågående prosjekt hvor rognplanting prøves ut som et alternativ til gjeldende smoltpålegg (Barlaup mfl. 2005, Skoglund mfl. 2007). I flere av disse prosjektene er genbanken en viktig leverandør av lakserogn, spesielt til de truede laksestammene (Barlaup mfl. 2008).

Den generelle erfaringen fra disse prosjektene er at rognplanting er en robust metode med høy måloppnåelse. Normalt er overlevelsen fra utplanting til yngelen forlater grusen > 80 %, som er nær overlevelsen til naturlig rekruttert fisk på dette stadiet. Ungfisker som stammer fra rognplantingen er som regel godt representert i ungfiskbestanden (Barlaup m.fl. 2005, Gabrielsen m.fl. 2007). Fordelene med rognplanting er at metoden gir mindre kultiveringspåvirkning og er relativt kostnadseffektivt i forhold til utsetting av eldre livsstadier. Av den grunn er det naturlig å anta at dette vil bli en viktig kultiveringsmetode også i framtiden.

6.3 Genetiske og økologiske vurderinger av kultiveringstiltak

Her beskriver vi de viktigste genetiske og økologiske vurderingene man må gjøre før man starter et utsettingsprogram, og vurderinger som bør gjøres etter at resultatene fra utsettingene er klare. I en internasjonal oversikt over genetiske vurderinger, har Cross mfl. (2007) foreslått å klassifisere de genetiske vurderingene av kultiveringstiltak ut fra kunnskap om den økologiske statusen til bestanden. I **kap. 6.4** gjøres det rede for de sykdomsmessige vurderingene som må følge kultiveringstiltak.

6.3.1 Økologiske vurderinger

Reetablering: I de tilfellene der kultivering brukes i lokaliteter hvor arten er utryddet, er den viktigste økologiske vurderingen hvorvidt den eller de faktorene som utryddet bestanden, fortsatt er til stede. Om de fortsatt er til stede i større eller mindre grad, er det viktig å vurdere om de vil hindre reetablering, redusere bærekapasiteten for lokaliteten til et lavere nivå enn det opprinnelige, eller være av midlertidig karakter.

I mange tilfeller vil flere faktorer samvirke til å utrydde en bestand, og deres effekt på bestanden kan være dårlig forstått. Før storstilte kultiveringstiltak settes i gang bør årsakssammenhengene være godt etablert.

Den neste vurderingen som bør gjøres, er hvorvidt naturlig rekolonisering (oppvandring av ville feilvandrerer) er godt nok til å reetablere en bestand. Dette vil ofte være tilfellet, og er ganske sikkert den billigste måten å reetablere en bestand på. Studier av elver på Sørlandet viser reetablering i flere elver der det ikke er satt ut fisk i forbindelse med at vannkvaliteten har forbedret seg ved kalking eller andre tiltak, som for eksempel i Otra (Kroglund mfl. 2008). I sammenliknende studier ser det ut til at elver der det settes ut fisk, reetablerer en levedyktig bestand raskere enn elver uten utsettinger (Hesthagen & Larsen 2003).

Gjennoppbygging: Dette beskriver en situasjon der bestanden eksisterer på et nivå som ligger godt under bæreevnen til lokaliteten, og der målet er å rehabilitere/gjenopprette en bestand på et bærekraftig nivå. Det første spørsmålet som må besvares, er hvorfor bestanden er redusert? Er det på grunn av habitatendringer, forurensning, overfiske, og gjelder reduksjonen hele eller deler av vassdraget? Om årsaken er forstått, og ikke er uopprettelig, kan bestanden ofte bygges opp igjen

med andre midler enn utsetting – for eksempel fjerning av et vandringshinder eller tiltak som hindrer overfiske.

La oss anta at man velger utsetting for å øke produksjonen opp mot bæreevnen til lokaliteten. Da er det viktig å sikre at utsetting ikke foretas på områder der den naturlige rekrutteringen er god nok. Om mulig, bør dette vurderes i forhold til en 'stock-recruitment' (SR)-modell for laksebestanden i elva. SR-modeller beregner sammenhengen mellom gytebestandens størrelse (for eksempel antall egg gytt) og antallet rekrutter i påfølgende generasjon (for eksempel antall utvandrende smolt; Jonsson mfl. 1998). Datapunktene som knytter antallet egg gytt til antallet rekrutter er gjerne variable men viser typisk at rekrutteringen etter et visst antall egg når et "tak" der det ikke kan måles noen ytterligere positiv effekt på bestandens rekruttering ved enda flere egg gytt. Eggantallet (eller tettheten) der kurven knekker, kaller vi gytebestandsmålet, og topp-punktet (eller –plataet) for rekrutteringen kaller vi bæreevnen (Hindar mfl. 2007). Reguleringen av bestanden kan skje på flere livsstadier og romlige skalaer. Forskning viser både (1) at viktig bestandsregulering kan skje på tidlige livsstadier, der den romlige fordelingen av gyteområder og gytefisk er viktige premisser for bestandsreguleringen (Einum & Nislow 2005) og (2) at laksunger kan gjøre næringsvandring til bekker som ikke brukes som gyteområde og som kan ligge langt unna nærmeste gyteplass (Johansen mfl. 2005). Bestandsregulering kan altså skje på flere stadier mellom yngel og smolt.

Den mest omfattende undersøkelsen av utsetting av settefisk i bestander med naturlig rekruttert fisk er gjort av Chilcote (2003), som utviklet SR-sammenhenger for bestander av 'steelhead trout' (anadrom regnbueørret *Oncorhynchus mykiss*) med ulike innslag av settefisk i bestanden. Basert på mangeårige studier i 12 bestander fra Oregon i USA fant Chilcote (2003) at økende andel settefisk i gytebestanden hadde en negativ effekt på bestandenes produktivitet. Ved 50 % settefisk i gytebestanden ble bestandenes gjennomsnittlige produktivitet (målt som antall rekrutter per gytefisk) redusert med 63 % i forhold til en tilsvarende gytebestand uten settefisk. Ved lavere innslag av settefisk i gytebestanden på henholdsvis 20 % og 5 % ble bestandenes gjennomsnittlige produktivitet redusert med henholdsvis 33 % og 10 % i forhold til en gytebestand uten settefisk (Chilcote 2003).

Det er ikke gitt at all utsetting vil påvirke den naturlige rekrutteringen. En måte å sikre at utsettingene skjer på elvestrekninger der tettheten av ungfisk ligger under bæreevnen for lokaliteten. Lokalitetens bæreevne er imidlertid vanligvis dårlig kjent. Det vil sjelden eksistere data som muliggjør en vurdering av bæreevne ut fra sammenhenger mellom gytebestand og rekruttering. Andre data gi noe av den samme informasjonen – dersom økt tetthet (etter utsetting) ikke påvirker overlevelse eller individuell veksthastighet, tyder dette på at tettheten ligger under den lokale bæreevnen. I de fleste tilfeller vil det være enklere å øke rekrutteringen lokalt ved å regulere fisket, i stedet for å kultivere deler av elva med svak rekruttering.

Bestandsforøkning (engelsk: *stock enhancement*): I denne typen kultivering skjer utsettingene oppå en fullrekruttert bestand, og hensikten er å øke bestanden utover det som kan produseres naturlig. Som nevnt over, viser studier at slike utsettinger sannsynligvis vil redusere, snarere enn å øke, rekrutteringen i bestanden. På kort sikt er det to måter å omgå dette på: Den ene er å sette ut fisk på et så sent livsstadium at deres antall ikke reduseres ved konkurranse i elva, for eksempel ved å sette ut smolt nederst i vassdraget. Den andre er å sette ut fisk ovenfor naturlig lakseførende strekning. Begge disse strategiene er imidlertid problematiske.

Effekten av smoltutsettinger er undersøkt i Burrishoole i Irland over flere tiår, der havbeitelaks av lokal stamme er sammenliknet med villfisk (McGinnity mfl. 2009). Havbeitelaks hadde jevnt over dårligere overlevelse i sjøen enn villaks. I år med høye innslag av havbeitelaks i gytebestanden, ble det også funnet negative effekter på den ville laksebestanden gjennom økt dødelighet i ferskvann (egg til smolt; McGinnity mfl. 2009). Tilsvarende resultater er funnet i Imsa i Roga-

land, der utsatt smolt av Imsastamme har dårligere overlevelse og større feilvandring enn vill Im-salaks, og der reproduksjonssuksessen deres er redusert (for hanner mer enn hunner) etter en halv generasjon i anlegg (Jonsson mfl. 1990, Fleming mfl. 1997, Jonsson & Jonsson 2006c).

Utsettinger av laksunger ovenfor naturlig lakseførende strekning har sannsynligvis økt produksjonen i mange lakseelver, siden den utsatte fisken ikke må konkurrere med laksunger på den naturlige lakseførende strekningen. Ulempen med slike utsettinger er at de representerer spredning av en art til områder der den ikke fins naturlig, og at dette kan ha negative effekter på andre arter og dessuten spre infektive organismer.

Kompensasjonsutsettinger etter vassdragsregulering kan ha karakter av både gjenoppbygging og bestandsøkning, alt etter status til bestanden der fisken settes ut. Kompensasjonsutsettingene er ment å kompensere for tapt fiske for allmennheten, siden elveeierne kompenseres gjennom direkte utbetaling for lokal skade (fastsatt ved skjønn). Som diskutert over, kan slike utsettinger ha negative konsekvenser for den lokale bestanden og utsettingene kan gi en reduksjon i den høstbare bestanden mens hensikten var den motsatte. I regulerte vassdrag er det ofte ikke klarlagt hva som er årsakene til tapt eller redusert fiskeproduksjon. Et viktig alternativ til fiskeutsettinger er derfor å identifisere flaskehals for produksjonen, og deretter iverksette tiltak som bidrar til å øke naturlig rekruttering og produksjon.

Utsettinger fra *genbank* for å sikre restene av en lokal bestand kan være ett eksempel der en er villig til å risikere noen uønskede effekter for å hindre andre effekter, som ansees for å være verre. Et nærliggende eksempel er Vosso der laksestammen av ulike årsaker er nær utryddelse, både fordi den ville laksebestanden er på et lavmål og fordi det har vært et vedvarende høyt innslag av rømt oppdrettslaks i gytebestanden (Skaala & Hindar 1997, Skaala mfl. 2006, Barlaup 2008). Genbanken i Eidfjord hentet inn stamfisk fra Vosso før rømt oppdrettslaks ble vanlig forekommende i gytebestanden. Det er derfor antatt at genbanken har en Vossolaks mer lik den opprinnelige enn det elva Vosso har i dag. Referansegruppa som gir råd om Vosso vurderer det slik at utsettinger ovenfor lakseførende strekning (der det er gode oppvekstplasser) av materiale fra genbanken, er ett av flere tiltak som kan hindre at Vossolaksen dør ut. Tester av genetisk bakgrunn og sykdomsstatus gjøres for å hindre mulige negative effekter av tiltaket.

6.3.2 Genetiske vurderinger

Reetablering: Der kultivering brukes i lokaliteter hvor arten er utryddet, er sannsynligvis den viktigste genetiske vurderingen knyttet til valg av stamme for stamfisken. På Sørlandet gjorde "Re-etableringsprosjektet" den vurderingen at det var de nærmeste gjenlevende bestandene som oppfylte de fleste kriteriene for valg av stamfisk (Haraldstad & Hesthagen 2003). En vurdering var da tatt i forhold til om bestandene kunne reetableres uten utsettinger. Ett av argumentene mot dette, var at det da var en større mulighet for at rømt oppdrettslaks eller fisk fra andre (genetisk) fjerntliggende laksestammer ville kolonisere og etter hvert fylle opp de nykalkede vassdragene. I ett av vassdragene, Mandalselva, ble det valgt ut villfisk som søkte til Mandalselva som stamfisk. Senere er det gjort forsøk der denne ble testet mot avkom av stamfisk fra en nærliggende bestand, Bjerkreimselva, som ikke døde ut under forsuringen. De foreløpige analysene viser små forskjeller i overlevelse, vekst og vandringsmønster mellom "ny" Mandalslaks og Bjerkreimslaks.

Et alternativ til å velge den geografisk nærmeste laksestammen som kilde til stamfisk, kunne være å velge en laksestamme som i økologiske egenskaper liknet den utryddete stammen eller var antatt å passe lokaliteten godt. Det er gjort et slikt forsøk der laks fra flere elver som hadde opplevd forsuring ble testet mot laks fra ikke-sure elver i forhold til om de tålte surt vann. I dette forsøket ble det ikke funnet noen slik sammenheng (Rosseland mfl. 2001), mens en sammenheng mellom opplevd forsuring og syretoleranse er funnet i andre forsøk (García de Leániz

mfl. 2007). Et annet eksempel på en ”stedegnet” egenskap kunne være å velge en storlaksstamme til elver som hadde hatt storlaks, og en smålaksstamme til elver som hadde hatt smålaks. Selv om dette kunne være riktig ut fra den egenskapen alene, er det en fare for at slike én-egenskap-analyser overser viktig variasjon i andre egenskaper; for eksempel viser bestander av laks fra Østersjøen med høy toleranse overfor én sykdomsfremkallende organisme (parasitten *Gyrodactylus salaris*) svært dårlig overlevelse overfor vibriose, en annen fisesykdom (Gjedrem & Aulstad 1974).

Gjennoppbygging: De største genetiske problemene ved styrking av en svak bestand ved hjelp av utsetninger, er hvis utsetningsstammen ikke er representativ for den lokale bestanden. Dette gjelder utsetninger basert på ville stamfisk av annet opphav, så vel som utsetninger basert på mer eller mindre domestiserte stamfisk (Hindar mfl. 1991, Waples & Drake 1994, McGinnity mfl. 2003, 2004). De genetiske problemene kan delvis være at den utsatte fisken er mistilpasset de lokale forholdene, og også at en svak lokal bestand kan fortrenkes genetisk (gjennom samavling eller konkurranse) av en stor utsetting av en fremmed bestand. Dette problemet er nærmere behandlet i **kapittel 3.1** om rømt oppdrettslaks.

Verdien av et mangfold av bestander med ulike livshistorier vises i en ny undersøkelse av rød laks (sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*) i Alaska, der avkastningen ble vist å være betydelig høyere i et bestandskompleks enn om alle elvene i området hadde én og samme bestand (Schindler mfl. 2010). Dette viser en positiv effekt av genetisk mangfold som vil bli tapt om kultivering med fremmed stamme homogeniserer bestandene.

Dersom det brukes lokal stamfisk, er de genetiske problemene i utgangspunktet mindre. Det kan likevel være en utfordring å få tak i et stort nok utvalg av lokal stamfisk, siden det i svake bestander er få stamfisk tilgjengelig i elven. I nettopp slike situasjoner er det at den såkalte Ryman-Laike-effekten (Ryman & Laike 1991, se **kap. 6.2.1**) kan være stor, siden man gjerne vil øke bestanden raskt og kan komme til å gjøre dette med en stor utsetting basert på et lite antall stamfisk. Det kan være at et stort uttak (alle tilgjengelige stamfisk) i én generasjon og kraftig forøkning av hele bestanden er bedre enn å gi kun et lite utvalg av stamfisk et stort antall avkom.

En mulighet for å øke stamfiskbestanden om kilden er begrenset, er å basere seg på oppformering i én generasjon i et anlegg. Dette er tatt i bruk av Reetableringsprosjektet på Sørlandet for de stammene som ble valgt som kilde til utsettingene, men som i seg selv var truet av forsurening. I USA ble den relative reproduksjonssuksessen hos regnbueørret i naturen (’fitness’) sammenlignet mellom fisk som hadde ulik bakgrunn med hensyn til hvorvidt foreldrene kommer fra et anlegg eller naturen (Araki mfl. 2007). I denne studien ble det funnet at selv én generasjon i anlegg reduserte avkommets levedyktighet i naturen (Araki mfl. 2007). En sammenlikning med flere studier viste at et økende antall generasjoner i fangenskap ga større reduksjon i ’fitness’. Denne reduksjonen ble tilskrevet genetiske effekter av livet i anlegg (Araki mfl. 2007). I et oppfølgingsstudie ble det vist at disse effektene hang igjen over generasjoner i naturen, selv etter naturlig reproduksjon (Araki mfl. 2009). Avkom av regnbueørret født i elv etter naturlig gyting mellom to kultiverte foreldre hadde i denne studien i gjennomsnitt bare 37 % av den reproduktive suksessen til rene vill-vill avkom (beregnet ved genetisk foreldrebestemmelse). Med én vill og én kultivert forelder var suksessen 87 % av suksessen til vill-vill avkom.

Studier utført med laks i Canada har vist at stamfiskhold kan gi avkom med redusert genetisk variasjon, og avvikende morfologi (hodeform og redusert finnelengder) og avvikende atferd (økt aggresjon) i forhold til avkom som stammer fra naturlig gyting, selv når foreldrefisken stammer fra samme bestand (Blanchet mfl. 2008). Disse resultatene viser at kultiveringstiltak basert på oppformering av stamfisk i anlegg kan innebære en betydelig risiko for utilsiktede negative konsekvenser for den ville bestanden.

Bestandsforøkning (engelsk: *stock enhancement*): Når bestandsforøkning foregår ved hjelp av utsettinger av smolt, kan det være genetiske problemer forbundet med feilvandring (som er høyere for smoltutsettinger enn for utsetting av rogn, yngel og parr), og med tap av tilpasninger til naturen gjennom oppveksten i anlegget. Genetiske problemer forbundet med feilvandring til andre bestander er av samme type som de som skyldes valg av stamfisk av ikke-stedegen stamme. Genetiske problemer forbundet med utsetting av havbeitelaks er studert i Burrishoole av McGinnity mfl. (2009). De fant at anleggsmiljøet så ut til å ha dårligere tilpasning til år med økt vanntemperatur om vinteren enn det villfiskene av samme stamme hadde. Disse resultatene er i tråd med resultatene til Araki mfl. (2007).

Genetiske problemer forbundet med *kompensasjonsutsettinger* faller inn under kategoriene over. De kan reduseres dersom fisken som settes ut for kompensasjon i stor grad blir oppfisket før de når gyteplassen.

Genbankutsettinger er en egen kategori, siden anleggene her brukes aktivt for å bekjempe et genetisk problem i naturen. Anleggene representerer da en egen risiko, og tilpasninger til anlegget blir forsøkt redusert ved å la generasjonstiden i anlegget være lang, og ved å la fisken være i naturen i en så stor del av livet som mulig. Dette kan gjøres ved å merke anleggsmiljøet eller også ved å gjenkjenne dem genetisk med molekylærgenetiske metoder. Flere steder i Norge gjøres det genetiske undersøkelser for å hente inn stamfisk fra naturen som i så stor grad som mulig ligner genetisk på den laksestammen som står i fare for å forsvinne (bl.a. i Vosso og Skibotn). Denne type studier gjøres også i blant annet USA og Danmark (Hansen mfl. 2006, O'Reilly & Doyle 2007).

6.4 Vurdering av sykdom i kultiveringssammenheng

Flytting og utsetting av fisk innebærer nesten alltid en risiko for spredning av infektive organismer som virus, bakterier, parasitter og sopp. Historisk sett har helsekontrollen av kultiveringsfisk i Norge vært dårlig, og transport og utsetting av kultiveringsfisk har bidratt til en utilsiktet spredning av ulike infektive organismer. Omfanget av slike spredninger er imidlertid ikke kjent fordi det aldri blir gjennomført grundige helseundersøkelser, verken av fisk i mottakslokaliteten før utsetting eller av fiskene som skal settes ut. I Norge er spredningen av *Gyrodactylus salaris* til en rekke lakseelver det best kjente eksempelet på hva utsetting av kultiveringslaks kan føre med seg. I dag kreves helsekontroll og spesifikke undersøkelser av kultiveringsfisk på samme måte som annen produksjonsfisk (oppdrettsfisk) (Garseth mfl. 2008, 2009). Undersøkelsene av kultiveringsfisk har imidlertid generelt den svakhet at de er rettet mot infektive organismer som er kjent for å forårsake sykdom hos fisk så lenge de er i oppdrett. Det er ikke nødvendigvis disse infeksjonene som er farligst eller har størst negativ effekt for villfiskbestander. Andre infektive organismer, som blir oversett eller ikke vektlegges i helsekontrollen, kan ha like stor eller større negativ påvirkning i de ville fiskebestandene, særlig over lengre tid.

Spredning av infektive organismer til nye lokaliteter behøver ikke å resultere i økt dødelighet som følge av sykdom. Det er langt vanligere at en infektiv organisme forårsaker redusert vekst og en generell svekkelse hos fisken slik at denne lettere blir utsatt for predasjon og andre infeksjonssykdommer. Over tid kan spredninger av infektive organismer med kultiveringsfisk bidra til en reduksjon av den opprinnelige bestanden og således bidra til det motsatte av det som var hensikten med kultiveringsutsettingen.

Forekomst av infeksjoner hos fisk som produseres i et kultiveringsanlegg vil først og fremst være avhengig av anleggets vannkilde, men også til en viss grad av driftsrutinene i anlegget. Anlegg som bruker grunnvann eller vann fra elver eller innsjøer uten fisk, har ofte få eller ingen problemer med infeksjoner. Dersom inntaksvannet har andre fiskearter enn laksefisk, er

det stor sannsynlighet for at kultiveringsfisker blir infisert fordi en rekke infektive organismer har lav vertsspesifisitet og kan infisere en rekke ulike fiskearter. Dersom det er laksefisk i inntaksvannet er risikoen for etablering av infeksjoner enda større. Selv om det ikke er smittestoffer i inntaksvannet er det likevel viktig at anlegget har gode drifrutiner med en effektiv smitteatferd. Infektive organismer kan bringes inn i et anlegg med besøkende eller med utstyr som har vært brukt andre steder og deretter spres ut i hele anlegget.

Dersom det forekommer laksefisk eller andre fiskearter i inntaksvannet til et kultiveringsanlegg, bør regelen være at fiskene skal settes ut i samme vassdrag som de er produsert. Dersom disse fiskene settes ut i et annet vassdrag vil det alltid innebære en risiko for infeksjonsspredning selv om fiskene er godt undersøkt. Risikoen for spredning øker, både i forbindelse med transport og i forbindelse med utsetting, dersom kultiveringsfiskene produseres i store anlegg med felles produksjon av fisk tiltenkt flere ulike vassdrag. For å redusere risikoen til et minimum bør derfor kultiveringsfisker produseres lokalt. Selv om dette fører til noe høyere produksjonskostnader, kan kostnadene totalt sett bli lavere fordi det kan forventes mindre negative konsekvenser for den stedegne bestanden. I tillegg kan det forventes bedre overlevelse hos lokalt tilpasset (i forhold til infeksjoner) kultiveringsfisk i tiden etter utsett.

En oversett risiko for spredning av infektive organismer til laksebestander er utsettinger av ørret i rekke norske innsjøer som følge av utsettingspålegg eller som en del av et fiskeforsterkingstiltak. I og med at ørret er den nærmeste slektingen til laks, er de to artene ofte mottagelige og bærere av de samme infektive organismene. Nederst i vassdragene som innsjøene tilhører, er det i Norge ofte en laksebestand. Infeksjoner, som først ble spredt med ørretene til et nytt vassdrag, kan etter hvert spres nedover vassdraget til elvestrekningen der laksen lever. Laks synes ofte å være mer følsom og blir lettere syk overfor mange av disse infektive organismene enn ørret. En konsekvensanalyse bør derfor følge med utsettinger av ørret for eksempel i høyfjellsvann. I en slik konsekvensanalyse må det blant annet tas hensyn til forekomst av fisk i inntaksvannet til kultiveringsanlegget samt eventuelle infeksjoner som er påvist hos kultiveringsfisker i løpet av produksjonsperioden.

6.5 Kultivering i Norge

Rådet har i skjema om beskatning sendt ut til fylkesmennenes miljøvernnavdeling spurt om kultiveringsaktivitet i 236 vassdrag (de samme som vurderes for oppnåelse av gytebestandsmål). Skjemaene ble dels besvart av miljøvernnavdelingene alene, dels i samarbeid med lokale kontaktpersoner og dels av disse kontaktpersonene alene. I noen tilfeller har rådet selv framskaffet ytterligere eller supplerende informasjon fra kontaktpersoner eller andre kilder. Det ble spurt om nåværende og historisk kultivering, antall fisk og utsettingsmateriale (spesifisert for hvert år i perioden 2005 til 2009), antall stamfisk og kjønns- og størrelsesfordeling og om stamfiskuttaket kommer i tillegg til ordinære fangster (det vil si i eget stamfiske etter sesongslutt). I flere tilfeller var antall og kjønnsfordeling blant stamfiske ikke oppgitt og vi brukte generelle overlevelsestall fra klekkerier til å estimere antall hunner nødvendig for å produsere utsettingsfisker. Opplysningene ble systematisert og analysert og resultatene presenteres nedenfor. Dette er ikke en komplett oversikt over all kultivering i Norge, og det ble fra flere vassdrag gitt mangelfulle opplysninger, eller det ble oppgitt usikkerhet om omfang av kultiveringene (særlig historiske opplysninger) eller om det hele tatt hadde vært kultivering. Vi tror imidlertid at denne oversikten gir et godt bilde av kultiveringsaktiviteten. Kultiveringsaktiviteten er kort beskrevet under de enkelte vassdragene i vedleggsrapporten, og vi antar at dette vil bidra til at opplysningene våre om kultiveringen etter hvert blir bedre.

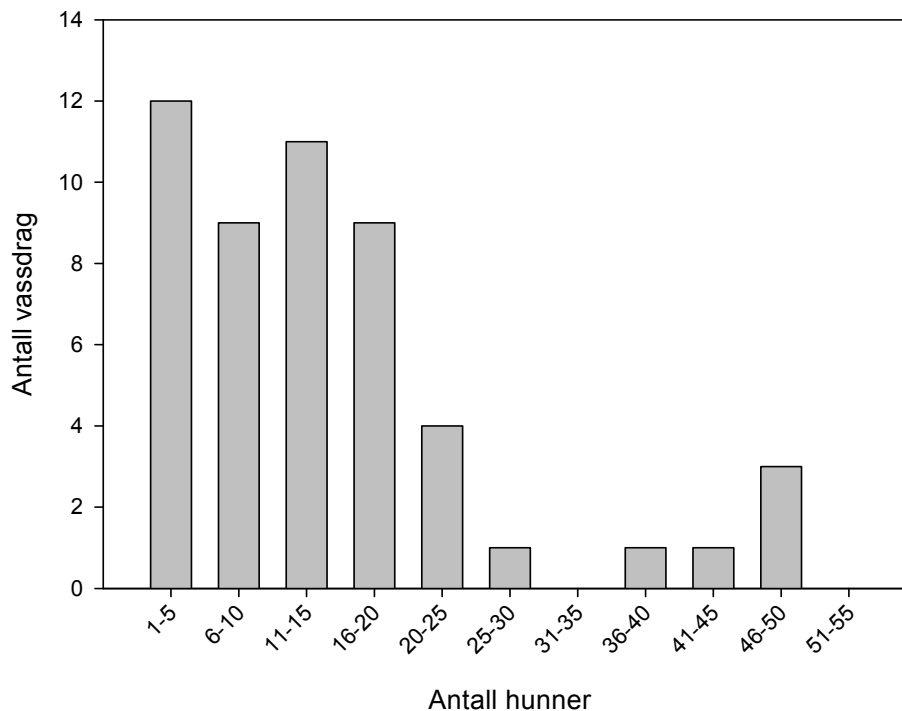
I perioden 2005 til 2009 ble det i gjennomsnitt satt ut nesten 8 millioner fisk eller rogn årlig i norske laksevassdrag (**tabell 6.1**). Av dette var 65 % rogn, slik at det ble satt ut ca 2,8 millioner fisk på ulike stadier (plommeseckyngel, fôret yngel eller smolt). Etter våre opplysninger settes det ut om lag 400 000 smolt årlig i norske laksevassdrag. Omregner vi de andre utsettingene til smoltekvivalenter (ut fra standard overlevelser; Hindar mfl. 2007) får vi et grovt anslag på at det settes ut rogn og fisk tilvarende i størrelsesorden 600 000 smolt årlig. Til sammenligning kan vi svært grovt anslå (ut fra estimert innsig og sjøoverlevelser på mellom 3 og 7 %) at det i de senere år har vært produsert i størrelsesorden 7-15 million villsmolt per år i norske laksevassdrag. Kulti-vert fisk utgjør således i størrelsesorden 4-9 % av smoltproduksjonen i norske vassdrag i de senere år.

Tabell 6.1. Gjennomsnitt, minimum, maksimum, og totalt antall utsatt fisk fordelt på ulike utsettingsstadier og andel av de ulike stadiene i aktive kultiveringsprosjekter i norske vassdrag. Antall tilfeller (sum 78) er gitt og er høyere enn antall vassdrag med kultivering (60) fordi det i noen vassdrag kultiveres med flere utsettingsmaterialer. Fordeling (Ford) mellom de ulike utsettingsmaterialene er også gitt. Alle utsettingsmaterialene er også omregnet til smoltekvivalenter og summen av smoltekvivalenter og smoltutsettinger er gitt i tabellen.

Utsettings- materiale	Antall tilfeller	Andel (%)	Gj.snitt antall	Min.	Maks.	Totalt antall	Ford (%)
Rogn	25	32,9	207 200	14 000	2 500 000	5 180 000	65
Plommeseckyngel	15	17,6	85 800	22 000	200 000	1 287 000	16
Fôret yngel	21	24,7	53 200	5 000	200 000	1 118 000	14
Smolt	17	24,7	23 600	3 000	80 000	401 000	5
SUM						7 986 000	
Smoltekvivalenter						600 000	

Med unntak av tilbakeføring av rogn fra genbankene, samles stamfisken i nesten alle kultiveringsprosjektene i eget stamfiske i vassdraget der fisken skal settes ut etter at den ordinære sesongen er over. Stamfiskuttaket kommer således som ekstra beskatning. I noen tilfeller samles stamfisk i løpet av sesongen, og i enda færre tilfeller inngår stamfisken i kvotene og er fisk som ellers ville ha blitt avlivet i fisket.

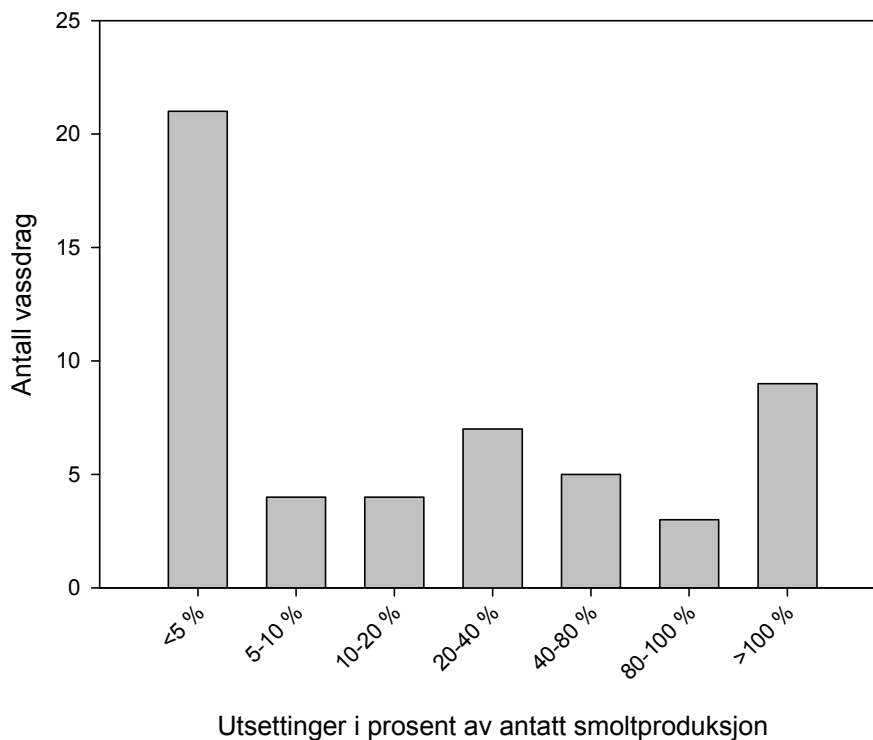
Antall hunner som brukes til grunnlag for kultiveringene er lavt, selv i større konsesjons-pålagte utsettinger (**figur 6.2**). I gjennomsnitt ble det i de ulike utsettingene benyttet ca 16 hunner, og antallet varierer fra 2 til 50. Dette gjennomsnittstallet er dels basert på estimer for antall hunner nødvendig for å produsere oppgitt antall rogn eller settefisk, og dette kan gi et underestimat (det er mulig at det brukes flere hunner enn "nødvendig"). Gjennomsnittlig antall hunner er imidlertid litt lavere om beregningene baseres bare på tilfeller der vi har fått oppgitt antall hunner. I flere av tilfellene der vi har fått oppgitt antall hunner ser det ut til at det har vært brukt spesielt store hunner, og det er en av årsakene til at antallet blir lavt.



Figur 6.2. Frekvensfordeling (antall vassdrag) for antall hunner (gjennomsnitt i de siste fem år) brukt i kultivering i de 51 vassdragene der vi har slik informasjon eller hvor vi har estimert antall hunner fra antall utsetningsfisk.

Kultiveringsaktiviteten har avtatt vesentlig i løpet av de siste 30-40 år. I perioden før 1990 ble det ikke drevet kultivering i omlag halvparten av vassdragene (49 %), mens denne andelen økte til ca 68 % i perioden 1990 til 2000 og ligger nå på ca 74 %. Det kultiveres i dag således i ca 25 % (60 elver) av vassdragene vi har kunnskap fra.

Ved å omregne alle utsetningsmaterialene til smoltekvivalenter ut fra standard overlevelsestall (Hindar mfl. 2007), kan vi sammenligne utsettingene med smoltproduksjonen ved oppnådd gytebestandsmål (Hindar mfl. 2007), for å anslå hvor store utsettingene har vært i de senere år (etter 2005) i forhold til den naturlige produksjonskapasiteten. I mange av utsettingene (ca 40 %) utgjør utsatt fisk under 5 % av produksjonskapasiteten (**figur 6.3**). Noen enkeltutsettinger er imidlertid store, med opp til 2,5 millioner rogn, 200 000 plommeseekkyngel og føret yngel og opp til 80 000 smolt på år i de siste fem åra. I 17 % av utsettingene utgjorde utsatt fisk mer enn 100 % av produksjonskapasiteten (**figur 6.3**). De største er nesten uten unntak større reetableringsprosjekt (rognutsettinger etter rotenonbehandlinger eller kalking) eller konsesjonspålagte utsettinger. Vi har ikke noen god oversikt over hvor mange av utsettingene som er konsesjonspålagte (og således heller ikke hvor mange som er drevet i privat regi), men vi har med rimelighet sikkerhet identifisert 26 vassdrag hvor utsettingene trolig er konsesjonspålagte (av 60 vassdrag) og 26 som ikke er det. I noen vassdrag kombineres konsesjonspålagte utsettinger med frivillige utsettinger. Noen av disse påleggene har av ulike grunner ikke vært effektivt i de senere år. I de aller fleste tilfellene der det drives frivillig kultivering settes det ut plommeseekkyngel eller rogn – i den rekkefølgen. Frivillig kultivering foregår nesten utelukkende fra Trondheimsfjorden og sørover, og i de tre nordligste fylkene er det stort sett bare kultivering i elver under reetablering etter rotenonbehandling. Det er også en trend at utsetting av fisk i ulike stadier erstattes av utlegginger av rogn.



Figur 6.3. Frekvensfordeling (antall vassdrag) for den prosentandelen utsatt rogn eller fisk (omregnet til smoltekvivalenter; Hindar mfl. 2007) utgjør av den totale smoltproduksjonskapasiteten i vassdragene. Analysen er basert på 53 vassdrag der vi har opplysninger om gjennomsnittlig antall utsatt rogn eller fisk i perioden 2005-2009.

Formålet med kultiveringene ble oppgitt relativt sjeldent, men ut fra generell kunnskap om vassdragene har vi klassifisert formålet i 57 av 60 vassdrag (**tabell 6.2**). Kompensasjonsutsettinger dominerer (42 % av vassdragene), fulgt av forsterking og reetablering med i underkant av 30 % hver.

Tabell 6.2. Formål med kultivering (antall og andel) for de utsettingene der dette er oppgitt eller hvor vi med rimelig sikkerhet kan anta formålet.

Formål	Antall utsettinger /vassdrag	Andel (%)
Kompensasjon	24	42
Forsterking	16	28
Reetablering/bevaring	15	26
Opprettholde fiske/bevaring	2	4

6.6 Diskusjon

6.6.1 Hensikt og måloppnåelse

Den mest grundige evalueringen av utsettingsprogrammer er gjort for ulike arter av stillehavslaks i Nord-Amerika. Der ble 22 utsettingsprogrammer av kongelaks, hundelaks, rød laks, pukkellaks

og regnbueørret gjennomgått med tanke på om de oppfylte sine mål (Waples mfl. 2007). Følgende målsettinger ble vurdert: (1) utvelgelse av stamfisk, som var representative for den lokale bestanden, (2) høyere overlevelse i settefiskanlegget enn for tilsvarende stadier i naturen, (3) vellykket reproduksjon av settefisken og deres avkom i naturen, (4) økt tetthet av den naturlige bestanden, og (5) at bestanden etablerer seg på et høyere nivå enn før utsettingene.

De fleste av disse programmene oppfylte flere av kriteriene for suksess, slik som høy overlevelse til utsetting, men svært lite informasjon eksisterer for hvor godt settefisken gjorde det i naturen over mer enn én generasjon. Waples og medarbeidere konkluderte med at ett av premissene for kultiveringstiltak, nemlig at det gir en langsiktig gevinst for den naturlige bestanden, ennå ikke er blitt testet. Nyere undersøkelser med detaljerte stamtavler basert på molekylærgenetisk karakterisering, tyder på at en langsiktig gevinst kan være urealistisk siden det er betydelige 'fitness'-ulempet forbundet med så lite som én generasjon i anlegg før utsetting (Araki mfl. 2009).

6.6.2 Norske forhold

I den forrige norske evalueringen av kultiveringstiltak (Fleming 2001) konkluderte de nordiske forskerne med at kultivering er et betydelig avvik fra de naturlige bestandsregulerende prosessene og innebærer en stor risiko for uønskede genetiske og økologiske effekter. Det ble anbefalt at tiltak som styrker de naturlige produksjonsforholdene bør prioriteres framfor fiskeutsettinger. Kunnskap som er publisert etter dette arbeidsmøtet, og som er gjengitt her, har gitt ytterligere dokumentasjon av uønskede genetiske og økologiske effekter som forsterker det hovedråd som ble gitt. Kultivering gir bare under spesielle betingelser den ønskede kortsiktige effekt, fordi overlevelsen til utsatt fisk ofte er dårligere enn hos vill fisk og/eller produksjonen av villfisk kan bli negativt påvirket. Den langsiktige effekten framstår i de gjennomførte undersøkelsene som negativ på grunn av redusert 'fitness' (reproduksjon og overlevelse) hos utsatt fisk og dens avkom og tap av tilpasninger. I tillegg kommer at utsettinger basert på få stamfisk (slik det er vanlig i Norge) kan redusere den effektive bestandsstørrelsen og dermed øke risikoen for tap av genetisk variasjon og tilpasningsevne, noe som kan være kritisk spesielt i små bestander. Effektiv bestandsstørrelse bør være høyere enn 50 pr generasjon for å unngå tap av genetisk variasjon på kort sikt. I små bestander kan uttak av få stamfisk som bidrar mye i rekrutteringen redusere effektiv bestandsstørrelse til verdier lavere enn dette, selv om man tar hensyn til at stamfisk tas flere ganger i løpet av en laksegenerasjon.

I en situasjon hvor gytebestandene i mange norske vassdrag består både av villfisk, rømt oppdrettsfisk og hybrider mellom disse, er det risiko for at uønskede genotyper introduseres til bestandene gjennom kultivering. I kultivering kan disse få større suksess enn de ville hatt i vassdraget, særlig dersom de har høy overlevelse i anlegget og settes ut på områder med liten konkurranse, som ovenfor naturlig lakseførende strekning. I noen tilfeller er det grunn til å anta at stamfisk velges uten annet enn en ytre vurdering av stamfisken (for å identifisere rømt oppdrettslaks), i de fleste tilfellene sjekkes trolig skjellprøver for identifisering av rømt oppdrettslaks, mens bare i noen få tilfeller testes fiskene genetisk for opprinnelse. I tillegg viser vår gjennomgang av kultiveringspraksis i Norge at det oftest brukes for få stamfisk som grunnlag for kultivering (16 i gjennomsnitt; variasjon: 2-50). Stamfisken er således sjelden representativ for bestandene, og der utsatt fisk utgjør mye av produksjonen kan dette være et betydelig problem med tap av genetisk variasjon og tilpasninger som resultat.

I mange tilfeller er kultiveringsaktiviteten i norske vassdrag liten sammenlignet med naturlig produksjon og vi har ikke grunnlag for å konkludere at utsettingene har hatt stor negativ økologisk eller genetisk effekt på bestandene. På den annen side er den faktiske gevinsten (i form av bedre fiske) i mange tilfeller trolig svært små, og veid opp mot risikofaktorene (fare for sykdom og spredning av infektive organismer og negative langsiktige genetiske effekter) framstår svært mange av disse kultiveringene som lite hensiktsmessige. I de relativt få større kultiveringsprosjek-

tene (reetableringsprosjektene unntatt) er risikoen for negative effekter betydelig større. Selv om vi ikke har detaljkunnskap om alle disse utsettingene (i hovedsak konsesjonspålagte), ser det bare unntaksvis ut som at det faglige grunnlaget for kultivering er godt nok, både i forhold til behovet for og effekten av utsettingene. Grundige evalueringer av aktiviteten er sjelden eller aldri gjennomført, og stamfiskuttaket tifredsstiller ikke krav til representativitet.

Kultivering av anadrom laksefisk har en lang historie i Norge (fra den spede starten i 1855 til aktiviteten kuliminerte på slutten av 1970- og starten av 1980-tallet) og aktiviteten har i perioder vært stor. Så sent som i 1991 var det 88 kultiveringsanlegg som produserte anadrome laksefisk (Skavhaug 2005), og mange av disse ble drevet på frivillig basis. I flere vassdrag ble det i perioder brukt stamfisk fra andre vassdrag (spesielt fra bestander med storvokst fisk) eller også av ukjent opphav fanget i sjøfiske. Antall klekte laksyngel var i 1855-56 omkring 225 000, i 1860-61 omkring 425 000 og i midten av 1870-årene oppe i 1 million (Berg 1986). I Sira ble det på midten av 1880-tallet bygd opp to klekkerier med kapasitet på 1,5 millioner rogn, som fungerte som et sentralanlegg for utsettinger av øyerogn og yngel av laks over store deler av landet (Berg 1986). Samtidig var det også mange klekkerier som ble nedlagt, blant annet fordi vedvarende utsettinger av yngel ikke så ut til å øke laksebestanden. Rundt århundreskiftet ble det bygd anlegg for oppfôring av laksunger ved Drammenselva og Lærdalselva. Denne metoden falt også etter hvert i miskreditt, fordi dødeligheten i fôringsperioden kunne være høy. På 1950-tallet ble det klekket 3 millioner yngel av laks, og antallet økte framover mot 1983 da det ble klekket 10 millioner yngel av laks (Berg 1986). Fra 1950-tallet begynte en også å bygge anlegg som kunne føre opp fisken fram til smoltstadiet.

Det er liten tvil om, og dels dokumentert, at kultiveringsaktiviteten har bidratt til spredning av infektive organismer (Johnsen & Jensen 1991). Den genetiske effekten av kultiveringsaktiviteten i Norge er dårlig dokumentert, men betraktninger basert på erfaringer med utsetting av ikke-stedegen og kultivert laksefisk andre steder, tyder på at de genetiske effektene alltid har vært negative, der de kan påvises (Hindar mfl. 1991). Omfanget av skade vil sannsynligvis variere mellom vassdrag i forhold om det ble brukt lokal eller fremmed stamme ved kultivering, og i forhold til omfanget av utsettingene (antall pr år, og antall år), men det er også mye uforklart variasjon (Hindar mfl. 1991). Bruk av fremmed stamfisk ble i Norge først stoppet i forskrift av 1986 og deretter i den nye Lakseloven, vedtatt i 1992, og etterfølgende forskrift om kultivering fra 1993.

Ved det tidspunktet forskriften om forbud mot ikke-stedegen stamfisk kom (1986), ble det beregnet at ikke-stedegen laks fra kultivering utgjorde omkring 1 % av antallet gytelaks i norske vassdrag (Ståhl & Hindar 1988). På samme tid ble det beregnet at naturlige feilvandrerer utgjorde 3,7 % og rømt oppdrettslaks 5,6 % (Ståhl & Hindar 1988). Beregningene til Ståhl & Hindar (1988) var basert på et spinkelt datagrunnlag. Siden den gang må vi anta at andelen ikke-stedegen laks fra kultivering avtok som følge av forskriften fra 1986 og den nye lakseloven fra 1992, mens overvåkingsprogrammet for registrering av rømt oppdrettslaks har vist at andelen rømt oppdrettslaks økte betydelig mot slutten av 1980-tallet og gjennom 1990-tallet, og har i gjennomsnitt avtatt igjen på 2000-tallet (Fiske mfl. 2001, og **kap. 3.1**).

De lokale erfaringene fra kultiveringsaktiviteten på 1970- og 1980-tallet var flere steder positive, noe som har gjort at interessen for og ønske om å drive kultivering fortsatt er stor i mange vassdrag. Denne interessen står i kontrast til forvaltningsmyndighetenes i økende grad restriktive holdning til kultivering. Det finnes etter det vi kjenner til ingen evaluering av effekten av de frivillige kultiveringstiltakene. Det skal bemerkes at kultiveringsaktiviteten i mange vassdrag var størst i en periode da sjøoverlevelsen til laks var betydelig høyere enn den er i dag (se **kap. 2.2**). Det kan derfor være vanskelig å skille effekten av kultivering fra den generelt gode overlevelsen til laks når man vurderer utviklingen i fangster i år med ulik grad av kultivering i enkeltvassdrag.

I noen tilfeller framstår kultivering som det beste alternativet for å ta vare på eller reetablere bestander. Dette gjelder spesielt reetablerting av bestander på Sørlandet som gikk tapt på grunn av forsuring. Her er det dels prøvd en styrt reetablerting ved store utsetninger av øyerogn eller fisk fra nærmeste nærliggende bestand, og dels har man latt bestander etablere seg ved naturlig innvandring av fremmed fisk. Det er ennå ikke konkludert i forhold til hva som er den beste strategien (Hesthagen mfl., under utarbeidelse). Etter rotenonbehandlinger for å fjerne *G. salaris* drives det i dag storstilte tilbakeføringer av øyerogn fra genbanker. Dette gjør det mulig å reetablere en bestand som er mest mulig lik den opprinnelige bestanden, og utsettingene er basert på en nøye planlagt genbankdrift med god genetisk representasjon av bestandene.

Det er også andre tilfeller der utsetninger fra genbank gjøres for å sikre restene av en lokal bestand, og hvor man har avveid mulige uønskede effekter av kultivering mot risikoen for å tape bestander. Det eneste vassdraget hvor denne vurderingen har vært gjort så langt, og hvor intensiv kultivering er startet opp, er Vossovassdraget. Her brukes utsetninger aktivt for (om mulig) å overkomme et genetisk problem i naturen – innblanding av rømt oppdrettsfisk i gytebestanden. Det er imidlertid fortsatt usikkert om en slik strategi vil gi ønsket resultat så lenge overlevelsen i sjøen i området er dårlig og rømt oppdrettsfisk fortsetter å vandre opp i vassdraget.

6.7 Konklusjon og anbefalinger

Det er etter det vi kjenner til ikke gjennomført noen fullstendig evaluering av kultiveringsaktivitet i Norge (suksess til utsatt fisk, effekter på naturlig produksjon og langsiktige økologiske og genetiske effekter), og mange av vurderingene våre må basere seg på internasjonal kunnskap og dels på kunnskap fra andre arter enn laks (men dog beslektede arter). Det er viktig at det framskaffes mer kunnskap om kultivering under norske forhold siden dette foregår i utstrakt grad og benyttes som omfattende forvaltningstiltak i mange vassdrag.

Rådet mener at vi har tilstrekkelig kunnskap til å konkludere og gi anbefalinger om kultivering. Vi gjør dette også i lys av hovedprinsippet for NASCO sin føre-var tilnærming, som er en del av rådets premisser gitt i mandatet, og som tilsier at ”ingen grep skal tas uten at man har kunnskap om konsekvensene”.

Den generelle internasjonale kunnskapen om kultivering tilsier at kultivering er et tiltak som:

- *bare under spesielle betingelser har den uønskede kortsiktige effekt, og*
- *har vist seg å ha negative langsiktige effekter på bestandene i flere studier.*

Kultivering er således bare i unntakstilfeller et egnet virkemiddel for å ta vare på truede bestander i naturen, eller for å forsterke svekkede bestander.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning gir følgende anbefalinger for kultiveringsaktivitet i norske laksebestander. Rådene bør også gjelde for sjørøret og sjørøye, siden de er basert på internasjonal forskning på en lang rekke arter av laksefisk (Hindar mfl. 1991, Fleming 2001, Cross mfl. 2007, Waples mfl. 2007, Araki mfl. 2009).

1. Kultivering i vassdrag der de naturlige produksjonsforholdene er gode eller lite endret bør avvikles.
2. Kultivering i vassdrag med reduserte produksjonsforhold bør evalueres og alternative strategier utredes for om mulig å fase ut kultivering.
3. Store konsesjonspålagte utsetninger i regulerte vassdrag bør underlegges en grundig evaluering og om mulig erstattes av andre tiltak som bedrer de naturlige produksjonsforholdene.

4. Der kultivering opprettholdes bør rutine for stamfiske og stamfiskekontroll forbedres slik at de tilfredsstiller krav til genetisk representasjon og sikrer lokal genetisk bakgrunn. Kultiveringsmaterialet bør ha så kort tid i kultiveringsanlegg som praktisk mulig.
5. Smolt som utsettingsmateriale gir dårlig overlevelse, representerer det største avviket fra naturlig rekruttering, gir størst feilvandring og bør derfor bare brukes når de naturlige produksjonsforholdene gjør at yngre stadier ikke kan benyttes.
6. Utsettinger av smolt primært for å opprettholde et fiske der forholdene ellers ikke tillater naturlig fiskeproduksjon bør evalueres i forhold til mulige effekter på nærliggende bestander som følge av økt feilvandring, og stoppes eller erstattes av yngre utsettingsstadier der det er risiko for negativ effekt på andre bestander.
7. All kultivering bør være basert på en grundig vurdering av behovet for kultivering, en gjennomarbeidet kultiveringsplan, underlegges effektkontroll som grunnlag for revisjon av plan og gjennomføres under streng veterinærmessig kontroll.

7 SJØØRRET

Sjørreten er i utgangspunktet en europeisk art og mer sørlig utbredt enn sjørøya. Selv om det opprinnelige utbredelsesområdet er på østsiden av Atlanterhavet, har ørret blitt introdusert til de fleste verdensdeler. Som for sjørøya består bestandene av en blanding av stasjonære (residente) og sjøvandrende (anadrome) individ hvor den sjøvandrende andelen varierer fra vassdrag til vassdrag og vanligvis med en overvekt av hunner blant de sjøvandrende individene (Klemetsen mfl. 2003).

Sjørret er kanskje mest kjent fra større vassdrag med innsjøer (innsjølevende), eller som rene elvelevende bestander, hvor de i begge tilfeller kan opptre i store bestander og leve sammen med laks og/eller sjørøye (Nord-Norge) (Klemetsen mfl. 2003). I mange vassdrag kan de også dominere klart i antall eller være eneste anadrome art. Arten er en meget populær sportsfisk, og det foregår et betydelig fiske etter sjørret i mange innsjøer og elver langs hele norskekysten. Trolig fiskes det mer sjørret enn laks i antall i Norge, men mye av sjørreten fiskes i mindre lokale vassdrag, og den blir trolig underregistrert i fangststatistikken (Fiske & Aas 2001). Det fins relativt få gode estimater av beskatningsrater på sjørret i vassdrag. I system som inneholder innsjøer er det mest vanlig at sjørreten overvintrer i ferskvann og beiter i sjøen hver sommer i 2-4 måneder hvor de øker betydelig i vekt (Berg & Berg 1989, Klemetsen mfl. 2003). I Nord-Norge trodde man tidligere at sjørreten i hovedsak overvintret i ferskvann, men i de senere årene er det påvist at det kan finnes betydelige mengder med sjørret i sjøen om vinteren også her (Rikardsen mfl. 2006). Dette er fisk som antas hovedsakelig å stamme fra elvelevende bestander (Jensen & Rikardsen 2008). I Sør-Norge er overvintring i sjøen vanlig (Jonsson & Jonsson 2006a,b).

Sjørreten har i utgangspunktet mye de samme kravene til gyte- og oppveksthabitat som laksen, men noe av det som gjør sjørreten unik, er dens evne til å utnytte betydelig mindre vannforekomster til gyting. For eksempel brukes ofte små bekker, noe som er særskilt synlig sørøst i Norge langs Oslofjorden og Skagerrak. Kjønnsmoden sjørret vandrer opp i disse bekkene i løpet av 1-2 uker om høsten for å gyte, mens resten av året oppholder de seg ute i sjøen eller estuarieområder (Knutsen mfl. 2001, 2004). Avkommet kan i de minste bekkene også vandre ut i sjøen i løpet av den første sommeren (Jonsson & Jonsson 2006a, b). Bekkene er utsatte habitat som lett kan bli alvorlig påvirket. Tørke, flom, forsuring, forurensning, jordbruk, graveaktivitet og redusert tilgjengelighet ved stenging av vandringsveier med kulverter er eksempler på aktiviteter som kan ta knekken på flere årskull ørretyngel i slike bekker.

Det er lite feilvandring blant sjørreten, selv i områder hvor det hovedsakelig er små bekkesystem som brukes. Imidlertid kan ørreten bruke andre vassdrag til overvintring som umoden fisk, men returnerer for å gyte i hjemmevassdraget (A.J. Jensen mfl. upubliserte data). Studier har vist at den genetiske forskjellen mellom bestandene øker med avstanden mellom systemene, noe som klart tyder på presis tilbakevandring.

Ute i sjøen er sjørreten langt mer en fiskespiser enn sjørøya, og det ser ut til at sjørreten nordpå blir nesten eksklusiv fiskespiser allerede ved en lengde på 25 cm (Rikardsen mfl. 2006, 2007a). Sild er viktigste fiskeslaget i føden dersom den er tilgjengelig, særlig for de større ørretene. Som for sjørøye, spiser de minste ørretene mer av krepsdyr og insekter når de er i sjøen. Imidlertid varierer føden gjennom året, ved at krepsdyr og børstemark blir viktigere som føde i perioden fra senhøsten og fram til våren, mens fisk er klart det viktigste byttet om sommeren (Rikardsen mfl. 2006). Sjørreten påtreffes ofte langs land (Rikardsen mfl. 2007a), men kan også beite pelagisk (dvs. fritt i vannmassene) flere kilometer fra land når næringsforholdene er gode (Rikardsen & Amundsen 2005). Under sjøvandringen går ørreten i gjennomsnitt ca 1 m dypere enn sjørøya, men oppholder seg vanligvis nært overflaten, på mellom 1-2 m dyp (Rikardsen mfl. 2007b). De kan også foreta hyppige dykk, ned til rundt 20-50 meter dyp. Sjørreten oppholder seg gjerne i de varmere deler av fjorden i forhold til sjørøya. Kombinasjonen av at den vandrer nær overflaten

og langs land gjør den utsatt for garnfangst i sjøen, samt at større ørret kan fanges i kilenøter (Rikardsen & Thorstad 2006).

Siden sjøørreten vanligvis oppholder seg lokalt i fjordsystem eller langs kysten, er den spesielt utsatt for lakselusinfeksjon (Bjørn mfl. 2007). Luseinfeksjonen er spesielt høy i områder med oppdrettsaktivitet siden disse fungerer som en stor vertsbestand som er til stede hele året (Bjørn & Finstad 2002). Til forskjell er sjøørret vanligvis lite infisert gjennom hele året i oppdrettsfrie fjordsystem (Rikardsen 2004). I somre med høy sjøtemperatur kan også sjørøye være utsatt for alvorlig lakselusinfeksjon (Rikardsen mfl. upubliserte data), selv om sjørøya vanligvis er noe kortere periode i sjøen. I 2009 viste lakselusovervåkingen kronisk forhøyde lusenivå langs store deler av kysten av Norge, og lusepåslaget var i flere av de undersøkte områdene så høyt at sjøørreten fikk fysiologiske problemer, prematur tilbakevandring til ferskvann og økt dødelighet som følge av infeksjonene (Bjørn mfl. 2010a, Kålås mfl. 2010).

Når det gjelder annen menneskelig påvirkning, er det fortsatt uavklart hvordan sjøørret (og sjørøye) påvirkes av forurensning (herunder også forsuring). I kategoriseringssystemet (se under) antas det at forurensning i en eller annen form kan være en trussel i ca 15 % av de klassifiserte vassdragene (DN 2009). Selv om forsuringproblemet og avrenning fra landbruk er forbedret i flere områder, mangler det god dokumentasjon på hvilken effekt dette har og har hatt for sjøørreten. Samtidig kan man anta at antall forurensningspåvirka bestander er underestimert i overvåkingsprogrammer, blant annet siden det ikke finnes systematiske parametre for påvisning av dette, eksempelvis fastsettelse av kritisk kjemisk verdi. Selv om sjøørreten regnes for å være mer robust ovenfor forsuring enn laksen, er det fortsatt knyttet usikkerhet til artsforskjeller i kjemiske terskelverdier for ulike forurensninger. For sjørøye er dette klarlagt i særlig liten grad. Det er også knyttet usikkerhet til hvordan kjemiske påvirkninger i ferskvann (eks aluminium) påvirker sjøvannstoleranse, vekst og overlevelse til de ulike artene i sjøfasen, da livshistorien til de ulike artene generelt sett avviker mer her enn i ferskvann (se for øvrig **kap. 3.5** for mer informasjon relatert til forurensning).

7.1 Fangstutvikling

Fangstutviklingen har siden slutten av 90-tallet vært svært forskjellig i tre hovedområder av landet; i) Skagerrakkysten, ii) Vestlandet og Trøndelag og iii) Nord-Norge (**tabell 7.1**). På Skagerrakkysten har fangstene vært noenlunde stabile i denne perioden, med unntak av Vest-Agder som har hatt om lag 35 % nedgang de siste fem årene. På Vestlandet og i Trøndelag har derimot fangstene i samme periode avtatt dramatisk. I Nord-Norge har fangstene økt de siste årene.

Tabell 7.1. Gjennomsnittlig årsfangst av sjøørret (antall) for hvert fylke fra Rogaland til Finnmark i perioden 1994-2003 og gjennomsnittlig årsfangst de siste 6 årene. Siste kolonne angir hvor mye årsfangsten har gått tilbake/opp de siste 6 årene i forhold til foregående 10-årsperiode (oppdaterte data fra Anon. 2009c).

Fylke	1994-2003	2004-2009	Prosent nedgang/oppgang
Rogaland	4347	1965	-58
Hordaland	4203	3479	-19
Sogn og Fjordane	6033	4517	-29
Møre og Romsdal	11929	4868	-60
Sør-Trøndelag	4917	2105	-62
Nord-Trøndelag	6453	3967	-42
Nordland	16263	18540	+14
Troms	7789	13149	+69
Finnmark	9175	9927	+8

7.2 Kategoriseringssystemet for sjørret

Kategoriseringssystemet er en inndeling av vassdrag ut fra tilstanden til bestanden sett i forhold til skadelig menneskeskapt påvirkning. Kategori plasseringen baseres på en samlet vurdering av forholdene som har betydning for bestandens eksistens og produksjon. Bare vassdrag som har eller har hatt en selvreproduserende bestand blir kategorisert. Det er 1161 vassdrag som har eller har hatt en selvreproduserende sjørretbestand. Disse er klassifisert som følger (etter oppdatering fra fylkesmennene i 2009):

- 20 (1,6 %) er tapt på grunn av ulike menneskeskapte påvirkninger
- 19 (1,5 %) er truet
- 96 (7,8 %) er sårbare (nær tålegrensen)
- 12 (1,0 %) er sårbare men blir opprettholdt ved ulike tiltak
- 155 (12,6 %) har redusert ungfiskproduksjon
- 128 (10,3 %) har redusert voksenfiskbestand
- 31 (2,5 %) har både redusert ungfiskproduksjon og voksenfiskbestand
- 623 (50,7 %) blir ansett som spesielt hensynskrevende
- 35 (2,9 %) ikke er spesielt hensynskrevende
- 109 (8,9 %) bestander har ukjent status

Bestander som er spesielt hensynskrevende består ofte av få fisk (< 500 oppvandrende fisk). Til tross for en relativt god tilstand kan slike bestander havne i lavere kategori selv ved en moderat økning av påvirkningen siden de tåler lite. Totalt viser kategoriseringen at sjørretten over det meste av Norge er sårbar med mange små bestander og med mange bestander som er sterkt negativt berørt av menneskeskapte påvirkninger.

Tilstanden som beskrives er imidlertid ikke av ny dato, og mange av de menneskelige påvirkningsfaktorene som er lagt til grunn i vurderingen er inngrep som ble gjennomført for flere tiår siden. Av påvirkningsfaktorene i kategoriseringssystemet nevnes vassdragsinngrep, fulgt av forsurening, forurensning og lakselus som viktige, men for mange vassdrag mangler det informasjon og mye kan være forandret de siste tiårene. Eksempelvis kan forsuringproblemet antas å ha blitt forandret i ulike områder de senere år, mens i andre vassdrag er det gjennomført habitatforbedrende tiltak slik at bestandene kan tenkes å inneha en bedre tilstand per i dag. Lakselus og fiske sykdommer er faktorer som i mindre grad var vektlagt i det opprinnelige systemet, og dette må tas i betraktning når man vurderer de senere års utvikling i sjørretbestandene. Dette arbeidet er iverksatt og kategoriseringssystemet vil oppdateres i henhold til dette.

I likhet med den tilsynelatende generelle nedgangen for sjørøya i nord (se **kap. 8**), så har sjørretten som nevnt tidligere gått kraftig tilbake på Vestlandet og Trøndelag de siste årene. Denne tilbakegangen har blant annet ført til kraftige innstramminger i fisket i vassdragene der eksempelvis fylkesmannen i Sør-Trøndelag i 2009 valgte å frede sjørretten i vassdragene Gaula, Orkla, Nidelva og Skauga. Vi kjenner ikke årsakene til denne tilbakegangen i flere regioner, men det er sannsynlig at økt lakselusinfeksjon er én av årsakene. Både for sjørøya i nord og for sjørretten på Vestlandet og i Trøndelag er det et åpenbart kunnskaps- og tiltaksbehov. Disse områdene bør også sammenlignes med regioner hvor bestandssituasjonen er bedre for lettere å kunne avdekke årsaksforholdene til nedgangen.

Stangfiske etter sjørret i sjøen fra land har økt i popularitet i de senere år (Bergan 2003). Dette fisket er svært lite regulert og det finnes ingen ordning for rapportering av fangster. Det ble også tidligere drevet stangfiske etter sjørret i sjøen, og da primært som dorging fra båt, men det framstår som overveiende sannsynlig at beskatningstrykket fra sports- og fritidsfiske i sjø har økt

i mange deler av landet. Bergan (2003) anslo at sportsfiske fra land i 2003 hadde økt beskatningen på sjørret hjemhørende i elvene i Trondheimsfjorden med i størrelsesorden 25 %. Fangsten var dominert av små fisk. Det finnes etter det vi kjenner til ingen andre estimater for beskatning eller fangst i dette fisket, og dette utgjør en betydelig usikkerhet for vurdering av elvefangsten og bestandssituasjonen.

Sørøst og nord i Norge ser situasjonen langt mer positiv ut for sjørreten, med økte eller stabile fangsttall i en rekke vassdrag de siste årene. Det kan tenkes å være en sammenheng mellom den tilsynelatende økningen i flere av sjørretbestandene i nord og den tilsvarende nedgangen i sjørøyebestandene i samme landsdel, slik at disse artene bør ses i sammenheng i denne regionen. Eksempelvis foretrekker disse artene ofte forskjellige temperaturregimer både i ferskvanns- og sjøfasen. Mens sjørøya foretrekker de kaldeste områdene både i sjøen og i ferskvann, trives ørreten best på noe høyere vanntemperatur (Rikardsen mfl. 2007b, upubl. data). I de senere årene har temperaturen i sjøen generelt økt langs kysten av Norge, noe som også gjelder for ferskvann (Hanssen-Bauer 2010). Dette kan favorisere sjørreten framfor sjørøya i Nord-Norge. Klimatiske forhold kan derfor tenkes å påvirke disse to artene forskjellig, men det er ikke kjent i hvilken fase av livssyklusen dette vil virke sterkest. Det kan tenkes å være en kombinert påvirkning i ulike stadier, men kunnskapen om dette er meget mangelfull og bør undersøkes gjennom framtidige studier.

7.3 Oppsummering

De siste seks årene er fangsten av sjørret nær halvert på Vestlandet og i Midt-Norge i forhold til årene før. Fysiske eller kjemiske forhold i elvemiljøet antas å være lite forandret i disse områdene de siste årene. Selv om beskatningsratene i vassdragene generelt er dårlig kjent (og bør kartlegges), er det lite sannsynlig at beskatningen har endret seg mye i perioden, med unntak i de relativt få vassdragene der det er innført restriksjoner. Fisket med kilenot, som også fanger sjørret, er betydelig redusert gjennom reguleringer i de senere år (spesielt på Vestlandet), og dette burde også slå positivt ut for sjørretfisket i elvene. Fangstene i kilenøter er selektivt på stor sjørret. På den annen side er det sannsynlig (men ikke vist) at fangstene i stangfisket i sjøen har økt, men vi vet lite om omfang og betydning av dette fisket for bestandene. Det er imidlertid overveiende sannsynlig at mye av nedgangen i elvefangster i de aktuelle områdene skyldes andre forhold i sjøen. I Rogaland hvor nedgangen har vart lengst (siden 1990), har overlevelsen til sjørreten i sjøen avtatt i samme periode. Dette er dokumentert ved NINAs forskningsstasjon på Ims, som har landets lengste tidsserie av sjøoverlevelse hos sjørret. I Finnmark, hvor det ikke har vært noen markert nedgang i fangst siden 1990, har det heller ikke vært noen nedgang i sjøoverlevelse i samme periode (data fra Halsvassdraget).

De mest sannsynlige årsakene til nedgangen i bestandene på Vestlandet og Trøndelag er derfor relatert til forhold i sjøen, inkludert økosystemendringer i sjøen, lakselus og fiske sykdommer. Økosystemendringer i sjøen kan også delvis skyldes klimaendringer, som igjen påvirker forekomster av dyreplankton og en rekke fiskearter. Imidlertid må det påpekes at aktuelle faktorer kan virke forskjellig i ulike deler av landet, og samme årsak behøver derfor ikke å gjelde for de ulike regionene hvor det er registrert endringer i fangst.

Av menneskelig aktivitet er marine fiskerier og fiskeoppdrett av de mest omfattende virksomhetene som påvirker økosystemet i sjøen. Fiskerier som beskatter byttefisk for sjørret, kan påvirke næringstilgang og dermed overlevelse. Fangst av større sjørret i områder hvor det foregår fiske etter laks (kilenot og garn) eller annet kystnær garnfiske etter marin fisk kan også medvirke. I områdene hvor sjørreten har gått tilbake, er imidlertid sjølaksefisket redusert de senere år slik at tilbakegangen her ikke kan relateres til dette.

Problemet med oppformering og spredning av lakselus fra oppdrettsanlegg er godt kjent og det er utgitt to rapporter som sammenfatter lakselusproblemet både nasjonalt og internasjonalt (Bjørn mfl. 2010a, Revie mfl. 2009). Rapportene er skrevet av norske og utenlandske forskere fra forskjellige forskningsinstitusjoner. Det er godt dokumentert at det er en sammenheng mellom lakselusinfeksjon hos sjørret og nærhet til oppdrettsanlegg. Det blir også konkludert med at det finnes solid dokumentasjon for at lakselus som kommer fra oppdrettsanlegg kan representere en betydelig trussel i enkelte områder. Lakselusa svekker fiskens helsetilstand slik at den blir mer sårbar for annen påvirkning. Med dagens kunnskap må derfor lakselus regnes som den største kjente trusselen mot sjørret, spesielt i områder og regioner med høy oppdrettsvirksomhet. Når det gjelder fiske sykdommer på sjørret, er dette lite undersøkt og her kan det være negative faktorer som vi ikke kjenner til. Andre faktorer kan også tenkes å utgjøre en trussel på lokalt eller regionalt nivå, enten som dominerende faktor eller som adderende faktor.

7.4 Kunnskapsbehov

På bakgrunn gjennomgangen ovenfor mener Vitenskapsrådet at følgende kunnskapsbehov bør prioriteres for å gi bedre grunnlag for framtidig forvaltning av sjørret (rekkefølgen er ikke prioritert):

- Bedre dokumentasjon og analyser av de viktigste årsakene til tilbakegangen for sjørreten i ulike regioner, både historiske påvirkningsfaktorer (herunder også forurensning) og aktive trusler.
- Effekten av lakselus på bestandsnivå (rekruttering, vekst og overlevelse) bør kartlegges systematisk i områder med ulik belastning.
- Estimer av beskatningsrater i elvefisket bør samles og systematiseres, og nye estimer i utvalgte systemer bør framskaffes. Fangstutviklingen i kilenotfisket bør beskrives, og det er avgjørende å framskaffe estimer av fangst i det økende stangfisket etter sjørret i sjøen.
- Vandringer og områdebruk til sjørret i ulike sjøområder og vassdrag (f.eks. elv, bekk, innsjø) bør kartlegges gjennom året. Dette vil blant annet være viktig for å vurdere hvor utsatt ørreten vil være for trusselfaktorer som virker forskjellig i tid og rom (f.eks. lakselus, forurensning, næringstilgang o.l.).

Rådet tror det er kostnadseffektivt å opprette gode og representative *indeksvassdrag* hvor man ved hjelp av ny teknologi (tellesystemer, ulike typer merker) estimerer rekruttering, vekst og overlevelse i ulike faser til sjørret og annen anadrom fisk, og etablerer langtidsserier som kan kobles mot overvåkingsserier av miljøfaktorer i ferskvann og i sjøen. Slike serier kan brukes både til å studere trusselfaktorer, naturlige svingninger og effekter av klimaendringer.

8 SJØRØYE

Sjørøya har en sirkumpolar utbredelse, med bestander i Nord-Norge, Island, Svalbard (og andre øyer i Barentshavet), Grønland, nord og øst i Canada og den nordlige kysten av Russland. Det er en fleksibel fisk, og de fleste norske bestandene er en blanding av stasjonære (residente) og sjøvandrende (anadrome) individ (Kristoffersen mfl. 1994). De stasjonære fiskene kjønnsmodner uten først å ha foretatt noen sjøvandring (Rikardsen mfl. 2004), men noen av disse kan vandre til havet senere i livet. I tillegg kan enkelte fisk stå over sjøvandringen enkelte år (Klemetsen mfl. 2003). Årsakene til at andelen sjøvandrende individer varierer mellom vassdrag er trolig dels arvelige forskjeller mellom bestander og dels knyttet til miljøvariasjon som vassdragsmorfologi og næringsstilgang (Kristoffersen mfl. 1994, Rikardsen & Elliott 2000). Det er vist at det er individene med høyest metabolisme og næringsbehov som først vandrer til sjøen (Rikardsen mfl. 2004). Som for sjørret, så er det også vanligvis en dominans av hunner blant de sjøvandrende individene og hanner blant de stasjonære individene.

Sjørøya oppholder seg vanligvis mellom 1-2 måneder i sjøen hvor de i løpet av denne tiden kan mer enn fordoble kroppsvekten sin (Rikardsen mfl. 2000b). Overlevelsen er lavest ved første sjøvandring, hvor normalt 10-50 % overlever, mens for større sjørøye er overlevelsen høyere (Jensen & Berg 1977, Finstad & Heggberget 1995, Rikardsen mfl. 1997, Jensen mfl. 2005). Overlevelsen varierer imidlertid mye mellom vassdrag og mellom år. Både for sjørøye og sjørret gir år med god vekst i sjøen høyere overlevelse (Jensen mfl. 2005). Den marine fasen er derfor også for sjørøya svært viktig for totalproduksjonen av arten i et vassdrag. Forhold i fjordene og på kysten vil derfor ha stor innflytelse på vekst og overlevelse til sjørøya. Dietten i sjøen avhenger av størrelse; mens førstegangsvandrerne (postsmolt) spiser mye krepsdyr, insekter og små fiske-larver i sjøen, spiser fisk over 40 cm hovedsakelig fisk (Rikardsen mfl. 2007a). Når de er i sjøen vandrer de oftest langs land, men de kan også finnes flere kilometer fra strandsonen når næringsforholdene er gode der (Rikardsen & Amundsen 2005). De beiter da vanligvis helt nært overflaten (0,5-1 m dypt), men kan gjøre raske dykk ned til dypere vann (Rikardsen mfl. 2007b). Til forskjell fra sjørreten så ser sjørøya ut til å foretrekke de kaldeste delene av fjordsystemet (Rikardsen mfl. 2007b).

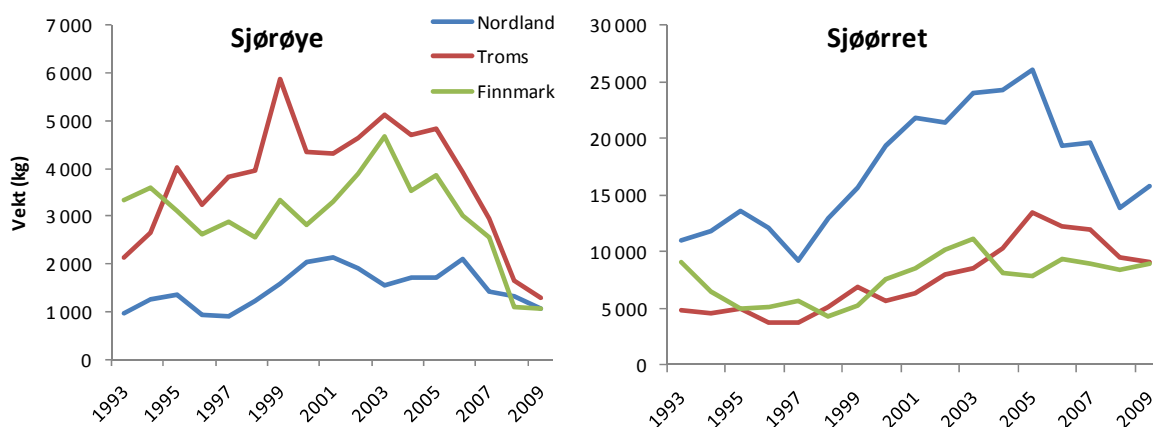
Nyere undersøkelser viser at elvelevende sjørøye kan ha en annen atferd enn sjørøye som kommer fra vassdrag med innsjøer (Jensen & Rikardsen 2008). Mens innsjølevende sjørøye utelukkende ser ut til å overvintre i ferskvann, ser elvelevende bestander ut til også å kunne vandre til sjøen eller elveutløpet (estuariat) i kortere (timer-dager) eller lengre perioder (uker) i løpet av vinteren. Dette skjer til tross for at sjørøya har vært antatt å ha lav salttoleranse ved lave sjøtemperaturer, og skyldes trolig at forholdene i elva er ugunstige (isforhold og predasjonsrisiko) i forhold til estuariat og sjøen. Til forskjell så ser innsjølevende sjørøye ut til å foretrekke å overvintre under mer stabile forhold i innsjøen. Også her bruker sjørøya de kaldeste områdene, mens sjørreten bruker de varmeste områdene av innsjøen gjennom hele sesongen (Rikardsen mfl. upubliserte data). Det er derfor sannsynlig at disse to artene kan reagere forskjellig på klimaendringer. Siden de to artene ser ut til å ha hatt forskjellig bestandsutvikling de senere årene i utbredelsesområdet til sjørøye kan det tenkes at dette delvis har med klimatiske forhold å gjøre, både i havet og/eller i ferskvannsfasen. For å kartlegge årsaken til den generelle nedgangen til sjørøya, bør derfor effektene av klima undersøkes nærmere.

Innsjølevende sjørøye gyter også vanligvis i selve innsjøen, men kan i enkelte tilfeller også gyte i elva slik som elvelevende sjørøye, sjørret og laks. Grad av overlapp mellom laks, sjørret og sjørøye i valg av gyteområder i elver er lite kjent, men muligens velger sjørøya stillere partier av elva enn laksen og sjørreten. Det samme gjelder for ungfisk av røye, som gjerne står i stillere områder enn ungfisk av laks og sjørret.

Av de røyene som vandrer ut og senere gyter i samme vassdrag, så kommer disse vanligvis tilbake til samme vassdrag hvert år, til forskjell fra sjørørreten som godt kan vandre til andre vassdrag noen år, for så komme tilbake å gyte i hjemmevassdraget (Jensen mfl. 2005). Imidlertid er det kjent at både sjørøye og sjørørret vandrer til og gyter i andre vassdrag enn hjemmevassdraget (Berg & Jonsson 1989). Vi har imidlertid lite kjennskap til omfanget av gytefisk som gyter i andre vassdrag enn hjemmevassdraget, og dermed i hvilken grad hvert vassdrag har en unik genetisk bestand. Det genetiske forholdet mellom stasjonær røye og sjørøye innenfor vassdrag er også lite kjent, selv om det er hevdet at disse kan stamme fra samme bestand (Nordeng 1983). Dette er viktig informasjon både i vurderingen av kunnskap (for eksempel fra fangststatistikk i og mellom vassdrag) og for forvaltningen når fisket etter sjørøya skal reguleres.

8.1 Fangstutvikling

Fangststatistikken fra Nordland, Troms og Finnmark viser at man utover 2000-tallet har hatt en markert nedgang i mengden fanget sjørøye samtidig som fangsten av sjørørret har gått opp (figur 8.1). Flere vassdrag i Finnmark meldte tidlig om en negativ utvikling i fangsten av sjørøye, noe som førte til at fisketidene for sjørøye i vårt nordligste fylke har vært strammet inn de siste par årene. Fiske etter sjørøye har også vært stengt i flere vassdrag. Disse innstrammingene må tas med i betraktningen når de siste par årene vurderes, ettersom de har bidratt til å gjøre fangstene ekstra lave. På den andre side så representerer de siste årenes statistikk også den mest omfattende og kanskje beste vi har, og rapportert fangst de siste to årene vurderes derfor til å være mer representativ for reelle fangsttall og bestandsutvikling. Elveforskriftene fra fylkesmennene i Nordland, Troms og Finnmark viser at det fortsatt blir et begrenset fiske etter sjørøya i de fleste vassdrag i 2010.



Figur 8.1. Fangst (vekt) av sjørøye (venstre) og sjørørret (høyre) i Nordland, Troms og Finnmark i perioden 1993-2009.

Den ulike utviklingen for sjørøya og sjørørreten reflekterer kanskje to arter med noe ulike preferanser til miljø. Sjørøya er mer orientert mot kaldt vann (Rikardsen mfl. 2007b), og vil i et klimaperspektiv kanskje tape noe i konkurranse med sjørørreten, som gjør det bedre når vanntemperaturen stiger. Lakselusula kan potensielt være en faktor, men siden sjørøya vanligvis oppholder seg kortere tid i sjøen enn sjørørreten, regnes sjørøya for å være mindre utsatt for lakselusangrep enn sjørørret (Bjørn mfl. 2007). Imidlertid, i år med høy sjøtemperatur om våren kan også sjørøye oppleve høye og skadelige infeksjonsverdier av lakselus (Rikardsen mfl. upubl. data). Næringsfor-

holdene i sjøen kan også medvirke, men data viser at sjøoverlevelse og sjøvekst samvarierer mellom sjørøye og sjøøret (Jensen mfl. 2005).

Overvåkningsdata siste år har imidlertid gitt noen positive svar i forhold til bestandssituasjonen for sjørøya. Et eksempel er fra Risfjordelva i Finnmark, hvor fiske etter sjørøye ble stengt i 2009 på grunn av svært synkende fangster i rapportene fra vassdraget. For å få kartlagt størrelsen på sjørøyebestanden ble det i 2009 driftet en fiskefelle som registrerte all oppvandrende fisk. Felletallene viste at det totalt vandret opp over 3000 sjørøyer, noe som er overraskende høyt i forhold til de lave fangstene fra foregående år (totalt ble det i 2008 rapportert 88 sjørøyer, mens det høyeste fangsttallet vi har fra vassdraget er 2741 sjørøyer i 1992). På bakgrunn av felletallene blir fisket etter sjørøye gjenåpnet i Risfjordelva i 2010. Tilsvarende felletall fra Vassdalsvatn (Øksfjord, vest i Finnmark) viste også et høyt antall oppvandrende fisk.

8.2 Kategoriseringssystemet for sjørøye

Til sammen er det 111 kategoriserte røyevassdrag i våre tre nordligste fylker (**tabell 8.1**, i tillegg kommer et vassdrag i Nord-Trøndelag). I forhold til kategoriseringen fra 2007 (tabell 2.1.5.1 i Anon. 2009a) så har flere vassdrag blitt flyttet ned i systemet, fra lite påvirket (gamle kategori 5) mot redusert (kategori 4) og sårbar (kategori 3). Kategoriseringen ser imidlertid ut til å være gjort noe forskjellig i de tre fylkene. Et flertall av sjørøyevassdragene i Finnmark er flyttet til kategori 4b (lite gytefisk), mens flertallet vassdrag i Nordland og Troms står i kategori 5 (spesielt hensynskrevende bestander).

Tabell 8.1. Oversikt over kategoriserte sjørøyevassdrag i Nordland, Troms og Finnmark, gitt som antall vassdrag i hver kategori (etter oppdatering fra fylkesmennene i 2009).

Kat.	Beskrivelse	Nordland	Troms	Finnmark	Samlet
1	Tapt bestand	1	0	2	3
2	Truet bestand	1	0	0	1*
3a	Sårbar bestand (bestand nær truet)	1	3	3	7
3b	Sårbar bestand (opprettholdes ved tiltak)	0	0	0	0
4a	Redusert (reduert ungfiskprod., > 25 %)	0	0	0	0
4a	Redusert (reduert ungfiskprod., 10-25 %)	1	0	0	1
4b	Redusert (lite gytefisk, GBM ikke vurdert)	1	0	32	33
4b	Redusert (lite gytefisk, GBM vurdert)	0	2	0	2
4c	Redusert (både lite ungfisk og lite gytefisk)	0	1	0	1
5	Spesielt hensynskrevende bestand	27	18	0	45
6	Ikke spesielt hensynskrevende bestand	7	1	0	8
X	Usikker kategori plassering	0	1	6	10
Totalt antall vassdrag		39	26	43	111

* I tillegg er det et sjørøyevassdrag som er kategorisert som "Truet" i Nord-Trøndelag

8.3 Kunnskapsbehov

Den generelle kunnskapen om norske bestander av sjørøye og sjørøret er generelt mye dårligere enn om våre laksebestander. Flere problemstillinger peker seg ut i forhold til kunnskapsbehov for kartlegging av bestandssituasjonen og forvaltning av sjørøya. Vitenskapsrådet mener at følgende kunnskapsbehov bør prioriteres for å gi bedre grunnlag for framtidig forvaltning av sjørøye (rekkefølgen er ikke prioritert):

- Det er mangel på overvåkningsdata med kontinuitet (utover fiskefella i Halselva, Talvik). Rådet anbefaler derfor at det etableres ytterligere ett eller flere indekssvassdrag for detaljert bestandsovervåkning over lengre tid.. Et kriterium for valg av referansevassdrag bør være at de også innehar en stedefen sjørøretbestand (eventuelt også laks), slik at disse kan ses i sammenheng. Slike serier kan brukes både til å studere trusselfaktorer, naturlige svingninger og effekter av klimaendringer. Sjørøye framstår som spesielt klimasensitiv.
- Det er avgjørende å skaffe kunnskap om mekanismene og fleksibiliteten i valg av livshistoriestrategi hos røye, og spesielt om forholdet mellom sjøvandrende og ferskvannsstationære strategier.
- På bakgrunn av observerte endringer i dominansforhold, bør det gjennomføres grundige og geografisk mer omfattende studier av konkurranseforhold mellom sjørøye, sjørøret og laks, og deres klimasensitivitet.
- Det er avgjørende for god forvaltning av sjørøya at genetisk struktur, vandring og genetisk utveksling mellom bestander kartlegges.
- Sjørøyas områdebruk i sjøen og i vassdragene bør kartlegges gjennom året og for fisk fra ulike typer vassdrag (f.eks. elvelevende og innsjølevende bestander). Dette vil blant annet være viktig for å vurdere hvor utsatt arten vil være for trusselfaktorer som virker forskjellig i tid og rom.
- Det mangler også fundamental kunnskap om beskatning av sjørøye i sjø og ferskvann, og om hvordan beskatningsraten varierer mellom ulike typer vassdrag.

9 VASSDRAGSVIS VURDERING AV BESTANDER

9.1 Metoder for å estimere gytebestand og vurdere oppnåelse av gytebestandsmål i vassdragene

9.1.1 Gytebestandsmål i norske laksevassdrag

Det er nå fastsatt førstegenerasjon gytebestandsmål for 439 norske laksevassdrag og disse er gitt samlet i **vedlegg 1. I kap. 1.2.3** er det gitt en beskrivelse av metodene som ble brukt for å sette gytebestandsmålene. I denne rapporten vurderer vi i utgangspunktet måloppnåelse i 227 av vassdragene ved hjelp av rapporterte fangster. I 196 av dem er fangststatistikken så god at vi kunne vurdere måloppnåelsen, mens i fem vassdrag er fangststatistikken for mangelfull til at vi kunne vurdere måloppnåelsen. Fiske er stengt i 15 vassdrag, og vi benytter andre data til en delvis vurdering i 14 av disse. I 11 vassdrag infisert med *G. salaris* er det ikke noe mål at gytebestandsmålet skal nås, og vi vurderer ikke oppnåelse i disse bestandene. Vassdragene som inngår i våre vurderinger er alle vassdrag hvor det ble rapportert om fangst i de siste fire år (samt vassdrag som nå er stengt, men som tidligere hadde fangststatistikk) og hvor gytebestandsmålet var høyere enn 90 kg hunnfisk. Fangsten i de vurderte vassdragene utgjør ca 98 % av den rapporterte laksefangsten i norske vassdrag. I de resterende 212 vassdragene drives det enten ikke fiske, det fiskes men rapporteres ikke, eller fiske og/eller rapportering er sporadisk. Våre vurderinger dekker således alle de større vassdragene, alle de nasjonale laksevassdragene og majoriteten av de mindre vassdragene der det fiskes regulært etter laks.

9.1.2 Estimer av gytebestand og vurderinger av måloppnåelse

Metodene som benyttes for å estimere gytebestand og vurdere oppnåelse av gytebestandsmålet ble beskrevet i detalj i rådets første rapport (Anon. 2009a). Metodikken er den samme i årets vurderinger, med unntak av at vi i år har korrigert for innslag av rømt oppdrettslaks i fangstene. Metodene for denne korrigeringen er beskrevet nedenfor. Her gir vi en kortfattet beskrivelse av prinsippene for estimatene av gytebestand og vurderinger av måloppnåelse. Modellskript (for programpakken R) vil bli lagt ut på rådets nettside (www.vitenskapsradet.no).

Hovedprinsippet i rådets vurdering av måloppnåelse for de enkelte vassdragene er at vi:

- 1) Beregner gytebestanden (som kg hunner) ut fra informasjon om totalfangst, beskatningsrater (hvor stor andel av laksen som vandrer opp i vassdraget som blir fanget), samt andel hunner og størrelsesfordeling i bestanden.
- 2) Sammenligner den beregnede gytebestanden med gytebestandsmålet for å beregne måloppnåelsen.
- 3) Klassifiserer beskatningen - fra bærekraftig til langt utenfor bærekraftige rammer.

Vi går her gjennom hvordan gytebestanden beregnes og hvordan vi sammenligner gytebestand og gytebestandsmål. Metodene for klassifiseringen av beskatningen på bestandene er gitt i et eget kapittel (**kap. 9.1.5**).

De ulike faktorene som inngår i beregningene (for gytebestanden og gytebestandsmålet) kan nesten aldri tallfestes helt presist (som ett tall), men kan oppgis å ligge innenfor visse grenser. Vi bruker derfor simuleringer. Når vi simulerer trekker vi verdier (som å trekke kuler med ulike verdier opp av ei kurv) fra en fordeling av verdier (det vil si forskjellig antall kuler med ulike verdier i kurva). Verdier (kuler) som det er få av har lav sannsynlighet for å bli trukket ut (blir sjelden trukket ut), mens det er motsatt for verdier det er mange av. Trekningen foregår ved tilbakelegg,

det vil si at kulene som trekkes ut legges tilbake igjen slik at sannsynligheten er lik ved hver trekning. I praksis foregår trekningene/simuleringene i et dataprogram (R).

Fordi vi ikke har presis kunnskap om de ulike faktorene (andel hunner, beskatningsrater og gytebestandsmål) bruker vi triangulærfordelinger til å angi hvor sannsynlig de ulike verdiene er (altså hvor mange kuler vi har med de ulike verdiene i kurva). I en triangulærfordeling angis laveste og høyeste sannsynlige verdi, samt den mest sannsynlige verdien (ofte kalt modalverdien eller midtverdien). Disse grensene i en triangulærvurdering settes ut fra den kunnskapen man faktisk har og ekspertvurderinger. For beskatningsrater kan laveste verdi, midtverdien og høyeste verdi for et vassdrag være for eksempel 30 %, 40 % og 50 % beskatning. En triangulærfordeling innebærer at sannsynligheten er null for at den sanne beskatningen i dette eksempel vassdraget er 30 % (ingen kuler med verdi akkurat 30 %), mens sannsynligheten øker lineært (flere og flere kuler med verdi 31, 32, 33 osv.) opp til midtverdien (40 % i eksempelet ovenfor) og avtar deretter til null igjen på 50 %. Slik tegnes et triangel, og derav navnet triangulærfordeling.

Beregning av gytebestand

For å estimere gytebestanden ved simuleringer bruker vi informasjon om:

- Fangstene fra fangsstatistikken basert på vekt fordelt på små- (< 3 kg), mellom- (3-7 kg) og storlaks (> 7 kg).
- Kjønnfordelingen i de tre størrelsesgruppene gitt som en laveste verdi, midtverdi og høyeste verdi (som danner triangel). Dette kan for eksempel være 10, 20 og 30 % hunner blant smålaksen, med 20 % som mest sannsynlige verdi - midtverdien. Disse prosentene er bestemt fra skjellprøvematerialer med kjønnsbestemmelse, enten fra det aktuelle vassdraget eller fra andre lignende nærliggende vassdrag.
- Beskatningsrater for små-, mellom- og storlaks gitt som en laveste verdi, midtverdi og høyeste verdi (for eksempel 40-50-60 % beskatning på smålaks). Når beskatningen er for eksempel 75 % er gytebestanden en tredjedel av fangsten, når den er 50 % er gytebestanden like stor som fangsten, og når beskatningen er 25 % er gytebestanden tre ganger større enn fangsten. Beskatningen settes i noen tilfeller ut fra lokale estimater (ved for eksempel tellinger i laksetrappet eller gytefisktellinger). I de fleste tilfellene brukes imidlertid en kombinasjon av et system for å anslå beskatningsrater som ble utviklet i rådets første rapport basert på 214 estimater fra 40 vassdrag (**tabell 9.1.2** og Anon. 2009a) og informasjon om fiskeforhold og fiskeregler for hvert enkelt vassdrag. Slik kunnskap innsamles årlig via fylkesmannens miljøvern avdelinger (**vedlegg 3**). Når fiskereglene endres (for eksempel strengere kvoter eller kortere sesong) endrer vi også beskatningsratene dersom vi har grunn til å tro at endringene har hatt en effekt.

Sammenligning av beregnet gytebestand med gytebestandsmål

Når vi sammenligner de estimerte gytebestandene med gytebestandsmålene bruker vi simuleringer med laveste verdi, midtverdi og høyeste verdi til å lage triangulærfordelinger også for gytebestandsmål. Gytebestandsmål er satt for hver bestand ved at de ble plassert i én av fire grupper av gytebestandsmål gitt som egg per kvadratmeter, hvor det ble angitt at målet ligger innenfor et intervall (f. eks. 3-5 egg/m², med midtverdien 4 egg/m²). Disse intervallene reflekterer usikkerheten i estimatene av gytebestandsmål og således usikkerheten i antall kilo hunner som er nødvendig for å nå gytebestandsmålet.

I datasimuleringene gjennomfører vi 1000 trekninger, slik at vi beregner 1000 gytebestander (kg hunner på gytegrunnene) som vi kan sammenligne med 1000 gytebestandsmål (nødvendig antall kg hunner). Vi kan fra de 1000 gytebestandene og de 1000 gytebestandsmålene beregne:

1. Sannsynligheten for at gytebestandsmålet er nådd ut i fra hvor mange av de 1000 simulerte gytebestandene som er lik eller større enn de 1000 gytebestandsmålene.
2. Den prosentvise måloppnåelsen som gjennomsnittlig prosentvis avvik mellom gytebestandsmål og gytebestand (med 100 % som maksimum), par for par i de 1000 beregningene.

Både sannsynligheten for oppnåelse og oppnåelsesprosenten brukes til å klassifisere beskatningsnivået for bestandene (se **kap. 9.1.5**).

Tabell 9.1.2. Laveste, midtverdi og høyeste beskatningsrater (%) for smålaks, mellomlaks og storlaks i små, mellomstore og store elver som vi bruker i simuleringene når vi ikke har lokal kunnskap om beskatningsrater. Verdiene er basert på analyser av 214 estimater for beskatning fra 40 vassdrag (Anon. 2009a). Beskatningen er klassifisert som svært lav, lav, middels eller høy (eller å mangle kunnskap til å sette beskatningsnivå - gitt i tabellen som "Ingen info"). For små og mellomstore vassdrag er det i tillegg delt inn i elver hvor fangstene er oppgitt å være sterkt vannføringsavhengig (Q avh.) eller ikke (Ikke Q avh.). Merk at vi har innført en ny klasse – svært lav beskatning – som ikke var med i rådets forrige vurdering.

		Små elver (< 10 m ³ /s)		Mellomstore elver (10 - 30 m ³ /s)		Store elver (≥ 30 m ³ /s)
		Ikke Q avh.	Q avh.	Ikke Q avh.	Q avh.	Ikke Q avh.
Smålaks (< 3 kg)	Ingen info	40-60-80	30-60-80	40-55-80		20-45-65
	Svært lav beskatning	25-35-45		25-35-45		15-20-25
	Lav beskatning	40-50-60	30-50-60	40-45-60	25-45-55	20-35-45
	Middels beskatning	50-60-70	40-60-70	50-55-70	35-55-65	30-45-55
	Høy beskatning	60-70-80	50-70-80	60-65-80	40-65-75	40-55-65
Mellomlaks (3-7 kg)	Ingen info	20-40-70	10-40-70	20-40-70		20-35-55
	Svært lav beskatning	10-20-30		10-15-25		10-15-20
	Lav beskatning	20-30-50	10-30-50	20-30-50	10-30-50	20-25-35
	Middels beskatning	30-40-60	20-40-60	30-40-60	20-40-60	30-35-45
	Høy beskatning	40-50-70	30-50-70	40-50-70	30-50-70	40-45-55
Storlaks (> 7 kg)	Ingen info	10-30-60	5-30-60	10-30-55		10-30-55
	Svært lav beskatning	5-10-20		5-10-15		5-10-15
	Lav beskatning	10-20-30	5-20-30	10-20-35	5-20-35	10-20-35
	Middels beskatning	20-30-50	10-30-50	20-30-45	10-30-45	20-30-45
	Høy beskatning	30-40-60	20-40-60	30-40-55	20-40-55	30-40-55

9.1.3 Vassdrag med lave eller variable fangster på grunn av variable fiskeforhold

I noen av vassdragene er fangstene svært lave eller svært variable på grunn av variable fiskeforhold. I slike vassdrag er det sannsynlig at variasjoner i fangster mellom år i større grad enn i store mer stabile vassdrag gjenspeiler variasjon i fangstforhold enn variasjon i innsig av laks. Når vi es-

timerer gytebestanden ut fra fangstene og beskatningen kan vi risikere å estimere en liten gytebestand, selv om innsiget er stort, når fangstene er svært lave på grunn av dårlige fangstforhold. Dette problemet oppstår fordi vi ikke har mulighet, med det systemet vi har utviklet (**Tabell 9.1.2**), til å anslå realistiske beskatningsrater når fangstforholdene er svært dårligere. Uten detaljkunnskap om fiskeforholdene og sannsynlige beskatningsrater i de enkelte år risikerer vi altså med den ordinære tilnærmingen å trekke motsatt og feil konklusjoner i vannføringsutsatte elver med lave fangster. I slike vassdrag bruker vi en alternativ tilnærming til vurdering av måloppnåelse i slike vassdrag. Kriteriene for å velge vassdrag hvor vi benytter denne tilnærmingen var som følger:

- 1) Fangstene må være lave (i gjennomsnitt mindre enn 700 kg per år i perioden 1993-2008),
- 2) variasjonen i fangst mellom år, variasjonskoeffisienten (standardavviket i prosent av gjennomsnittet), må være minst 65 %,
- 3) variasjonen skal ikke skyldes en tidstrend (f. eks. at fangstene har økt eller avtatt mye i perioden) og
- 4) vi må ha mottatt informasjon (fra Fylkesmannen – via våre skjema) som tilsier at fangstforholdene er sterkt avhengig av vannføringsforhold.

Ved å bruke alle disse fire kriteriene unngår vi i størst mulig grad at denne tilnærmingen blir benyttet i elver hvor det er sannsynlig at fangstene er lave og variable primært fordi den faktiske bestandsstørrelsen er liten og variabel, og ikke på grunn av variable fangstforhold.

Basert på kunnskap om smoltalder og tommelfingerregler for overlevelse fra egg til smolt (Hindar mfl. 2007 og referanser i denne) kan vi estimere smoltproduksjon når gytebestandsmålet er nådd. Ved å kombinere dette smoltantallet med estimater av sjøoverlevelse anslo vi hvor mye fisk som returnerer, trakk fra fangsten, og vurderte så om gytebestandsmålet var nådd. Som for den ordinære tilnærmingen benyttet vi simuleringer (trekninger) basert på triangulærfordelinger av andel hunner og gytebestandsmål. I stedet for fordelinger av beskatningsrater, ble fordelinger av sannsynlige sjøoverlevelser benyttet. Vi bruker sannsynlige sjøoverlevelser for ensjøvinterlaks (med laveste verdi, midtverdi og høyeste verdi) i fire ulike perioder mellom 1993 og 2009 (1993-1995: 3-5-10 %, 1996-1998: 1-3-5 %, 1999-2005: 3-6-12 % og 2006-2009: 1-3-5 %). Nivåene ble satt skjønsmessig (**kap 2.2.1**) ut fra resultater fra overvåkingsseriene i Drammenselva (Carlinmerket kultiveringsfisk), Imsa og Figgjo i Rogaland (Carlinmerket villfisk), Nausta i Sogn og Fjordane (umerket fisk og smoltestimater; egne upubliserte data), Orkla i Sør-Trøndelag (umerket fisk og smoltestimater; Hvidsten mfl. 2004) og Halselva i Finnmark (Carlinmerket villfisk). Svakheter og problemer knyttet til disse verdiene ble diskutert i forrige rapport (Anon. 2009a).

I vassdrag der fylkesmannen oppgir at fangstrapporteringen er dårlig økte vi fangstene skjønsmessig med 50 %, mens vi for svært mangelfull rapportering doblet fangstene. På den måten unngår vi trolig at underrapportering øker sannsynligheten for måloppnåelse. I tilfeller hvor fangstene var høyere enn estimert antall fisk som returnerer til vassdraget har vi antatt at beskatningsraten var 80 % dette året slik at gytebestanden blir fangsten ganger 0,25. Høyere fangst enn estimert innsig kan oppstå primært dersom den faktiske overlevelsen var høyere enn det vi antok, men et slikt resultat antyder også at beskatningen var høy dette året og vi har antatt 80 % beskatning.

9.1.4 Korrigering for innslag av rømt oppdrettslaks i fangstene

I svært mange norske laksevassdrag fanges det rømt oppdrettslaks i løpet av fiskesesongen. Noen av disse identifiseres av fiskerne ut fra ytre kjennetegn, mens andre mangler klare oppdrettsstrekk (som oftest fordi de har rømt tidlig i livet) eller fiskerne klarer ikke å identifisere fiskene som oppdrettslaks. All rømt oppdrettslaks i fangstene i elvene blir i utgangspunktet rapportert på ordinær måte i fangststatistikken. Når vi bruker de rapporterte fangstene til å beregne gytebestan-

dens størrelse risikerer vi at vår vurdering av oppnåelse av gytebestandsmålet blir feil fordi oppdrettsfisk telles likt med villfisk. I enkelte år og i enkelte vassdrag kan innslaget av rømt oppdrettslaks i de rapporterte fangstene ha vært høyt. Det er ikke ønskelig at gytebestandsmålet skal nås ved hjelp av rømt oppdrettslaks fordi slik innblanding er en trussel mot bestandenes genetiske integritet (se gjennomgang i Anon. 2009a). Det er derfor nå utviklet metoder for å korrigere for innslaget av rømt oppdrettslaks i fangste, og disse blir kortfattet beskrevet her. Den mer tekniske beskrivelsen av metodikken er gitt i **vedlegg 4**.

Innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene fra fisket i sjø og elv har blitt systematisk undersøkt årlig i perioden 1989 og fram til nå (Fiske mfl. 2001). Undersøkelsene har basert seg på identifisering av rømt oppdrettslaks på bakgrunn av ytre morfologi og skjellkarakterer (Lund mfl. 1989, Lund & Hansen 1991). Generelt har innslaget av rømt oppdrettslaks vært lavest i sportsfisket i elvene, høyere i prøvofiske og stamfiske om høsten like før gyting, og høyest i sjøfisket. Fra oppstarten av programmet i 1989 er det framskaffet i alt 1727 estimater av innslaget av rømt fisk i fiskesesongen og/eller i gytebestandene fra i alt 151 ulike vassdrag. Antallet vassdrag, hvilke vassdrag som er undersøkt og om estimatene gjelder for fiskesesongen eller høstbestanden, varierer mellom år. Vi har derfor ikke estimater for innslaget i fangstatistikken for alle år (fra 1993 til 2009) og alle elver hvor vi vurderer måloppnåelse (227 vassdrag). I noen relativt få vassdrag foreligger estimater fra fiskesesongen i alle eller nesten alle år, men det i andre vassdrag ikke er noen estimater, verken fra fiskesesongen eller høstbestanden. For å kunne korrigere for innslaget av rømt fisk i alle simuleringene må vi derfor estimere innslaget på ulike måter.

Hovedprinsippene for å sette andel (%) av rømt oppdrettslaks i fangstene i fiskesesongen var som følger:

- 1) Der vi har estimater for alle år benyttes disse direkte. Estimater basert på færre enn 20 undersøkte prøver (usikre estimater) ble ikke brukt direkte, men ble brukt som støtte der det var hull i seriene (se punkt 3).
- 2) I de tilfellene (vassdrag og år) der det forelå estimater fra høstbestandene, men ikke fra fiskesesongen, estimerte vi andelen i fiskesesongen ut fra en generell sammenheng mellom de to typene estimater i overvåkningsserien. Dette innbar at andelen av oppdrettslaks i fiskesesongen ble estimert som 0,2 ganger innslaget i høstbestandene.
- 3) Der det manglet estimater for enkelte år eller kortere perioder (hull i seriene) fra et vassdrag testet vi først om det var tidstrender i andelene (at andelene hadde økt, avtatt eller nådd en topp eller bunn i løpet av perioden; se **vedlegg 4** for teknisk beskrivelse). Der det ikke var noen tidstrend brukte vi gjennomsnittet av alle de andre estimatene i serien til å fylle hullene. Der det var tidstrender brukte vi gjennomsnittet av nærliggende estimater. Usikre estimater (færre enn 20 prøver) ble brukt som støtte, slik at vi noen tilfeller utvidet perioden vi brukte for å beregne gjennomsnittet.
- 4) For vassdrag der vi ikke hadde noen estimater ble først en gjennomsnittlig andel oppdrettslaks i perioden anslått skjønsmessig ved å sammenligne med lignende nærliggende vassdrag (elvestørrelse og plassering i forhold til forventet innvandringsmønster). Deretter ble andelen oppdrettslaks i fangstene *hvert år* estimert ut fra gjennomsnittlige tidstrender innenfor regioner (Østfold til og med Jæren, Indre Rogaland til og med Møre og Romsdal, Trøndelag, Nordland og Troms, samt Finnmark; se **vedlegg 4** for teknisk beskrivelse).

Systemet er hierarkisk organisert slik at for eksempel andelen i fiskesesongen ble estimerte fra andelen i høstbestanden (punkt 2) før vi testet for tidstrender og fylte hull i seriene (punkt 3). Vi gjør oppmerksom på at systemet er basert på en ikke uvesentlig grad av skjønn, og at usikkerheten og faren for feil selvsagt øker når vi har få eller ingen estimater. Særlig gjelder dette deler av

landet der avstanden til vassdrag med estimater er stor, eller der forskjellene mellom nærliggende vassdragene er stor, uten åpenbare årsaker. De enkelte estimatene, både for andelen oppdrettslaks i fiskesesongen og i høstbestandene, er gitt for hvert vassdrag som tabeller i **vedleggsrapport** (Anon. 2010), sammen med de andelene som ble brukt i simuleringene.

Med utgangspunkt i de estimerte andelene rømt oppdrettslaks for alle år (1993-2009) og vassdrag, brukte vi simuleringer til å estimere fangsten (i kg) av *villaks* i hvert av vassdragene (se **vedlegg 4** for teknisk beskrivelse) som så ble brukt til å vurdere måloppnåelsen (se ovenfor). Først ble antall oppdrettslaks i fangstene for hvert år estimert ut fra andelene. Deretter ble disse fordelt blant små- (<3 kg), mellom- (3-7 kg) og storlaks (>7 kg). Basert på antagelsen om at gjennomsnittsvekten av oppdrettslaks er lik gjennomnittet i fangststatistikken innen de tre vektgruppene, ble så vekten av oppdrettslaks estimert. Ved å trekke disse fra totalfangsten estimeres fangstene av villaks hvert år. I noen relativt få tilfeller ble vektene av villaks i en størrelsesgruppe mindre enn null etter at oppdrettslaksen var trukket fra, og vekten ble satt til null. De overskytende oppdrettslakene utgjør lite og ble ikke behandlet videre i simuleringene.

9.1.5 Klassifisering av beskatningsnivå

For å effektivisere rådets arbeid og for å sikre at vurderingene er mest mulig konsekvente for de ulike vassdragene, har vi utviklet et kriteriesett som plasserte bestandene i én av fire hovedgrupper med faste beskatningsvurderinger og råd (Anon 2009a). Dette systemet videreføres, men er noe omformulert (ved å ta ut formuleringene av beskatningsråd) fordi vi i utgangspunktet ikke skal gi beskatningsråd i årets rapport. Basert på kriteriene er hver bestand (eller bestandskompleks) gitt én av fire mulige standardiserte vurderinger av beskatningsnivå. I de tilfellene rådet fant det nødvendig, ble rådene deretter nyansert ut fra spesielle forhold for den spesifikke bestanden. Der vurderingene i år viste store negative avvik fra forrige vurdering (Anon 2009b) ga vi beskatningsråd.

Vurderingene og kriteriene er som følger:

Vurdering 1: “Beskatningen for denne bestanden framstår som bærekraftig.”

Kriterium:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålet siste fire år er lik eller høyere enn 75 % (dvs. at forvaltningsmålet er nådd – for de andre alternative vurderingene beskrevet nedenfor er forvaltningsmålet ikke nådd).

Vurdering 2: “Det er fare for at beskatningen for denne bestanden er utenfor bærekraftige rammer.”

Kriteria:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålet de siste fire år er mellom 40 og 74 %, og
- gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse de siste fire år er 75 % eller høyere.

Vurdering 3: “Beskatningen for denne bestanden er sannsynligvis utenfor bærekraftige rammer.”

Kriteria:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålet de siste fire år er mellom 20 og 39 %, og
- gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse de siste fire år er 60 % eller høyere.

Vurdering 4: “Beskatningen for denne bestanden er langt utenfor bærekraftige rammer.”

Kriterium:

- Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålet siste fire år er under 20 %.

Vurderingene er hierarkisk organisert, slik at dersom ikke begge kriteriene var oppfylt (i tilfeller der to kriterier er knyttet til vurderingen), ble en mer restriktiv vurdering benyttet. Fordi innsiget av smålaks har vært spesielt lavt i de siste år (se **kap. 2.1**) ble det for vassdrag der gytebestanden er dominert av smålaks lagt til følgende formulering:

“Dette er et vassdrag hvor gytebestanden i høy grad er avhengig av innsiget av smålaks (ensjøvinter) som har vært svært lavt de senere år.”

I nordlige deler av Troms og Finnmark ser det ut til at innsiget av smålaks har variert mer (ut fra fangstene), selv om det generelt har vært lavt, og vi nyanserte derfor utsagnet for elver i disse områdene med formuleringen:

“Dette er et vassdrag hvor gytebestanden i høy grad er avhengig av innsiget av smålaks (ensjøvinter) som har vært lavt i flere av de senere årene.”

Kriteriet for å benytte disse formuleringene var at gjennomsnittstørrelsen i fangstene i perioden 1993-2009 var 2,5 kg eller lavere.

I tillegg til hovedvurderingene basert på oppnåelse av gytebestandsmål brukte vi vurderinger av risikoen for tap av levedyktighet i bestandene ved overbeskatning til å forsterke vurderingene beskrevet ovenfor. Små bestander er særlig utsatt for overbeskatning, først og fremst fordi tilfældigheter kan medføre at bestanden går tapt og fordi lav effektiv bestandsstørrelse over tid vil føre til tap av genetisk variasjon og innavlsdepresjon. For slike bestander ga vi følgende forsterking av våre vurderinger:

“Ut fra gytebestandsmålet er dette en liten bestand som er spesielt sensitiv for overbeskatning og det er særlig viktig at beskatningen kommer innenfor bærekraftige rammer.”

Kriteria:

- Gytebestandsmålet er 150 kg hunner eller lavere, og
- vi har vurdert at det er fare for at beskatningen er utenfor bærekraftige rammer (vurdering 2-4).

Noen bestander er kategorisert som sårbare (nær truet eller opprettholdt ved tiltak) i DNs kategorisystem. Kategoriseringssystemet og kategori plasseringen er under betydelig revisjon, men vi har valgt å oppgi den gamle kategoriseringen for hvert vassdrag. Når en bestand er utsatt for andre trusler er det særlig viktig at gytebestandsmålet er oppnådd, og vi forsterket på samme måte som overfor våre vurderinger med følgende formulering for vassdrag kategorisert som sårbare:

“Bestanden er sårbar (kategori 3) og det er særlig viktig at beskatningen kommer innenfor bærekraftige rammer.”

For noen vassdrag hadde Vitenskapsrådet så lite kunnskap tilgjengelig at vurderingene ble svært usikre. Dette er vassdrag der fangststatistikken var oppgitt å ha svært store mangler (det vil si høy underrapportering av fangst), eller vi vurderer rapporteringen til å ha vært svært dårlig (når f.eks. om lag halvparten av sesongkortene og/eller døgnkortene returneres), eller hvor fangststatistikken mangler for flere av de fire siste år. Det er avgjørende for bestandsvurderingene at fangstrapporteringen er god. Avhengig av om dette var et problem også ved forrige vurdering eller ikke, gav vi følgende anbefalinger for disse vassdragene:

“Vi mangler fortsatt pålitelig kunnskap om fangstene i dette vassdraget og rådet opprettholder sin anbefaling om at det ikke åpnes for fiske før rapporteringsrutinene er på plass.”

eller

“Vi mangler pålitelig kunnskap om fangstene i dette vassdraget og rådet anbefaler at det ikke åpnes for fiske før rapporteringsrutinene er på plass.”

I mindre alvorlige tilfeller ga vi følgende anbefaling:

“Rapporteringsrutinene må bedres i dette vassdraget.”

Vurderingene i denne rapporten er basert på sesongene 2006 til 2009. Direktoratet for naturforvaltning, Fylkesmannen eller de lokale forvalterne innførte restriksjoner i sjøfisket og i mange vassdrag for å redusere beskatningen fra 2008 og disse har ennå ikke fått full effekt i våre vurderinger. For noen av bestandene kommenterer vi derfor situasjonen i 2009 spesielt. Vi gjør også oppmerksom på at de beskatningsråd som vi ga sommeren 2009 (Anon. 2009b) ikke har medført endringer i fiskereguleringene for sesongen 2010. Rådet har ikke vurdert de innførte reguleringene for 2010, men en enkel gjennomgang tilsier at våre råd om redusert beskatning i høy grad har blitt fulgt opp med mer restriktive reguleringer fra 2010, både i sjø- og elvefisket.

Det presiseres også at vi gir vurderinger av beskatningsnivå for bestandene, definert som fisken som er hjemmørende i de enkelte elvene, og at vurderingene gjelder all beskatning på bestandene (både i elva, i nedenforliggende hovedelv i sideelver som vurderes separat, og i sjøen). Selv om det kan være genetisk atskilte laksebestander i flere vassdrag har vi i denne rapporten bare vurdert flere bestander innen samme vassdrag i Tana og Årgårdsvassdraget.

Vurdering av måloppnåelse og beskatningsnivå for de enkelte bestandene er gitt i **vedleggsrapporten** (Anon 2010b).

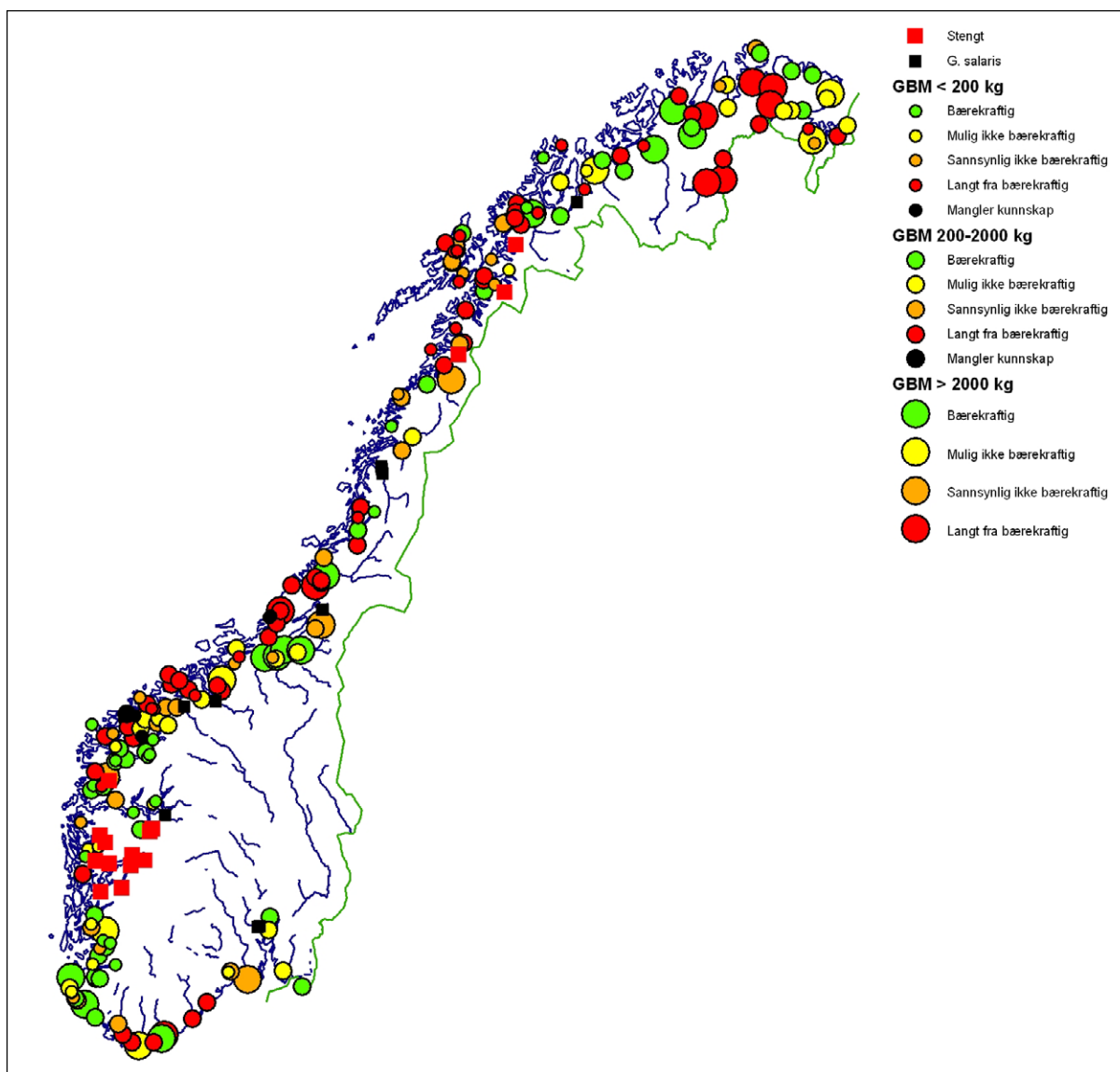
9.2 Nasjonale og regionale trender i oppnåelse av gytebestandsmål

Basert på den bestandsvise gjennomgangen av oppnåelse av gytebestandsmål (se vedleggsrapport, Anon. 2010) tegner vi her et nasjonalt bilde og analyserer regionale trender i beskatning og måloppnåelse. Sannsynlighet for oppnåelse og prosentvis måloppnåelse av gytebestandsmål i perioden 2006-2009 er estimert for 196 laksevassdrag. I tillegg er fem bestander i sidevassdrag i Tana vurdert, og egne analyser er gjennomført for de to delene av Årgårdsvassdraget, men disse er ikke tatt med i analysene i dette kapitlet.

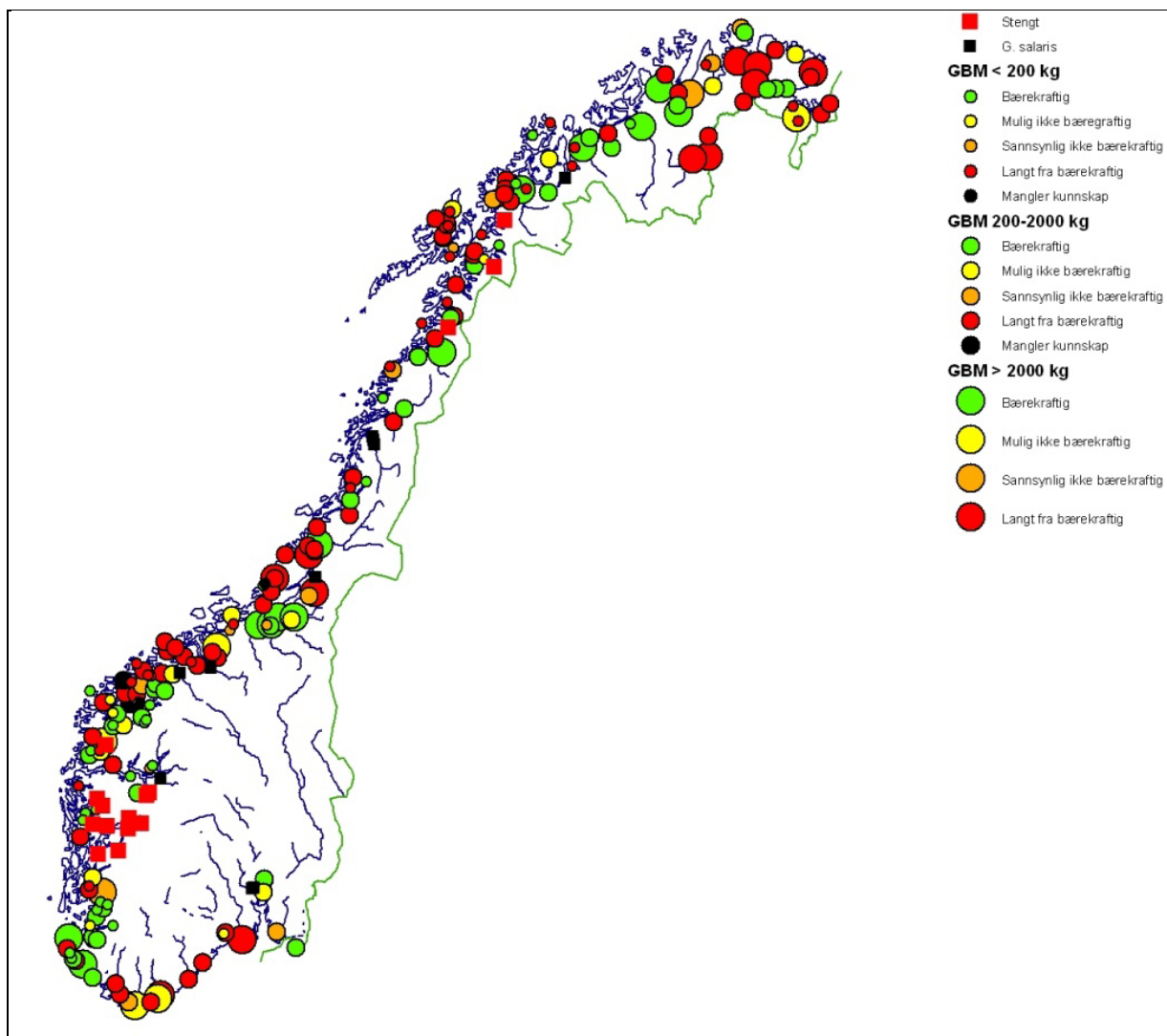
Ut fra vurderingene av måloppnåelse for perioden 2006-2009 samlet, samt for 2009 alene, er det gitt standardiserte beskatningsvurderinger for enkeltvassdrag fra 1: bærekraftig til 4: langt utenfor bærekraftige rammer. I tillegg har vi vurdert 15 vassdrag som er stengt for laksefiske. Her er datatilgangen av variabelt omfang og variabel kvalitet slik at det ikke er mulig å estimere sannsynlighet for oppnåelse, og vi kan bare gi grove anslag for prosentvis oppnåelse. Selv om det i enkelte år i enkelte av disse 15 vassdragene har vært moderat høye oppnåelsesprosent, er det generelle bildet at måloppnåelsen er svært lav - til tross for at det ikke drives ordinært fiske etter laks. Vi har i denne analysen av nasjonale og regionale trender derfor i utgangspunktet satt både sannsynlighet for måloppnåelse og prosentvis måloppnåelse til null i de stengte vassdragene. Vi har imidlertid sjekket om de generelle regionale trendene blir de samme når vi inkluderer anslagene for måloppnåelse i de stengte vassdragene. Bestandene er også plassert i en egen kategori for beskatningsvurdering – 5: stengt – slik at vurderingene av nasjonale og regionale trender har verdier fra 1 til 5. Analysene av trender er således i utgangspunktet basert på 211 bestander (196 + 15), men antallet er noe lavere i noen analyser på grunn av manglende data.

En kartmessig oversikt over beskatningsvurderingene - samt stengte vassdrag og vassdrag med *G. salaris* - for perioden 2007 til 2009 og for 2009 alene er gitt i **figur 9.2.1** og **9.2.2**. Beskatningen ble vurdert som bærekraftig i perioden 2007-2009 for bestander i 59 vassdrag (30 %). Dette innebærer altså at beskatningen ble vurdert å være utenfor bærekraftige rammer (vurdering 2-4) for bestander i 70 % av vassdragene (**figur 9.2.3**). For bestander i 36 vassdrag (18 %) ble det vurdert at det var fare for at beskatningen var utenfor bærekraftige rammer (vurdering 2), beskatningen ble vurdert som sannsynligvis utenfor bærekraftige rammer (vurdering 3) for bestander i 35 vassdrag (18 %) og for bestandene i 66 vassdrag (34 %) ble beskatningen vurdert til å være langt utenfor bærekraftige rammer (vurdering 4). Det var noen flere bestander der beskatningen ble vurdert til å være bærekraftig i 2009 alene enn for hele perioden 2007-2009 samlet, men samtidig ble flere bestander gitt den mest alvorlige vurderingen dette året. De nasjonale trendene var således ikke bedre om man ser på 2009 for seg i forhold til perioden 2007-2009 samlet. Det er viktig å være oppmerksom på at rådene som ble gitt i Vitenskapsrådets første rapport (Anon. 2009 a,b) ikke har gitt endringer i fiskeregler før i 2010, og at innstramminger i fisket i 2010 således ikke har påvirket årets vurderinger.

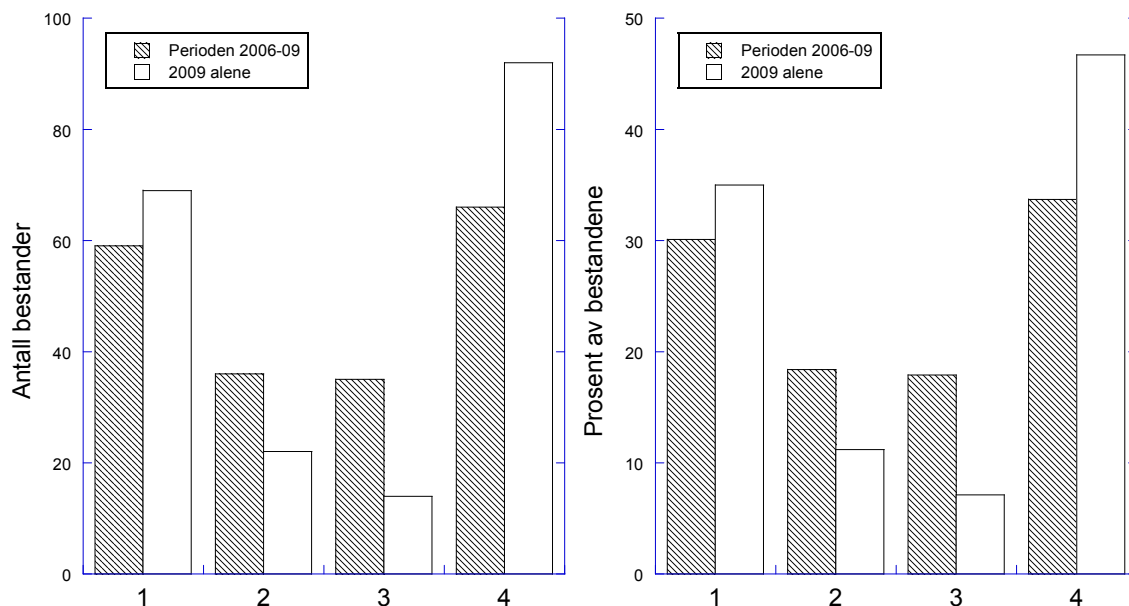
Estimatene av gytebestandens størrelse tilbake til 1983 i innsigsestimatene i **kap. 2.1** viser at gytebestandene i gjennomsnitt har endret seg lite i perioden 1983 til 2009, til tross for store reduksjoner i sjøbeskatning. Fordi vår vurdering av måloppnåelse og beskatningsnivå (figur 9.2.1 til 9.2.3) for perioden 2006 til 2009 viser for høy beskatning på mange av bestandene, er det sannsynlig at det har vært for høy beskatning på norske laksebestander i mange av årene tilbake til 1983. Innførte reguleringer som har redusert beskatningen har således primært kompensert for redusert innsig (se **kap. 2.1**) og ikke økt gytebestandene.



Figur 9.2.1. Kart med oversikt over beskatningsvurderinger (vurdering 1-4, samt manglende grunnlag for vurdering) basert på perioden 2006-2009, gruppert etter størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene. Stengte vassdrag og vassdrag hvor det ikke er gitt vurderinger fordi bestanden er infisert med *G. salaris* er også vist.



Figur 9.2.2. Kart med oversikt over beskatningsvurderinger (vurdering 1-4, samt manglende grunnlag for vurdering) basert på 2009 alene, gruppert etter størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene. Stengte vassdrag og vassdrag hvor det ikke er gitt vurderinger fordi bestanden er infisert med G. salaris er også vist.



Figur 9.2.3. Antall bestander (venstre) og andelen (høyre) av de vurderte bestandene som ble gitt vurdering 1 “bærekraftig beskatning”, 2 “fare for beskatning utenfor bærekraftige rammer”, 3 “beskatning sannsynligvis utenfor bærekraftige rammer” og 4 “beskatning langt utenfor bærekraftige rammer”, basert på perioden 2006 til 2009 samlet og for 2009 alene.

Måloppnåelsen er generelt dårligere i vassdrag med små gytefisk enn i vassdrag hvor mye av gytefisk er større. Bestander med små gytefisk (ut fra gjennomsnittstørrelse i fangstene) har lav sannsynlighet for måloppnåelse og lav oppnåelsesprosent og har dermed fått strenge beskatningsvurderinger (**tabell 9.2.1**). Vurderingene er mindre strenge og oppnåelsen bedre i vassdrag med større gytefisk. I hele materialet samlet er det statistisk signifikante negative sammenhenger mellom både sannsynlighet og prosent oppnåelse og gjennomsnittstørrelsen på gytefisk (Pearson korrelasjon; $R = 0,38$ og $0,19$; $p < 0,001$ og $< 0,01$). I bestander med gjennomsnittstørrelse under 2,5 kg vil smålaks (normalt ensjøvinter laks) dominerer i gytebestandene, og mye av den dårlige måloppnåelsen kan trolig forklares med det dårlige innsiget av ensjøvinterlaks (**kap. 2.1**). I tillegg har små laks i små elver generelt høyere beskatning enn større laks i større elver (se **tabell 9.1.2**), noe som bidrar til at elver med smålaks generelt kommer dårligere ut.

Tabell 9.2.1. Gjennomsnittlig beskatningsvurdering (vurdering 1-5; 211 vassdrag), sannsynlighet for måloppnåelse (%) og prosentvis måloppnåelse (196 vassdrag) sortert etter gjennomsnittsvekt i fangstene. Beskatningsvurderingene var 1 “bærekraftig beskatning”, 2 “fare for beskatning utenfor bærekraftige rammer”, 3 “beskatning sannsynligvis utenfor bærekraftige rammer”, 4 “beskatning langt utenfor bærekraftige rammer” og 5 ”stengte vassdrag”.

Vektgrupper	Vurdering	Sannsynlighet	% Oppnåelse
<2 kg	3,4	15	47
<2,5 kg	3,1	26	55
>3 kg	2,4	53	71

Generelt dårligere måloppnåelse i smålaksbestander er en utfordring for en geografisk analyse, fordi smålaksbestander ikke er jevnt fordelt utover landet. Det er særlig mange smålakselver på deler av Vestlandet (Sunnmøre), i Nord-Trøndelag og i deler av Nordland (Lofoten og Vesterå-

len). For å overkomme dette problemet ble det for geografiske trender brukt variansanalyser med gjennomsnittlig fiskestørrelse i bestanden som kovariat. Ved hjelp av slike analyser kan man beregne gjennomsnittlig oppnåelse ved en standardisert fiskestørrelse (i dette tilfellet 2,8 kg). Resultatet blir således en sammenligning av oppnåelse i ulike fylker og regioner dersom gjennomsnittstørrelsene i bestandene hadde vært lik i hvert fylke eller region. Slike analyser ble gjennomført både for beskatningsvurdering, sannsynlighet for måloppnåelse og prosentvis måloppnåelse. Beskatningsvurdering er en kategorivariabel (ikke kontinuerlig variabel) og slike variable analyseres sjelden med variansanalyser. Variabelen er imidlertid rangert (økende verdi er økende ”effekt”), og sammenligninger med alternative analyser (rangeringsbaserte) har vist at resultatene normalt blir de samme (Conover & Iman 1981).

Vi har analysert geografisk variasjon både for fylker og regioner. På grunn av få vurderte vassdrag i fylkene Østfold, Oslo og Akershus, Buskerud, Vestfold og Telemark ble disse slått sammen til “Østlandet”. Av samme årsak ble Aust-Agder (bare to vassdrag) og Vest-Agder samlet til “Agder”. I de regionale vurderingene brukte vi samme regioninndeling som i innsigsberegningene (**kap. 2.1**):

Sør-Norge:	Fra Østfold til og med Rogaland
Vest-Norge:	Hordaland og Sogn og Fjordane
Midt-Norge:	Fra Møre og Romsdal til Vesterålen (Sortland kommune)
Nord-Norge:	Fra Vesterålen til og med Finnmark

Gjennomsnittlig beskatningsvurdering, sannsynlighet for oppnåelse og prosentvis oppnåelse (standardiser til en felles gjennomsnittlig fiskestørrelse i fangstene) er gitt for ulike fylker og regioner i **tabell 9.2.2**. For hver av disse vurderingene ble fylkene og regionene rangert og en samlet rangering (basert på gjennomsnittlig rangering) er også gitt. Generelt var rangeringene like mellom de ulike vurderingene av måloppnåelse på fylkesnivå (beskatningsvurdering sannsynlighet og oppnåelsesprosent).

Måloppnåelsen er best i Rogaland og Finnmark, fulgt av Sogn og Fjordane. Måloppnåelsen er dårligst i Hordaland, fulgt av Møre og Romsdal og Agder (**tabell 9.2.2**). Hordaland var dårligst for alle målene. Dette resultatet drives av de mange vassdragene som er stengt for laksefiske i Hordaland, og hvor måloppnåelsen er satt til null. Selv om man bruker de grove estimate- ne for prosentvis måloppnåelse i de stengte vassdragene (se ovenfor), kommer likevel Hordaland nederst på rangeringen (både for oppnåelsesprosent isolert og i samlet rangering). Når det gjelder Agder, som er rangert som tredje dårligste i fylkesoversikten, er det viktig å merke seg at de fleste bestandene er under reetablering på grunn av kalking etter å ha vært tapt eller sterkt redusert på grunn av forsuring.

På regionnivå hadde Sør-Norge best måloppnåelse, fulgt av Nord-Norge og Midt-Norge, mens Vest-Norge har dårligst måloppnåelse. Den gode måloppnåelsen i Sør-Norge er sterkt påvirket av den gode oppnåelsen i de mange vassdragene i Rogaland.

Tabell 9.2.2. Gjennomsnittlig beskatningsvurdering (vurdering 1-5), sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmål og prosentvis oppnåelse, standardisert til en gjennomsnittlig fiskestørrelse (2,8 kg) for vassdrag i ulike fylker og regioner. Vassdragene og regionene er satt opp i rangert rekkefølge fra best (1) til dårligst (11 eller 4) basert på en gjennomsnittlig rangering av de tre vurderingene av måloppnåelse.

Fylke/region	Antall vurderte vassdrag	Gjennomsnittlig beskatningsvurdering	Gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse	Gjennomsnittlig prosentvis oppnåelse	Rangering
Rogaland	22	1,6	73,4	90,3	1
Finnmark	26	2,3	51,7	80,9	2
Sogn og Fjordane	23	2,3	51,4	69,2	3
Sør-Trøndelag	15	2,5	42,3	66,1	4
Troms	21	2,8	37	61,3	5
Nordland	35	3	37	64,6	6
Østlandet	7	2,2	25,9	56,7	6
Nord-Trøndelag	10	2,9	31,3	52,1	8
Agder	9	3,2	27,6	57,5	9
Møre og Romsdal	27	3,1	25,6	56,1	10
Hordaland	14	4,2	9,5	22,2	11
Sør-Norge	38	2,1	53,8	76,3	1
Nord-Norge	56	2,6	43,5	71,3	2
Midt-Norge	78	2,9	34,7	59,8	3
Vest-Norge	37	3,1	35,7	51,6	4

De geografiske analysene tegner et relativt klart bilde av dårlig måloppnåelse i deler av Vest-Norge nord for Rogaland, i fylkene Hordaland og Møre og Romsdal. Denne konklusjonen er robust i forhold til vår håndtering av stengte vassdrag. Dårlig måloppnåelse kan i hovedsak oppstå av to årsaker – generelt høy beskatning eller dårlig innsig av laks - eller en kombinasjon av disse årsakene. For å se nærmere på bidragene fra disse to årsakene, er en oversikt over gjennomsnittlig beskatning i vassdragene (av fisken som når elvene) fordelt på de ulike fylkene og regionene, samt beskatning i sjøen som andel av innsiget til de ulike regionene, gitt i **tabell 9.2.3**.

Beskatningen i sjøen estimert ut fra innsigsberegningene er avvikende høy i Nord-Norge og lavest i Sør-Norge. Beskatningen i sjøen er lav og lik i Midt- og Vest-Norge. Beskatningen i vassdragene er spesielt lavt i region Vest-Norge, mens forskjellene mellom de andre regionene er relativt små (høyest beskatning i Sør-Norge). Forskjellene er større på fylkesnivå, hvor beskatningen er høy i de to fylkene som har best måloppnåelse (Rogaland og Finnmark, rangert som henholdsvis nummer 8 og 10 av 11 fylker). Hordaland, som har dårligst måloppnåelse, er rangert som nummer 1 og har klart lavest beskatning. Møre og Romsdal som har nest dårligst måloppnåelse har den høyeste beskatningen.

Det er således ikke noe generelt samsvar mellom måloppnåelse og beskatningsrater. Høyere beskatning er dermed neppe forklaringen på de regionale forskjellene i oppnåelse av gytebestandsmål. Et mulig unntak er Møre og Romsdal, hvor det er relativt høy beskatning i vassdragene og dårlig måloppnåelse. Den viktigste årsaken til dårlig måloppnåelse på deler av Vestlandet er trolig spesielt svakt innsig av laks i de senere år i denne regionen sammenlignet med de andre regionene (se **kap. 2.1**). Årsakene til svakt innsig i de senere år er diskutert i **kap. 2.6**.

Tabell 9.2.3 Gjennomsnittlige beskatningsrater for årene 2008 og 2009 i vassdragene (for fisken som når vassdrage) for de tre størrelsesgruppene av laks fordelt på fylker og regioner, samt beskatningen i sjø (av innsiget til regionen) beregnet ut fra innsigsestimatene (PFA, se **kap. 2.1**). Estimaten for beskatning i elv er hentet fra den bestandsvise gjennomgangen (vedleggsrapport), og er således dels basert på faktiske estimater, men i hovedsak på vurderinger av beskatningsnivå (**tabell 9.1.2**). Fylkene og regionene er sortert fra beste til dårligste måloppnåelse (som i **tabell 9.2.2**), mens rangeringen (basert på gjennomsnittlig rangering for de tre størrelsesgruppene) basert på beskatning (fra laveste til høyeste beskatning) er gitt i tabellen (Rang). Det er i praksis ikke mulig å estimere beskatning i sjø for hvert fylke (fordi det fiskes på fisk hjemmørende i flere fylker). Årene 2008 og 2009 ble valgt fordi det er de årene med best informasjon om beskatning i vassdragene.

	Beskatning i elv				Beskatning i sjø			
	Smålaks	Mellomlaks	Storlaks	Rang	Smålaks	Mellomlaks	Storlaks	Rang
Rogaland	0,51	0,33	0,27	8				
Finnmark	0,57	0,39	0,28	10				
Sogn og Fjordane	0,44	0,29	0,24	4				
Sør-Trøndelag	0,49	0,32	0,22	6				
Troms	0,41	0,26	0,15	3				
Nordland	0,40	0,25	0,17	2				
Østlandet	0,50	0,36	0,29	9				
Nord-Trøndelag	0,46	0,31	0,23	5				
Agder	0,48	0,34	0,26	7				
Møre og Romsdal	0,56	0,40	0,31	11				
Hordaland	0,17	0,12	0,09	1				
Sør-Norge	0,50	0,34	0,27	4	0,08	0,15	0,16	1
Nord-Norge	0,49	0,32	0,22	2	0,24	0,51	0,54	4
Midt-Norge	0,48	0,32	0,24	3	0,18	0,20	0,24	2
Vest-Norge	0,33	0,23	0,18	1	0,11	0,22	0,23	2

REFERANSER

- Anderson, J.M. 1986. Merganser predation and its impact on Atlantic salmon stocks in the Restigouche river system 1982-1985. Special publication of the Atlantic Salmon Federation No. 13. Atlantic Salmon Federation, New Brunswick, 66 s.
- Anon 1. <http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=MEMO/06/278>
- Anon 2. http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/index.cfm?event=substance.selection
- Anon. 2009a. Status for norske laksebestander i 2009 og råd om beskatning. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1, 230 s.
- Anon 2009b. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse og beskatningsråd for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1b, 357 s.
- Anon 2009c. Bestandsutvikling hos sjørørret og forslag til forvaltningstiltak. Direktoratet for naturforvaltning, Notat 2009-1: 1-28.
- Anon 2010. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2b, 516 s.
- Arsenault, J.T.M., Fairchild, W.L., MacLatchy, D.L., Burtidge, L., Haya, K. & Brown, S.B. 2004. Effects of water-borne 4-nonylphenol and 17 beta-estradiol exposures during parr-smolt transformation on growth and plasma IGF-I of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquatic Toxicology* 66: 255-265.
- Araki, H., Cooper, B. & Blouin, M.S. 2007. Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. *Science* 318: 100-103.
- Araki, H., Cooper, B. & Blouin, M.S. 2009. Carry-over effect of captive breeding reduces reproductive fitness of wild-born descendants in the wild. *Biology Letters* 5: 621-624.
- Asplin, L. & Sandvik, A.D. 2009. Fjordmiljøet påvirker lakselusa. *Norsk fiskeoppdrett* 6a: 18-19.
- Bangsgaard, K., Madsen, S. & Korsgaard, B. 2006. Effect of waterborne exposure to 4-tert-octylphenol and 17 -estradiol on smoltification and downstream migration in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Aquatic Toxicology* 80: 23-32.
- Barlaup, B.T. (red). 2008. Nå eller aldri for Vossolaksen– anbefalte tiltak med bakgrunn i bestandsutvikling og trusselfaktorer DN-utredning 2008-9: 1-176.
- Barlaup, B.T. & Moen, V. 2001. Planting of salmonid eggs for stock enhancement- a review of the most commonly used methods. *Nordic Journal Freshwater Research* 75: 7-19.
- Barlaup B.T., Gabrielsen S.-E., Skoglund H., Gladsø J.A. & Wiers T. 2005. LFI-Rapport 130. Utlegging av rogn som alternativ kultiveringsmetode i Vikja og Dalselva – resultater fra undersøkelser utført i perioden 2002-2004. 43 s.
- Barlaup, B.T., Kleiven, E., Christensen, H., Kile, N.B., Marinsen, B.O. & Vethe, A. 2005. Bleka i Byglandsfjorden - bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering. DN-utredning 2005-3: 1-72.
- Beaugrand G, & Reid PC 2003. Long-term changes in phytoplankton, zooplankton and salmon related to climate. *Glob Change Biol* 9:801-817
- Beauvais, S.L., Jones, S.B., Brewer, S.K. & Little, E.E. 2000. Physiological measures of neurotoxicity of diazinon and malathion to larval rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and their correlation with behavioral measures. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 1875-1880.
- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2005. *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4. utgave. Wiley-Blackwell, Oxford, 752 s.
- Berg, M. 1986. Det norske lakse- og innlandsfiskets historie. Fiskeetaten 1855-1986. Universitetsforlaget, Oslo. 162 s

- Berg, O.K. & Berg, M. 1989. The duration of sea and freshwater residence of the sea trout, *Salmo trutta*, from the Vardenes River in northern Norway. *Environmental Biology of Fishes* 24: 23-32.
- Berg, O.K. & Jonsson, B. 1989. Migratory pattern of anadromous Atlantic salmon, brown trout and Arctic charr from the Vardnes river in northern Norway. I: Proceedings of the salmonid migration and distribution symposium (Brannon, E. & Jonsson, B., red.), University of Washington, School of Fisheries, Seattle, USA, s. 106-115.
- Berg, S. & Jørgensen, J. 1991 Stocking experiments with 0 + and 1 + trout parr, *Salmo trutta* L., of wild and hatchery origin: 1. Post-stocking mortality and smolt yield. *Journal of Fish Biology* 39: 151-169.
- Bergan, P.I. 2003. Sportsfiske etter sjørret i Trondheimsfjorden. Deltakelse i fisket og estimering av fangst. Statkraft Grøner, prosjekt nr. 558981. Rapport, 32 s.
- Bjerknes, V. (red.) 2007. Vannkvalitet og smoltproduksjon. Juul forlag. 228 s.
- Bjørn, P.A. & Finstad, B. 2002. Salmon lice, *Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer), infestation in sympatric populations of Arctic char, *Salvelinus alpinus* (L.), and sea trout, *Salmo trutta* (L.), in areas near and distant from salmon farms. *ICES Journal of Marine Science* 59: 131-139.
- Bjørn, P.A., Finstad, B., Kristoffersen, R., McKinley, S. & Rikardsen, A.H. 2007. Differences in risks and consequences of salmon lice, *Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer) infection on sympatric populations of Atlantic salmon, sea trout and Arctic charr in northern fjords. *ICES Journal of Marine Science* 64: 386-393.
- Bjørn, P.A., Sivertsgård, R., Finstad, B., Nilsen, R. & Kristoffersen, R. 2010b. Spatiotemporal salmon lice infection pressure in an intensively farmed Norwegian fjord system: can area protection reduce infection risks on wild salmonids? *ICES Journal of Marine Science*, innsendt manuskript.
- Bjørn, P.A., Finstad, B., Nilsen, R., Uglem, I., Asplin, L., Skaala, Ø., Hvidsten, N.A. & Boxaspen, K.K. 2010a. Nasjonal lakselusovervåkning 2009 på ville bestander av laks, sjørret og sjørøye langs Norskekysten samt i forbindelse med evaluering av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder. NINA Rapport 547: 1-50.
- Blanchet, S., Páeza, D.J., Bernatchez, L. & Dodson, J.J. 2008. An integrated comparison of captive-bred and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*): Implications for supportive breeding programs. *Biological Conservation* 141: 1989-1999.
- Boylan, P. & Adams, C.E. 2006. The influence of broad scale climatic phenomena on long term trends in Atlantic salmon population size: an example from the River Foyle, Ireland. *Journal of Fish Biology* 68: 276-283.
- Brander, K.M. 2007. The role of growth changes in the decline and recovery of North Atlantic cod stocks since 1970. *ICES Journal of Marine Science* 64: 211-217.
- Brauner, C.J., Seidelin, M., Madsen, S.S. & Jensen, F.B. 2000. Effects of freshwater hyperoxia and hypercapnia and their influences on subsequent seawater transfer in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 205-2064.
- Brewer, S.K., Little, E.E., DeLonay, A.J., Beauvais, S.L., Jones, S.B. & Eilersieck, M.R. 2001. Behavioral dysfunctions correlate to altered physiology in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to cholinesterase-inhibiting chemicals. *Environmental Contamination and Toxicology* 40: 70-76.
- Brockmark, S. & Johnsson, J.I. 2010. Reduced hatchery rearing density increases social dominance, postrelease growth, and survival in brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 288-295.
- Brockmark, S., Neregård, L., Bohlin, T., Björnsson, B.T. & Johnsson, J.I. 2007. Effects of rearing density and structural complexity on the pre- and postrelease performance of Atlantic salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 136: 1453-1462.

- Brown, S.B. & Fairchild, W.L. 2003. Evidence for a causal link between exposure to an insecticide formulation and declines in catch of Atlantic salmon. *Human and Ecological Risk Assessment* 9: 137-148.
- Butler, J.R.A., Middlemas, S.J., Graham, I.M., Thompson, P.M. & Armstrong, J.D. 2006. Modelling the impacts of removing seal predation from Atlantic salmon, *Salmo salar*, rivers in Scotland: a tool for targeting conflict resolution. *Fisheries Management and Ecology* 13: 285-291.
- Carey, J.B. & McCormick, S.D. 1998. Atlantic salmon smolts are more responsive to an acute handling and confinement stress than parr. *Aquaculture* 168: 237-253.
- Carter, T.J., Pierce, G.J., Hislop, J.R.G., Houseman, J.A. & Boyle, P.R. 2001. Predation by seals on salmonids in two Scottish estuaries. *Fisheries Management and Ecology* 8: 207-225.
- Chilcote, M.W. 2003. Relationship between natural productivity and the frequency of wild fish in mixed spawning populations of wild and hatchery steelhead. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1057-1067.
- Condrón A, DeConto R, Bradley RS mfl. 2005. Multidecadal North Atlantic climate variability and its effect on North American salmon abundance. *Geophys Res Lett* 32: L23703
- Conover, W. J. & Iman, R. L. 1981. Rank transformations as a bridge between parametric and nonparametric statistics. *Am. Stat.* 35: 124-129.
- Cross, T.F., McGinnity, P., Coughlan, J., Dillane, E., Ferguson, A., Koljonen, M.-L., Milner, N., O'Reilly, P. & Vasemägi, A 2007. Stocking and ranching. I: The Atlantic Salmon: Genetics, Conservation and Management (Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen, J. red.). Oxford: Blackwell, s. 325-356.
- Crozier, W.W. & Kennedy, G.J.A 1999. Relationships between marine growth and marine survival of one sea winter salmon, *Salmo salar*, from the River Bush Northern Ireland. *Fish Manage Ecol* 6:89-96
- Crozier, W.W., Potter, E.C.E., Prévost, E., Schön, P.-J. & Ó Maoiléidigh, N. (red.) 2003. A coordinated approach to the development of a scientific basis for management of wild Atlantic salmon in the North-East Atlantic (SALMODEL). Queen's University of Belfast, Belfast, Northern Ireland, U.K. 431 s.
- Cushing, D.H. 1982. Climate and fisheries. Academic Press, London
- Dahl, K. 1927. Byglandsfjordens "Blege" eller Dvergglaksen. En relikts laks fra Byglandsfjorden i Setesdal. Fiskeriinspektørens innberetning om ferskvannsfiskeriene for året 1926. Landbruksdepartementet, s. 45-57.
- Davidsen, J.G., Plantalech Manel-la, N., Økland, F., Diserud, O.H., Thorstad, E.B., Finstad, B., McKinley, R.S. & Rikardsen, A.H. 2008 Changes in swimming depths of Atlantic salmon post-smolts relative to light density. *Journal of Fish Biology* 73: 1065-1074.
- Davidsen, J.G., Rikardsen, A.H., Halttunen, E., Mitamura, H., Thorstad, E.B., Præbel, K., Skardhamar, J. & Næsje, T.F. 2010. Homing behaviour of Atlantic salmon during final marine phase and river entry. *Fisheries Management and Ecology*, innsendt.
- Davidsen, J.G., Rikardsen, A.H., Halttunen, E., Thorstad, E.B., Økland, F., Letcher, B.H., Skardhamar, J. & Næsje, T.F. 2009. Migratory behaviour and survival rates of wild northern Atlantic salmon (*Salmo salar*) post-smolts: effects of environmental factors. *Journal of Fish Biology* 75: 1700-1718.
- Davidsen, J.G., Plantalech Manel-la, N., Økland, F., Diserud, O.H., Thorstad, E.B., Finstad, B., Sivertsgård, R., McKinley, S. & Rikardsen, A.H. 2008. Changes in swimming depths of Atlantic salmon postsmolts in relation to light intensity. *Journal of Fish Biology* 73, 1065-1074.

- Dempson, J.B., O'Connell, M.F., & Schwarz, C.J. 2004. Spatial and temporal trends in abundance of Atlantic salmon, *Salmo salar*, in Newfoundland with emphasis on impacts of the 1992 closure of the commercial fishery. *Fisheries Management and Ecology* 11: 387-402.
- Dickson, R.R. & Turrell, W. R. 2000. The NAO: the dominant atmospheric process affecting oceanic variability in home, middle and distant waters of European Atlantic salmon. I: *The Ocean Life of Atlantic Salmon - Environmental and Biological Factors influencing Survival* (D. Mills, red.), Fishing News Books, Oxford, s. 92-115.
- Dieperink, C., Bak, B.D., Pedersen, L.-F., Pedersen, M.I. & Pedersen, S. 2002. Predation on Atlantic salmon and sea trout during their first days as postsmolts. *Journal of Fish Biology* 61: 848-852.
- Direktoratet for naturforvaltning 2009. Kalking i laksevassdrag. Effektkontroll i 2008 Sammen-
dragsrapport. Notat 3-2009, 86 s.
- Direktoratet for naturforvaltning 2010. Plan for kalking av vassdrag i Norge 2011-2015, Høy-
ringsforslag, (<http://www.dirnat.no/content.ap?thisId=500040107>)
- Diserud, O.H., Fiske, P. & Hindar, K. 2010. Regionvis påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville
laksebestander i Norge. NINA-Rapport. Under utarbeidelse.
- DN 2001. Genbank for vill laks i Norge. Brosjyre om genbank for vill laks i Norge.
<http://www.dirnat.no>.
- DN 2005. Historiske tilbakeblikk på vilt- og fiskeforvaltningen i Norge. Oppdrag fra direktør Pe-
ter Johan Schei til Svein Skavhaug. 251 s.
- Drinkwater, K.F., Mueter, F., Friedland, K.D., Taylor, M., Hunt Jr., G.L., Hare, J. & Melle, W.
2009. Recent climate forcing and physical oceanographic changes in Northern Hemis-
phere regions: A review and comparison of four marine ecosystems. *Progress in Ocean-
ography* 81 (2009): 10-28.
- Einum S. & Nislow K.H. 2005 Local-scale, density-dependent survival of mobile organisms in
continuous habitats: an experimental test using Atlantic salmon. *Oecologia* 143:203–210
- Elliott, J. M. 1993. A 25-year study of production of juvenile seatrout, *Salmo trutta*, in an English
lake district stream. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 118: 109-122.
- Fairchild, W.L., Swansburg, E.O., Arsenault, J.T. & Brown, S.B. 1999. Does an association be-
tween pesticide use and subsequent declines in catch of Atlantic salmon (*Salmo salar*)
represent a case of endocrine disruption? *Environmental Health Perspectives* 107: 349-
357.
- Feltham, M.J. 1995. Consumption of Atlantic salmon smolts and parr by goosanders: estimates
from doubly-labelled water measurements of captive birds released on two Scottish rivers.
Journal of Fish Biology 46: 273-281.
- Finney B.P., Gregory-Eaves I., Douglas M.S.V. mfl. 2002. Fisheries productivity in the northeas-
tern Pacific ocean over the past 2,200 years. *Nature* 416:729–733
- Finstad, A.G. & Forseth, T. 2006. Adaptation to ice-cover conditions in Atlantic salmon (*Salmo
salar* L.). *Evolutionary Ecology Research*, 8: 1249-1262.
- Finstad, A.G., Berg, O.K., Forseth, T., Ugedal, O. & Næsje, T.F. 2010. Adaptive winter survival
strategies: defended energy levels in juvenile Atlantic salmon along a latitudinal gradient. -
Proceedings of the Royal Society B 277(1684), 1113-1120.
- Finstad, B. & Heggberget, T.G. 1995. Seawater tolerance, migration, growth and recapture rates
of wild and hatchery-reared Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)). *Nordic Journal of Fresh-
water Research* 71: 229-236.
- Finstad, B. & Jonsson, N. 2001. Factors Influencing the Yield of Smolt Releases in Norway.
Nordic Journal of Freshwater Research. 75: 37-55.
- Finstad, B., Iversen, M. & Sandodden, R. 2003. Stress-reducing methods for releases of Atlantic
salmon (*Salmo salar*) smolts in Norway. *Aquaculture* 222: 203-214.

- Finstad, B., Boxaspen, K.K., Asplin, L. & Skaala, Ø. 2007. Lakselusinteraksjoner mellom oppdrettsfisk og villfisk – Hardangerfjorden som et modellområde. I: Kyst og havbruk 2007 (Dahl, E., Hansen, P.K., Haug, T. & Karlsen, Ø., red.), Fisken og havet, særn. 2-2007: 69-73.
- Finstad, B., Kroglund, F., Strand, R., Stefansson, S.O., Bjørn, P.A., Rosseland, B.O., Nilsen, T.O. & Salbu, B. 2007. Salmon lice or suboptimal water quality - Reasons for reduced post-smolt survival? *Aquaculture* 273: 374-383.
- Finstad, B., Kroglund, F., Bjørn, P.A., Nilsen, R., Pettersen, K., Rosseland, B.O., Teien, H.-C., Nilsen, T.O., Stefansson, S.O. & Salbu, B. 2010. Salmon lice induced mortality of Atlantic salmon postsmolts experiencing episodic acidification and recovery in freshwater, innsendt manuskript.
- Fiske, P., Lund, R.A., Østborg, G.M. & Fløystad, L. 2001. Rømt oppdrettslaks i sjø- og elvefisket i årene 1989-2000. NINA Oppdragsmelding 704:1-26.
- Fiske, P. & Aas, Ø. 2001. Laksefiskeboka – om sammenhenger mellom beskatning, fiske og verdiskapning ved elvefiske etter laks, sjøaure og sjørøye. NINA Temahefte 20: 1-100.
- Fjellheim, A. & Johnsen, B.O. 2001. Experiences from stocking salmonid fry and fingerlings in Norway. *Nordic Journal of Freshwater Research*. 75: 20-36.
- Fleming, I.A. (ed.) 2001. Workshop on the release of salmonid fishes in Norway. *Nordic Journal of Freshwater research* 75: 1-152.
- Fleming, I.A., Lamberg, A. & Jonsson, B. 1997. Effects of early experience on the reproductive performance of Atlantic salmon. *Behavioural Ecology* 8:470-480.
- FOREGS: <http://www.gtk.fi/foregs/geochem/index.htm>
- Forsberg, O.I. 1995. Oxygen consumption of post-smolt Atlantic salmon during crowding and handling stress. *Aquaculture International* 3: 55-59.
- Frankel, O.H. & Soulé, M.E. 1981. Conservation and evolution. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Fraser, D.J., Houde, A.L.S., Debes, P.V., O'Reilly, P., Eddington, J.D. & Hutchings, J.A. 2010. Consequences of farmed-wild hybridization across divergent wild populations and multiple traits in salmon. *Ecological Applications* 20: 935-953.
- Freeman, M.A. & Sommerville, C. 2009. *Desmozoon lepeophtherii* n. gen., n. sp., (Microsporidia: Enterozoosoonidae) infecting the salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* (Copepoda: Caligidae). *Parasites & Vectors*, 2: 58. doi: 10.1186/1756-3305-2-58.
- Friedland, K.D. & Reddin, D.G. 2000. Growth patterns of Labrador Sea Atlantic salmon post-smolts and the temporal scale of recruitment synchrony for North American salmon stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1181-1189.
- Friedland, K.D., Chaput, G. & MacLean, J.C. 2005. The emerging role of climate in post-smolt growth of Atlantic salmon. *ICES Journal of Marine Science* 62: 1338-1349.
- Friedland, K.D., Hansen, L.P. & Dunkley, D.A. 1998. Marine temperatures experienced by post-smolts and the survival of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the North Sea area. *Fisheries Oceanography* 7: 22-34.
- Friedland, K. D., Reddin, D. G. & Castonguay, M. 2003b. Ocean thermal conditions in the post-smolt nursery of North American Atlantic salmon. *ICES Journal of Marine Science* 60: 343-355.
- Friedland, K.D., Hansen, L.P., Dunkley, D.A., & MacLean, J.C. 2000. Linkage between ocean climate, post-smolt growth, and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the North Sea area. *ICES Journal of Marine Science* 57: 419-429.
- Friedland, K.D., Reddin, D.G., McMenemy, J.R. & Drinkwater, K.F. 2003a. Multidecadal trends in North American Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks and climate relevant to juvenile survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 563-583.

- Friedland, K. D., MacLean, J.C., Hansen, L.P., Peyronnet, A.J., Karlsson, L., Reddin, D.G., Maoiléidigh, Ó. & McCarthy, J.L. 2009. The recruitment of Atlantic salmon in Europe. *ICES Journal of Marine Science* 66: 289-204.
- Gabrielsen S.-E., Barlaup B.T., Skoglund H. & Wiers T. 2007. Rognplanting, etablering av et nytt gyteområde og gytefisktelinger i Flekke og Guddalsvassdraget – undersøkelser i perioden 2001-2006. LFI-Unifob. Rapport 144. 31 s.
- García de Leániz, C., Fleming, I.A., Einum, S., Verspoor, E., Consuegra, S., Jordan, W.C., Aubin-Horth, N., Lajus, D.L., Villanueva, B., Ferguson, A., Youngson, A.F. & Quinn, T.P. 2007. Local adaptation. I: The Atlantic Salmon: Genetics, Conservation and Management (Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen, J. red.). Oxford: Blackwell, s. 200-239.
- García de Leániz, C., Fleming, I.A., Einum, S., Verspoor, E., Jordan, W.C., Consuegra, S., Aubin-Horth, N., Lajus, D., Letcher, B.H., Youngson, A.F., Webb, J.H., Vøllestad, L.A., Villanueva, B., Ferguson, A. & Quinn, T.P. 2007. A critical review of adaptive genetic variation in Atlantic salmon: implications for conservation. *Biological Review* 82: 173-211.
- Garseth, Å.H., Hoel, E. & Lo, H. 2009. Helsetjenesten for kultiveringsanlegg – årsrapport 2008. Veterinærinstituttets rapportserie 08-2009. Oslo: Veterinærinstituttet.
- Garseth, Å.H., Lo, H. & Hokseggen, T. 2008. Helsetjenesten for kultiveringsanlegg – årsrapport 2007. Veterinærinstituttets rapportserie 14-2008. Oslo: Veterinærinstituttet.
- Gilliom, R.J., Barbash, J.E., Crawford, C.G., Hamilton, P.A., Martin, J.D., Nakagaki, N., Nowell, L.H., Scott, J.C., Stackelberg, P.E., Thelin, G.P. & Wolock, D.M. 2006. The quality of our nation's water: pesticides in the nation's streams and ground water, 1992-2001. U.S. Geological Survey Circular 1291: 172 s.
- Gjedrem, T. & Aulstad, D. 1974. Selection experiments with salmon. I. Differences in resistance to vibrio disease of salmon parr (*Salmo salar*). *Aquaculture* 3: 51-59.
- Graham, S.R. & Sloman, K.A. 2004. The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. *Aquatic Toxicology* 68: 369-392.
- Halttunen, E., Rikardsen, A.H., Davidsen, J.G., Thorstad, E.B. & Dempson, B.J. 2009. Survival, migration speed and swimming depth of Atlantic salmon kelts during sea entry and fjord migration. I: Tagging and tracking of marine animals with electronic devices. Reviews: methods and technologies in fish biology and fisheries 9 (Nielsen, J.L., Arrizabalaga, H., Frago, N., Hobday, A., Lutcavage, M. & Sibert, J., red.), Springer, Dordrecht, s. 35-49.
- Halttunen, H., Rikardsen, A.H., Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Jensen, J.L.A. & Aas, Ø. 2010. Impact of catch-and-release practices on behaviour and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) kelts. *Fisheries Research* (in press).
- Handeland, S.O., Jarvi, T., Fernö, A. & Stefansson, S.O. 1996. Osmotic stress, antipredator behaviour, and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries And Aquatic Sciences* 53: 2673-2680.
- Hansen, H., Bachmann, L. & Bakke, T A. 2003. Mitochondrial DNA variation of *Gyrodactylus* spp. (Monogenea, Gyrodactylidae) populations infecting Atlantic salmon, grayling and rainbow trout in Norway and Sweden. *International Journal for Parasitology* 33: 1471-78.
- Hansen, L.P. 1988. Effects of Carlintagging and finclipping on survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) released as smolts. *Aquaculture* 70: 391-394.
- Hansen L.P. & Quinn, T.P. 1998. The marine phase of the Atlantic salmon life cycle, with comparisons to Pacific salmon. *Can J Fish Aquat Sci* 55(Suppl 1):104-118
- Hansen, L.P., Holm, M., Holst, J.C. & Jacobsen, J.A. 2003. The ecology of post-smolts of Atlantic salmon. I: Salmon at the Edge (D. Mills, red.), Blackwell Science Ltd., Oxford, UK, s. 25-39.

- Hansen, L. P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A. J. & Sægrov, H. 2007. Bestandsstatus for laks 2007. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN, 2007-2: 1-54 + 34 siders vedlegg.
- Hansen, M.M. & Mensberg, K.-L.D. 2009. Admixture analysis of stocked brown trout populations using mapped microsatellite DNA markers: indigenous trout persist in introgressed populations. *Biology Letters* 5: 656-659.
- Hansen M.M., Bekkevold D., Jensen L.F., Mensberg K.-L.D. & Nielsen E.E. 2006. Genetic restoration of a stocked brown trout *Salmo trutta* population using microsatellite DNA analysis of historical and contemporary samples. *Journal of Applied Ecology* 43: 669-679.
- Haraldstad, Ø. & Hesthagen, T. (red.) 2003. Laksen er tilbake i kalkede Sørlandselever – Reetableringsprosjektet 1997-2002. DN-Utredning 2003-5, Trondheim.
- Harby, A., Tøfte, L.S., Alfredsen, K. mfl. 2007. Climate change effects on discharge, hydropower production, water temperature, ice condition and their impact on Atlantic salmon in the regulated Orkla river in Norway. Proceedings, 6th International Symposium on Ecohydraulics, Christchurch, New Zealand, 19-23 February.
- Hanssen-Bauer, I. (red.) 2009. Klima i Norge 2100. Bakgrunnsmateriale til NOU klimatilpasning. Foreløpig utgave. Norsk klimasenter, 136 s.
- Haugland, M., Holst, J.C., Holm, M. & Hansen, L.P. 2006. Feeding of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) post-smolts in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1488-1500.
- Heggenes, J. & Borgstrøm, R. 1988. Effect of mink, *Mustela vison* Schreber, predation on cohorts of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *S. trutta* L., in three small streams. *Journal of Fish Biology* 33: 885-894.
- Henriksen, G.M. & Moen, K. 1997. Interactions between seals and salmon fisheries in Tana River and Tanafjord, Finnmark, North Norway, and possible consequences for the harbour seal *Phoca vitulina*. *Fauna Norvegica Serie A* 18: 21-31.
- Hesthagen, T. (red.) 2005. Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2004. DN-utredning 2005-10. 70 s.
- Hesthagen, T. (red.) 2008. Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2007. DN-utredning 2008-8.
- Hesthagen T. & Larsen, B.M. 2003. Recovery and re-establishment of Atlantic salmon, *Salmo salar*, in limed Norwegian rivers. *Fisheries Management and Ecology* 10: 87-95.
- Heuch, P.A. 2010. Hvorfor de store lakselusproblemene i norsk oppdrettsnæring? *Norsk veterinærtidsskrift* 1: 30-33.
- Heuch, P. A. & Mo, T. A. 2001. A model of salmon louse production in Norway: Effects of increasing salmon production and public management measures. *Diseases of Aquatic Organisms* 45: 145-152.
- Hindar, K. & Diserud, O. 2007. Sårbarhetsvurdering av ville laksebestander overfor rømt oppdrettslaks. NINA Rapport 244: 1-45.
- Hindar, K., Ryman, N. & Utter, F. 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 945-957.
- Hindar, K., Tufto J., Sættem, L.M. & Balstad T. 2004. Conservation of genetic variation in harvested salmon populations. *ICES Journal of Marine Science* 61: 1389-1397.
- Hindar, A., Kroglund, F., Wright, R.F., Skjelkvåle, B.L. & Henriksen, A. 2008. Beregning av dagens og framtidig kalkbehov for innsjøer og lakseelver i Norge. NIVA-rapport 5619, 29 s.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S.-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H. & Sættem, L.M. 2007 Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226: 1-78

- Holm, M., Holst, J.C., Hansen, L.P., Jacobsen, J.A., O'Maoiléidigh, N. & Moore, A. 2003. Migration and distribution of Atlantic salmon post-smolts in the North Sea and North East Atlantic. I: Salmon at the Edge (D. Mills, red.), Blackwell Science Ltd., Oxford, UK, s. 7-23.
- Holst, J.C. & McDonald, A. 2000. FISH-LIFT: a device for sampling live fish with trawls. Fisheries Research 48: 87-91.
- Houde, A.L.S., Fraser, D.J. & Hutchings, J.A. 2010a. Reduced anti-predator responses in multi-generational hybrids of farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Conservation Genetics 11: 785-794.
- Houde, A.L.S., Fraser, D.J. & Hutchings, J.A. 2010b. Fitness-related consequences of competitive interactions between farmed and wild Atlantic salmon at different proportional representations of wild-farmed hybrids. ICES Journal of Marine Science 67: 657-667.
- 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, Norway. Journal of Fish Biology 33: 121-126.
- Hvidsten, N.A. & Møkkelgjerd, P.I. 1987. Predation on salmon smolts (*Salmo salar* L.) in the estuary of the river Surna, Norway. Journal of Fish Biology 30: 273-280.
- Hvidsten, N.A., Heggberget, T. & Jensen, J.A., 1998. Sea water temperature at Atlantic salmon smolt entrance. Nordic Journal of Freshwater Research 74: 79-86.
- Hvidsten, N.A., Knutsen, J.A., Torstensen, E., Danielsen, D. & Gjøseter, J. 2000. Konsekvenser av havneutbygging for laksesmolt fra Numedalslågen. NINA Oppdragsmelding 661: 1-22.
- Hvidsten, N. A., B. Finstad, F. Kroglund, B. O. Johnsen, R. Strand, J. V. Arnekleiv & P. A. Bjørn 2007. Does increased abundance of sea lice influence survival of wild Atlantic salmon post-smolt? Journal of Fish Biology 71(6): 1639-1648.
- Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Rikardsen, A.H., Finstad, B., Aure, J., Stefansson, S., Fiske, P., Johnsen, B.O. 2009. Influence of sea temperature and initial marine feeding on survival of Atlantic salmon post-smolts. Journal of Fish Biology 74: 1532-1548.
- Høgåsen, H.R. & Brun, E. 2003. Risk of inter-river transmission of *Gyrodactylus saalaris* by migrating Atlantic salmon smolts, estimated by Monte Carlo simulation. Diseases of Aquatic Organisms 57: 247-254.
- ICES 2006. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon. ICES Headquarters, Copenhagen, 4 April-13 April. ICES CM 2006/ACFM: 23, 254 s.
- ICES 2007. Report of the Workshop on the Development and Use of Historical Salmon Tagging Information from Oceanic Areas (WKDUHSTI) ICES CM 2007/DFC:02, 60 s.
- ICES 2008. Report on the Workshop on Salmon Historical Information. New Investigasjons from old Tagging Data (WKSINH). ICES CM 2008/DFC:02, 51 s.
- ICES. 2009. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS), 30 March–8 April, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2009/ACOM:06, 282 s.
- ICES. 2010. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS), 22-31 | March, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2010/ACOM:09, 302 s.
- Iversen, M., Finstad, B. & Nilssen, K.J., 1998. Recovery from loading and transport stress in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts. Aquaculture 168: 387-394.
- Iwata, M. (red.) 2007. The 7th International Workshop on Salmonid Smoltification. Aquaculture 273: 183-391.
- Jacobsen, J.A. & Hansen, L.P. 2000. Feeding habits of Atlantic salmon at different life stages at sea. I: The Ocean Life of Atlantic Salmon - Environmental and Biological Factors influencing Survival (D. Mills, red.), Fishing News Books, Oxford, s. 170-192.
- Jensen, A.J., Finstad, B., Forseth, T. & Rikardsen, A. 2005. Sjøørret, sjørøye og klima. I: Kystøkologi: økosystemprosesser og menneskelig aktivitet. NINA Temahäfte 31: 55-61.

- Jensen, A.J., Johnsen, B.O., Berger, H.M. & Lamberg, A. 2004. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget, Hordaland fylke 2003. NINA Oppdragsmelding 810: 1-36.
- Jensen, A.J., Bjølstad, O.K., Bremset, G., Eide, O., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O. & Lund, E. 2010. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Årsrapport 2009. NINA Rapport 574: 1-65
- Jensen J.L.A. & Rikardsen, A.H. 2008. Do northern riverine anadromous Arctic charr and sea trout overwinter in estuarine and marine waters? *Journal of Fish Biology* 73: 1810-1818.
- Jensen, K.W. & Berg, M. 1977. Growth, mortality and migrations of the anadromous char, *Salvelinus alpinus*, L., in the Vardnes River, Troms, northern Norway. Report of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 56: 70-80.
- Johansen, M., Elliott, J.M. & Klemetsen, A. 2005. A comparative study of juvenile salmon density in 20 streams throughout a very large river system in Norway. *Ecology of Freshwater Fish* 14: 96-110.
- Johansen, M., Erkinaro, J., Niemelä, E., Heggberget, T.G., Svenning, M.A. & Brørs, S. 2008. Atlantic salmon monitoring and research in the Tana river system. Outlining a monitoring and research program for the River Tana within the framework of the precautionary approach. Report from the Norwegian-Finnish working group on monitoring and research in Tana, 64 s.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A.J. 1991. The *Gyrodactylus* story in Norway. *Aquaculture* 98: 289-302.
- Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Jensen, A.J. 1999. Parasitten *Gyrodactylus salaris* på laks i norske vassdrag, statusrapport ved inngangen til år 2000. NINA Oppdragsmelding 617: 1-129.
- Johnsen, B.O., Brabrand, Å., Jansen, P.A., Teien, H.-C. & Bremset, G. 2008. Evaluering av bekjempelsesmetoder for *Gyrodactylus salaris*. Rapport fra ekspertgruppe. Utredning for DN 2008-7.
- Johnsen, B. O., Arnekleiv, J. V., Asplin, L., Barlaup, B. T., Næsje, T.F., Rosseland B.O. & Saltveit, S.J. 2010. Effekter av vassdragsregulering på villaks. Kunnskapsserien for laks og vannmiljø 3: 1-116.
- Johnson, L.J., Ylitalo, G.M., Sloan, C.A., Anulacion, B.F., Kagley, A.N., Arkoosh, M.R., Lundrigan, T.A., Larson, K., Siipola, M. & Collier, T.K. 2007. Persistent organic pollutants in outmigrant juvenile chinook salmon from the Lower Columbia Estuary, USA. *Science of the Total Environment* 374: 342-366.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2004a. Factors affecting marine production of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 2369-2383.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2006a. Life history of the anadromous trout *Salmo trutta*. I: Sea trout: biology, conservation and management. Proceedings of the First International Sea Trout Symposium, Cardiff, July 2004 (Harris, G. & Milner, N. red.), Blackwell, Oxford, UK, s.196-223.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2006b. Life-history effects of migratory costs in anadromous brown trout. *Journal of Fish Biology* 69: 860-869.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2006c. Cultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1162-1181.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Hansen, L.P. 1990. Does juvenile experience affect migration and spawning of adult Atlantic salmon? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 26: 225-230.
- Jonsson, N. & Jonsson, B. 2004b. Size and age of maturity of Atlantic salmon correlate with the North Atlantic Oscillation Index (NAOI). *Journal of Fish Biology* 64: 241-247.
- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 1998. The relative role of density-dependent and density-independent survival in the life cycle of Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology* 67: 751-762.

- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. 2003. Marine survival and growth of wild and released hatchery reared Atlantic salmon. *Journal of Applied Ecology* 40: 900-911.
- Jonsson N., Jonsson B. & Hansen L.P. 2005. Does climate during embryonic development influence parr growth and age of seaward migration in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts? *Can J Fish Aquat Sci* 62:2502-2508
- Juanes, F. 1994. What determines prey size selectivity in piscivorous fishes? I: Theory and application in fish feeding ecology (Stouder, D.J., Fresh, K.L. & Feller, R.J. red.), The Belle W. Baruch library in Marine Science 18: 79-102.
- Järvi, T. & Uglem, I. 1993. Predator training improves the anti-predator behaviour of hatchery reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolt. *Nordic Journal Freshwater Research* 68: 63-71.
- Kekäläinen, J., Niva, T. & Huuskonen, H. 2008. Pike predation on hatchery-reared Atlantic salmon smolts in a northern Baltic river. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 100-109.
- Kelly-Quinn, M & Bracken, J.J. 1989. Survival of stocked hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta* L., fry in relation to the carrying capacity of a trout nursery stream. *Aquaculture and Fisheries Management* 20: 211-226.
- Kittelsen, A., Rosten, T., Ulgenes, Y., Selvik, J.R. & Alne, H. 2006. Tilgjengelige ferskvannsurser til framtidig produksjon av settefisk av laks og ørret. Utredning fra Akvaforsk, SINTEF & NIVA. Stensilrapport.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 1-59.
- Knutsen, J.A., Knutsen, H., Gjosæter, J. & Jonsson, B. 2001. Food of anadromous brown trout at sea. *Journal of Fish Biology* 59: 533-543.
- Knutsen, J.A., Knutsen, H., Olsen, E.M., Jonsson, B. 2004. Marine feeding of anadromous *Salmo trutta* during winter. *Journal of Fish Biology* 64: 89-99.
- Kovacs, K.M., Haug, T. & Lydersen, C. 2009. Marine mammals of the Barents Sea. I: Ecosystem Barents Sea (Sakshaug, E., Johnsen, G. & Kovacs, K.M. red.). Tapir, Trondheim, s. 453-496.
- Kristoffersen, K., Halvorsen, M. & Jørgensen, L. 1994. Influence of parr growth, lake morphology, and freshwater parasites on the degree of anadromy in different populations of Arctic char (*Salvelinus alpinus*) in northern Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1220-1246.
- Kroglund, F., Høgberget, R., Hindar, K., Østborg, G. & Balstad, T. 2008. Laks og vannkvalitet i Otra, 1990-2006. NIVA Rapport LNR 5531-2008 / NINA Rapport 326: 1-73.
- Kroglund, F., Gutterup, J., Kleiven, E., Stefansson, S., Barlaup, B. & Teien, H.C. 2007b. Aluminium, et miljøproblem for laks i Sandnesfjorden, Aust-Agder? NIVA-rapport 5366-2007, 47 s.
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Salbu, B., Kristensen, T. & Finstad, B. 2008. Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes. *Hydrology and Earth System Sciences* 12: 491-507.
- Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S.O., Nilsen, T.O., Kristensen, T., Rosseland, B.O., Teien, H.C. & Salbu, B. 2007a. Exposure to moderate acid water and aluminum reduces Atlantic salmon post-smolt survival. *Aquaculture* 273: 360-373.
- Kroglund, F., Finstad, B., Pettersen, K., Teien, H.-C., Salbu, B., Rosseland, B.O., Nilsen, T.O., Stefansson, S., Ebbesson, L.O.E., Nilsen, R., Bjørn, P.A. & Kristensen, T. 2010. Recovery rates in Atlantic salmon smolts following aluminum exposure defined by changes in blood physiology and seawater tolerance, innsendt manuskript.

- Kålås, S., Urdal, K. & Sægvog, H. 2010. Overvaking av lakselusinfeksjonar på tilbakevandra sjøaure i Rogaland, Hordaland og Sogn & Fjordane sommaren 2009. Rådgivende Biologer AS 1275: 1-43.
- Landry, C., Garant, D., Duchesne, P. & Bernatchez, L. 2001. 'Good genes as heterozygosity': the major histocompatibility complex and mate choice in Atlantic salmon (*Salmo salar*). Proceedings of the Royal Society B 268: 1279-1285.
- Larsson, P., Backe, C., Bremle, G., Eklöv, A. & Okla, L. 1996. Persistent pollutants in a salmon population (*Salmo salar*) of the southern Baltic Sea. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 62-69.
- Lehmann, G.B., Wiers, T., Barlaup, B.T., Sandven, O.R. & Normann, E.S. 2009. Uttak av rømt oppdrettslaks i sjø i innvandringsruten til Vossolaksen, og i elv i Ekso.
- Lehodey P., Alheit J., Barange, M. mfl. 2006. Climate variability, fish, and fisheries. J Clim 19:5009-5030.
- Leivestad, H., Jensen, E., Kjartansson, H. & Xingfu, L. 1987. Aqueous speciation of aluminium and toxic effects on Atlantic salmon. Ecophysiology of acid stress. in Aquatic Organisms. Witters, H. & Vanderborgh, O. red, s. 387-398.
- Lindroth, A. 1955. Mergansers as salmon and trout predators in the river Indalsälven. Report of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm 36: 126-132.
- Little, E.E., Archeski, R.D., Flerov, B.A. & Kozlovskaya, V.I. 1990. Behavioral indicators of sub-lethal toxicity in rainbow trout. Environmental Contamination and Toxicology 19: 380-385.
- Lo, H. 2008. Levende genbank som tiltak for å bevare norske laksestammer. I: Barlaup, B.T. (red.). Nå eller aldri for Vossolaksen. DN-utredning 2008-9.
- Madsen, S.S., Mathiesen, A.B. & Korsgaard, B. 1997. Effects of 17 beta-estradiol and 4-nonylphenol on smoltification and vitellogenesis in Atlantic salmon (*Salmo salar*). Fish physiology and biochemistry 17: 303-312.
- Madsen, S.S., Skovbolling, S., Nielsen, C. & Korsgaard, B. 2004. 17-beta estradiol and 4-nonylphenol delay smolt development and downstream migration in Atlantic salmon, *Salmo salar*. Aquatic Toxicology 68: 109-120.
- Marquiss, M., Feltham, M.J. & Duncan, K. 1991. Sawbill ducks and salmon. Fisheries Research Services Report, 18/91. 16 s.
- Mather, M.E. 1998. The role of context-specific predation in understanding patterns exhibited by anadromous salmon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55 (Suppl. 1): 232-246.
- McCormick, S.D., O'Dea M, F., Moeckel, A.M., Lerner, D.T. & Björnsson, B.T. 2005. Endocrine disruption of parr-smolt transformation and seawater tolerance of Atlantic salmon by 4-nonylphenol and 17beta-estradiol. General and Comparative Endocrinology 142: 280-288.
- McGinnity, P., Jennings, E., deEyto, E., Allott, N., Samuelsson, P., Rogan, G., Whelan, K. & Cross, T. 2009. Impact of naturally spawning captive-bred Atlantic salmon on wild populations: depressed recruitment and increased risk of climate-mediated extinction. Proc Biol. Sci. 276: 3601-3610.
- McGinnity, P., Prodöhl, P., Maoiléidigh, N.Ó., Hynes, R., Cotter, D., Baker, N., O'Hea, B. & Ferguson, A. 2004. Differential lifetime success and performance of native and non-native Atlantic salmon examined under communal natural conditions. Journal of Fish Biology 65: 173-187.
- McGinnity, P., Prodöhl, P., Ferguson, A., Hynes, R., Ó Maoiléidigh, N., 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 interac-

- tions with escaped farm salmon. Proceedings of the Royal Society of London Ser. B 270: 2443-2450.
- Metcalf N.B. & Thorpe J.E. 1990. Determinants of geographical variation in the age of seaward migrating salmon, *Salmo salar*. J Anim Ecol 59:135-149
- Middlemas, S.J., Barton, T.R., Armstrong, J.D. & Thompson, P.M. 2006. Functional and aggregative responses of harbor seals to changes in salmonid abundance. Proceedings of the Royal Society B 273: 193-198.
- Mills, D.H. 1989. Ecology and management of Atlantic salmon. Chapman & Hall, London. 351 s.
- Milner, N.J., Elliott, J.M., Armstrong, J.D., Gardiner, R., Welton, J.S. & Ladle, M. 2003. The natural control of salmon and trout populations in streams. Fisheries Research 62: 111-125.
- Mo, T.A., Senos, M.R., Hansen, H. & Poppe, T.T. 2010. Red vent syndrome associated with *Anisakis simplex* diagnosed in Norway. EAFP Bulletin, til trykking.
- Moen, V., Næss, T., Solbakken, F., Kibsgård, B., Frøysa, T., Setså, R., Brennslett, R., Hermansen U. & Kalkenberg, A. 2008. Reetableringsprosjektet for Ranelva og Røssåga. Årsrapport 2007. Veterinærinstituttets rapportserie 18-2008.
- Monette, M.Y. & McCormick, S.D. 2005. A comparison of responses of Atlantic salmon parr and smolts to acid/aluminum exposure; why are smolts more sensitive? Integrative and Comparative Biology 45: 1168-1168.
- Montevecchi, W.A., Cairns, D.K. & Myers, R.A. 2000. Predation on marine-phase Atlantic salmon (*Salmo salar*) by gannets (*Morus bassanus*) in the Northwest Atlantic. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59: 602-612.
- Moore, A. & Waring, C.P. 2001. The effects of a synthetic pesticide on some aspects of reproduction in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Aquatic Toxicology 52: 1-12.
- Moore, A., Lower, N., Mayer, I. & Greenwood, L. 2007. The impact of a pesticide on migratory activity and olfactory function in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts. Aquaculture 273: 350-359.
- 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. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52: 1923-1935.
- Moore, A., Scott, A.P., Lower, N., Katsiadaki, I. & Greenwood, L. 2003. The effects of 4-nonylphenol and atrazine on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts. Aquaculture 222: 253-263.
- Morin, P.-P., Dodson, J.J. & Dore, F.Y. 1989. Cardiac responses to a natural odorant as evidence of a sensitive period for olfactory imprinting in young Atlantic salmon, *Salmo salar*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 46: 122-130.
- Mortensen, S., Asplin, L., Jansen, P.A., Korsnes, K. & Nylund, A. 2009. Smittespredning i kystsonen. I: Kyst og havbruk 2009 (Agnalt, A.-L., Bakketeig, I.E., Haug, T., Knutsen, J.A. & Opstad, I. red.), Fisken og havet, særn. 2-2009: 179-183.
- Mowbray, F.K. & Locke, A. 1998. Biological characteristics of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the Nepisiguit River, New Brunswick, 1982-1996. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2236 I-III: 1-32.
- Møkkelgjerd, P.I. & Gunnerød, T.B. 1986. Fiskeribiologiske undersøkelser i Byglandsfjord, 1974-1985. Direktoratet for naturforvaltning, reguleringsundersøkelsene. DN-rapport 9-1986: 1-46.
- NASCO 1998. Agreement on adoption of a precautionary approach. CNL(98)46, 4 s.
- NASCO 2002. Decision structure for management of North Atlantic salmon fisheries. CNL31.332, 8 s.
- NASCO 2009. NASCO Guidelines for the Management of Salmon Fisheries. CNL(09)43, 6 s.
- Nedreaas, K., Hesthagen, T., Borgstrøm, R., Brabrand, Å., Byrkjedal, I., Christiansen, J.S., Gjosæter, J., Langhelle, E., Pethon, P., Uiblein, F. & Vøllestad, A. 2006. Fisker. I: Norsk Rødliste 2006 (Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. red.), Artsdatabanken, Norge.

- Newton, I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, London, 597 s.
- Niemelä, E., Erkinaro, J., Julkunen, M., Hassinen, E., Lämsmä, M. and Brørs, S. 2006a. Temporal variation in abundance, return rate and life histories of previously spawned Atlantic salmon in a large subarctic river. *Journal of Fish Biology* 68: 1222-1240.
- Nilsen, T.O., Ebbesson, L.O.E., Kverneland, O.G., Kroglund, F., Finstad, B. & Stefansson, S.O. 2010. Effects of acidic water and aluminum exposure on gill Na⁺, K⁺ -ATPase α -subunit isoforms, enzyme activity, physiology and return rates in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquatic Toxicology* 97: 250-259.
- Nordeng, H. 1983. Solution to the "char problem" based on Arctic char (*Salvelinus alpinus*) in Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 1372-1387.
- NOU 1999. Til laks åt alle kan ingen gjera. Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. Norsk offentlig utredning. 1-297.
- Nylund, S., Nylund, A., Watanabe, K., Arnesen, C. E. & Karlsbakk, E. 2010. *Paranucleospora theridion* n. gen., n. sp. (Microsporidia, Enterocytozoonidae) with a life cycle in the salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis*, Copepoda) and Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 57: 95-114. doi: 10.1111/j.1550-7408.2009.00451.x.
- Olivier, A., Leduc, H.C., Roh, E., Harvey, M.C. & Brown, G.E. 2006. Impaired detection of chemical alarm cues by juvenile wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a weakly acidic environment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 2356-2363.
- O'Reilly, P. & Doyle, R. 2007. Live gene banking of endangered populations of Atlantic salmon. 2007. I: *The Atlantic Salmon: Genetics, Conservation and Management* (Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen, J. red.). Oxford: Blackwell, s. 200-239.
- Peyronnet A., Friedland K.D., O'Maileidigh, N. mfl. 2007. Links between marine growth and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *J Fish Biol* 71:684-700.
- Peyronnet, A., Friedland, K.D. & Maoileidigh, N.O. 2008. Different ocean and climate factors control the marine survival of wild and hatchery Atlantic salmon *Salmo salar* in the north-east Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology* 73: 945-962.
- Potter, E.C.E. & Crozier, W.W. 2000. A perspective on the marine survival of Atlantic salmon. I *The Ocean Life of Atlantic Salmon - Environmental and Biological Factors influencing Survival* (D. Mills red.), Fishing News Books, Oxford, s. 19-36.
- Quinn, T.P. 2005. The behavior and ecology of Pacific salmon and trout. University of Washington Press, Vancouver, Canada, 320 s.
- Quinn T.P., McGinnity P. & Cross T.F. 2006. Long-term declines in body size and shifts in run timing of Atlantic salmon in Ireland. *J Fish Biol* 68:1713-1730.
- Rehnberg, B.G. & Schreck, C.B. 1986. The olfactory L-serine receptor in coho salmon: Biochemical specificity and behavioral response. *Journal of Comparative Physiology* 159: 61-67.
- Rehnberg, B.G., Jonasson, B. & Schreck, C.B. 1985. Olfactory sensitivity during parr and smolt developmental stages of coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 114: 732-736.
- Reitan, O., Hvidsten, N.A. & Hanssen, L.P. 1987. Bird predation on hatchery-reared Atlantic salmon smolts, *Salmo salar* L., released in the River Eira, Norway. *Fauna Norvegica Series A* 8: 35-38.
- Revie, C., Dill, L., Finstad, B. & Todd, C.D. 2009. Sea Lice Working Group Report. NINA Special Report 39: 1-117.
- Rikardsen, A.H. 2000. Effects of Floy and soft V1alpha tags on growth and survival of juvenile Arctic char. *North American Journal of Fisheries Management* 20: 719-728.
- Rikardsen, A.H. 2004. Seasonal occurrence of sea lice *Lepeophtheirus salmonis* on sea trout in two north Norwegian fjords. *Journal of Fish Biology* 65: 711-722.

- Rikardsen, A.H. & Amundsen, P.A. 2005. Pelagic marine feeding behaviour of Arctic charr *Salvelinus alpinus* and sea trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, 66: 1163-1166.
- Rikardsen, A.H. & Dempson, J.B. 2011. Dietary life-support: The marine feeding of Atlantic salmon. I: *Salmon Ecology* (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skuldal, J. red). Blackwell, til trykking.
- Rikardsen, A.H., & Elliott, J.M. 2000. Variations in juvenile growth, energy allocation and life-history strategies of two populations of Arctic charr in North Norway. *Journal of Fish Biology* 56: 328-346.
- Rikardsen, A.H. & Thorstad, E.B. 2006. External attachment of data storage tags increases probability of being recaptured in nets compared to internal tagging. *Journal of Fish Biology* 68: 963-968.
- Rikardsen, A.H., Svenning, M.-A. & Klemetsen, A. 1997. The relationships between anadromy, sex ratio and parr growth of Arctic charr in a lake in North Norway. *Journal of Fish Biology* 51: 447-461.
- Rikardsen, A.H., Thorpe, J.E. & Dempson, B. 2004. Modelling the life-history variation of Arctic charr. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 305-311
- Rikardsen, A.H., Amundsen, P.-A., Bjørn, P.A. & Johansen, M. 2000. Comparison of growth, diet and food consumption of sea-run and lake-dwelling Arctic charr. *Journal of Fish Biology* 57: 1172-1188.
- Rikardsen, A.H., Amundsen, P.-A., Knudsen, R. & Sandring, S. 2006. Seasonal marine feeding and body condition of sea trout *Salmo trutta* (L.) at its northern distribution area. *ICES Journal of Marine Science* 63: 466-475.
- Rikardsen, A.H., Hansen, L.P., Jensen, A., Vollen, T. & Finstad, B. 2008. Do Norwegian Atlantic salmon feed in the northern Barents Sea? - Tag recoveries from 70 - 78° N. *Journal of Fish Biology* 72: 1792-1798.
- Rikardsen, A.H., Dempson, J.B., Amundsen, P.-A., Bjørn, P.A., Finstad, B. & Jensen, A.J. 2007a. Temporal variability in marine feeding of sympatric Arctic charr and sea trout. *Journal of Fish Biology* 70: 837-847.
- Rikardsen, A.H., Diserud, O., Elliott, J.M., Dempson, J.B., Sturlaugsson, J. & Jensen, A. 2007b. The marine temperature and depth preferences of Arctic charr and sea trout, as recorded by data storage tags. *Fisheries Oceanography* 16: 436-447.
- Rikardsen, A.H., Haugland, M., Bjørn, P.A., Finstad, B., Knudsen, R., Dempson, J.B., Holst, J.C., Hvidsten, N.A. & Holm, M. 2004. Geographic differences in marine feeding of Atlantic salmon post-smolts in Norwegian fjords. *Journal of Fish Biology* 64: 1655-1679.
- Robertsen, G., Hansen, H., Bachmann, L. & Bakke, T.A. 2007. Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) is a suitable host for *Gyrodactylus salaris* (Monogenea, Gyrodactylidae) in Norway. *Parasitology* 134: 257-267.
- Rosseland, B.O. & Kroglund, F. 2010. Ecological consequences of pollution: lessons from acidification and pesticides. I: *Salmon Ecology* (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skuldal, J. red). Blackwell, til trykking.
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium- rich water. 2. Physiological stress and mortality of one- and two- year-old fish. *Report Institute of Freshwater Research, Drottningholm* 61: 187-194.
- Rosseland, B.O. & Staurnes, M. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach. I: *Acidification of freshwater ecosystems: Implications for the future* (Steinberg, C.E.W. & Wright, R.F. red.), John Wiley & Sons Ltd., s. 227.

- Rosseland, B.O., Kroglund, F., Staurnes, M., Hindar, K. & Kvellestad, A., 2001. Tolerance to acid water among strains and life stages of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Water Air and Soil Pollution* 130: 899-904.
- Ryman, N. & Laikre, L. 1991. Effects of supportive breeding on the genetically effective population size. *Conservation Biology* 5: 325-329.
- Salo, P., Korpimäki, E., Banks, P.B., Nordström, M. & Dickman, C.R. 2007. Alien predators are more dangerous than native predators to prey populations. *Proceedings of the Royal Society B* 274: 1237-1243.
- Salte, R., Bentsen, H.B., Moen, T., Tripathy, S., Bakke, T.A., Ødegård, J., Omholt, S. & Hansen, L.P. 2010a. Prospects for a genetic management strategy to control *Gyrodactylus salaris* infection in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 121-129.
- Salte, R., Bakke, T.A. & Bentsen, H.B. 2010b. Villaks kan reddes. <http://www.aftenposten.no/meninger/kronikker/article3567719.ece>
- Saltveit, S.J. 2003. Effekter av fiskeutsettinger i Suldalslågen. Suldalslågen-Miljørapport, 22.
- Saltveit, S.J. 2004. Fiskeutsettinger i Suldalslågen. LFI-Oslo. Rapport nr. 233-2004.
- Saltveit, S. J. 2006. The effects of stocking Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a Norwegian regulated river. *Fisheries Management and Ecology* 13: 197-205.
- Sandahl, J.F., Baldwin, D.H., Jenkins, J.J. & Scholz, N.L. 2005. Comparative thresholds for acetylcholinesterase inhibition and behavioral impairment in coho salmon exposed to chlorpyrifos. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 136-145.
- Schreck, C.B., Solazzi, M.F., Johnson, S.L. & Nickelson, T.E. 1989. Transportation stress affects performance of coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. *Salmonid Smoltification I: Proceedings of a workshop sponsored by the Directorate for Nature Management, Norwegian Fisheries Research Council, Norwegian Smolt Producers Association and Statkraft, held at the University of Trondheim, Norway.* s. 15-20.
- Schindler, D.E., Hilborn, R., Chasco, B., Boatright, C.P., Quinn, T.P., Rogers, L.A. & Webster, M.S. 2010. Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. *Science* 465: 609-612.
- SFT 1997. Klassifisering av vannkvalitet i ferskvann. SFT veiledning 97/1. TA-nr 1468. 31 s.
- SFT 2008. Overvåking av langtransporterte luftforurensninger. Sammendragsrapport. SFT-rapport 1032/2008, 92 s.
- SFT 2009. Overvåking av langtransporterte forurensninger 2007. Sammendragsrapport (TA-1057/2009).
- Sharples, R.J., Arrizabalaga, B. & Hammond, P.S. 2009. Seals, sandeels and salmon: diet of harbor seals in St. Andrews Bay and the Tay Estuary, southeast Scotland. *Marine Ecology Progress Series* 390: 265-276.
- Shearer, W.M., Cook, R.M., Dunkley, D.A., MacLean, J.C. & Shelton, R.G.J. 1987. A model to assess the predation of sawbill ducks on the salmon stock of the river North Esk. D. A. F. S. Scottish Fisheries Research Report 37, 12 s.
- Skilbrei, O. & Wennevik, V. 2006. Survival and growth of sea-ranched Atlantic salmon, *Salmo salar* L., treated against sea lice before release. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1317-1325.
- Skoglund, H., Sandven, O.R., Barlaup, B.T., Wiers, T., Lehmann, G.B. & Gabrielsen, S.-E. 2009. Gytefisktellinger i elver i Nordhordland, Hardanger og Ryfylke 2004-2008 - bestandsstatus for villfisk og innslag av rømt oppdrettslaks. LFI-Unifob Rapport nr. 163: 1-62.
- Skaala, Ø. & Hindar, K. 1997. Genetic changes in the River Vosso salmon stock following a collapse in the spawning population and invasion of farmed salmon. (Superabstract). *ICES Journal of Marine Science*, Convenors report.

- Skaala, O., Wennevik, V. & Glover, K.A. 2006. Evidence of temporal genetic change in wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., populations affected by farm escapees. ICES Journal of Marine Science, 63: 1224-1233.
- Skaala, Ø., Finstad, B., Kålås, S., Bjørn, P.A., Barlaup, B., Heuch, P.A. & Bjørge, A. 2009. Hardangerfjorden, på utsida av rammene for berekraftig oppdrett? Kyst og Havbruk 2009: 64-67.
- Skilbrei, O.T., Wennevik, V., Dahle, G., Barlaup, B. & Wiers, T. 2010. Delayed smolt migration of stocked Atlantic salmon parr. Fisheries Management and Ecology, in press.
- Skoglund H., Barlaup B.T., Gabrielsen S.-E., Wiers T. 2007. LFI-rapport 136. Fiskebiologiske undersøkelser i Bjoreio, Eidfjordvassdraget, i perioden 2004-2006 - med vekt på vinter-vannføring og temperaturforhold. LFI-Unifob, rapport 136. 68 s.
- Spaulding, B.W. 2005. Endocrine disruption in Atlantic salmon (*Salmo salar*) exposed to pesticides B.S. University of Maine.
- Staurnes, M., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. Water Air and Soil Pollution 85: 347-352.
- St.prp. nr. 32 (2006-2007). Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevasdrag og laksefjorder. Tilråding fra Miljøverndepartementet av 15. desember 2006, godkjent i statsråd samme dag. 143 s.
- Strand, R., Fleming, I.A. & Johnsen, B.O. (red.) 2001. Utsettinger av laksefisk. NINA Fagrapport 45.
- Ståhl, G. & Hindar, K. 1988. Genetisk struktur hos norsk laks: status og perspektiver. Rapport fra Fiskeforskningen. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 57 s.
- Sutherland, W.J. 2006. Predicting the ecological consequences of environmental change: a review of the methods. Journal of Applied Ecology 43: 599-616.
- Svenning, M.-A., Borgstrøm, R., Dehli, T.O., Moen, G., Barrett, R.T., Pedersen, T. & Vader, W. 2005b. The impact of marine fish predation on Atlantic salmon smolts (*Salmo salar*) in the Tana estuary, North Norway, in the presence of an alternative prey, lesser sandeel (*Ammodytes marinus*). Fisheries Research 76: 466-474.
- Svenning, M.-A., Fagermo, S.E., Barrett, R.T., Borgstrøm, R., Vader, W., Pedersen, T. & Sandring, S. 2005a. Goosander predation and its potential impact on Atlantic salmon smolts in the River Tana estuary, northern Norway. Journal of Fish Biology 66: 924-937.
- Svenning, M.-A., E. Niemelä, B. Christiansen, A. Daniloff, K. Lauritsen & B. Johansen (2009). Sjølaksefiske i Finnmark; ressurs og potensial. Fangst og bestandssammensetning hos laks fanga på krokarn og kilenot av 27 sjølaksefiskere i Finnmark, fra 20. mai til 31. juli 2008. Fylkesmannen i Finnmark Miljøvernveddelingen. Rapport 8 - 2009 Rapport 8 - 2009: 1-19.
- Swansburg, E., Chaput, G., Moore, D. mfl. 2002. Size variability of juvenile Atlantic salmon: links to environmental conditions. J Fish Biol 61:661-683.
- Tangeland, T., Andersen, O., Aas, Ø. & Fiske, P. 2010. Elvefiske etter anadrome laksefisk i Norge sesongen 2008. Fiskevaner, fangst, innsats og holdninger til fangstreguleringer, herunder fiskernes syn på reguleringene for sesongen 2008. NINA Rapport 545: 1-86.
- Thorstad, E.B., Whoriskey, F., Rikardsen, A.H. & Aarestrup, K. 2010. Aquatic nomads: the life and migrations of the Atlantic salmon. I: Salmon Ecology (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skuldal, J. red). Blackwell, til trykking.
- Thorstad, E.B., Fleming, I.A., McGinnity, P., Soto, D., Wennevik, V. & Whoriskey, F. 2008. Incidence and impacts of escaped farmed Atlantic salmon *Salmo salar* in nature. Report from the Technical Working Group on Escapes of the Salmon Aquaculture Dialogue. NINA Special Report 36: 1-110.

- 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.
- Thorstad, E.B., Hindar, K., Berg, O.K., Saksgård, L., Norum, I.C.J., Sandlund, O.T., Hesthagen, T. & Lehn, L.O. 2009. Status for småblankbestanden i Namsen. NINA Rapport 403: 1-95.
- Todd, C.D., Hughes, S.L., Marshall, T. mfl. 2008. Detrimental effects of recent ocean surface warming on growth condition of Atlantic salmon. *Glob Change Biol* 14:1-13.
- Trudel, M. 2009. Canada's research on the marine biology of Pacific salmon. I. Offshore areas. *NPAFRC Newsletter* 26: 4-5. (<http://www.npafc.org/new/index.html>)
- Tufto, J. & Hindar, K. 2003. Effective size in management and conservation of subdivided populations. *Journal of Theoretical Biology*, 222:273-281.
- Vähä, J.-P. 2007. Conservation genetics of Teno River Atlantic salmon (*Salmo salar*). Genetic structure in space and time, and the effects of escaped farmed salmon. *Annales Universitatis Turkuensis, Ser All: Biologica, Geographica, Geologica* 217: 1-130.
- Vähä, J.-P., Erkinaro, J., Niemelä, E., mfl. 2007. Life-history and habitat features influence the within-river genetic structure of Atlantic salmon. *Molecular Ecology* 16: 2638-2654.
- Vähä, J.-P., Erkinaro, J., Niemelä, E., Primmer, C.R., Saloniemi, I., Johansen, M., Svenning, M. & Brørs, S. 2010. Temporally stable population-specific differences in run timing of one-sea-winter Atlantic salmon returning to a large river system. *Evolutionary Applications*, til trykking.
- Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2009.
- Verspoor, E. & García de Leániz, C. 1997. Stocking success of Scottish Atlantic salmon in two Spanish rivers. *Journal of Fish Biology* 51: 1265-1269.
- Vilhunen, I., 2006. Repeated antipredator conditioning: a pathway to habituation or to better avoidance? *Journal of Fish Biology* 68: 25-43.
- Vøllestad, L.A., Hirst, D., L'Abée-Lund, J.H., Armstrong, J.D., MacLean, J.C., Youngson, A.F. & Stenseth, N.C. 2009. Divergent trends in anadromous salmonid populations in Norwegian and Scottish rivers. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276: 1021-1027.
- Waples, R.S. & Drake, J. 2004. Risk-benefit considerations for marine stock enhancement: a Pacific salmon perspective. I: *Stock Enhancement and Sea Ranching: Developments, Pitfalls and Opportunities* (Leber, K.M., Kitada, S., Blankenship, H.L. & Svåsand, T. red). Blackwell, Oxford, s. 260-306.
- Waples, R.S., Ford, M.J. & Schmitt, D. 2007. Empirical results of salmon supplementation in the Northeast Pacific: A preliminary assessment. I: *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities* (Bert, T.M. red.). Kluwer Academic Publishers, s. 383-403.
- Ward, A.J.W., Duff, A.J. & Currie, S. 2006. The effects of the endocrine disrupter 4-nonylphenol on the behaviour of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 377-382.
- Ward, A. J.W., Duff, A.J., Horsfall, J.S. & Currie, S. 2008. Scents and scents-ability: pollution disrupts chemical social recognition and shoaling in fish. *Proceedings of the Royal Society B* 274: 101-105.
- Waring, C.P. & Moore, A. 2004. The effect of atrazine on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in fresh water and after sea water transfer. *Aquatic Toxicology* 66: 93-104.

- Wedemeyer, G.A., Saunders, R.L. & Clarke, W.C. 1980. Environmental factors affecting smoltification and early marine survival of anadromous salmonids. *Marine Fisheries Review* 42: 1-14.
- Wiese, F.K., Parrish, J.K., Thompson, C.W. & Maranto, C. 2008. Ecosystem-based management of predator-prey relationships: piscivorous birds and salmonids. *Ecological Applications* 18: 681-700.
- Wilson, B.R., Feltham, M.J., Davies, J.M., Holden, T., Cowx, I.G., Harvey, J.P. & Britton, J.R. 2003. A quantitative assessment of the impact of goosander, *Mergus merganser* on salmonid populations in two upland rivers in England and Wales. I: Interactions between fish and bird: implications for management (Cowx, I.G. red.). Blackwell Science, Oxford, s. 119-135.
- WWF 2001. The status of wild Atlantic salmon: A river by river assessment. 179 s.
- Yeates, S.E., Einum, S., Fleming, I.A., Megens, H.-J., Stet, R.J.M., Hindar, K., Holt, W.V., Van Look, K.J.W. & Gage, M.J.G. 2009. Atlantic salmon eggs favour sperm in competition that have similar major histocompatibility alleles. *Proceedings of the Royal Society of London B* 276: 559-566.
- Yodzis, P. 2001. Must top predators be culled for the sake of fisheries? *Trends in Ecology & Evolution* 16: 78-84.

VEDLEGG

Vedlegg 1. Gytebestandsmål for norske laksevassdrag. Det presiseres at det ikke er Vitenskapelig råd for lakseforvaltning som er ansvarlig for utarbeidelsen av disse gytebestandsmålene, men at rådets rolle er å vurdere måloppnåelse i forhold til målene i ulike vassdrag. Vassdragene er plassert i ulike grupper av eggtektbeter (<1,5; 1,5-3; 3-5; >5 med midtverdier 1, 2, 4 og 6 egg), og det er midtverdien for eggtektbetsgruppen som oppgis her (se kap. 1.2.3). Arealene som er benyttet for vassdragene, antall egg som må legges for å møte gytebestandsmålet, samt antall kilo hunner som er nødvendig for å møte gytebestandsmålet, er også gitt (for midtverdien i eggtektbetsgruppen). Nedre og øvre grense for gytebestandsmålet er gitt som vekt av hunnlaks (nedre og øvre GMB).

Vassdragsnr.	Elv	Gytebestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GMB
001.1Z	ENNINGDALSELVA	1	328120	328120	226	113	339
002.Z	GLOMMA	1	1391640	1391640	960	480	1440
008.Z	SANDVIKSELVA	2	240020	480040	331	248	497
009.Z	ÅROSELVA	2	178800	357600	247	185	370
011.Z	LIERELVA	1	716120	716120	494	247	741
012.Z	DRAMMENSELVA	1	6314590	6314590	4355	2177	6532
015.Z	NUMEDALSLÅGEN	2	7941600	17828760	12296	6148	18444
016.4Z	HERREVASSDRAGET	2	58020	116040	80	40	120
016.Z	SKIENSELVA	1	2169640	2169640	1496	748	2244
019.Z	NIDELVA I ARENDAL	1	2411300	2411300	1663	831	2494
020.Z	TOVDALSELVA	2	2697890	5395780	3721	2791	5582
021.Z	OTRA	2	1697100	3394200	2341	1756	3511
022.Z	MANDALSELVA	2	3737510	7475020	5155	3866	7733
023.Z	AUDNA	1	1754410	1754410	1210	605	1815
024.Z	LYGNA	2	1369720	2739440	1889	1417	2834
025.Z	KVINA	2	1359500	2719000	1875	1406	2813
026.4Z	SOKNDALSELVA	4	312130	1248520	861	646	1076
027.6Z	OGNA	6	280790	1684740	1162	968	1356
027.7Z	FUGLESTADÅNA	4	140194	560776	387	290	483
027.Z	BJERKREIMSVASSDRAGET	4	1565620	6262480	4319	3239	5399
028.1Z	KVASSHEIMSÅNA	6	16100	96600	67	56	78
028.21Z	S. VARHAUGELV	4	26300	105200	73	54	91
028.22Z	N. VARHAUGELV	4	30150	120600	83	62	104
028.3Z	HÅELVA	6	440100	2640600	1821	1366	2276
028.Z	FIGGJO	6	542720	3256320	2246	1871	2620
030.2Z	DIRDALSELVA	2	225020	450040	310	233	466
030.4Z	ESPEDALSELVA	2	469850	939700	648	486	972
030.Z	FRAFJORDELVA	2	173000	346000	239	179	358
033.Z	ÅRDALSELVA	2	646830	1293660	892	669	1338
035.3Z	VORMO	4	108660	434640	300	225	375
035.7Z	HÅLANDSELVA	2	86070	172140	119	89	178
035.Z	ULLA	2	128690	257380	178	133	266
036.Z	SULDALSLÅGEN	2	1680390	3360780	2318	1738	3477
038.Z	VIKEDALSELVA	4	266820	1067280	736	552	920
041.Z	ETNEELVA	4	371480	1485920	1025	769	1281
045.4Z	ROSENDALSELVA	4	35970	143880	99	74	124
048.Z	OPO	2	578200	1156400	798	598	1196
050.Z	EIDFJORDVASSDRAGET	2	309790	619580	427	320	641
052.1Z	GRANVINSELVA	2	135590	271180	187	140	281
055.7Z	OSELVA	4	307830	1231320	849	637	1061
055.Z	TYSSEELVA	2	179090	358180	247	185	371
060.4Z	LONEELVA	6	36910	221460	153	127	178
061.2Z	STORELVA I ARNA	4	60490	241960	167	125	209
061.Z	DALEELVA I VAKSDAL	2	141160	282320	195	146	292
062.Z	VOSSO	2	1530110	3060220	2110	1583	3166
063.Z	EKSO	1	209340	209340	144	72	217
070.Z	VIKJA	2	30920	61840	43	32	64
071.Z	NÆRØYELVI	2	371710	743420	513	385	769
072.2Z	FLÅM	2	141890	283780	196	147	294
072.Z	AURLANDSELVA	2	432220	864440	596	447	894
073.Z	LÆRDALSELVI	4	1818590	7274360	5017	3763	6271
077.3Z	SOGNDALSELVA	2	82920	165840	114	86	172
077.Z	ÅRØYELVA	4	46350	185400	128	96	160

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 2

Vass-dragsnr.	Elv	Gyte- bestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunn- laks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GMB
079.Z	DALEELVA I HØYANGER	2	196300	392600	271	203	406
082.Z	FLEKKEELVA	2	256665	401605	277	188	415
083.2Z	KVAMSELVA I SUNNFJORD	4	62340	249360	172	129	215
083.Z	GAULARVASSDRAGET	2	1046110	2092220	1443	1082	2164
084.7Z	NAUSTA	4	786900	3147600	2171	1628	2713
084.Z	JØLSTRA	4	417960	1671840	1153	865	1441
085.Z	OSENELVA I FLORA	4	369320	1477280	1019	764	1274
086.Z	ÅELVA OG OMMEDALSELVA	2	157800	315600	218	163	326
087.Z	GLOPPENELVA	2	321160	642320	443	332	664
088.1Z	OLDEN	2	109770	219540	151	114	227
088.2Z	LOELVA	2	92240	184480	127	95	191
088.Z	STRYN	2	782590	1565180	1079	810	1619
089.Z	EIDSELVA	2	553210	1106420	763	572	1145
091.3Z	ERVIKELVA I SELJE	4	44670	178680	123	92	154
092.Z	ÅHEIMSELVA	4	169555	678220	468	351	585
093.2Z	OSELVA	3	73780	251500	173	130	224
094.4Z	AUSTEFJORDELVA	4	84460	337840	233	175	291
095.3Z	STORELVA (SØRE VARTDAL)	4	117310	469240	324	243	405
095.4Z	BARSTADVIKELVA	4	59800	239200	165	124	206
095.Z	ØRSTAEELVA	4	490400	1961600	1353	1015	1691
096.1Z	HAREIDSVASSDRAGET	4	140775	563100	388	291	485
097.12Z	BONDALSELVA	4	211130	844520	582	437	728
097.2Z	VIKELVA	3	77915	244710	169	127	223
097.4Z	NORANGDALSELVA	4	46090	184360	127	95	159
097.72Z	AUREELVA	4	117040	468160	323	242	404
097.7Z	VELLEDALSELVA	4	175550	702200	484	363	605
098.3Z	STRANDAELVA	2	248720	497440	343	257	515
098.6Z	KORSBREKKELVA	6	34850	209100	144	120	168
100.2Z	STORDALSELVA	4	262380	1049520	724	543	905
100.Z	VALLDALSELVA	2	586030	1172060	808	606	1212
101.1Z	ØRSKOGELVA	4	35790	143160	99	74	123
101.2Z	SOLNØRELVA	4	46240	184960	128	96	159
101.6Z	TENNFORDELVA	4	125425	501700	346	260	433
102.11Z	HILDREELVA	6	4820	28920	20	17	23
102.6Z	TRESSA	4	95100	380400	262	197	328
103.1Z	MÅNA	4	131640	526560	363	272	454
103.Z	RAUMA	2	3781270	7562540	5216	3912	7823
104.2Z	VISA	2	134430	268860	185	139	278
104.Z	EIRA	2	704840	1409680	972	729	1458
105.Z	OSELVA	4	323260	1293040	892	669	1115
107.3Z	SYLTEELVA	4	147080	588320	406	304	507
107.6Z	HUSTADELVA	3	210225	644370	444	333	589
108.2Z	VÅGSBØELVA	3	164115	498110	344	258	457
109.Z	DRIVA	2	4402970	8805940	6073	4555	9110
111.7Z	SØYA	2	600020	1200040	828	621	1241
112.Z	SURNA	2	3506090	7012180	4836	3627	7254
116.Z	ÅELVA	2	367415	632495	436	310	654
121.Z	ORKLA	4	6855280	27421120	18911	14183	23639
122.1Z	BØRSA	4	49550	198200	137	103	171
122.2Z	VIGDA	4	112000	448000	309	232	386
122.Z	GAULA	4	9358500	37434000	25817	19362	32271
123.4Z	HOMLA	4	90770	363080	250	188	313
123.Z	NIDELVA	4	989450	3957800	2730	2047	3412
124.Z	STJØRDALSELVA	2	4902870	9805740	6763	5072	10144
126.6Z	LEVANGERELVA	4	374290	1497160	1033	774	1291
127.Z	VERDALSELVA	2	2911958	5823915	4016	3012	6025
128.Z	STEINKJERVASSDRAGET	2	1263930	2527860	1743	1308	2615
132.Z	SKAUGA	2	854470	1708940	1179	884	1768
133.3Z	NORDELVA I BJUGN	4	208470	833880	575	431	719
134.Z	TEKSDALSELVA	4	17880	71520	49	37	62
135.1Z	OLDENELVA I BJUGN	4	64010	256040	177	132	221
135.ZB	NORDALSELVA	2	604500	1209000	834	625	1251
135.Z	STORDALSELVA	4	1120095	4480380	3090	2317	3862
137.2Z	STEINSDALSELVA	2	874970	1749940	1207	905	1810
138.3Z	OKSDØLA	4	187300	749200	517	388	646
138.5Z	AURSUNDA	4	236970	947880	654	490	817
138.6Z	BOGNA	2	927990	1855980	1280	960	1920

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 2

Vass-dragsnr.	Elv	Gyte- bestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunn- laks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GMB
138.Z	ÅRGÅRDSVASSDRAGET	4	1275400	5101600	3518	2639	4398
139.Z	NAMSEN	1	19071830	27048560	18654	11161	26148
140.Z	SALSVASSDRAGET	2	577980	1155960	797	598	1196
142.3Z	KONGSMOELVA	2	444410	888820	613	460	919
144.Z	ÅBJØRVASSDRAGET	1	1382610	1382610	954	477	1430
148.2Z	SAUSVASSDRAGET	4	271980	1087920	750	563	938
151.Z	VEFSNA	4	2286042	9144168	6306	4730	7883
152.2Z	DREVJAVASSDRAGET	1	826710	826710	570	285	855
152.Z	FUSTAVASSDRAGET	2	915530	1831060	1263	947	1894
155.Z	RØSSÅGA	1	1810680	1810680	1249	624	1873
156.Z	RANAVASSDRAGET	1	1771810	1771810	1222	611	1833
159.21Z	GJERVALELVA I RØDØY	6	18220	109320	75	63	88
160.41Z	SPILDERVASSDRAGET	2	170370	340740	235	176	352
161.Z	BELARELVA	1	2470240	2470240	1704	852	2555
163.Z	SALTDALSELVA	1	3458820	3458820	2385	1193	3578
165.7Z	FJÆREVASSDRAGET	6	27320	163920	113	94	132
167.Z	KOBBLV	1	338960	338960	234	117	351
170.5Z	VARPAVASSDRAGET	4	78850	315400	218	163	272
172.Z	FORSÅVASSDRAGET	2	285610	469160	324	225	485
174.5Z	ELVEGÅRSELVA (BJERKVIK)	2	124580	249160	172	129	258
178.51Z	KJERRINGNESVASSDRAGET	4	109790	407060	281	211	356
178.52Z	OSVOLLVASSDRAGET	4	81400	296660	205	153	261
178.62Z	ROKSØYELVA	2	38460	76920	53	40	80
178.6Z	GÅRDELVA	4	115810	423880	292	219	372
178.7Z	BUKSNEVASSDRAGET	4	207690	830760	573	430	716
185.1Z	ALSVÅGVASSDRAGET	2	150495	348830	241	180	344
186.2Z	ROKSDALSVASSDRAGET	5	326330	1576760	1087	862	1312
191.Z	SALANGSVASSDRAGET	1	2524280	2524280	1741	870	2611
193.Z	SKØELVVASSDRAGET	1	533250	533250	368	184	552
194.3Z	LYSBOTNVASSDRAGET	2	243370	486740	336	252	504
194.5Z	TENNELVA	4	93100	372400	257	193	321
194.6Z	ÅNDERELVA	2	274300	548600	378	284	568
194.Z	LAUKHELLEVASSDRAGET (LAKSELVA FRA TROLLBUVATNET)	2	1382830	2765660	1907	1431	2861
196.5Z	LAKSELVA (AURSFJORD)	4	32690	130760	90	68	113
196.Z	MÅSELV ALT.	2	2000000	4000000	2759	2069	4138
202.11Z	SKIPSFJORDVASSDRAGET	2	130050	260100	179	135	269
205.Z	SKIBOTNVASSDRAGET	2	1180520	2361040	1628	1221	2442
208.Z	REISA	1	5294800	5294800	3652	1826	5477
209.Z	KVÆNANGSVASSDRAGET	2	311660	623320	430	322	645
212.2Z	HALSELVA	1	261750	261750	181	90	271
212.Z	ALTA	4	5701330	22805320	12130	9098	15163
213.Z	REPPARFJORDELVA	1	4786170	4786170	3301	1650	4951
223.Z	STABBURSELVA	2	1171690	2343380	1616	1212	2424
224.Z	LAKSELVA	2	2482722	4965444	3424	2568	5137
225.Z	BØRSELVA	1	3985500	3985500	2749	1374	4123
228.Z	STORELVA I LAKSEFJORD	1	1799330	1799330	1241	620	1861
231.7Z	SANDEFJORDELVA	1	618050	618050	426	213	639
231.8Z	RISFJORDVASSDRAGET	2	148090	296180	204	153	306
233.Z	LANGFJORDVASSDRAGET	2	1552940	3105880	2142	1606	3213
234.Z	TANA	2	47230133	98560570	54756	40966	80459
236.Z	KONGSFJORDELVA	2	798920	1597840	1102	826	1653
237.Z	VESTERELVA MED ORDO	1	1965960	1965960	1356	678	2034
239.3Z	SKALLELVA	1	827110	827110	570	285	856
239.Z	KOMAGELVA	2	1559690	3119380	2151	1613	3227
240.Z	VESTRE JAKOBSELV	1	1536200	1536200	1059	530	1589
241.5Z	VESTERELVA I NESSEBY	1	407780	407780	281	141	422
244.4Z	MUNKELVA	1	288630	288630	199	100	299
244.Z	NEIDEN	2	2144000	4288000	2957	2218	4436
247.3Z	KARPELVA	1	299790	299790	207	103	310
247.Z	GRENSE JAKOBSELV	2	450380	900760	621	466	932
004.Z	HØLENELVA	1	60880	60880	42	21	63
005.3Z	ÅRUNGELVA	2	19940	39880	28	21	41
005.4Z	GJERSJØELVA	2	14260	28520	20	15	30
006.Z	NORDMARKVASSDRAGET	2	26720	53440	37	28	55
007.Z	LYSAKERELVA	2	38550	77100	53	40	80
008.2Z	NESELVA	2	6640	13280	9	7	14

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 2

Vass- dragsnr.	Elv	Gyte- bestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunn- laks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GMB
009.1Z	ASKERELVA	2	1900	3800	3	2	4
013.Z	SANDEVASSDRAGET	1	248250	248250	171	86	257
014.Z	AULIVASSDRAGET	1	641390	641390	442	221	664
017.Z	KRAGERØVASSDRAGET		0	0	0		
018.3Z	GJERSTADVASSDRAGET	2	43640	87280	60	45	90
018.Z	VEGÅRVASSDRAGET	2	409940	819880	565	424	848
022.1Z	SØGNEELVA	2	405006	810012	559	419	838
025.3Z	FEDAELVA	1	105690	105690	73	36	109
026.Z	SIRA	2	118090	236180	163	122	244
027.3Z	HELLELANDSELVA	2	89370	178740	123	92	185
028.4Z	ORREÅNA	4	31780	127120	88	66	110
029.1Z	STORÅNA	4	83520	334080	230	173	288
029.22Z	HØLEELVA	4	2390	9560	7	5	8
031.Z	LYSEVASSDRAGET	2	99830	240040	166	124	234
032.Z	JØRPELANDSÅNA	2	80450	160900	111	83	166
035.2Z	HJELMELANDSÅNA	4	35110	140440	97	73	121
035.4Z	FØRREELVA	2	41670	83340	57	43	86
037.2Z	ÅBØELVA	2	39840	79680	55	41	82
037.Z	SAUDAVASSDRAGET	1	251660	251660	174	87	260
038.3Z	ØVSTABØELVA	4	44720	178880	123	93	154
042.3Z	DALELVA-FJÆRAELVA	2	27430	54860	38	28	57
042.Z	BLÆLVA	2	10760	4304	3	2	4
046.32Z	AUSTREPOLLELVA	2	25020	10008	7	5	10
046.4Z	ØYRESELVA	2	29940	11976	8	6	12
047.2Z	JONDALSELVI	4	24270	77664	54	40	67
050.1Z	KINNSO	2	91550	183100	126	95	189
051.1Z	AUSTDØLA	2	26660	10664	7	6	11
052.7Z	STEINSDALSELVI	4	84390	337560	233	175	291
064.Z	MODALSELVA	2	433210	866420	598	448	896
067.2Z	HAUGSDALSVASSDRAGET	2	100420	200840	139	104	208
067.3Z	MATREVASSDRAGET	2	108620	217240	150	112	225
067.6Z	YNDESDALSVASSDRAGET	4	61100	244400	169	126	211
069.31Z	STORELVA-BREKKEELVA	2	54660	109320	75	57	113
070.2Z	ORTNEVIKSELVA	2	0	0	0	0	0
075.4Z	MØRKRISSVASSDRAGET	1	298180	298180	206	103	308
080.1Z	HOVLANDSELVA-INDREDAL	2	73320	73320	51	38	76
080.21Z	YTREDALSELVA	2	71190	128142	88	66	133
080.4Z	BØELVA	4	7950	31800	22	16	27
082.5Z	DALSELVA-STORELVA	2	103190	206380	142	107	213
083.4Z	RIVEDALSELVA	2	27470	54940	38	28	57
086.8Z	HOPSELVA	4	33930	135720	94	70	117
087.1Z	RYGGELVA	2	40610	81220	56	42	84
089.4Z	HJALMA	2	87950	175900	121	91	182
093.3Z	NORDDALSELVA	4	11700	46800	32	24	40
094.21Z	VASSBAKKELVA	4	1500	6000	4	3	5
094.41Z	JOLGRØSELVA	4	240	960	1	0	1
094.6Z	STORELVA	4	3200	12800	9	7	11
094.Z	STIGEDALSELVA	4	43760	175040	121	91	151
095.41Z	STORELVA	4	52710	210840	145	109	182
096.41Z	VÅGSELVA	2	18670	37340	26	19	39
099.1Z	EIDSDALSELVA	2	124680	249360	172	129	258
099.2Z	NORDDALSVASSDRAGET	4	31310	125240	86	65	108
099.Z	TAFJORDVASSDRAGET	2	26880	53760	37	28	56
100.3Z	VAGSVIKELVA	4	9070	36280	25	19	31
102.2Z	STORELVA	4	11130	44520	31	23	38
102.5Z	SKORGELVA	4	55050	220200	152	114	190
103.2Z	INNFIJORDSELVA	4	99580	398320	275	206	343
103.4Z	ISAVASSDRAGET	2	410660	821320	566	425	850
103.5Z	SKORGEELVA	2	2360	4720	3	2	5
104.1Z	MITTETELVA	2	46310	92620	64	48	96
105.1Z	RØA	2	162610	325220	224	168	336
105.3Z	OLTERÅA	2	26280	52560	36	27	54
105.4Z	OPPDØLSELVA	2	182970	365940	252	189	379
108.221Z	VASSKORDELVA	2	21470	42940	30	22	44
108.3Z	BATNEFIJORDELVA	4	317160	1268640	875	656	1094
109.4Z	USMA	2	268590	537180	370	278	556
109.5Z	LITLEDALSELVA	2	182920	365840	252	189	378

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 2

Vass- dragsnr.	Elv	Gyte- bestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunn- laks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GMB
111.2Z	ULSETELVA	4	3380	13520	9	7	12
111.4Z	VIDDALSELVA	2	25730	51460	35	27	53
111.Z	TOÅA	2	308830	617660	426	319	639
112.3Z	BØVRA	2	778530	1557060	1074	805	1611
113.5Z	STAURSETBEKKEN	2	22390	44780	31	23	46
113.6Z	TODALSELVA	2	118980	237960	164	123	246
113.8Z	AURELVA	4	1940	7760	5	4	7
113.Z	FJELNA	2	77990	155980	108	81	161
116.8Z	BELSVIKELVA	2	1940	3880	3	2	4
117.12Z	KALDKLØVELVA	2	300	600	0	0	1
117.1Z	LAKSELVA	2	30470	64580	45	33	66
117.23Z	KVERNAVASSDRAGET	1	28070	28070	19	10	29
117.3Z	SAGELVA M FUNG LAKSETRAPP	1	60960	74730	52	29	74
117.4Z	GRYTELVVASSDRAGET	2	101205	202410	140	105	209
119.11Z	HAUGELVA	2	41880	83760	58	43	87
119.1Z	SØA	1	222545	247843	171	112	256
119.2Z	HAGAELVA	2	20910	33456	23	17	35
119.3Z	HOLLAELVA	2	125360	125360	86	65	130
119.411Z	VEEELVA	2	1630	3260	2	2	3
119.42Z	SNILLDALSELVA	2	82110	164220	113	85	170
119.4Z	BERGSELVA	2	26020	52040	36	27	54
119.5Z	TANNVIKELVA	2	5740	11480	8	6	12
119.61Z	SLØRDALSELVA	2	47705	95410	66	49	99
119.6Z	ÅSTELVA	4	1230	4920	3	3	4
119.82Z	STEINSDALSELVA	2	600	1200	1	1	1
119.8Z	TERNINGSELVA	4	1620	6480	4	3	6
119.9Z	FREMSTADELVA	4	10590	42360	29	22	37
120.11Z	GRØNNINGSELVA	4	770	3080	2	2	3
120.1Z	STØRDALSELVA	4	11340	45360	31	23	39
120.2Z	LENA	6	4310	25860	18	15	21
120.3Z	TENNELVA	4	1670	6680	5	3	6
121.1Z	SKJENALDELVA	4	143190	572760	395	296	494
123.22Z	VIKHAMMERELVA	2	2400	4800	3	2	5
123.3Z	SAGELVA	2	830	1660	1	1	2
129.2Z	MOLLELVA	2	236490	472980	326	245	489
129.Z	FOLLAVASSDRAGET	2	12310	24620	17	13	25
130.32Z	TANGSTADELVA	2	30700	61400	42	32	64
131.1Z	MOSSA	2	111770	223540	154	116	231
131.9Z	PRESTELVA	2	49060	98120	68	51	102
132.1Z	FLYTA	2	48740	97480	67	50	101
132.2Z	HASSELVASSDRAGET	2	40900	81800	56	42	85
133.2Z	OSAELVA	4	47100	188400	130	97	162
134.2Z	BREKKELVA	4	9080	36320	25	19	31
134.31Z	OKLA	2	3780	7560	5	4	8
135.31Z	MØRREELVA	2	4870	9740	7	5	10
135.3Z	ARNEVIKSELVA	2	9590	0	0	0	0
135.42Z	IMSSELVA	2	10280	20560	14	11	21
135.43Z	GRYTELVVASSDRAGET	2	11660	23320	16	12	24
136.13Z	REVSNESELVA	2	6250	12500	9	6	13
136.2Z	SUNNSKJØRVASSDRAGET	2	6570	13140	9	7	14
136.31Z	HÅVIKELVA	2	13740	27480	19	14	28
136.3Z	NORDSKJØRELVA	2	25150	50300	35	26	52
136.51Z	EINARSDALSELVA	2	4750	9500	7	5	10
136.52Z	STORELVA (STRAUMSELVA)	2	34675	69350	48	36	72
137.1Z	VIKSELVA	4	2580	0	0	0	0
137.4Z	SKJELLÅA	2	101240	202480	140	105	209
137.5Z	STØRELVA (JØSSUND)	4	30140	120560	83	62	104
137.72Z	STITERELVA	2	6960	13920	10	7	14
137.7Z	LAUVSNESVASSDRAGET	4	9690	0	0	0	0
140.3Z	VETRHOUSELVA	2	26820	53640	37	28	55
140.511Z	AUSVASSELVA	4	2970	0	0	0	0
140.6Z	SAGELVA	4	3180	12720	9	7	11
141.4Z	KVISTELVA	2	64260	128520	89	66	133
141.Z	OPPLØYELVA	4	860	3440	2	2	3
142.2Z	LANGBOGAELVA	2	3160	6320	4	3	7
142.6Z	SJØLSTADELVA	2	9920	19840	14	10	21
142.71Z	NORDMARKSELVA-ÅFORELVA	2	16350	32700	23	17	34

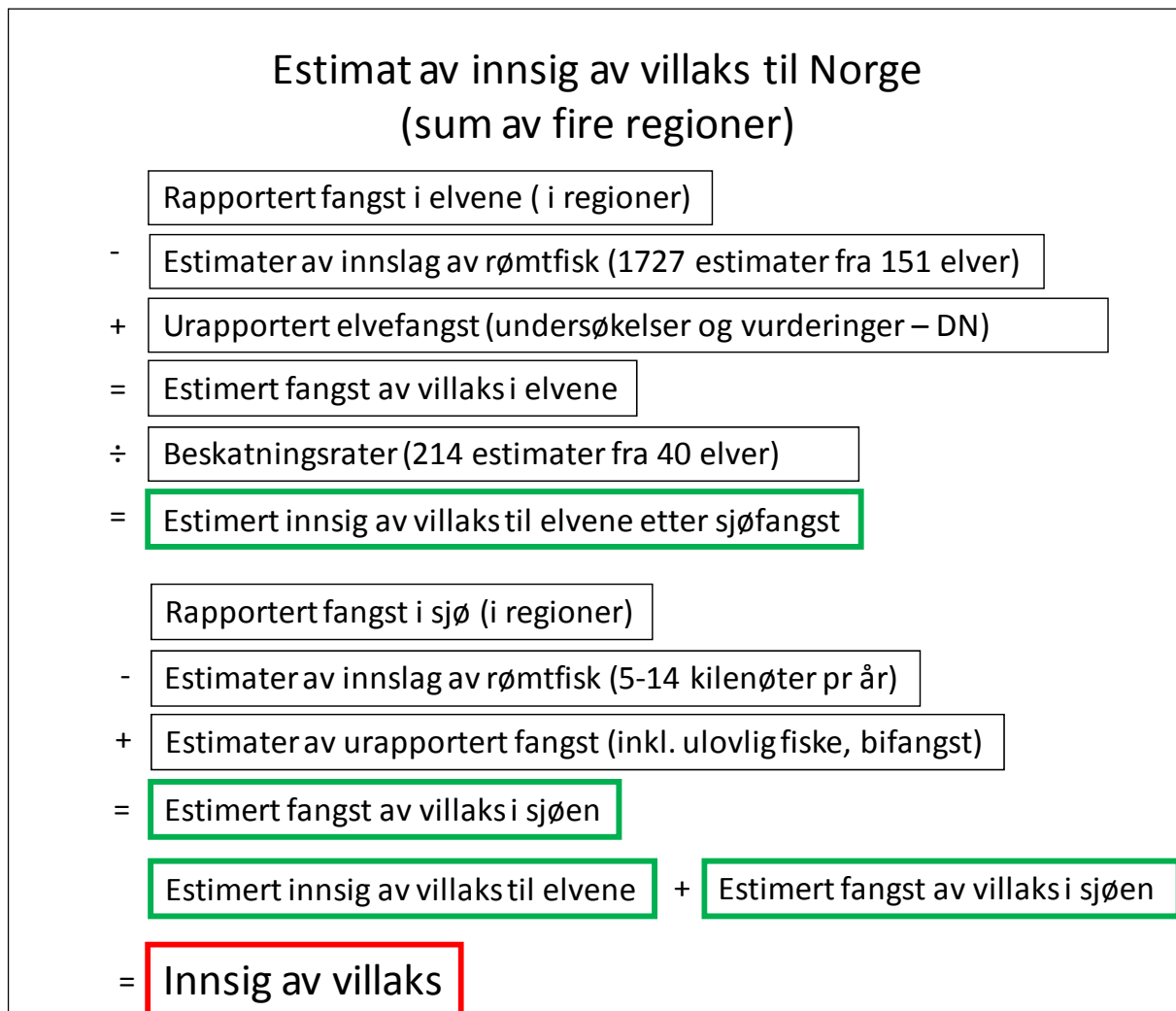
RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 2

Vass- dragsnr.	Elv	Gyte- bestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunn- laks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GMB
143.532Z	HORVELVA	2	109890	219780	152	114	227
143.7Z	STORELVA	4	16540	66160	46	34	57
144.4Z	TERRÅKELVA	1	80390	80390	55	28	83
144.5Z	URVOLLELVA	2	54140	108280	75	56	112
144.61Z	BOGELVA	2	83670	167340	115	87	173
144.7Z	STORELVA	2	67460	134920	93	70	140
145.2Z	EIDSELVA	2	112640	225280	155	117	233
147.3Z	FERSETELVA	2	116430	232860	161	120	241
148.Z	LOMSELVA	1	320010	320010	221	110	331
149.2Z	LAKSELVA	1	444470	444470	307	153	460
149.61Z	HESTDALSELVA	2	58290	116580	80	60	121
149.6Z	HALSAELVA	2	96500	193000	133	100	200
149.8Z	STORELVA	2	21190	42380	29	22	44
151.1Z	HUNDÅLA	1	189400	189400	131	65	196
153.22Z	LEIRELVA	2	123770	247540	171	128	256
153.3Z	STILLELVA-RANELVA	4	20460	81840	56	42	71
153.6Z	BARDALSELVA	2	137980	275960	190	143	285
155.4Z	BJERKA TIL STUPFOSSEN	1	270380	297950	205	112	308
157.42Z	ELOSTRANDVATN-VASSDRAGET	2	43270	86540	60	45	90
157.52Z	ELV FRA SILAVATNET	2	19970	39940	28	21	41
160.43Z	REIPÅGA	2	80170	160340	111	83	166
160.71Z	ELV FRA LAKSÅDALSVATNET	2	26800	53600	37	28	55
162.1Z	VALNESFORSSEN	2	22870	45740	32	24	47
162.7Z	LAKSELVA	2	142010	284020	196	147	294
164.3Z	VALNESFJORDVASSDRAGET	1	432530	432530	298	149	447
164.Z	SULITJELMAVASSDRAGET	1	248610	248610	171	86	257
165.2Z	BREIDVADELVA-FUTELVA	2	63690	127380	88	66	132
166.3Z	LAKSELVA	4	35660	142640	98	74	123
166.5Z	LAKSÅGA	1	294700	294700	203	102	305
167.3Z	BONNÅA	2	152070	304140	210	157	315
168.6Z	ELV FRA HOPVATNET	1	217040	217040	150	75	225
169.5Z	SKJELVEREIDELVA	2	51710	103420	71	53	107
170.3Z	STORVASSSELVA	2	29130	58260	40	30	60
171.1Z	FORSÅELVA	2	42400	84800	58	44	88
171.2Z	HEIDDEJÅKKA	2	67400	26960	19	14	28
171.8Z	AUSTERDALSELVA	1	71180	71180	49	25	74
171.Z	HELLEMOVASSDRAGET	1	124940	124940	86	43	129
173.1Z	KJELDELVA	2	263890	527780	364	273	546
173.3Z	RÅNAELVA	2	66150	132300	91	68	137
173.Z	SKJOMAVASSDRAGET	1	793230	793230	547	274	821
174.3Z	ROMBAKSELVA	1	86850	86850	60	30	90
175.3Z	LAKSÅGA	2	35970	71940	50	37	74
175.4Z	ELV FRA LAVANGSVATNET- TÅRSTADVASSDRAGET	2	225840	451680	312	234	467
176.2Z	STORELVA- MYKLEBOSTADVASSDRAGET	2	28860	57720	40	30	60
177.1Z	LAKSELVA (GULLESEFJORD)	1	126040	126040	87	43	130
177.6Z	KONGSVIKELVA	2	86780	173560	120	90	180
177.73Z	SNEISELVA	2	74300	148600	102	77	154
177.7Z	HEGGEDALSELVA	1	137040	137040	95	47	142
177.81Z	TEINELVA	4	12170	48680	34	25	42
178.3Z	KALJORDELVA	2	12900	25800	18	13	27
178.42Z	FISKFJORDELVA	2	5600	11200	8	6	12
178.43Z	BLOKKELVA	2	7090	14180	10	7	15
178.54Z	SØRDALSELVA	2	105540	211080	146	109	218
178.63Z	FORFJORDELVA	2	84620	169240	117	88	175
178.74Z	STORELVA	2	73540	147080	101	76	152
178.8Z	LAKSELVA	2	30820	61640	43	32	64
178.9Z	LANGVASSELVA	6	5330	31980	22	18	26
179.332Z	LAKSELVA	4	21960	87840	61	45	76
179.73Z	GRUNNFØRFJORDELVA	2	8520	17040	12	9	18
180.11Z	HELOSELVA	4	3930	15720	11	8	14
180.4Z	ELV FRA FÅRSTADVATNET	4	45090	180360	124	93	155
180.6Z	BORGELVA	2	27710	55420	38	29	57
185.2Z	VIKELVA	4	5370	21480	15	11	19
185.3Z	GRYTTINGSELVA	2	40850	81700	56	42	85
185.43Z	TROLLVASSELVA	2	15190	30380	21	16	31
185.441Z	LAHAUGELVA	1	84440	84440	58	29	87

RAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 2

Vass- dragsnr.	Elv	Gyte- bestandsmål (egg/m ²)	Areal (m ²)	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunn- laks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GMB
185.44Z	OSHAUGELVA	2	34800	69600	48	36	72
185.4Z	HOLMSTADELVA	2	84460	168920	116	87	175
185.52Z	SLÅTTEELVA	2	29760	59520	41	31	62
185.7Z	RYGGEDALSELVA	4	5890	23560	16	12	20
185.9Z	TUVENELVA	2	20370	40740	28	21	42
186.1Z	RAMSÅA	2	55060	110120	76	57	114
186.22Z	ÅSEELVA	4	56560	226240	156	117	195
186.3Z	KOBBEDALSELVA	4	27620	110480	76	57	95
186.42Z	STORELVA-NØSSVASSDRAGET	2	17880	35760	25	18	37
186.51Z	MELAEELVA	2	33800	67600	47	35	70
186.52Z	STEINVASSELVA	2	20830	41660	29	22	43
186.53Z	SKOGVOLLELVA	2	37380	74760	52	39	77
186.61Z	STAVAEELVA	2	39420	78840	54	41	82
186.62Z	ELV FRA STORVATNET- BLEIKVASSDRAGET	4	4590	18360	13	9	16
186.63Z	TOFTEELVA	2	30670	61340	42	32	63
189.3Z	RENSAEELVA	2	144380	288760	199	149	299
190.7Z	SPANSELVA	1	349020	349020	241	120	361
191.4Z	RØYRBAKKELVA (LØKSEBOTNELVA)	1	89060	89060	61	31	92
193.3Z	BRØSTADELVA	1	123530	123530	85	43	128
194.4Z	LAKSELVA TIL KVANNASBUKTA- GRASMYRVASSDRAGET	2	191130	382260	264	198	395
194.61Z	VARDNESVASSDRAGET	2	39990	79980	55	41	83
195.1Z	BUNKELVA	4	8730	34920	24	18	30
196.2Z	ROSSFJORDVASSDRAGET	2	79520	159040	110	82	165
197.4Z	STRAUMSELVA	1	203950	203950	141	70	211
197.63Z	STORELVA-TROMVIKVASSDRAGET	1	62040	62040	43	21	64
198.Z	NORDKJØSELVA	1	375190	375190	259	129	388
199.2Z	TØNSVIKELVA	1	369190	258433	178	89	267
199.3Z	SKITTENELVA	1	90220	90220	62	31	93
200.6Z	SKOGSFJORDELVA	4	43450	173800	120	90	150
202.3Z	VANNAREIDELVA	2	45230	90460	62	47	94
203.2Z	BREIDVIKELVA	1	420190	420190	290	145	435
203.8Z	JÆGERELVA	2	58730	117460	81	61	122
204.Z	SIGNALDALELVA	1	949908	949908	655	328	983
206.1Z	MANNDALSELVA	1	265670	265670	183	92	275
206.5Z	ROTSUNDELVA	1	185300	185300	128	64	192
208.4Z	FISKEELVA-OKSFJORDVASSDRAGET	1	306770	359760	248	142	372
210.Z	STORELVA (BURFJORDEN)	2	255030	510060	352	264	528
212.4Z	MATTISELVA-JOALUSJÅKKA	1	545400	545400	376	188	564
213.1Z	LEIRBOTNELVA (LAKSELVA)	2	92250	184500	127	95	191
213.6Z	KVALSUNDELVA	1	146900	146900	101	51	152
213.91Z	BRENSVIKELVA-ELV FRA BUOLLANLUOKJAV'RI	2	4430	8860	6	5	9
218.Z	RUSSELVVASSDRAGET	1	349400	349400	241	120	361
220.8Z	LAFJORDELVA	1	228900	114450	79	39	118
222.2Z	STRANDAJÅKKA	1	28100	28100	19	10	29
222.4Z	SMØRFJORDELVA	2	56790	113580	78	59	117
222.7Z	BILLEFJORDELVA	2	438070	876140	604	453	906
227.5Z	PORSANGERELVA	2	75145	150290	104	78	155
227.6Z	VEINESELVA	1	524970	524970	362	181	543
231.64Z	FUTELVA	1	99900	99900	69	34	103
241.Z	BERGEBYELVA	1	665540	665540	459	229	688
243.Z	KLOKKERELVVASSDRAGET	2	103540	207080	143	107	214
246.1Z	SANDNESELVA	1	284740	284740	196	98	295
246.Z	PASVIKELVA	1	416350	124905	86	43	129

Vedlegg 2. Boksmoell som viser prinsippene for estimater av innsig av laks til regioner i Norge. De fire regionene summeres til totalinnsig av laks til Norge.



***Vedlegg 3.** Skjema sendt ut til Fylkesmannens miljøvernavdeling i alle fylker som har laksevasdrag med fastsatte gytebestandsmål med spørsmål om å fylle ut skjemaet for 237 av de største laksevasdragene. Skjemaene ble besvart av enten miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen alene, i samarbeid med lokale kontaktpersoner, eller av lokale kontaktpersoner med etterfølgende vurdering hos Fylkesmannen.*

INFORMASJON OM ORGANISERING AV LAKSEFISKE OG BESKATNING I LAKSEVASSDRAG

ETT SKJEMA FYLLES UT PER VASSDRAG

FRIST 15. JANUAR 2010

OPPLYSNINGER OM FISKESESONGEN 2009 OG KULTIVERING ØNSKES FRA ALLE DE 180 VASSDRAGENE MED GYTEBESTANDSMÅL SOM DERE TIDLIGERE HAR FYLT UT SKJEMA FOR. I TILLEGG ØNSKES OPPLYSNINGER OM ORGANISERING OG BESKATNING FOR 57 NYE VASSDRAG (SE OVERSIKT I VEDLAGTE FIL: "oversikt vassdrag til spørreskjema.xls").

FORMÅL: FÅ BEDRE INFORMASJON OM BESKATNINGSRATER I VASSDRAGET FOR AT DET VITENSKAPELIGE RÅD FOR LAKSEFORVALTNING BEDRE SKAL KUNNE VURDERE MÅLOPPNÅELSE I FORHOLD TIL GYTEBESTANDSMÅL.

FYLL INN OPPLYSNINGER I FARGETE RUTER ETTER BESTE SKJØNN. GI KORTE OG KONKRETE FAKTAOPPLYSNINGER, ELLER MER UTFYLLENDE OG BESKRIVENDE SVAR OM NØDVENDIG. HVIS DERE ER USIKRE PÅ SVARET, SÅ ØNSKES HELLER ET USIKKERT SVAR ENN IKKE NOE SVAR (GRADEN AV USIKKERHET KAN HELLER PÅPEKES).

OPPLYSNINGER ØNSKES FØRST OG FREMST OM LAKSEFISKE. HVIS DET ER SPESIELLE FORHOLD I VASSDRAGET SOM GJELDER SJØRØYE OG SJØAURE, SÅ FYLL INN OPPLYSNINGER OM DETTE OGSÅ HVIS ØNSKELIG. I SÅ FALL, SPESIFISER OPPLYSNINGER SEPARAT FOR DE TRE ARTENE.

Skjemaet er fylt ut av (sett inn eget navn):

Navn på vassdrag og fylke:

Navn på lokal(e) kontaktperson(er) fra elveeierlag eller lignende som kan kontaktes hvis det oppstår ytterligere spørsmål om organisering av fiske eller beskatning i vassdraget (gjærne med telefonnr, e-postadresse og/eller postadresse):

SPØRSMÅL OM REGULERING AV FISKET I 2009:

Hvordan var fisket faktisk regulert, inkludert reguleringer som grunneierne selv bestemte? Det bør framkomme hva som er fiskeregler gitt i forskrift av fylkesmannen, og hva lokale aktører har vedtatt. Det bør også skilles mellom hovedelv og sidevassdrag hvis disse har ulike reguleringer. Hvis reguleringene ble endret i løpet av sesongen, så ønskes også informasjon om det.

Disse spørsmålene (nr 1-10) vil vi gjerne ha svar på for alle 237 vassdrag.

1 Hva var tillatt fiskesesong for laks i vassdraget (x-x dato)?

2 Var det tidsmessige begrensninger på laksefisket i vassdraget (fredningsperioder og fiske kun mellom enkelte klokkeslett eller på bestemte dager)? Hvis ja, beskriv på hvilken måte.

3 Ble nye fredningssoner innført i 2009? Hvis ja, var dette på tradisjonelt gode fiskeplasser hvor mye laks tidligere har blitt fanget?

4 Hva slags fiskeredskaper var tillatt å benytte i vassdraget?

5 Var laksefisket kvoteregulert (sesongkvoter, døgnkvoter etc.)? Hvis ja, beskriv på hvilken måte.

6 Var fisket regulert ved gjenutsettingspålegg (utsetting av stor laks, hunnlaks etc.)? I så fall, beskriv på hvilken måte. Finnes informasjon om hvor mye laks som ble satt ut på grunn av dette pålegget?

7 I hvor stor grad foregikk frivillig fang og slipp av laks i vassdraget i tillegg til eventuelle gjenutsettingspålegg – det vil si hvor stor andel av laksen som ble fanget under sportsfiske ble satt ut igjen uten at dette var omfattet av gjenutsettingspålegg? Dette kan inkludere både fisk som settes ut i forbindelse med kvoteregulering, eller fiskere som frivillig gjenutsetter fisk av andre årsaker. Hvis eksakte tall ikke finnes, så beskriv gjerne inntrykket du har av situasjonen.

8 Fra 2009 var det obligatorisk rapportering av gjenutsatt fisk til offisiell fangststatistikk. Ble slik rapportering gjennomført i vassdraget, og hvor god var rapporteringen av gjenutsatt fisk (dvs. tror du en del sluppet fisk ble rapportert som avlivet og dermed inkludert i den offisielle fangststatistikken, eller tror du fisk ble gjenutsatt uten at den ble registrert i fangststatistikken i det hele tatt)?

9 Var fisket regulert på omtrent samme måte i 2009 som i 2008, eller skjedde store endringer i reguleringen av fisket som kan ha påvirket beskatningsraten?

10 Var det andre spesielle forhold som du tror påvirket beskatningsraten i 2009-sesongen (for eksempel uvanlig lange perioder med svært lav vannføring)?

11 Hvor god er fangststatistikken for vassdraget i 2009, målt i forhold til hvor stor andel av reell fangst som blir rapportert? Kryss av ett av alternativene nedenfor.

Fangststatistikken for 2009 har svært store mangler

Fangststatistikken for 2009 har store mangler

Fangststatistikken for 2009 er god, men med noen mangler

Fangststatistikken for 2009 er god

Fangststatistikken for 2009 er svært god

Sett inn utfyllende kommentar om fangststatistikken, hvis ønskelig:

GENERELLE SPØRSMÅL OM BESKATNINGEN I VASSDRAGET:

For vassdrag dere svarte på disse spørsmålene tidligere i år, så er det ikke nødvendig å svare på nytt med mindre dere har nye og utfyllende opplysninger om vassdraget.

For de 57 nye vassdragene vi ber om opplysninger om, vil vi gjerne ha svar på alle disse spørsmålene (nr 11-19).

12 I hvor stor grad er fiske og fangster generelt påvirket av vannføringen gjennom sesongen i dette vassdraget? For eksempel, er det vanlig at fiske er svært redusert eller nærmest umulig på grunn av lav vannføring i store deler av sesongen?

13 Finnes vandringshindre i vassdraget som påvirker beskatningen i stor grad – dvs. vandringshindre hvor det samler seg et stort antall laks og hvor det foregår stor beskatning nedenfor? Hvis ja, beskriv hvilke vandringshindre dette gjelder.

14 Er det fredningssoner i vassdraget hvor laksefiske er forbudt ut over fredningssoner i forbindelse med fisketrapper? I så fall hvilke?

15 Finnes opplysninger om beskatningsrate for laks i vassdraget? I så fall hva slags opplysninger, evt. i hvilken rapport/publikasjon er disse beskrevet, og hva var resultatet?

16 Hvis opplysninger om beskatningsrate ikke finnes, hva tror du beskatningsraten for vassdraget er? (Begrunn gjerne svaret.)

17 Hvordan er fisket organisert (gi ditt beste anslag, summert til 100 %)?

Hvor stor andel av fisket er basert på åpent kortsalg *uten* begrensninger på antall kort som selges?

Hvor stor andel av fisket er basert på åpent kortsalg *med* begrensninger på antall kort som selges?

Hvor stor andel av fisket er basert på ulike utleiemodeller, f eks på ukebasis?

Vedlegg gjerne en kort beskrivelse av hvordan fisket i vassdraget er organisert:

18 Hvor mange fiskere tror du fisker i vassdraget i et gjennomsnittsdøgn (et grovt anslag er tilstrekkelig)?

19 Har du andre opplysninger som kan være av betydning for vurdering av beskatningsrate for laks i vassdraget?

20 Hvor god er fangststatistikken for vassdraget i perioden 2006-2008, målt i forhold til hvor stor andel av reell fangst som blir rapportert? Kryss av ett av alternativene nedenfor.

- Fangststatistikken har svært store mangler
- Fangststatistikken har store mangler
- Fangststatistikken er god, men med noen mangler
- Fangststatistikken er god
- Fangststatistikken er svært god

Sett inn utfyllende kommentar om fangststatistikken, hvis ønskelig:

GENERELLE SPØRSMÅL OM KULTIVERING I VASSDRAGET:

Dette er nye spørsmål som ikke var inkludert i tidligere skjema. Her ønsker vi derfor svar i forhold til alle 237 vassdrag (nr 20-22).

21 Drives kultivering av laks, sjøørret, eller sjørøye i vassdraget i dag? I så fall, spesifiser hvilke(n) art(er) dette gjelder.

22 Gi nærmere opplysninger om denne kultiveringen:

- Spesifiser hvilke livsstadier og antall som settes ut årlig, samt hvor mange fisk som tas opp gjennom stamfiske. Sett gjerne opp eksakte tall for hvert av årene 2005-2009, hvis dette finnes.
- For stamfiske ønskes eksakt antall hunner og hanner av ulike størrelsesgrupper (2005-2009).
- For laks, fyll gjerne ut tabellen nedenfor. Hvis det foregår annen kultivering i vassdraget, eller hvis kunnskapen om kultivering i vassdraget ikke passer inn i tabellen, så kan det i stedet, eller i tillegg til tabellen, gis en så nøyaktig beskrivelse som mulig.

23 Er noe av stamfisken av laks registrert i fangststatistikken for vassdraget (for eksempel hvis noe av uttaket er gjort i løpet av ordinær fiskesesong), eller kommer stamfiskuttaket i tillegg til fisk registrert i fangststatistikken?

LAKS	2005	2006	2007	2008	2009
Antall stamfisk totalt					
Antall stamfisk hunner < 3 kg					
Antall stamfisk hunner 3-7 kg					
Antall stamfisk hunner > 7 kg					
Antall stamfisk hanner < 3 kg					
Antall stamfisk hanner 3-7 kg					
Antall stamfisk hanner > 7 kg					
Planting av grønnegg (mengde)					
Planting av øyerogn (mengde)					
Utsetting yngel og settefisk (stadium og antall)					
Utsetting av smolt (alder og antall)					

24 Er det tidligere drevet kultivering av laksefisk (laks, ørret, sjørøye) på anadrom strekning av vassdraget? Hvis ja, beskriv nærmere hva slags kultivering som ble gjort og i hvilke tidsperioder.

Når fila er fylt ut, gi den gjerne navn som inneholder vassdragsnavn, forkortelse på fylke og eget navn: NamsenNTRikstad.doc. Returner fila til Laila Saksgård, NINA: laila.saksgard@nina.no (tlf 71 80 14 00).

Har du spørsmål eller kommentarer til skjemaet, kontakt Torbjørn Forseth (torbjorn.forseth@nina.no, tlf 92 64 34 37), eller Eva Thorstad (eva.thorstad@nina.no, tlf 91 66 11 30), NINA.

Vedlegg 4. Utvidet beskrivelse av metoder bruket i simuleringene av oppnåelse av gytebestandsmål for å korrigere for innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene.

Metoder for å fylle hull i dataserier for innslag av rømt oppdrettslaks i fiskesesongen

Der det manglet estimater for enkelte år eller kortere perioder (hull i seriene) fra et vassdrag testet vi først om det var tidstrender i andelene (at andelene hadde økt, avtatt eller nådd en topp eller bunn i løpet av perioden). Dette ble gjort ved hjelp av både lineære regresjonsanalyser (som tester for lineære trender) samt ved å benytte et andregradsledd (år^2) som tester for ikke-lineære trender. Der det ikke var noen tidstrend brukte vi gjennomsnittet av alle de andre estimatene i serien til å fylle hullene. Der det var tidstrender brukte vi gjennomsnittet av nærliggende estimater. Usikre estimater (færre enn 20 prøver) ble brukt som støtte, slik at vi noen tilfeller utvidet perioden vi brukte for å beregne gjennomsnittet.

Metoder for å anslå andelen rømt oppdrettslaks i vassdrag hvor vi ikke hadde informasjon, eller informasjon fra svært få år, om innslaget av rømt oppdrettslaks

Vi beregnet først en indeks for innslaget av rømt oppdrettslaks i ulike regioner. Denne ble beregnet ved at vi for hvert vassdrag først beregnet gjennomsnittlig innslag av rømt oppdrettslaks i vassdraget, og deretter for hvert år delte innslaget på dette gjennomsnittet. Slik vil altså et år som ligger på gjennomsnittet få en indeks på 1, mens år som ligger under gjennomsnittet vil få en indeks som er mindre enn 1 og år som ligger over snittet vil få en indeks som er større enn en. For hver av regionene ble det årlig beregnet snittverdier av disse indeksene. Regionene som ble benyttet var: Østfold til og med Jæren, Indre Rogaland til og med Møre og Romsdal, Trøndelag, Nordland og Troms, samt Finnmark (se **tabell**). For hvert vassdrag uten informasjon ble så en gjennomsnittlig prosentandel oppdrettslaks anslått skjønsmessig ved å sammenligne med nærliggende vassdrag. Denne andelen ble så for hvert enkelt år ganget med indeksen for regionen vassdraget tilhørte for å beregne verdiene for hvert enkelt år i vassdraget. Disse verdiene er gjengitt for hvert vassdrag i tabellen som kommer til slutt for hvert vassdrag i den vassdragsvise gjennomgangen (Anon 2010b).

Prosedyrer bruket i simuleringene for å korrigere for innslag av rømt oppdrettslaks i fangstene

1. Først ble *antallet* oppdrettslaks i fangstene estimert. Dette ble gjort ved at det for hver fisk fanget ble "bestemt" om den var oppdrettsfisk eller vill. Estimaten av andelen oppdrettslaks ble benyttet som sannsynligheten (i en binomialfordeling) for at fisken var oppdrettdrett.
2. Deretter ble oppdrettslaksene fordelt på vektklasser. Antallet smålaks ble først trukket ut. Siden ca 31 % av oppdrettslaksene i et større skjellprøvemateriale over tid har vært mindre enn 3 kg, ble 0,31 benyttet som sannsynligheten for at hver enkelt oppdrettslaks var en smålaks.
3. De resterende oppdrettslaksene ble så klassifisert som mellom- eller storlaks. Siden 81 % av oppdrettslaksene som var større enn 3 kg i et større materiale var mellomlaks, ble 0,81 benyttet som sannsynlighet (i en binomialfordeling) for at de resterende oppdrettslaksene var mellomlaks. Resten ble satt som storlaks.

4. Vi antok videre at gjennomsnittsvekten for oppdrettslaksene innen hver vektklasse var lik gjennomsnittsvekten i de samme vektklassene i fangststatistikken for vassdraget. Dette ble benyttet for å beregne *antall kilo* oppdrettslaks i fangstene i hver vektklasse.
5. Kilo oppdrettslaks i fangstene i hver vektklasse ble så trukket fra totalfangsten i hver vektklasse for å lage et estimat for *kilo villaks* i fangstene i hver vektklasse. Kilo villaks ble så brukt i de videre simuleringene av gytebestandsmåloppnåelse.
6. I noen få tilfeller ble estimert kilo oppdrettslaks innen en vektklasse større enn fangstene. I disse tilfellene ble fangstene av villaks i vektklassene satt til null før simuleringene av gytebestandsmåloppnåelse ble gjennomført.

Tabell. Indeksverdier for rømt oppdrettslaks i de ulike regionene som ble brukt for å estimere innslaget av rømt oppdrettslaks år for år i vassdrag uten informasjon eller med svært få estimater.

År	Østfold-Jæren	Indre Rogaland - Møre og Romsdal	Trøndelag	Nordland og Troms	Finnmark
1989	1.19	0.99	1.41	0.79	1.04
1990	1.62	0.93	1.47	0.97	0.73
1991	1.24	1.03	0.47	0.33	0.75
1992	2.02	0.84	2.54	1.38	0.78
1993	0.71	1.05	0.26	0.83	0.32
1994	0.17	0.76	0.33	0.83	0.85
1995	0.92	0.89	0.86	0.63	0.53
1996	1.96	1.05	1.75	1.06	0.96
1997	1.6	1.43	2.51	1.4	1.32
1998	0.89	2.14	1.2	1.35	0.76
1999	1.27	0.86	0.48	1.94	0.68
2000	1.81	1.02	0.19	0.78	1.96
2001	0.52	1.18	1.05	0.74	0.99
2002	0.54	1.52	1.28	0.79	2.82
2003	0.23	1.01	0.64	0.39	3.63
2004	0.8	0.7	0.71	1.08	0.88
2005	0.21	0.67	1.19	0.75	0.65
2006	0.88	0.83	1.44	0.42	0.72
2007	0.83	1.34	0.61	1.23	0.57
2008	1.36	0.87	0.54	1.71	0.68
2009	0.53	0.9	0.59	1.26	0.61



KONTAKTINFO:

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

Torbjørn Forseth, NINA, torbjorn.forseth@nina.no (leder)

Eva B. Thorstad, NINA, eva.thorstad@nina.no (sekreteriat)

www.vitenskapsradet.no, Tlf 73 80 14 00

ISSN: 1891-442X

ISBN: 978-82-93038-02-3

