

RAPPORT FRA  
VITENSKAPELIG RÅD  
FOR LAKSEFORVALTNING

NR 9

Status for norske  
laksebestander i 2016



RAPPORT FRA  
VITENSKAPELIG RÅD  
FOR LAKSEFORVALTNING  
NR 9

Status for norske  
laksebestander i 2016

RAPPORTEN REFERERES SOM

Anon. 2016. Status for norske laksebestander i 2016.

Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 9, 190 s.

Trondheim, juni 2016

ISSN: 1891-442X

ISBN: 978-82-93038-17-7

RETTEIGHETSHAVER

© Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

[www.vitenskapsradet.no](http://www.vitenskapsradet.no)

REDAKSJON

Eva B. Thorstad & Torbjørn Forseth

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

NØKKELOD

Laks - *Salmo salar* - sjøørret - *Salmo trutta* - sjørøye - *Salvelinus alpinus* -  
beskatning - gytebestandsmål - forvaltningsmål - bestandsutvikling -  
bestandsstatus - beskatningsrater - fangststatistikk - høsting - høstbart  
overskudd - innsigsestimat - PFA - marin overlevelse - trusselfaktorer -  
rømt oppdrettslaks - lakselus - kraftregulering - vassdragsinngrep -  
*Gyrodactylus salaris* - vannkjemi - forsuring - overbeskatning -  
kvalitetsnorm - minstemål - harvest slot

# INNHOOLD

<b>HOVEDFUNN .....</b>	<b>5</b>
<b>SAMMENDRAG AV RAPPORTEN .....</b>	<b>6</b>
<b>VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING.....</b>	<b>16</b>
<b>MEDLEMMER AV VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING.....</b>	<b>17</b>
<b>1 INNLEDNING .....</b>	<b>20</b>
1.1 Formål med rapporten .....	20
1.2 Premisser for arbeidet .....	20
1.2.1 Naturmangfoldloven og lakse- og innlandsfiskloven.....	20
1.2.2 Kvalitetsnormer for laks.....	21
1.2.3 NASCOs retningslinjer for føre-var tilnærmingen.....	21
1.2.4 Fiske på blandede bestander.....	22
1.2.5 Gytebestandsmål og forvaltningsmål.....	23
1.2.6 Nasjonale laksevassdrag og laksefjorder.....	24
1.2.7 Datagrunnlag.....	24
<b>2 FANGST OG INNSIG AV LAKS I 2015.....</b>	<b>25</b>
2.1 Fangst .....	25
2.2 Innsig av laks til hele landet (prefishery abundance, PFA).....	27
2.2.1 Metoder.....	27
2.2.2 Resultater .....	27
2.3 Innsig av laks til de ulike regionene.....	33
2.3.1 Sør-Norge.....	33
2.3.2 Vest-Norge .....	35
2.3.3 Midt-Norge.....	38
2.3.4 Nord-Norge uten Tanavassdraget.....	40
2.3.5 Tanavassdraget.....	43
<b>3 ALDER VED KJØNNSMODNING.....</b>	<b>47</b>
<b>4 LAKSENS OVERLEVELSE I SJØEN .....</b>	<b>51</b>
<b>5 METODER FOR VURDERING AV OPPNÅELSE AV GYTEBESTANDSMÅL OG BEREGNING AV HØSTBART OVERSKUDD .....</b>	<b>53</b>
5.1 Antall vassdrag vurdert .....	53
5.2 Metoder for vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål.....	53
5.2.1 Beregning av gytebestandenes størrelse .....	54
5.2.2 Sammenligning mellom gytebestandenes størrelse og gytebestandsmål .....	55
5.2.3 Fastsetting av beskatningsrater og vurdering av fiskereguleringer.....	55
5.2.4 Kvalitet på fangststatistikken .....	58
5.3 Beregning av lakseinnsig, totalbeskatning og høstbart overskudd for hver bestand .....	59
5.3.1 Lakseinnsig på bestandsnivå .....	59
5.3.2 Totalbeskatning og overbeskatning .....	62
5.3.3 Normalt høstbart overskudd .....	62

<b>6 NASJONALE OG REGIONALE TRENDER FOR OPPNÅELSE AV GYTEBESTANDSMÅL, BESKATNING OG BESTANDSSTATUS .....</b>	<b>65</b>
6.1 Nasjonale trender.....	68
6.2 Regionale trender.....	75
<b>7 RØMT OPPDRETTSLAKS .....</b>	<b>80</b>
7.1 Forekomst av rømt oppdrettslaks .....	80
7.2 Oppdatert kunnskap om effekter av rømt oppdrettslaks .....	85
<b>8 RANGERING AV TRUSSELFÅKTORER .....</b>	<b>88</b>
8.1 Vurdering av de enkelte trusselfåktorene.....	89
8.2 Effekter av flere faktorer som skjer samtidig .....	103
8.3 Samlet vurdering .....	103
<b>9 PÅVIRKNINGSANALYSE FOR LAKSEBESTANDER VURDERT ETTER KVALITETSNORMEN .....</b>	<b>106</b>
9.1 Metoder .....	106
9.2 Menneskelige påvirkninger i de klassifiserte bestandene .....	113
<b>10 SAMLET VURDERING AV STATUS FOR LAKS I 2016.....</b>	<b>125</b>
<b>11 VURDERING AV MINSTEMÅL OG ANDRE STØRRELSBASERTE FANGSTREGLER FOR SJØØRRET OG SJØØYE .....</b>	<b>129</b>
11.1 Det teoretiske grunnlaget for størrelsesbaserte fangstregler (minstemål, maksimumsmål og andre) .....	129
11.2 Hvordan virker lengdebaserte reguleringer: minstemål (fredning av små fisk) versus kombinert bruk av minstemål og maksimumsmål (fredning av både små og stor fisk).....	131
11.3 Størrelsesvariasjon hos smolt hos sjøørret og sjøøye.....	133
11.4 Størrelsesvariasjon hos gytemoden sjøørret og sjøøye .....	133
11.5 Anbefalinger .....	134
<b>REFERANSER .....</b>	<b>136</b>
<b>VEDLEGG.....</b>	<b>149</b>
Vedlegg 1. Gytebestandsmål for norske laksevassdrag. ....	149
Vedlegg 2. Bokmodell som viser prinsippene for estimater av innsig av laks til regioner i Norge. ....	156
Vedlegg 3. Skjema sendt til Fylkesmennenes miljøvernåvdelinger.....	157
Vedlegg 4. Påvirkningsanalyse av vassdragsregulering .....	163

## HOVEDFUNN

Det totale innsiget av villaks fra havet til Norge i fjor var ca. 522 000 laks, noe som var en liten økning fra året før. Lakseinnsiget er mer enn halvert fra 1983 til 2015. Betydelig redusert fiske i sjøen og elvene har kompensert for tilbakegangen (total beskatning er halvert), slik at det er nok gytefisk i de fleste vurderte elvene. Redusert mengde villaks har medført at overskuddet av laks som er tilgjengelig for fiske, er betydelig redusert.

Redusert mengde villaks skyldes delvis at laksen har lav overlevelse i sjøen. I tillegg påvirker lokale og regionale faktorer villaksen i stor grad. Bestandene i Midt-Norge og Vest-Norge har gått mest tilbake.

Rømt oppdrettslaks og lakselus, og deretter vannkraftregulering, ble vurdert til å ha påvirket flest bestander negativt, og var viktige årsaker til at bare 22 % av 104 vurderte laksebestander hadde god nok kvalitet til å nå kvalitetsnormen for villaks.

Rømt oppdrettslaks framstår generelt som den største trusselen mot norske laksebestander, ved at den utgjør den største påvirkningen og den største risikoen for ytterligere reduksjon og tap av bestander. Lakselus framstår også som en ikke-stabilisert bestandstrussel. Vannkraftreguleringer, sur nedbør, fysiske inngrep og den innførte parasitten *Gyrodactylus salaris* framstår som stabiliserte trusler, med lavere risiko for ytterlige tap. Nye undersøkelser har vist at mange villaksbestander allerede er genetisk påvirket av oppdrettslaks. Samtidig vedvarer tilførsel av rømt oppdrettslaks til gytebestandene. Også i 2015 var nivået av rømt oppdrettslaks for høyt i mange elver (middels eller høyt innslag i 22 % av undersøkte bestander). I tillegg til at villaksen endres genetisk på grunn av innkrysning av oppdrettslaks, viser mange undersøkelser at produksjon og overlevelse av villaks vil reduseres på grunn av slik innkrysning.

## SAMMENDRAG AV RAPPORTEN

Anon. 2016. Status for norske laksebestander i 2016. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 9, 190 s.

### Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er et uavhengig råd opprettet av Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet), som gjennom årlige rapporter beskriver bestandsstatus for norsk villaks, vurderer trusler, og gir råd om beskatningsnivå og andre tema som berører villaksen. Medlemmene (12 forskere fra sju universiteter og institutt) er personlig oppnevnt, og ikke som representanter for institusjonene der de er ansatt.

### Fangst og innsig av laks

I 2015 ble det rapportert fanget 162 700 laks i sjøen og elvene, med samlet vekt 583 tonn. I tillegg ble 25 400 laks (86 tonn) rapportert gjenutsatt. Av laksen som ble fanget under sportsfiske i elvene, ble 19 % gjenutsatt. Antallet gjenutsatt laks i 2015 var det høyeste noen gang registrert.

Antallet villaks som hvert år kommer tilbake fra havet til Norge som gytelaks (innsiget) er betydelig redusert siden 1980-tallet (**figur 1**). Innsiget var mer enn halvert fra 1983-1986 til 2012-2015 (55 % reduksjon). Innsiget ble beregnet til ca. 522 000 villaks i 2015, inkludert de som ble fanget i fiske. Både innsiget og fangsten var større i 2015 enn i 2014 (innsig på 475 000 laks og fangst av 145 200 laks i 2014).

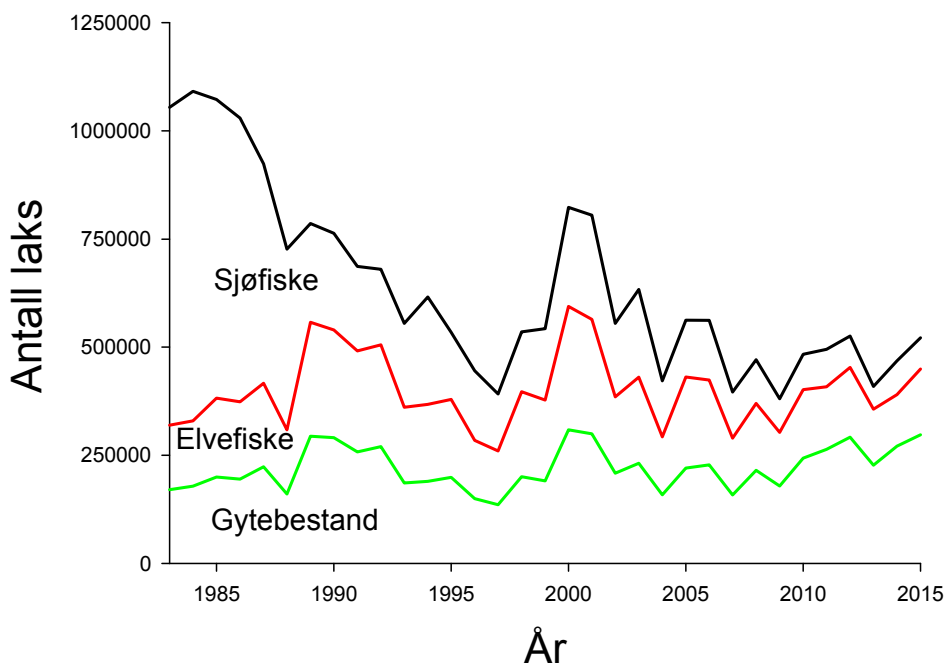
Det er i hovedsak innsiget av smålaks (< 3 kg) som er redusert. Innsiget av smålaks til Norge har avtatt jevnt fra høye nivå midt på 1980-tallet, med unntak av en økning rundt år 2000. Smålaks har normalt bestått av fisk som har vært ett år i sjøen (ensjøvinterlaks), men i perioden 2007-2015 bestod 13-29 % av smålaksen av fisk som hadde vært lengre i sjøen. Dette innebærer at innsiget av ensjøvinterlaks i årene etter 2006 er enda lavere enn det beregningene av smålaksinnsiget antyder. Det har ikke vært noen endring i innsiget av mellomlaks og storlaks for landet sett under ett siden 1980-tallet.

Utviklingen i lakseinnsiget er forskjellig mellom regioner. Utviklingen siden 1989, da drivgarnsfisket stanset, viser en nedgang i det totale innsiget til Midt-Norge og Vest-Norge (ikke-signifikant til Vest-Norge) og ingen endring i Sør-Norge og Nord-Norge (uten Tanavassdraget). Innsiget av smålaks har blitt signifikant redusert i alle regioner unntatt i Sør-Norge. Innsiget av mellom- og storlaks har økt i Sør-Norge, men ikke endret seg signifikant i resten av landet. Tanavassdraget har hatt en negativ utvikling av lakseinnsiget sammenlignet med resten av Nord-Norge, og i de senere år har innsiget vært på ca. 40 % av innsiget i 1989.

### Laksens overlevelse i sjøen

I store deler av laksens utbredelsesområde har det vært en lavere overlevelse av laks i sjøen de siste 20-25 årene sammenlignet med på 1970- og 1980-tallet. Resultater fra Drammenselva og Imsa viste at smolten som gikk ut i 2006-2008 hadde spesielt dårlig overlevelse. Dataserien fra Drammenselva er ikke videreført etter dette. Overlevelsen har bedret seg noe for smolt som gikk ut fra Imsa etter 2008, men overlevelsen er fortsatt lav. Fra og med 2006 har overlevelsen for tosølvinterlaks fra Imsa vært lik eller større enn for ensjøvinterlaks, noe som kan tyde på at en del laks har utsatt kjønnsmodningen ett år. Det er behov for nye overvåkingsvassdrag som fanger opp variasjonen som finnes i sjøoverlevelse langs norskekysten.



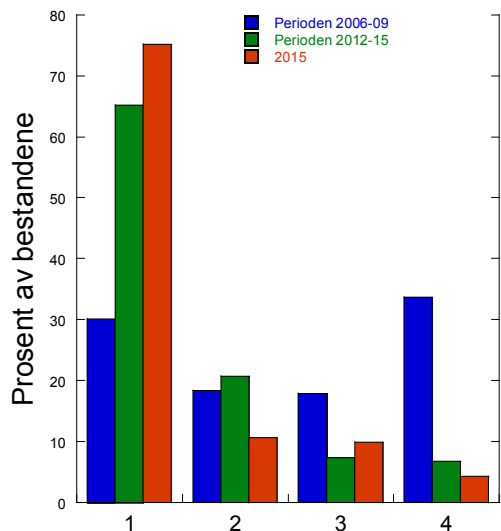


**Figur 1.** Beregnet antall villaks som årlig har kommet tilbake fra havet til kysten av Norge (innsiget, svart heltrukket linje), antall villaks som har kommet til elvene (rød stiple linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall villaks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2015.

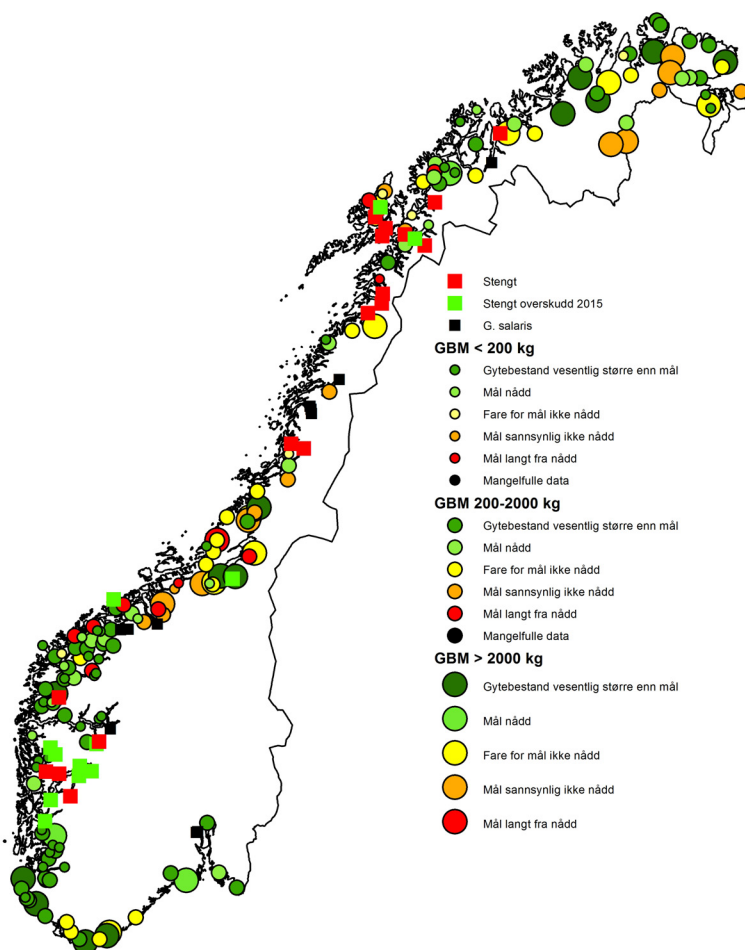
### Oppnåelse av gytebestandsmål, beskatning og bestandsstatus

Vitenskapsrådet vurderte oppnåelse av gytebestandsmål og beskatning i 186 laksebestander for 2012-2015. Forvaltningsmålet for en bestand er nådd når det i gjennomsnitt for de fire siste årene var minst 75 % sannsynlighet for at gytebestandsmålet var nådd. For hver bestand ble det vurdert om det var et høstbart overskudd. Høstbart overskudd er totalinnsiget minus gytebestandsmålet (beregnes som prosent av innsiget).

Forvaltningsmålene for perioden 2012-2015 var nådd eller sannsynligvis nådd for 87 % av vurderte bestander, når vi tar hensyn til usikkerheten, både i målene og i vurderingen av måloppnåelse (**figur 2 og 3**). Dette er det beste resultatet som er oppnådd siden vitenskapsrådet gjorde første vurdering i 2009 (**figur 2**). Det har vært en klar forbedring i oppnåelsen av forvaltningsmålene fra perioden 2006-2009 til perioden 2012-2015, med en markant økning i antall og andel bestander der forvaltningsmålet var nådd, og en reduksjon i antall og andel bestander der forvaltningsmålet sannsynligvis eller sikkert ikke var nådd (**figur 2**). Bedringen skyldes strengere reguleringer av fiske som har redusert beskatningen, samt bedring av innsiget av mellom- og storlaks til Sør-Norge og Vest-Norge, særlig i 2011 og 2012.



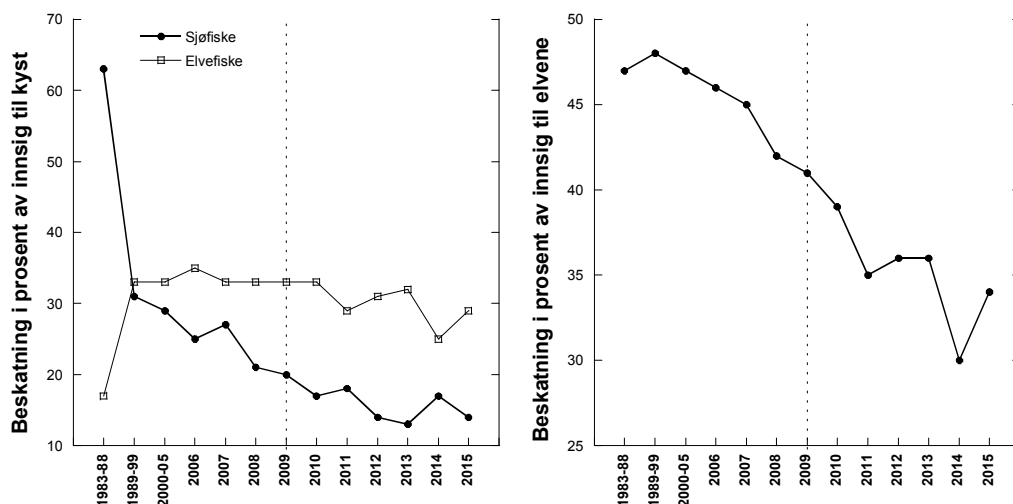
**Figur 2.** Andelen (%) av de vurderte laksebestandene som ble gitt vurdering 1 forvaltningsmålet er nådd, 2 fare for at forvaltningsmålet ikke er nådd, 3 sannsynlig at forvaltningsmålet ikke er nådd og 4 forvaltningsmålet langt fra nådd, basert på perioden 2006-2009, perioden 2012-2015, samt på gytebestandsmål for 2015 alene.



**Figur 3.** Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmål for de enkelte vassdrag for perioden 2012-2015. Forvaltningsmålet var nådd i alle bestander med grønne sirkelsymbol. Størrelsen på symboler reflekterer størrelsen på gytebestandsmålet i vassdragene. Stengte vassdrag og vassdrag hvor det ikke ble gitt noen vurdering fordi bestanden er infisert med *G. salaris* er også vist. For stengte vassdrag er det vist om det sannsynligvis var eller ikke var et høstbart overskudd i 2015.

I 1983-1988 ble mer enn 60 % av laksen som kom fra havet til norskekysten (innsiget) fanget i sjøen (**figur 4**). Da drivgarnsfisket ble forbudt fra 1989 sank beskatningen. På 2000-tallet fortsatte reduksjonen i sjøbeskatningen, og i 2015 ble 14 % av innsiget fanget i sjøen. Andelen av innsiget fanget i elvene ble redusert fra 2011. I 2015 ble 29 % av innsiget til kysten fanget i elvene.

Beskatningen av laksen som kom opp i elvene har også blitt betydelig redusert fra 1983-88 til 2015 (**figur 4**). Fram til 2005 ble gjennomsnittlig 47 % av laksen som kom opp i elvene avlivet, mens i 2014 og 2015 ble på henholdsvis 30 og 34 % avlivet. Det er imidlertid betydelig variasjon mellom vassdrag, og en rekke vassdrag har svært lav beskatning, og mange vassdrag har blitt stengt for fiske etter 1982.

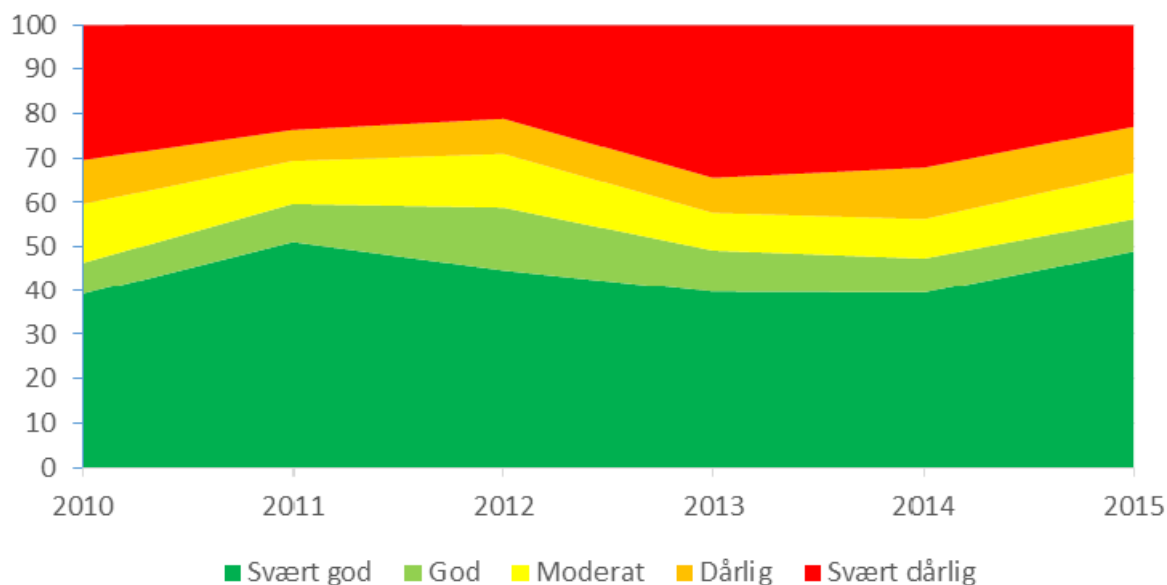


**Figur 4.** Venstre figur: Beskatning av lakseinnsiget til norskekysten i sjø- og elvefiske for periodene 1983-88, 1989-99 og 2000-05 som gjennomsnitt, og deretter årlig (gitt som prosent av antallet laks). Høyre figur: Beskatning i elvefisket gitt som prosent av antall laks som kom opp i elvene (etter sjøfangsten) for de samme periodene og årene. Stiplet linje angir året da forvaltning etter gytebestandsmål ble innført. Merk at y-aksen på de to figurene har forskjellig skala.

Redusert beskatning har medført at antallet laks som gyter i elvene har økt de senere årene. I 2015 var det trolig flere gytefisk totalt i elvene enn noen gang siden beregningene startet i 1983 (**figur 1**). Andelen av lakseinnsiget som var igjen til gytebestandene etter fisket var mindre enn 20 % da drivgarnsfisket foregikk (1983-88). Andelen økte til over 30 % i perioden 1989-99. I 2014 og 2015 hadde andelen økt ytterligere, til 58 %.

Bestandsstatus kan klassifiseres som god bare når gytebestandsmålet er nådd etter normal høsting av bestanden. Når en bestand ikke har et normalt høstbart overskudd tyder dette på at lokale eller regionale menneskeskapt faktorer har påvirket dem negativt. En bestand som når gytebestandsmålet, men hvor høstingen er opphørt fordi det ikke er åpnet for fiske, eller er svært liten på grunn av strenge restriksjoner på fiske, har ikke god status. Klassifiseringen av bestandsstatus er den samme som brukes i vurdering etter kvalitetsnormen.

Bare 56 % av bestandene hadde god eller svært god bestandsstatus i 2015 (**figur 5**). Nord-Norge og Sør-Norge hadde størst andel bestander med god eller svært god status i 2015, og Midt-Norge hadde minst andel bestander med god eller svært god status. Midt-Norge er regionen som generelt har hatt dårligst bestandsstatus de siste fem årene.



**Figur 5.** Andel bestander med ulike bestandsstatus (fra svært god til svært dårlig) for årene 2010-2015. Bestandsstatusen er vurdert ut fra om bestandene nådde gytebestandsmålene og hadde normale høstbare overskudd. Klassifiseringen er bygd på samme system som vurdering av gytebestandsmål og høstingspotensial i kvalitetsnorm for villaks. Antallet bestander som inngår i analysen hvert år varierer mellom 181 og 192.

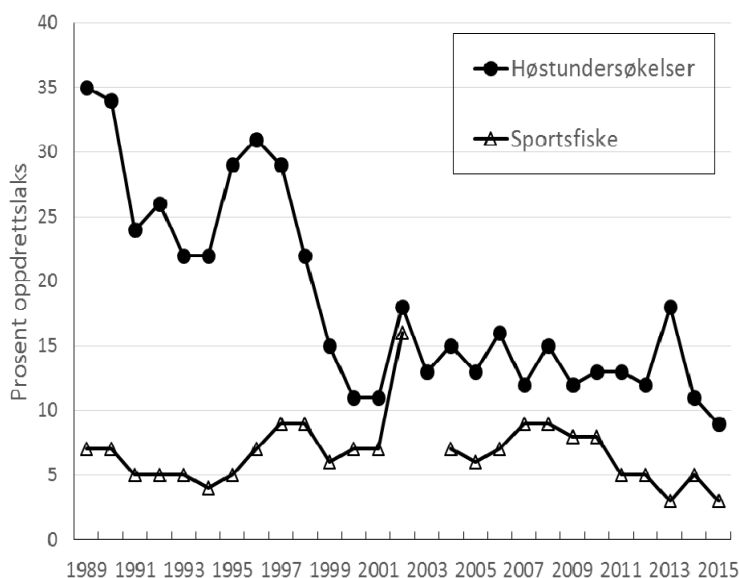
### Rømt oppdrettslaks

I 2015 ble det produsert ca. 1 315 000 tonn oppdrettslaks i Norge. Det ble rapportert at 160 000 laks rømte fra oppdrettsanlegg i 2015. I gjennomsnitt de siste ti årene ble 290 000 laks rapportert rømt per år. Antallet laks som hadde rømt var trolig to til fire ganger høyere enn de rapporterte tallene, i følge undersøkelser ved Havforskningsinstituttet for perioden 2005-2011.

Andelen rømt oppdrettslaks i sportsfiskefangster i overvåkede elver har vært gjennomsnittlig 3-9 % i de fleste årene siden 1989 (**figur 6**). I 2015 var gjennomsnittet 3,4 %. Andelen rømt oppdrettslaks har vært større under overvåking i elvene om høsten like før gyting enn i sportsfisket om sommeren, noe som skyldes at oppdrettslaksen vandrer senere opp i elvene enn villaksen. Andelen rømt oppdrettslaks under overvåkingen om høsten var i gjennomsnitt 9,1 % i 2015 (**figur 6**). Til sammenligning var gjennomsnittlig andel over 20 % i årene 1989-1998. I de siste seksten årene har andelen variert mellom 9 og 18 %. Fra 2006 har det vært en svak nedgang i andelen rømt oppdrettslaks under overvåkingen om høsten. Selv om andelen rømt laks i prøvene var lavere i 2015 enn i 2014, så kan mengden rømt oppdrettslaks ha vært på samme nivå de to årene, fordi andelen var påvirket av at innsiget av villaks økte fra 2014 til 2015.

Nye genetiske undersøkelser har dokumentert at det faktisk har skjedd en innblanding av rømt oppdrettslaks i en stor andel av norske villaksbestander. Genetiske endringer som følge av innkrysning av oppdrettslaks er påvist i 40 av 125 undersøkte villaksbestander, og i 31 av disse bestandene ble endringene vurdert som store. I tillegg ble det funnet indikasjoner på innkrysning i 41 bestander. Det var altså bare 44 av 125 bestander hvor det ikke ble påvist genetiske endringer på grunn av rømt oppdrettslaks i prøvene. Dokumentasjonen er forsterket med hensyn på at innblanding av rømt oppdrettslaks vil medføre negative økologiske og genetiske effekter på norske villaksbestander. Selv om andelen rømt oppdrettslaks i prøver fra gytebestandene har gått ned de senere årene, så er andelen likevel på et så høyt nivå i mange vassdrag at det er nødvendig å forsterke tiltakene for å redusere rømminger og gyting av rømt oppdrettslaks i lakseelvene.

Mange villaksbestander er allerede genetisk påvirket av innkryssning av rømt oppdrettslaks, samtidig som de vedvarende tilføres ny rømt oppdrettslaks i gytebestandene. Dette medfører at sjansen for å kunne gjenvinne den genetiske sammensetningen i de ville bestandene reduseres betydelig. Målene om å bevare bestandenes genetiske integritet og genetiske variasjon kan ikke nås med de nivåene av rømt oppdrettslaks som overvåkingen antyder for mange vassdrag de senere årene, inkludert i 2015. I tillegg til at bestandene endres genetisk på grunn av innkryssning av rømt oppdrettslaks, viser mange undersøkelser at produksjon og overlevelse av villaks vil reduseres på grunn av slik innkryssning.



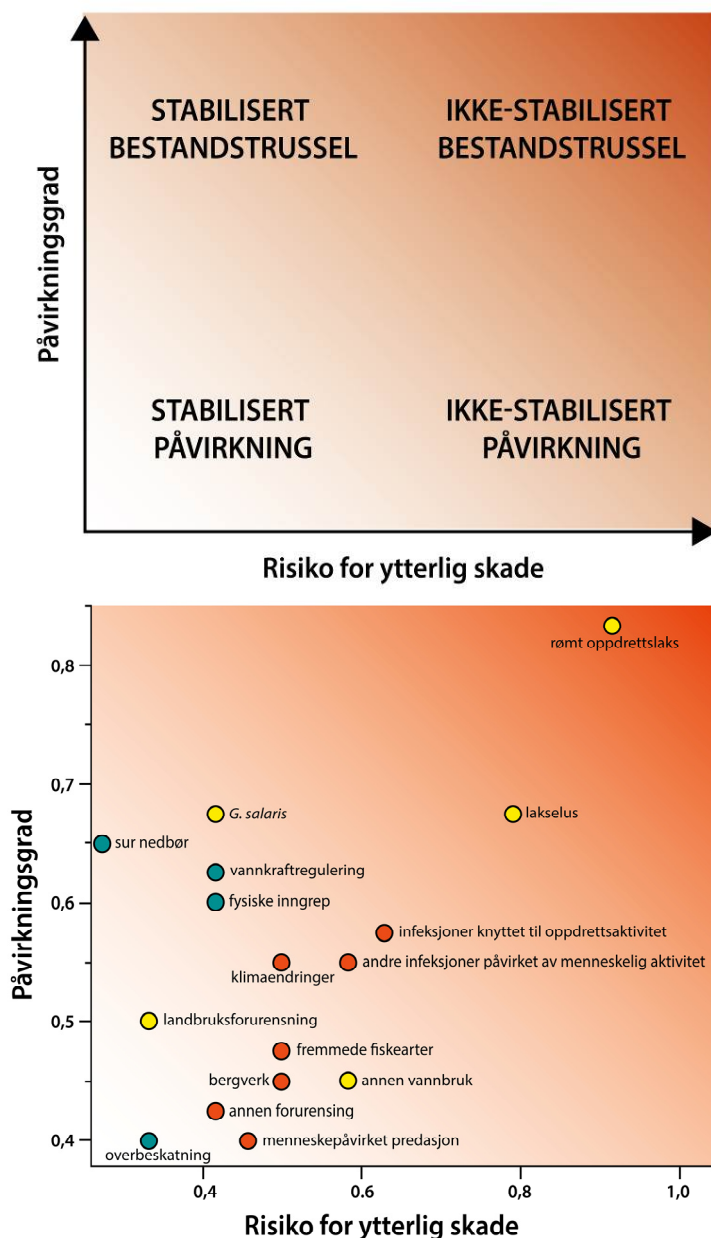
**Figur 6.** Innslaget av rømt oppdrettslaks i prøver fra sportsfiske og fiske like før gyting om høsten i perioden 1989-2015. Data er gitt som gjennomsnittlig andel rømt oppdrettslaks i fangstene for elvene som inngår i overvåkingen.

### Rangering av trusselfaktorer

Vitenskapsrådet har utviklet et system for å rangere trusselfaktorer ut fra påvirkningen de har på de norske laksebestandene i form av redusert produksjon og eventuelt tap av bestander, og risikoen for at truslene medfører ytterligere framtidig redusert produksjon og tap av bestander.

Det skilles mellom påvirkninger og bestandstrusler, og mellom stabiliserte og ikke-stabiliserte påvirkninger og trusler (**figur 7**). En stabilisert påvirkning er en faktor som reduserer produksjonen i bestandene, men ikke i den grad at det truer bestandene, og som har lav sannsynlighet for at det oppstår ytterligere produksjonstap, eller det gjennomføres effektive tiltak som kontrollerer eller reduserer faktorens effekt og utbredelse. En ikke-stabilisert bestandstrussel er en faktor som påvirker bestander så sterkt at den kan bidra til at bestander blir kritisk truet eller tapt i naturen og som har høy sannsynlighet for at det oppstår ytterligere tap, eller tiltakene som gjennomføres er ikke tilstrekkelige til å kontrollere eller redusere faktorens effekt og utbredelse.

Rømt oppdrettslaks og lakselus framstår som ikke-stabiliserte bestandstrusler. Rømt oppdrettslaks er den klart største bestandstrusselen, både ved at den utgjør den største påvirkningen og den største risikoen for ytterligere framtidig reduksjon og tap av bestander. Parasitten *Gyrodactylus salaris*, sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår som stabiliserte bestandstrusler med lavere risiko for ytterligere framtidig redusert produksjon og tap av bestander (**figur 7**). Graden av påvirkning har økt for rømt oppdrettslaks sammenlignet med tidligere års vurderinger, på grunn av dokumentert genetisk påvirkning av oppdrettslaks i et større antall villaksbestander. For de andre trusselfaktorene er det ingen endringer i risikovurderingen i 2015 i forhold til i 2014.



**Figur 7.** System for vurdering av påvirkningsfaktorer og bestandstrusler for norske villaksbestander (øverst), og de ulike faktorenes plassering i diagrammet (nederst). Bakgrunnsfargen illustrerer alvorlighetsgrad (mørk farge mest alvorlig). 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).

### Påvirkningsanalyse for laksebestander vurdert etter kvalitetsnormen

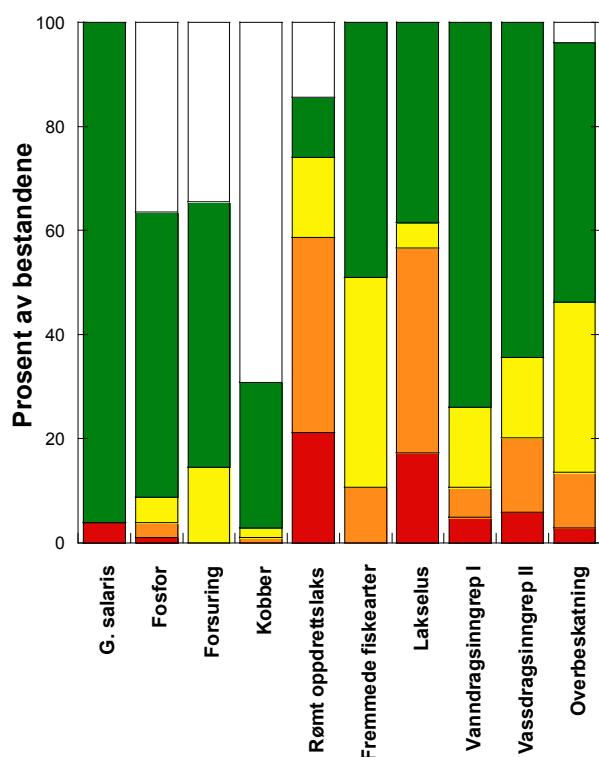
I 2013 ble det i statsråd vedtatt en kvalitetsnorm for villaks under Naturmangfoldloven, som er retningsgivende for myndighetenes forvaltning. For at en laksebestand skal nå målet om tilstrekkelig god kvalitet så må den ikke være genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks eller andre menneskelige påvirkninger, den må ha nok gytefisk (ha nådd gytebestandsmålet), og den må ha et normalt høstbart overskudd.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har tidligere vurdert 104 laksebestander etter kvalitetsnormen for villaks. Av disse nådde bare 23 bestander (22 %) normens krav om god eller svært god kvalitet. Resten av bestandene hadde moderat kvalitet (29 bestander, 28 %), og dårlig eller svært dårlig kvalitet (52 bestander, 50 %), og nådde dermed ikke målet. De fleste bestandene nådde gytebestandsmålene, slik at årsaken til at mange bestander ikke hadde god kvalitet var at de

var genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks og/eller ikke hadde et normalt høstbart overskudd. Bare en tredel av bestandene (36 bestander) hadde ikke genetiske spor av rømt oppdrettslaks.

Når bestander ikke når gytebestandsmålene og har et normalt høstbart overskudd tyder det på at menneskeskapte faktorer i vassdraget eller sjøen har påvirket dem negativt. Her presenteres en analyse av hvilke faktorer som har påvirket bestandene som er vurdert etter kvalitetsnormen. Faktorene som skal analyseres for hvert enkelt vassdrag er beskrevet i kongelig resolusjon om kvalitetsnormen. Disse er vannkjemi (fosfor, forsuring og kobber), *Gyrodactylus salaris*, rømt oppdrettslaks, fremmede fiskearter (pukkellaks og regnbueørret), lakselus, vassdragsinngrep og overbeskatning (**figur 8**).

Rømt oppdrettslaks og lakselus, og deretter kraftregulering, var påvirkningsfaktorene med størst negativ effekt på bestandene (**figur 8**). Rømt oppdrettslaks hadde moderat og stor effekt på 59 % av bestandene, lakselus på 56 % av bestandene og vannkraftregulering på 29 % av bestandene.



**Figur 8.** Andel av bestandene som ble klassifisert til å ha ingen (grønt), liten (gult), moderat (oransje) og stor (rødt) effekt av ulike menneskelige påvirkningsfaktorer for de 104 laksebestandene klassifisert etter kvalitetsnormen. Hvit del av søylene er andel bestander som ikke ble klassifisert for effekt av påvirkningene på grunn av manglende data.

Overbeskatning hadde moderat eller stor effekt på nesten 15 % av bestandene. Bestander som ikke når gytebestandsmålet betraktes automatisk som overbeskattet dersom det fiskes. Det kan dermed være overbeskatning i en bestand uten (eller med svært lav) beskatning i vassdraget, dersom fisk fra bestanden beskattes i sjøfisket. Fremmede fiskearter påvirket også en stor andel av bestandene, hovedsakelig pukkellaks i nord og regnbueørret lengre sør, særlig i Vest-Norge. Det er imidlertid usikkert i hvilken grad sporadiske forekomster av disse artene gir negative effekter på villaksbestandene. Vannkjemiske parametere hadde mindre effekt på bestandene enn de andre påvirkningene. Forsuring hadde en liten effekt på 14 % av bestandene. For de vannkjemiske påvirkningene var dårlig datatilgang en utfordring, og mer kunnskap om vannkjemien bør skaffes der klassifiseringer mangler.

Blant bestander som ikke nådde kvalitetsnormen var den en overrepresentasjon av bestander som hadde moderat og stor påvirkning fra rømt oppdrettslaks. For den samlede

kvalitetsnormvurderingen var det bare påvirkning fra rømt oppdrettslaks som hadde en signifikant sammenheng. Til tross for at påvirkningen av rømt oppdrettslaks er basert på overvåkning av andel rømt oppdrettslaks i fangster i vassdragene i årene 2010 til 2015, mens de genetiske analysene og klassifisering etter kvalitetsnormen er basert på innkrysning som i all hovedsak skjedde før dette, så var det en god sammenheng mellom disse to. Dette gir støtte for at overvåkingsprogrammet for rømt oppdrettslaks fanger opp forskjellene i andel oppdrettslaks mellom bestander, og at den såkalte årsprosenten av rømt oppdrettslaks i vassdragene kan brukes til å identifisere bestander der risikoen for innkrysning er stor.

### Samlet vurdering av status for laks i 2016

Lakseinnsiget de siste ni årene, inkludert 2015, har vært på et generelt lavt nivå. Tidlig på 1980-tallet var det årlige innsiget på mer enn 1 million laks, mens gjennomsnittet de siste fem årene var på 484 000 laks. Innsiget er mer enn halvert de siste 32 årene. En betydelig reduksjon i beskatning har kompensert for redusert innsig, slik at det fortsatt er nok gytefisk i de fleste elvene. Reduserte bestander har imidlertid medført at det høstbare overskuddet av laks som kan fiskes er betydelig redusert. De årlige fangstene i sjø og elver har blitt redusert fra ca. 1500 tonn på 1980-tallet til ca. 500 tonn i de siste årene.

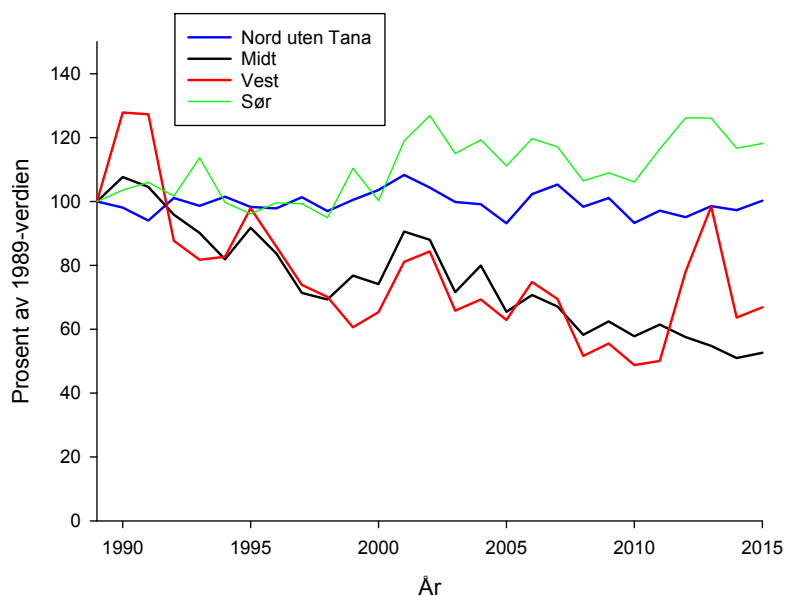
Redusert mengde villaks skyldes delvis at laksen har lav overlevelse i sjøen, som er et storskala mønster. Økt alder ved kjønnsmodning har også bidratt. Lokale og regionale faktorer påvirker imidlertid villaksen i stor grad (**figur 9**). Etter 1989 har innsiget av villaks til Midt-Norge og Vest-Norge gått mest tilbake. I Vest-Norge er det sannsynlig at påvirkning fra den store oppdrettsaktiviteten har bidratt til avvikende sterk reduksjon i lakseinnsiget. I Midt-Norge var det spesielt lavt innsig av mellomlaks og storlaks i 2013 og 2014, og for de store bestandene rundt Trondheimsfjorden ble dette knyttet til høyt smittepress fra lakselus i 2011 og 2012. I Sør-Norge har kalkingstiltak, bedring av vannkvalitet og reetablering av laks i forsurede vassdrag virket positivt. Innsiget til Nord-Norge er relativt stabilt. Unntaket er innsiget til Tanavassdraget, som har avtatt markant, og som de siste årene vært på ca. 40 % av innsiget i 1989. Laksebestandene i Tanavassdraget har svært dårlig status, og overbeskatning er eneste kjente påvirkning.

Rømt oppdrettslaks framstår klart som den største trusselen mot norske villaks, både ved at den utgjør den største påvirkningen (spesielt på grunn av antall truede bestander og utbredelse av påvirkningen) og den største risikoen for ytterligere framtidig reduksjon og tap av bestander. Nye undersøkelser har vist at mange villaksbestander allerede er genetisk påvirket av oppdrettslaks, samtidig som oppvandringen av rømt oppdrettslaks vedvarer i mange vassdrag.

Lakselus framstår også som en ikke-stabilisert bestandstrussel. Andelen av de overvåkede stasjonene langs norskekysten med moderat eller høy risiko for bestandsreducerende påvirkning av lakselus på villaksbestander har økt fra 2010 til 2015. Hvilke områder som har høy risiko varierer imidlertid mye mellom år.

Vannkraftreguleringer, parasitten *Gyrodactylus salaris*, sur nedbør, og fysiske inngrep framstår som stabiliserte bestandstrusler med lavere risiko for ytterligere framtidig redusert produksjon og tap av bestander. Betydelige tiltak for å fjerne *Gyrodactylus salaris* fra en rekke vassdrag har blitt gjennomført de senere årene, og mange vassdrag har blitt friskmeldte. Påvirkningen fra sur nedbør har avtatt, kalkingstiltak gjennomføres i mange laksevassdrag og mange bestander i området berørt av sur nedbør er styrket og reetablert. Vassdragsregulering har fortsatt en betydelig påvirkning i mange laksevassdrag, men det er ikke sannsynlig at skadeomfanget vil øke i årene framover.





**Figur 9.** Utviklingen av lakseinnsiget fra havet til Sør-Norge (fra Østfold til og med Rogaland), Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane), Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) og Nord-Norge uten Tanavassdraget (fra Vesterålen til grensa mot Russland) fra 1989 til 2015, gitt som prosent av 1989-verdien. Data er fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodeller. Innsiget er gitt for alle størrelsesgrupper laks samlet.

### Vurdering av minstemål og andre størrelsesbaserte fangstregler for sjørret og sjørøye

Minstemål for fiske etter sjørret og sjørøye i både ferskvann og sjøen er 30 cm i Nord-Norge (unntatt Tanavassdraget, der det er 25 cm), og 35 centimeter i resten av landet. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er bedt om å vurdere disse minstemålene.

I følge lakse- og innlandsfiskloven må en regulering utformes for å sikre produktivitet, diversitet og høstbart overskudd i bestandene. Forvaltningen av laks baseres på at det er satt gytebestandsmål for hver elv som skal nås. For sjørret og sjørøye mangler data og kunnskap til en regulering etter gytebestandsmål, og det må brukes enklere regler, som å sette et minstemål og regulere lengden av fiskesesongen. Et minstemål kan settes slik at umoden fisk i liten grad blir beskattet, slik at det sikrer at fisk i hvert fall rekker å gyte én gang.

Ensidig bruk av minstemål vil over tid ha konsekvenser for bestandene ved at gytebestanden domineres av de aller yngste individene. Dette kan ha en destabiliserende effekt på bestandene, redusere genetisk diversitet og skape seleksjon i retning tidligere kjønnsmodning og lavere vekst. Kombinert bruk av minste- og maksimumsmål («harvest slots») er bedre ved at beskatningen fordeles bedre mellom ulike størrelsesgrupper, og bestanden kan bli bestående av fisk av mer varierende størrelse og en større andel av stor (og ettertraktet) fisk. Store hunner antas å ha en større betydning for bestandsveksten enn liten fisk, fordi de produserer flere egg og ofte større egg av potensielt bedre kvalitet (også kalt «big old fat fecund female fish – BOFFFFs»). En måte å beskytte disse på er å innføre maksimumsstørrelser. Biologiske hensyn tilsier at bestandene av sjørret og sjørøye beskyttes best med en kombinasjon av minstemål og maksimumsmål i fisket.

Fordi fisket på sjørret og sjørøye til dels er bestandsrettet (i vassdragene) og til dels et fiske på blandede bestander (i sjøen), og bestandene har svært ulike størrelsessammensetning, er det utfordrende å lage nasjonale regler som er treffsikre. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning foreslår et nasjonalt minstemål for sjørret og sjørøye på 40 cm for hele landet. Et slikt minstemål medfører at individer av alle bestander er vernet mot beskatning fram til de når smoltstadiet, og for mange av bestandene at en stor andel av individene ikke beskattes før de når første kjønnsmodning. I noen bestander vil svært få individer bli større enn det foreslåtte minstemålet på 40 cm, og slike bestander vil dermed i liten grad beskattes. Samtidig anbefaler vi at det etableres maksimumsmål, men at maksimumsmålene må tilpasses de ulike bestandene. Reguleringer av den totale beskatningen av sjørøye og sjørret bør i tillegg foregå på regionalt og lokalt nivå

## VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er et uavhengig råd opprettet av Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) i 2009. Hovedoppgaver er å:

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

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning skal foreta analyser og vurderinger innenfor rammene av naturmangfoldloven, lakse- og innlandsfiskloven, Den nordatlantiske laksevernorganisasjonen (NASCO) sine retningslinjer for føre-var tilnærmingen, Det internasjonale havforskningsrådet (ICES) 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. Basert på eksisterende vitenskapelig kunnskap skal det gis råd i henhold til mandat og årlige spørsmål.

Leder og medlemmer av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er oppnevnt av Miljødirektoratet. 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 dermed ikke den institusjonen de er ansatt i. Vitenskapsrådets medlemmer oppnevnes for fem år av gangen. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har sekretariatsfunksjon.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning utarbeider årlig en rapport i egen rapportserie som beskriver status og utvikling for villaksen. Rapporten skal være forvaltningens sentrale dokument når det gjelder sammenstilling av kunnskapsgrunnlaget for forvaltning av villaks. I tillegg til årlig tilstandsrapport utarbeider vitenskapsrådet temarapporter som dekker ulike tema, etter oppdrag fra forvaltningen eller eget initiativ, i en egen temarapportserie. Rådet skal søke å bli enige om teksten i rapportene uten at dette går på bekostning av deres tydelighet. Ved eventuell uenighet om teksten vektlegges synspunkter fra den/de av rådets medlemmer som er eksperter på det/de aktuelle tema. Det skal gis en konkret beskrivelse i rapportene av hva en eventuell uenighet består av.

I 2016 har Vitenskapelig råd for lakseforvaltning følgende sammensetning:

### LEDER:

Torbjørn Forseth

### MEDLEMMER:

Bjørn T. Barlaup, Bengt Finstad, Peder Fiske, Harald Gjosæter, Morten Falkegård, Atle Hindar, Tor Atle Mo, Audun H. Rikardsen, Eva B. Thorstad, Asbjørn Vøllestad og Vidar Wennevik

### SEKRETARIAT:

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

### ANDRE BIDRAGSYTERE TIL RAPPORTEN

Gunnbjørn Bremset (NINA) og har bidratt til å samle informasjon om effekter av kraftregulering til påvirkningsanalysen (**vedlegg 4**). Helge Skoglund, Uni Research Miljø, har bidratt med opplysninger om regulerte vassdrag og forekomst av fremmede arter til påvirkningsanalysen. Peder A. Jansen (Veterinærinstituttet) har stilt spredningsmodell for lakselus til rådighet for påvirkningsanalysen.

I kapittel 11 «Vurdering av minstemål og andre størrelsesbaserte fangstregler for sjørret og sjørøye» er det uenighet om anbefalingene. Morten Falkegård har derfor en alternativ anbefaling som er gjengitt i kapitlet. Det er ikke uenighet blant medlemmene av vitenskapsrådet om teksten i noen andre deler av denne rapporten.

## 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. 56 internasjonale publikasjoner og 86 tekniske rapporter.



**Bjørn T. Barlaup, Dr. scient**

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

**e-post:** bjorn.barlaup@uni.no

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

**Har også jobbet med:** Uttak av rømt oppdrettslaks og relikts laks. 28 internasjonale publikasjoner og > 120 tekniske rapporter.



**Bengt Finstad, Dr. scient**

**Stilling:** Seniorforsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

**e-post:** bengt.finstad@nina.no

**Hovedarbeidsområder, laksefisk:** Økofysiologi, akvakultur, smoltproduksjon/utsettinger av fisk, forurensinger og menneskeskapte påvirkninger, laksefisk i sjøen, fiskeparasitter og biotelemetri. Arbeid både i felt og på laboratoriet sammen med nasjonale og internasjonale samarbeidspartnere innen forskning, forvaltning og industri. 104 internasjonale publikasjoner, 4 bokkapitler og > 150 tekniske rapporter og populærvitenskapelige artikler.



**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 laks. 40 internasjonale publikasjoner og 71 tekniske rapporter.



**Harald Gjosæter, Dr.philos.**

**Stilling:** Forsker, Havforskningsinstituttet

**e-post:** harald.gjosater@imr.no

**Hovedarbeidsområder, laksefisk:** Estimering av bestandsstørrelser.

**Har også jobbet med:** Fiskeøkologi i Barentshavet, bestandsvurdering, rådgiving, lodde og bunnfisk i Barentshavet. Er medlem i ICES Arctic Fisheries Working Group og ICES Working Group on North Atlantic Salmon, og er norsk representant i ICES sin rådgivingskomité ACOM. 55 internasjonale publikasjoner og > 200 andre publikasjoner, inkludert bokkapitler, populærvitenskapelige artikler, rapporter etc.



**Morten Falkegård, Dr. scient.**

**Stilling:** Forsker, Norsk institutt for naturforskning (NINA)

**e-post:** morten.falkegard@nina.no

**Hovedarbeidsområder, laksefisk:** Habitatbruk, diett, atferd og vandringer, produksjon, beskatning, forvaltning og overvåkning.

**Har også jobbet med:** Introduserte arter og ferskvannsbunndyr. 12 internasjonale publikasjoner og 30 tekniske rapporter.



**Atle Hindar, Dr. philos.**

**Stilling:** Regionleder og seniorforsker, Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

**e-post:** atle.hindar@niva.no

**Hovedarbeidsområder, laksefisk:** Forsuring og strategier for vassdragskalking; kjemiske tiltak (AIS) mot lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*; forsuring og klimavariasjon – effekter på toksisitet.

**Har også jobbet med:** Effekter på vannkjemi ved utsprenning av sulfidmineraler og klassifisering av økologisk tilstand. 42 internasjonale publikasjoner og > 150 tekniske rapporter.



**Tor Atle Mo, Dr. scient.**

**Stilling:** Seksjonsleder, Seksjon for parasittologi, Veterinærinstituttet

**e-post:** tor-atle.mo@vetinst.no

**Hovedarbeidsområder, laksefisk:** Forekomst og effekt av fiskeparasitter hos villfisk og oppdrettsfisk, særlig hos laksefisk. 63 internasjonale publikasjoner og > 50 tekniske rapporter.



**Audun H. Rikardsen, Dr. scient.**

**Stilling:** Professor 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, EUs vanddirektiv, egnethetsanalyser for oppdrettsanlegg, rømt oppdrettsfisk, konsekvensanalyser. 59 internasjonale publikasjoner og > 50 tekniske rapporter.



**Eva B. Thorstad, PhD**

**Stilling:** Forsker ved Norsk institutt for naturforskning (NINA), professor II (20 %) ved Universitetet i Tromsø

**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 og lakselus, merking, relikts laks, bestandsovervåking og effekter av sur nedbør og andre forurensinger.

**Har også jobbet med:** Effekter av introduserte arter, interaksjoner mellom arter og energetikk. > 100 internasjonale publikasjoner og > 150 tekniske rapporter og populærvitenskapelige artikler.



**Asbjørn Vøllestad, Dr. philos.**

**Stilling:** Professor, Centre for Ecological and Evolutionary Synthesis, Institutt for Biovitenskap, Universitetet i Oslo

**e-post:** avollest@uio.no

**Hovedarbeidsområder, laksefisk:** Genetisk struktur, livshistorie, populasjonsbiologi, populasjonsdynamikk, evolusjon, bevaringsbiologi.

**Har også jobbet med:** Har arbeidet med de fleste norske ferskvannsfisk, og bruker et vidt spekter av tilnæringer (teori, populasjonsgenetikk, kvantitativ genetikk, funksjonell genetikk, populasjonsdynamikk, atferd, fysiologi). Arbeider hovedsakelig med grunnleggende biologiske problemstillinger. 145 internasjonale publikasjoner, fagredaktør for tema fisk i Store Norske Leksikon, redaktør i *Ecology of Freshwater Fish*, medredaktør i *Aquatic Biology*.



**Vidar Wennevik, PhD**

**Stilling:** Seniorforsker, 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. Overvåking av forekomst av rømt oppdrettslaks i vassdrag.

**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 laks. 23 internasjonale publikasjoner og > 25 tekniske rapporter.

# 1 INNLEDNING

## 1.1 Formål med rapporten

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning utarbeider årlige rapporter med beskrivelse av status for norsk villaks. I denne rapporten er formålene spesielt å:

1. Gjøre rede for utvikling i fangst, innsig og marin overlevelse av laks.
2. Gjøre rede for status for laksebestandene ut fra oppnåelse av gytebestandsmål, forvaltningsmål og høstbart overskudd.
3. Vurdere forekomst av rømt oppdrettslaks.
4. Rangere og vurdere utvikling av trusselfaktorer mot laks.
5. Gjøre en påvirkningsanalyse for de 104 laksebestandene som til nå er vurdert etter kvalitetsnorm for villaks.
6. Vurdere minstemål og andre størrelsesbaserte fangstregler for sjørøret og sjørøye.

En vurdering av bestandsstatus er gitt med bakgrunn i bestandssituasjonen til de enkelte bestander som inngår i fisket. Oppnåelse av gytebestandsmål og forvaltningsmål ble vurdert for 186 laksebestander basert på situasjonen i 2012-2015. Vurderinger av bestandsstatus for de ulike vassdragene er gitt i en egen vedleggsrapport (Anon. 2016c).

## 1.2 Premisser for arbeidet

Råd, analyser og vurderinger i rapporten er gitt i samsvar med mandat fra Miljødirektoratet, og de er gjort innenfor rammene av naturmangfoldloven, lakse- og innlandsfiskloven, Den nord-atlantiske laksevernorganisasjon (NASCO) sine retningslinjer for føre-var tilnærmingen, Det internasjonale havforskningsrådet (ICES) sine tilrådninger, samt vedtatte nasjonale målsettinger for lakseforvaltning jfr. føringene i St.prp. nr. 32 (2006-2007) *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 Naturmangfoldloven og lakse- og innlandsfiskloven

Laksefisk påvirkes av aktiviteter som reguleres av flere norske lover. Klima og miljøverndepartementet har det overordnede ansvaret for villaksforvaltningen, og de viktigste juridiske virkemidlene er forankret i naturmangfoldloven (Lov om forvaltning av naturens mangfold) og lakse- og innlandsfiskloven (Lov om laksefisk og innlandsfisk m.v.).

Naturmangfoldloven omfatter all natur og alle sektorer som forvalter natur eller som fatter beslutninger med konsekvenser for naturen. Loven regulerer forvaltning av arter, områdevern, fremmede organismer og utvalgte naturtyper og tar vare på leveområder for prioriterte arter. Lovens formål (§ 1) er at naturen med dens biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern. Forvaltningsmålet for arter (§ 5) er at deres genetiske mangfold ivaretas på lang sikt og at artene forekommer i levedyktige bestander i sine naturlige utbredelsesområder. Høsting kan bare tillates når best tilgjengelige dokumentasjon tilsier at arten produserer et høstbart overskudd.

Formålet med lakse- og innlandsfiskloven (§ 1) er å sikre at naturlige bestander av anadrome laksefisk, innlandsfisk samt andre ferskvannsorganismer og deres leveområder forvaltes i samsvar med naturmangfoldloven og slik at naturens mangfold og produktivitet bevares. Innenfor disse rammer skal loven gi grunnlag for utvikling av bestandene med sikte på

økt avkastning, til beste for rettighetshavere og fritidsfiskere. Loven skal altså sikre både vern og høsting av bestander av anadrome laksefisk. I nasjonale laksevassdrag og nasjonale laksefjorder skal laksen sikres en særlig beskyttelse mot skadelige inngrep (§ 7, se også kapittel 1.2.6 om nasjonale laksevassdrag og laksefjorder).

### 1.2.2 Kvalitetsnormer for laks

I 2013 ble det i statsråd vedtatt en kvalitetsnorm for villaks under Naturmangfoldloven. Formålet er å bidra til at ville bestander skal ivaretas og gjenoppbygges til en størrelse og sammensetning som sikrer mangfold innenfor arten og utnytter laksens produksjons- og høstingsmuligheter. Normen er retningsgivende for myndighetenes forvaltning og skal gi et best mulig grunnlag for forvaltningen av villaksbestandene og faktorene som påvirker dem.

For at en laksebestand skal nå kvalitetsmålet etter normen så må den ikke være genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks eller andre menneskelige påvirkninger, den må nå gytebestandsmålet, og den må ha et normalt høstbart overskudd. Kvalitetsnormen består av to delnormer: a) gytebestandsmål og høstingspotensial, og b) genetisk integritet, som bestandene klassifiseres etter i fem kategorier, fra svært god til svært dårlig. De to delnormene samles til en felles klassifisering, der den dårligste er styrende for fastsettelse av kvalitet. For å nå målet etter kvalitetsnormen må den samlede klassifiseringen vise god eller svært god kvalitet.

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har vurdert 104 laksebestander etter kvalitetsnormen for villaks (Anon. 2016a). Av disse hadde 23 bestander (22 %) god eller svært god kvalitet, 29 bestander (28 %) moderat kvalitet og halvparten dårlig eller svært dårlig kvalitet. Det vil si at 81 bestander (78 %) ikke nådde kvalitetsnormens mål om minst god kvalitet. De aller fleste bestandene nådde gytebestandsmålene, slik at årsaken til at mange bestander ikke nådde god kvalitet var at de var genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks og/eller ikke hadde et normalt høstbart overskudd. En tredel av villaksbestandene (33 bestander) var så genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks at de ble klassifisert til å ha svært dårlig eller dårlig kvalitet. Ytterligere en tredel (35 bestander) ble klassifisert til moderat kvalitet på grunn av genetisk påvirkning av oppdrettslaks. Bare en tredel av bestandene (36 bestander) hadde ikke genetiske spor av rømt oppdrettslaks.

Når bestander ikke når gytebestandsmålene og har et normalt høstbart overskudd tyder det på at menneskeskapte faktorer i vassdraget eller sjøen har påvirket dem negativt. I denne rapporten presenteres en analyse av hvilke faktorer som har påvirket de 104 bestandene som er vurdert etter kvalitetsnormen, ved hjelp av effektindikatorer. Effektindikatorene er beskrevet i kongelig resolusjon om kvalitetsnormen, men er ikke en del av selve normen. De er utviklet som et verktøy til bruk i arbeidet med å kartlegge årsaker til at enkeltbestander ikke har oppnådd god kvalitet.

### 1.2.3 NASCOs retningslinjer for føre-var tilnærmingen

NASCO ble etablert i 1983 gjennom Konvensjon til vern av laks i det nordlige Atlanterhavet. Formålet med konvensjonen er gjennom samråd og samarbeid å bidra til vern, gjenoppbygging, forøkelse og rasjonell forvaltning av de laksestammene som konvensjonen gjelder for. Medlemmer i NASCO er Canada, Danmark (på vegne av Færøyene og Grønland), EU, Norge, Russland og USA.

På slutten av 1990-tallet ble det oppnådd en konsensus blant medlemslandene i NASCO om 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 potensielt skadelige tiltak skal foretas uten at vitenskapelig baserte analyser av konsekvenser

er foretatt. Det vil si at ingen inngrep som berører 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 oppnåelse i forhold til 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. Det må lages en plan for gjenoppbygging av bestander som befinner seg under en definert bevaringsgrense (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) (NASCO 1998, 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). NASCO har også gitt spesifikke retningslinjer for gjenoppbygging av reduserte laksebestander (NASCO 2004).

#### 1.2.4 Fiske på blandede bestander

Reguleringene i laksefisket skal baseres på de vitenskapelige rådene fra 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. I den formaliserte føre-var-tilnærmingen er det viktig å skille 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. I denne rapporten gis det råd om beskatning for delvassdrag for Tanavassdraget og Årgårdsvassdraget, men ikke for andre vassdrag.

NASCO har lagt sterke føringer på å få fisket mest mulig bort fra flerbestandsfiske og over på enbestandsfiske, noe som er videre understreket i St.prp. nr. 32 (2006-2007). I NASCO (2009) er det understreket at forvaltningstiltak skal ha som mål å beskytte de svakeste bestandene i et fiske på blandede bestander.



### 1.2.5 Gytebestandsmål og forvaltningsmål

I NASCO sin føre-var tilnærming, som Norge har sluttet seg til, gis det en klar føring om at forvaltningen skal definere bestandsvise 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, NASCO 1998). Forvaltningsmålet for en bestand er definert som nådd når det i gjennomsnitt over en måleperiode på fire år er minst 75 % sannsynlighet for at gytebestandsmålet er nådd.

Fastsetting av gytebestandsmål og andre referansepunkter for gytebestanden bygger på en antagelse om at antallet rekrutter (R) i en fiskebestand 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 størrelsen på gytebestanden. 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, eller som til og med reduseres igjen etter et toppunkt. Utflatingsverdien, eller en verdi nær toppunktet, kan man kalle vassdragets bæreevne eller produksjonskapasitet, og dette er gytebestandsmålet. 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.

Det er satt gytebestandsmål for alle norske laksevassdrag - i alt 439 vassdrag. Disse er ikke fastsatt av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, men forslag til gytebestandsmål er utarbeidet av ulike forskergrupper (se Anon. 2010 for nærmere beskrivelser av prosedyrer for fastsettelse av gytebestandsmål). 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 Norsk institutt for naturforskning (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 gytebestandsmål høsten 2009, ut fra forslag fra en mindre gruppe forskere fra NINA (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 miljøvernavdelinger, og forslagene ble deretter revidert før førstegenerasjons gytebestandsmål ble fastsatt. For noen bestander har målene blitt revidert (Falkegård mfl. 2014, **vedlegg 1**) og vi har benyttet de reviderte målene i denne rapporten. Gytebestandsmålene for de enkelte vassdrag er listet i **vedlegg 1**. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning vurderer årlig måloppnåelse av gytebestandsmålene i ulike vassdrag, men har ikke vurdert målene i seg selv.

De foreliggende gytebestandsmålene (inkludert de som ble revidert i 2013 og 2014) er beskrevet som førstegenerasjons gytebestandsmål. Arbeidet med det faglige grunnlaget for andregenerasjon gytebestandsmål pågår. Det er vitenskapsrådets vurdering at dagens gytebestandsmål generelt er et nyttig verktøy for forvaltning av bestandene. Selv om det er vist i en ørretbestand (Elliott 1993) at rekrutteringen kan gå ned for svært høye gytebestander, er dette neppe et typisk mønster for norske laksevasdrag (Jonsson mfl. 1998, Hindar mfl. 2007, Hindar mfl. 2011). Nyere undersøkelser som viser betydningen av spredning av gyting (Einum & Nislow 2011) antyder at det kan være bedre med et for høyt enn et for lavt gytebestandsmål etablert på elve/bestandsnivå om man skal sikre maksimal smoltproduksjon i et vassdrag. Undersøkelser viser at store gytebestander gir bedre spredning av gytefisken innenfor et vassdrag (Finstad mfl. 2013).

### **1.2.6 Nasjonale laksevasdrag og laksefjorder**

For å sikre de viktigste laksebestandene særskilt beskyttelse i vassdrag og fjordområder, opprettet Stortinget 37 nasjonale laksevasdrag 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 laksevasdrag og 29 nasjonale laksefjorder. Ordningen skal gi disse bestandene en spesiell beskyttelse mot menneskelige inngrep.

Av St.prp. nr. 32 (2006-2007) går det frem at reguleringene av fisket på bestander som inngår i ordningen med nasjonale laksevasdrag 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 skal være strengere reguleringer for fiske som berører truede, sårbare eller reduserte laksebestander som inngår i ordningen. I lakse- og innlandsfiskloven er det påpekt at når det treffes vedtak eller gjennomføres tiltak som kan påvirke laksens levevilkår, skal de særskilte hensyn som følger av Stortingets vedtak om nasjonale laksevasdrag og nasjonale laksefjorder legges til grunn. I disse områdene skal laksen i henhold til loven sikres en særlig beskyttelse mot skadelige inngrep. I de bestandsvise vurderingene av oppnåelse av gytebestandsmål i vedleggsrapporten, er det angitt hvilke av de vurderte vassdragene som er nasjonale laksevasdrag (Anon. 2016c).

### **1.2.7 Datagrunnlag**

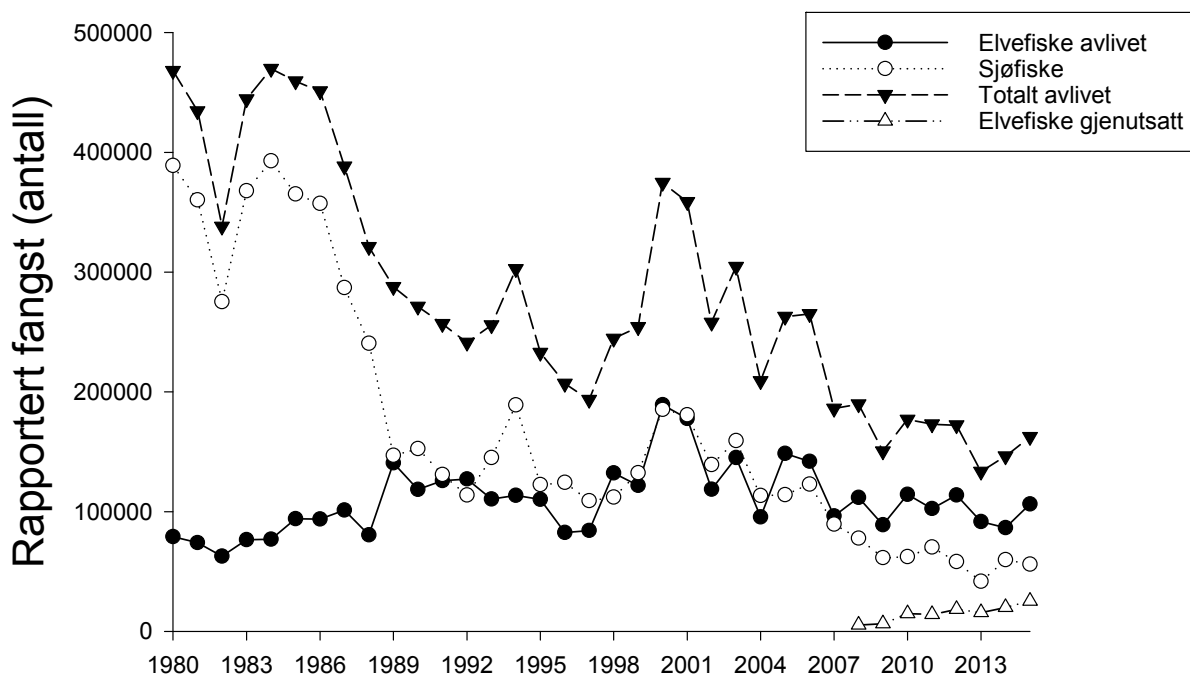
Vitenskapsrådet forholder seg til de datasett og den informasjon vi har tilgang til. Dette inkluderer vitenskapelige publikasjoner, offentlige statistikker, ordinære rapporter og publikasjoner i registrerte serier og annen informasjon vi har mottatt fra fylkesmannens miljøvernmyndigheter og andre. I vurderinger av lokale bestander har det vist seg at vi ikke alltid kjenner til all relevant kunnskap som faktisk finnes, og som kan ha betydning for våre vurderinger. Vitenskapsrådets sekretariat tar imot slik kunnskap som grunnlag for framtidige vurderinger.

## 2 FANGST OG INNSIG AV LAKS I 2015

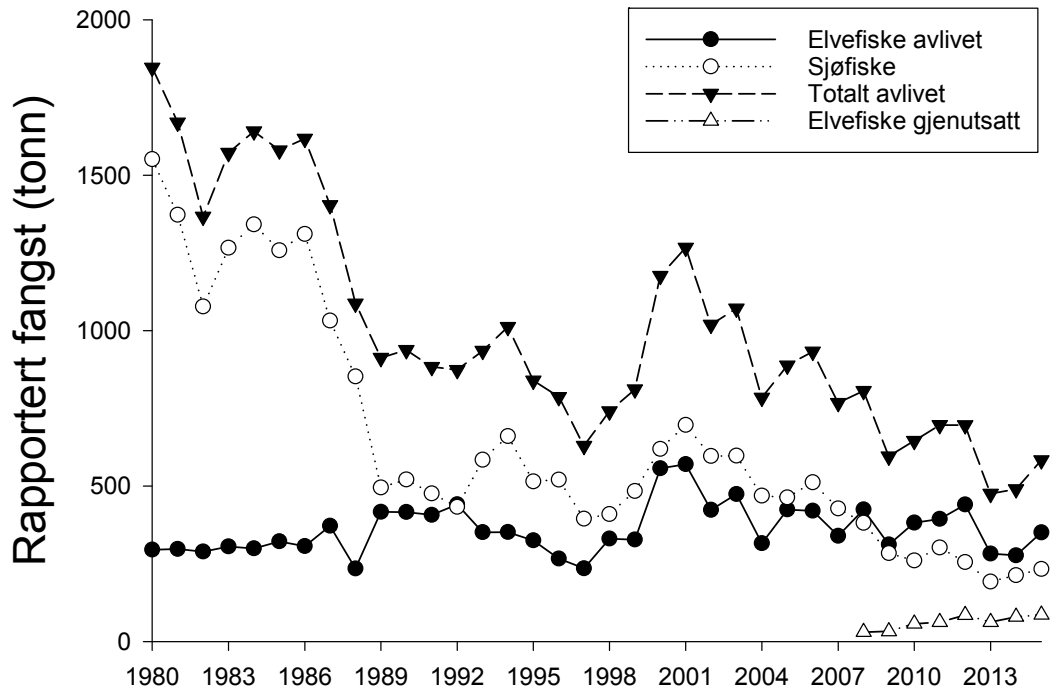
### 2.1 Fangst

I 2015 ble det rapportert fanget og avlivet ca. 162 700 laks i Norge (**figur 2.1**) som veide til sammen 583 tonn (**figur 2.2**). Dette er en økning sammenlignet med året før (tallene for 2014 var 145 200 laks og 490 tonn). I tillegg ble det innrapportert at 25 400 laks ble fanget og sluppet ut igjen (14 % av totalfangsten og 19 % av elvefangsten i antall). Antallet fanget og sluppet laks var det høyeste registrerte siden dette ble innført som egen kategori i fangststatistikken i 2008. Anslått vekt på de som ble sluppet ut igjen var 86 tonn (ca. 13 % av totalfangst på vektbasis), slik at summen av avlivet og gjenutsatt laks var ca. 669 tonn.

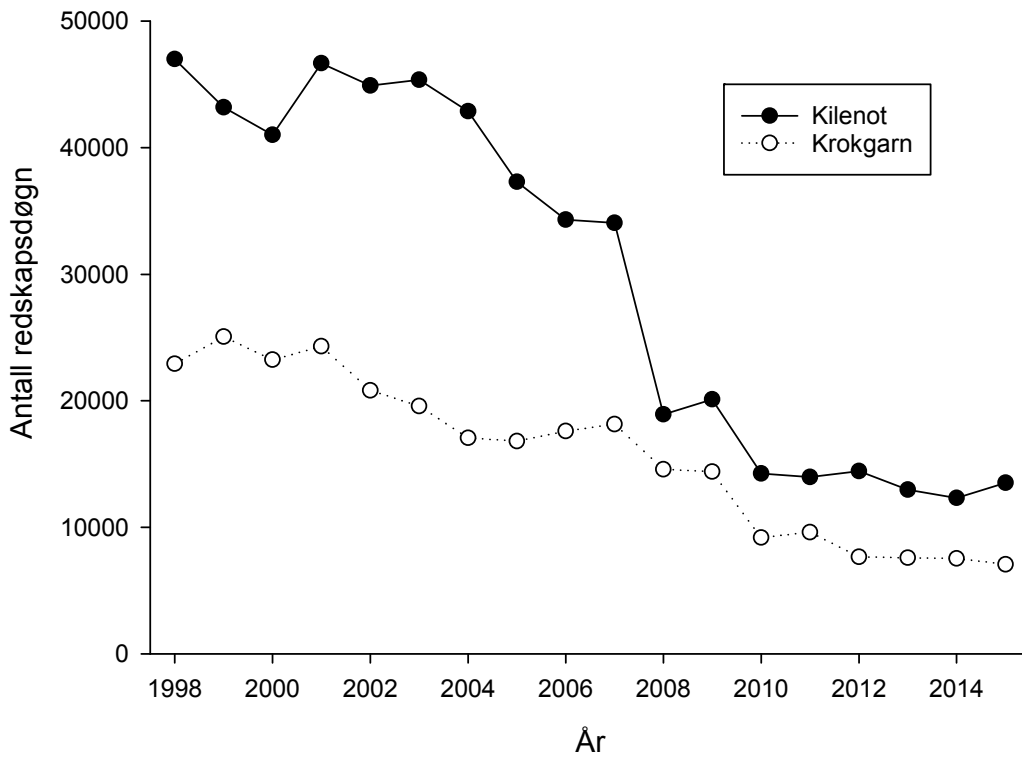
Sesongen 2015 var preget av mye snø i fjellet, spesielt i Vest-Norge, noe førte til større vannføring enn vanlig tidlig i sesongen. Hvordan dette påvirket fangstforholdene kan ha variert fra vassdrag til vassdrag. For noen vassdrag på Vestlandet kan mye kaldt smeltevann ha forsinket oppvandringen av laks i elvene og ført til større fangster lengt nede og mindre fangster lenger opp i vassdragene. Både innsatsen og fangstene i sjøfisket har avtatt sterkt fra 1980- og 1990-tallet (**figur 2.1, 2.2 og 2.3**).



**Figur 2.1.** Rapportert fangst (antall) av laks i Norge i perioden 1980-2015 (rømt oppdrettslaks er inkludert). Gjenutsatt laks er vist i figuren, men ikke inkludert i totalen siden gjenutsatt laks kan bli fanget flere ganger.



**Figur 2.2.** Rapportert fangst (tonn) av laks i Norge i perioden 1980-2015 (romt oppdrettslaks er inkludert). Gjenutsatt laks er vist i figuren, men ikke inkludert i totalen siden gjenutsatt laks kan bli fanget flere ganger.



**Figur 2.3.** Fangststinsats (antall redskapsdøgn) i sjøfisket i perioden 1998-2015.

## 2.2 Innsig av laks til hele landet (prefishery abundance, PFA)

### 2.2.1 Metoder

Metoden som vitenskapsrådet bruker for å beregne størrelsen på lakseinnsiget (bestandsstørrelse for fiske, prefishery abundance, PFA) ligner på “run-reconstruction” metoden som blir brukt for å beregne størrelsen på laksebestanden 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 tas utgangspunkt i totalfangstene ved beregning av bestandene. Metoden er beskrevet i detalj i tidligere rapporter (for eksempel Anon. 2012b), og prinsippene i beregningene er gitt i **vedlegg 2**.

Det ble kjørt tidsserieanalyser for å teste om det er tidstrender i lakseinnsiget. Slike analyser tar hensyn til eventuelle sammenhenger mellom påfølgende verdier, såkalt autokorrelasjon. Slike sammenhenger ble påvist mellom påfølgende år for de fleste regioner og størrelsesgrupper, men bare i noen få tilfeller ble det funnet korrelasjon mellom år som lå lengre fra hverandre. Korrelasjon mellom verdier med noen års mellomrom kan være knyttet til generasjonstider, men siden det ikke ble funnet noe fast mønster i slike kan de like gjerne være tilfeldige. Basert på disse funnene av autokorrelasjon ble det kjørt ARIMA-modeller (**Auto-Regressive Integrated Moving Average**) (Box & Jenkins 1976). Ved å sammenligne ulike varianter av denne modellen ut fra residualplott og AIC (Akaikes informasjonskriterium, som er et mål på hvor godt en statistisk modell beskriver de data den bygger på) viste det seg at en ARIMA (1,0,0) modell, som er en såkalt første ordens autoregressiv modell, ga den beste beskrivelsen av datasettene. Alle datasettene ble derfor analysert med ARIMA (1,0,0) modeller (i IBM SPSS Statistics 21), hvor det ble testet om noe av variasjonen i lakseinnsiget kunne forklares med tid (år). For å unngå et betydelig modelleringsarbeid, ble alle analysene gjennomført med én verdi for hvert år, som var medianverdiene fra simuleringene av størrelsen på lakseinnsiget. Det framstår som usannsynlig at analyser basert på alle de simulerte verdiene (1000 innsig per år) i gjennomsnitt ville ha gitt avvik i trender av betydning for hovedkonklusjonene.

Vi har analysert innsiget både for perioden 1983-2015 og for perioden 1989-2015. Startåret 1983 er valgt fordi fangstene konsekvent er delt inn i vektclasser fra og med dette året. Startåret 1989 for den siste perioden ble valgt fordi drivgarnsfisket i sjøen ble stoppet dette året, og det kan innvendes at en laks fanget med drivgarn ikke nødvendigvis hørte hjemme i det området den ble fanget. Drivgarnsfisket beskattet også trolig laks fra andre land i større grad enn sjøfisket som foregår nærmere elvene. Dette kan påvirke estimatene, og vi valgte derfor også å analysere perioden etter at drivgarnsfisket opphørte siden estimatene i denne delen av tidsserien i mindre grad vil påvirkes av disse usikkerhetene. I perioden 1983 til 1993 ble det bare skilt mellom laks mindre og større enn 3 kg. Fra 1993 ble laksefangstene inndelt i tre grupper, det vil si < 3 kg (smålags), 3-7 kg (mellomlags) og over 7 kg (storlags). Innsig av mellom- og storlags hver for seg er derfor bare beregnet for perioden 1993 til 2014.

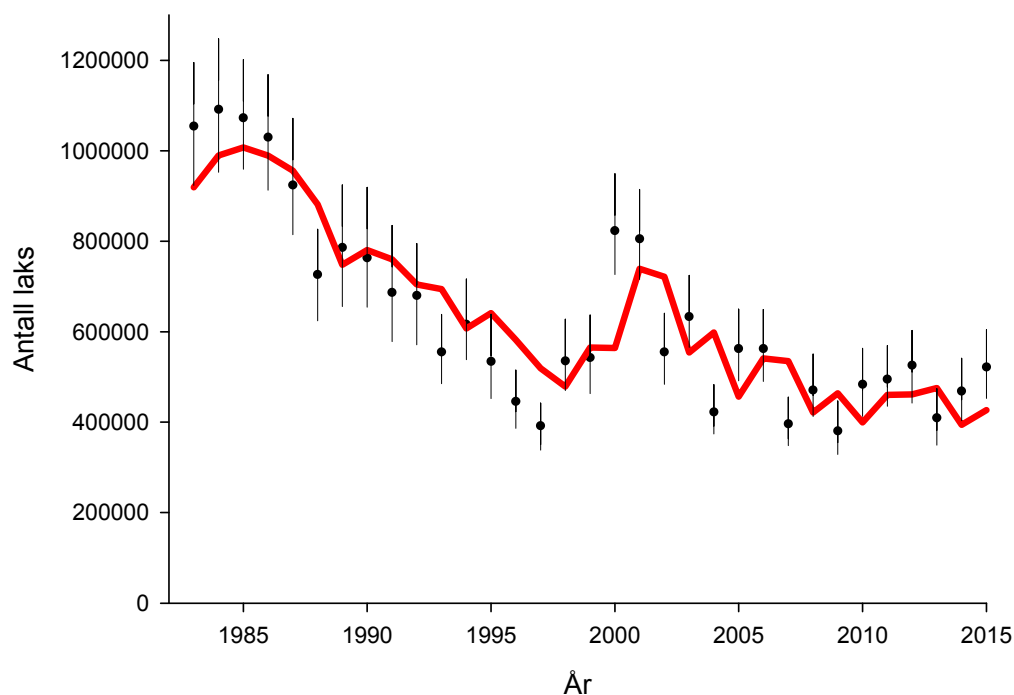
### 2.2.2 Resultater

Etter noen år med relativt høye estimater for totalinnsiget av laks til Norge rundt årtusenskiftet, har estimatene de siste årene vært lavere. Estimater for 2015 på rundt 522 000 villaks til Norge samlet før fisket tok til var på samme nivå som gjennomsnittet for årene etter 1990 (i gjennomsnitt 540 000 laks) (**figur 2.4**). Estimater var noe høyere enn estimatet for 2014 (468 000 laks). For perioden 1983-2015 har det vært en signifikant negativ trend i innsiget (**tabell 2.1**), og innsiget er redusert med 55 % fra de første fire til de siste fire årene i perioden. Reduksjonen er mindre, men også signifikant ( $p = 0,027$ ) for perioden 1989-2015 (34 % reduksjon fra de første fire til de siste fire årene i perioden). Disse nasjonale trendene var de samme som ved forrige vurdering (innsig fram til 2014, Anon. 2015b).

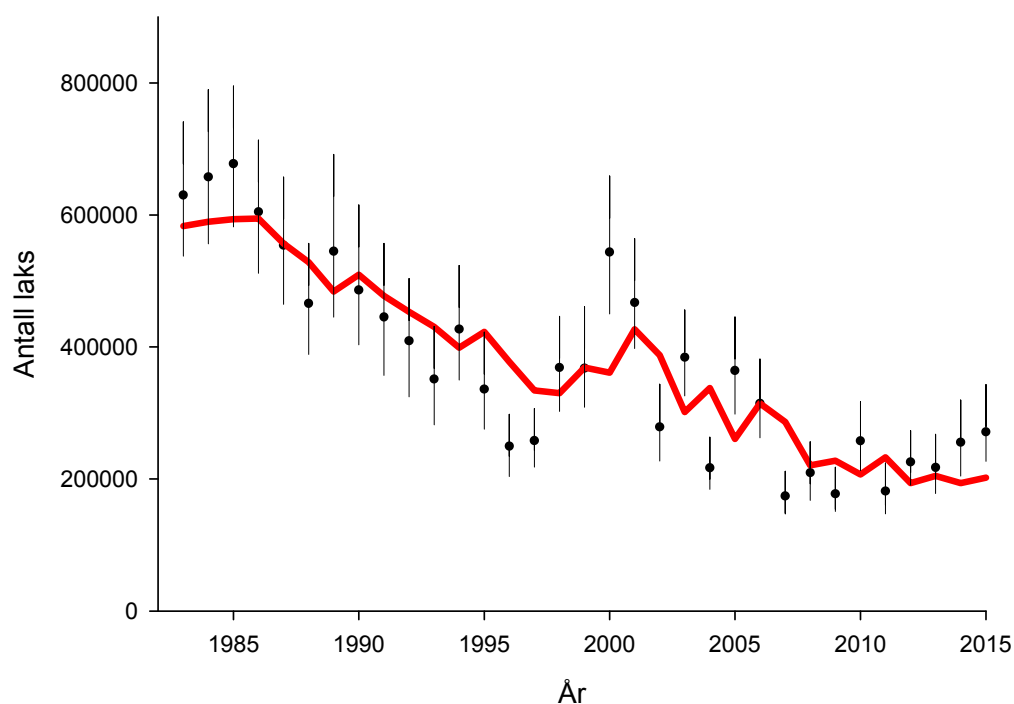
Innsiget av smålaks i 2015 på 271 000 laks var litt over nivået de sju-åtte foregående årene. Med unntak av en økning rundt årtusenskiftet (spesielt 2000 og 2001) har innsiget av smålaks til Norge avtatt relativt jevnt fra de høyeste nivåene i tidsseriene på midten av 1980-tallet (**figur 2.5**), men trenden har flatet ut de siste 8-10 årene. Det er som ved tidligere vurderinger (Anon. 2015b) signifikant negative tidstrender i innsiget av smålaks for hele perioden 1983 til 2015, og for perioden 1989 (da drivgarnsfiske ble forbudt) til 2015 (**tabell 2.1**). Reduksjonen av innsiget av smålaks fra de fire første til de fire siste årene i disse periodene har vært 62 % fra 1983 og 49 % fra 1989. Fordi en større andel av laks mindre enn 3 kg har vært mer enn ett år i sjøen i de senere år (se kapittel 3), er reduksjonen i innsig av ensjøvinterlaks større enn disse analysene av smålaks tilsier.

Innsiget av mellomlaks (**figur 2.6**) og storlaks (**figur 2.7**) har ikke vist samme nedadgående trend som smålaksen (etter 1993, da fangststatistikken ble delt inn i tre størrelsesgrupper). For mellomlaks var det en markant økning i estimert innsig i 2011, og også et stort innsig i 2012, og disse to årene var innsiget av mellomlaks på nivå med innsiget rundt årtusenskiftet, og blant de høyeste i tidsserien. Etter en kraftig reduksjon i 2013, økte innsiget igjen i 2014 og 2015. Estimert for 2015 er godt over gjennomsnittet for årene etter 2000. Innsiget av storlaks har med unntak av tre år med lave innsig på slutten av 1990-tallet ikke vist noen klar tidstrend, og har variert mellom ca. 50 000 og 100 000 fisk i perioden 1993-2015. Innsiget i 2012 (101 000 storlaks) var det nest største i tidsserien, mens innsiget i 2013 og i 2014 var vesentlig lavere, rundt 50 000-55 000, og i 2015 61 000. Innsiget av mellom- og storlaks samlet for hele perioden 1983-2015 (**figur 2.8**) viser heller ingen signifikante tidstrender. Innsiget var imidlertid generelt større i starten av perioden (1983-1986), og innsiget er redusert med 43 % fra de første fire til de siste fire årene i tidsserien 1983-2015. Denne reduksjonen bidrar til den signifikante negative trenden i totalinnsiget av laks til Norge i perioden 1983 til 2015.

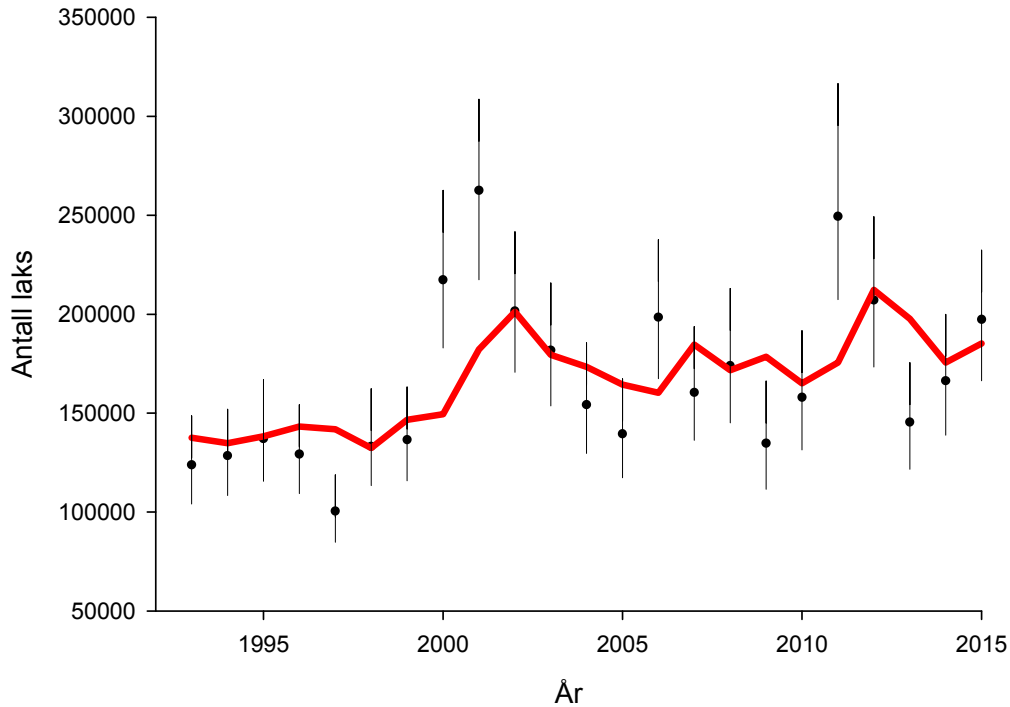
Fordelingen av innsiget av laks til Norge mellom fangster i sjøen, fangster i elv og gytebestand i vassdragene viser at sjøfisket har blitt betydelig redusert i perioden 1983-2014, mens det totale antallet laks fanget i elvefiske og gytebestandenes størrelse har endret seg mindre (**figur 2.9**). Den totale gytebestanden har imidlertid økt i de senere årene (2007-2015).



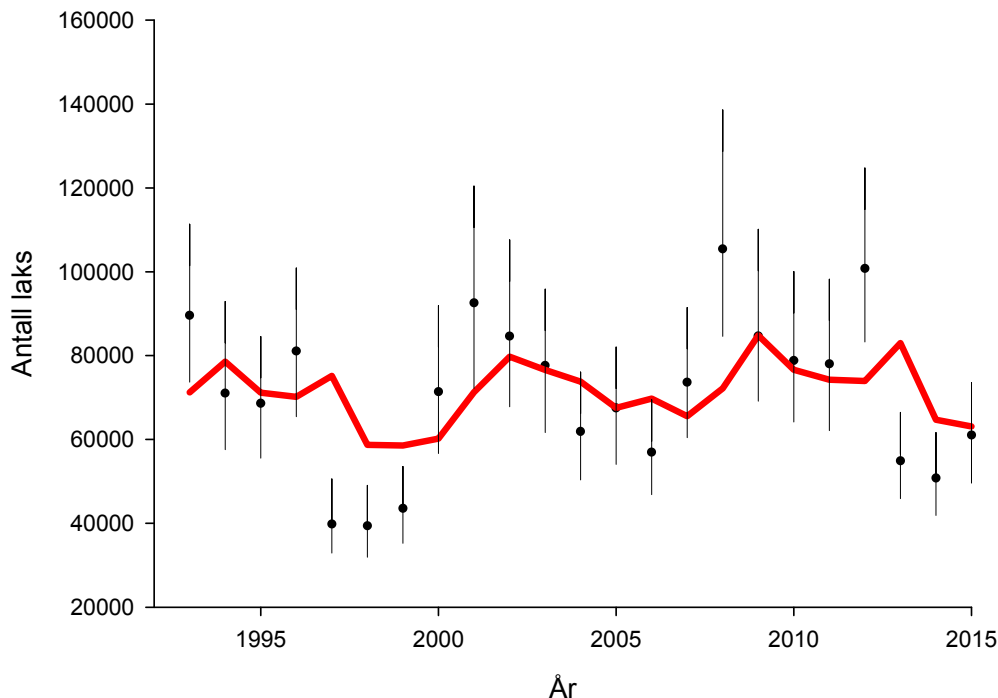
**Figur 2.4.** Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Norge i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,76).



**Figur 2.5.** Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Norge i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,76).

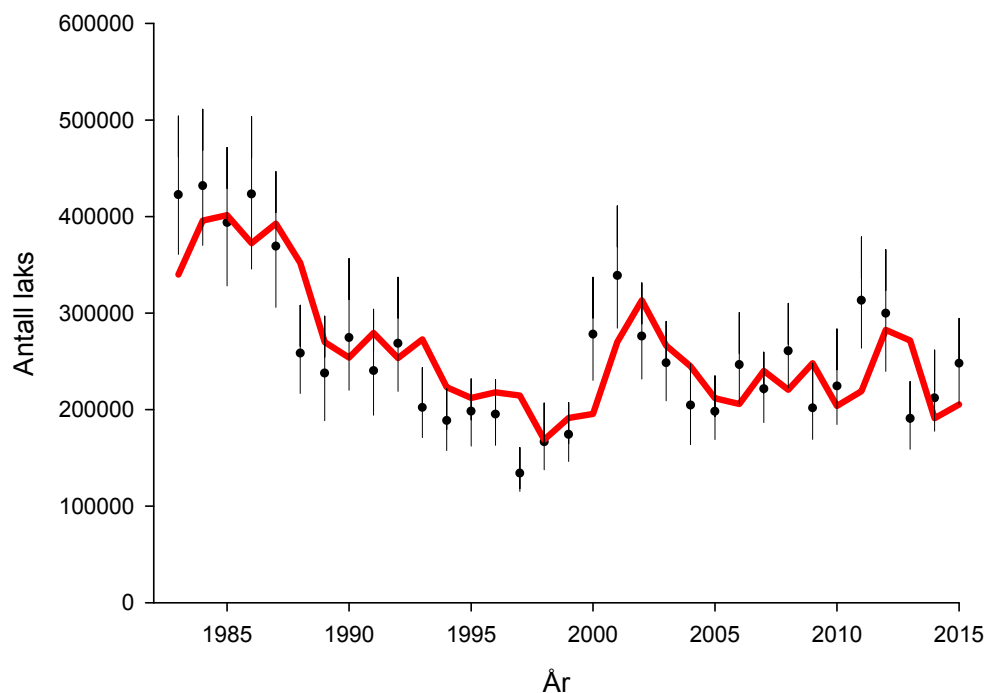


**Figur 2.6.** Beregnet innsig av mellomlaks (laks mellom 3 og 7 kg) til kysten av Norge i perioden 1993-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,30).

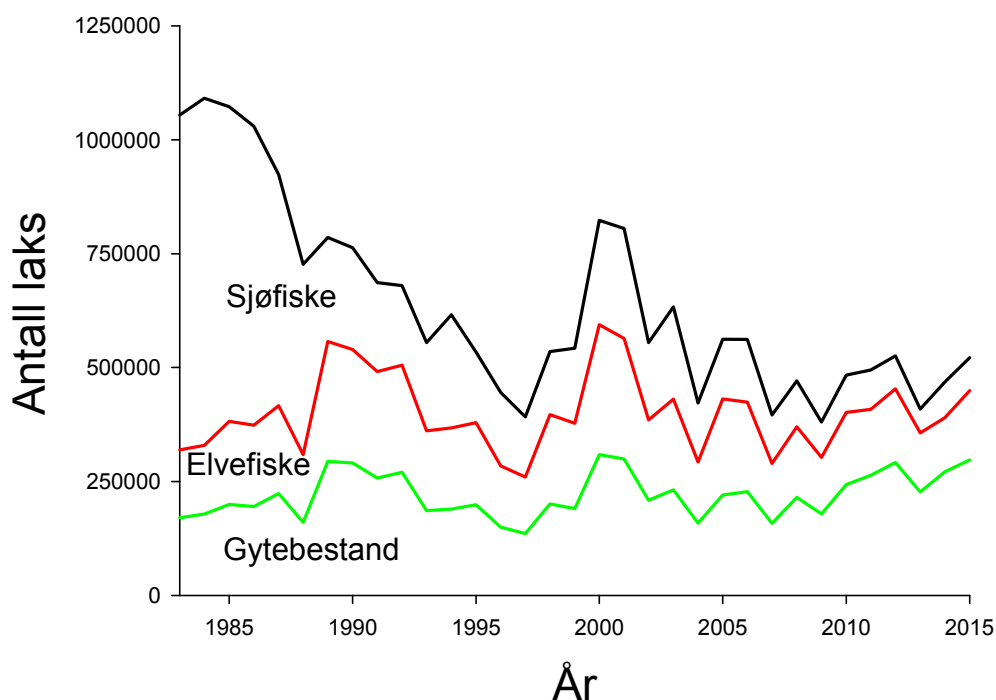


**Figur 2.7.** Beregnet innsig av storlaks (laks > 7 kg) til kysten av Norge i perioden 1993-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,16).





**Figur 2.8.** Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Norge i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,61).



**Figur 2.9.** Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Norge (svart beltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiplet linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn beltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2015. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnsig til Norge.

**Tabell 2.1.** Utvikling av lakseinnsiget for Norge totalt, for de fire regionene hver for seg samt for Tanavassdraget for periodene 1983-2015 og 1989-2015 (dvs. etter at dringarnsfisket ble forbudt). Tanavassdraget er innsig til Tanafjorden av laks hjemmørende i dette vassdraget, mens laks fra Tanavassdraget fanget langs kysten inngår i innsiget til Nord-Norge. Prosentvis endring i gjennomsnittlig innsig mellom de fire første og fire siste årene i perioden er gitt (Endr %, dvs. 1983-1986 sammenlignet med 2012-2015 øverst del av tabellen, og 1989-1992 sammenlignet med 2012-2015 nederste del). Høye negative stigningstall ( $\beta$ ) antyder en sterk negativ trend i tidsperioden, høye positive stigningstall antyder en sterk positiv trend, mens lave stigningstall og høye p-verdier ( $> 0,05$ ) antyder ingen statistisk signifikante trender. Stigningstallene for estimert median totalinnsig, innsig av smålaks og innsig av mellom- og storlaks samlet mot tidsvariabelen år, og sannsynligheten (p) for at disse ikke er forskjellig fra null er estimert i trendmodeller (ARIMA [1,0,0]). Analysene er gjennomført med normaliserte innsigstall slik at stigningstallene er direkte sammenlignbare mellom regioner.

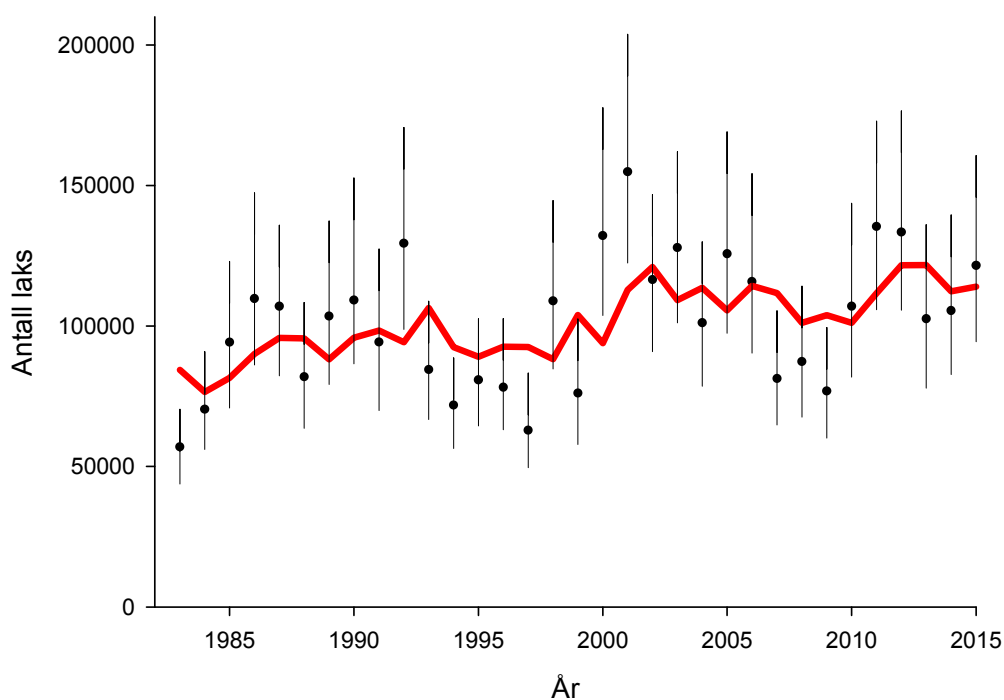
	Totalinnsig			Innsig av smålaks			Innsig av mellom- og storlaks		
	p	$\beta$	Endr %	p	$\beta$	Endr %	p	$\beta$	Endr %
1983-2015:									
Norge	0,001	-0,080	-55	< 0,001	-0,086	-62	0,11	-0,057	-43
Sør-Norge	0,072	0,044	40	0,61	0,016	22	0,036	0,052	59
Vest-Norge	0,039	-0,075	-65	0,005	-0,077	-74	0,077	-0,070	-57
Midt-Norge	< 0,001	-0,080	-59	< 0,001	-0,082	-64	0,063	-0,057	-52
Nord-Norge u/Tana	0,046	-0,069	-62	0,021	-0,071	-69	0,17	-0,053	-48
Tanavassdraget	0,081	-0,050	-37	0,081	-0,047	-33	0,17	-0,044	-41
-----									
1989-2015:									
Norge	0,027	-0,044	-34	0,001	-0,066	-49	0,65	0,010	-7
Sør-Norge	0,31	0,033	6	0,42	-0,029	-23	0,008	0,083	55
Vest-Norge	0,26	-0,020	-21	0,034	-0,036	-47	0,90	0,002	10
Midt-Norge	0,013	-0,059	-48	0,001	-0,074	-57	0,79	-0,008	-32
Nord-Norge u/Tana	0,90	-0,001	7	0,085	-0,013	-12	0,12	0,030	44
Tanavassdraget	0,017	-0,082	-59	0,003	-0,089	-66	0,30	-0,043	-43

## 2.3 Innsig av laks til de ulike regionene

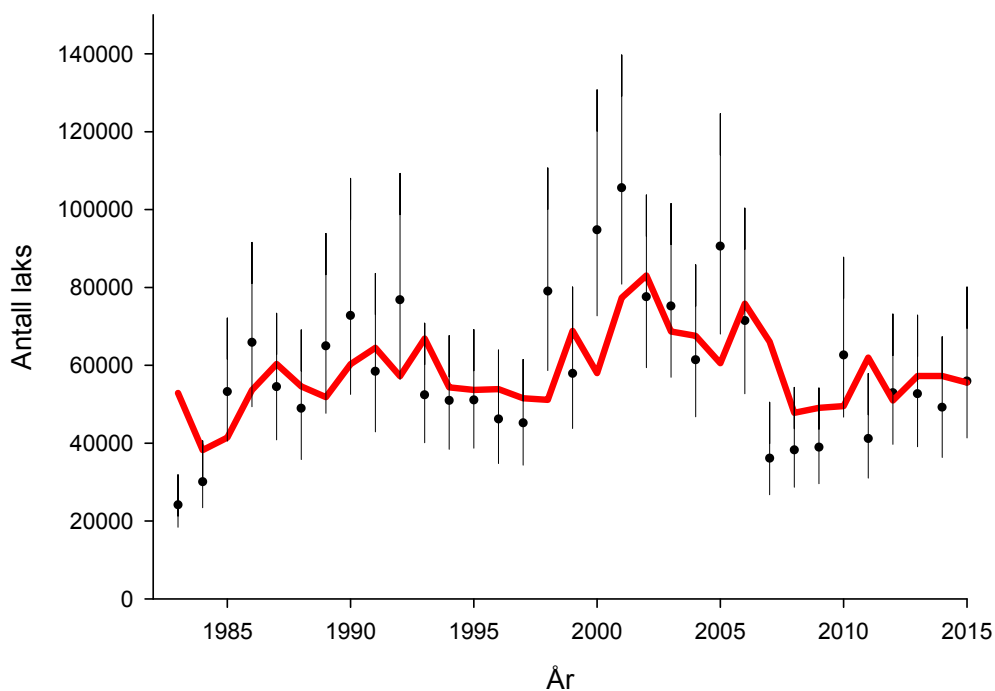
Norge deles inn i fire regioner; Sør-Norge (strekningen Østfold til og med Rogaland), Vest-Norge (fra og med Hordaland til Stad i Sogn og Fjordane), Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) og Nord-Norge (fra Vesterålen til grensa mot Russland). Innsiget av laks (prefishery abundance, PFA) er beregnet og analysert for hver av disse regionene. Fordi laks fra Tanavassdraget utgjør i antall en stor del av bestandene i region Nord-Norge og har hatt en annerledes bestandsutvikling, ble innsiget av laks til Tanafjorden som er hjemhørende i Tanavassdraget beregnet for seg. Laks fra Tanavassdraget som har blitt fanget langs kysten inngår imidlertid i region Nord-Norge.

### 2.3.1 Sør-Norge

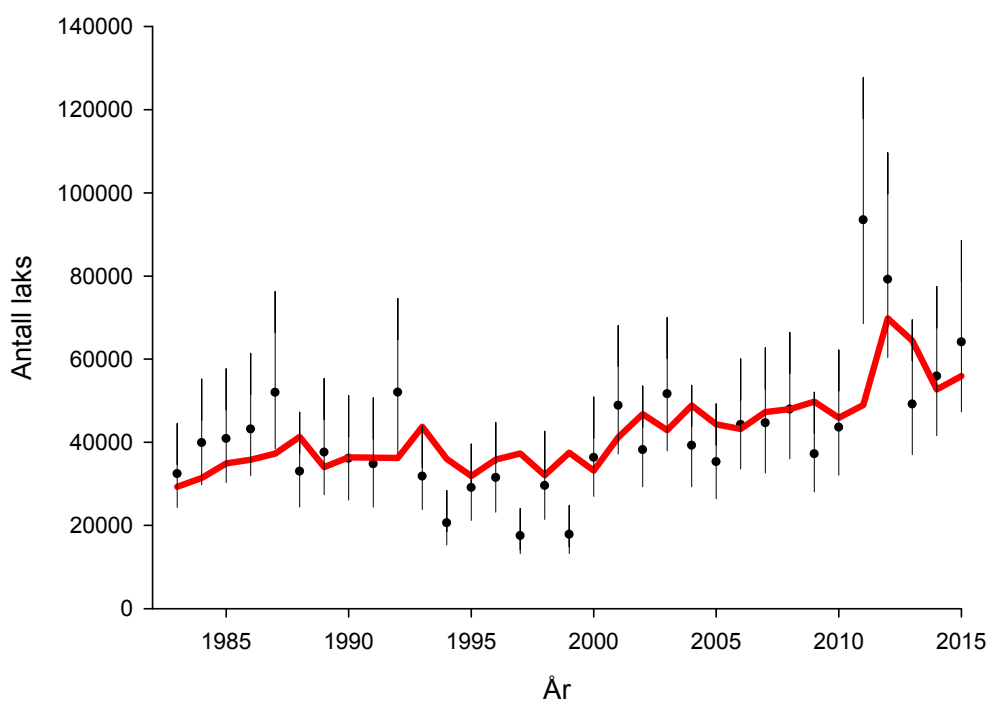
Det totale innsiget av villaks til elvene i Sør-Norge i 2015 ble estimert til ca. 122 000 individer, som er 20% høyere enn gjennomsnittet for perioden 1983-2015 (**figur 2.10**). Det har vært en generelt økende trend, som er nær statistisk signifikant ( $p = 0,07$ , **tabell 2.1**). Innsiget av smålaks var generelt lavere i perioden 2007-2015 enn i perioden etter årtusenskiftet (**figur 2.11**). Innsiget av mellom- og storlaks har hatt en økende trend siden 1983 (**figur 2.12**), og var spesielt høyt i 2011 og 2012. I 2013 til 2015 var imidlertid innsiget av mellom- og storlaks lavere igjen, men tallet for 2015 (64000 individer) er det tredje høyeste i perioden 1983-2015 og hele 52 % høyere enn gjennomsnittet. Den tydeligste utviklingen i fordelingen av innsiget mellom fangster i sjøen, fangster i elver og gytebestand er den markante økningen i gytebestandens størrelse i de senere årene. I 2015 var gytebestanden blant de høyeste i tidsserien fra 1983 (**figur 2.13**).



**Figur 2.10.** Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Sør-Norge (Østfold til og med Rogaland) i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de loddrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$  modell = 0,24).



**Figur 2.11.** Beregnet innsig av smålaks (laks  $< 3$  kg) til kysten av Sør-Norge (Østfold til og med Rogaland) i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,24).



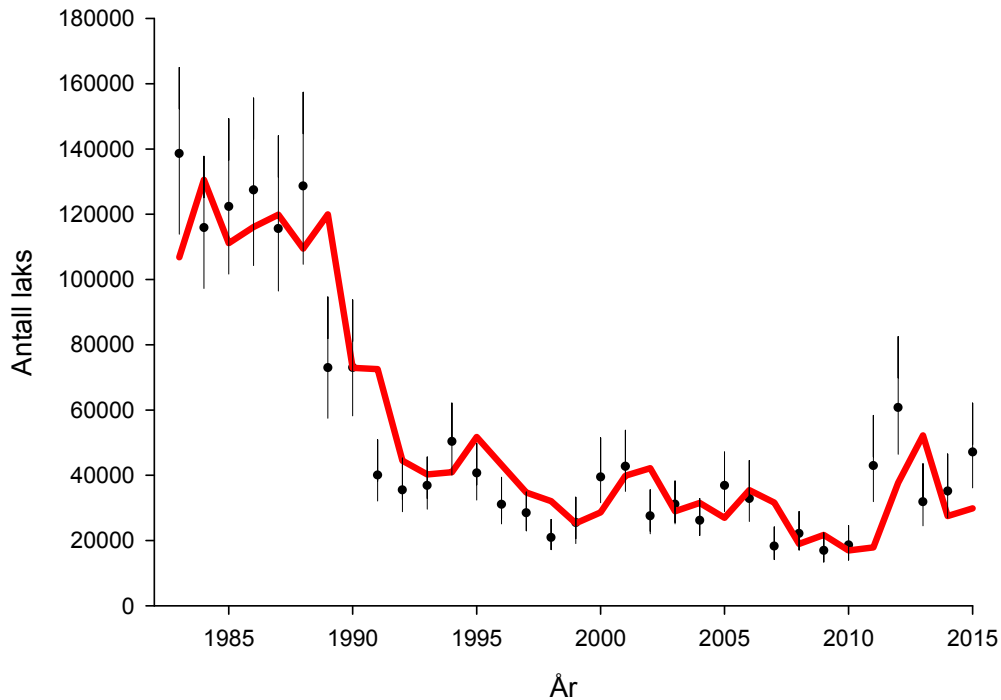
**Figur 2.12.** Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks  $> 3$  kg) til kysten av Sør-Norge (Østfold til og med Rogaland) i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,37).



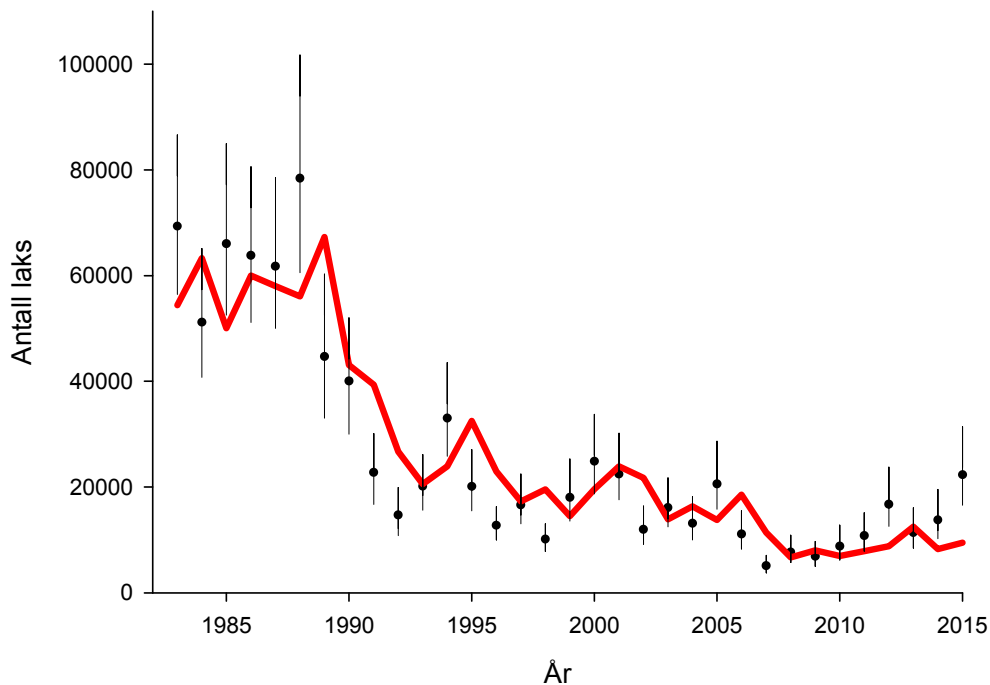
**Figur 2.13.** Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Sør-Norge (Østfold til og med Rogaland) (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiple linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2015. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringsmodellen for lakseinnslag til Norge.

### 2.3.2 Vest-Norge

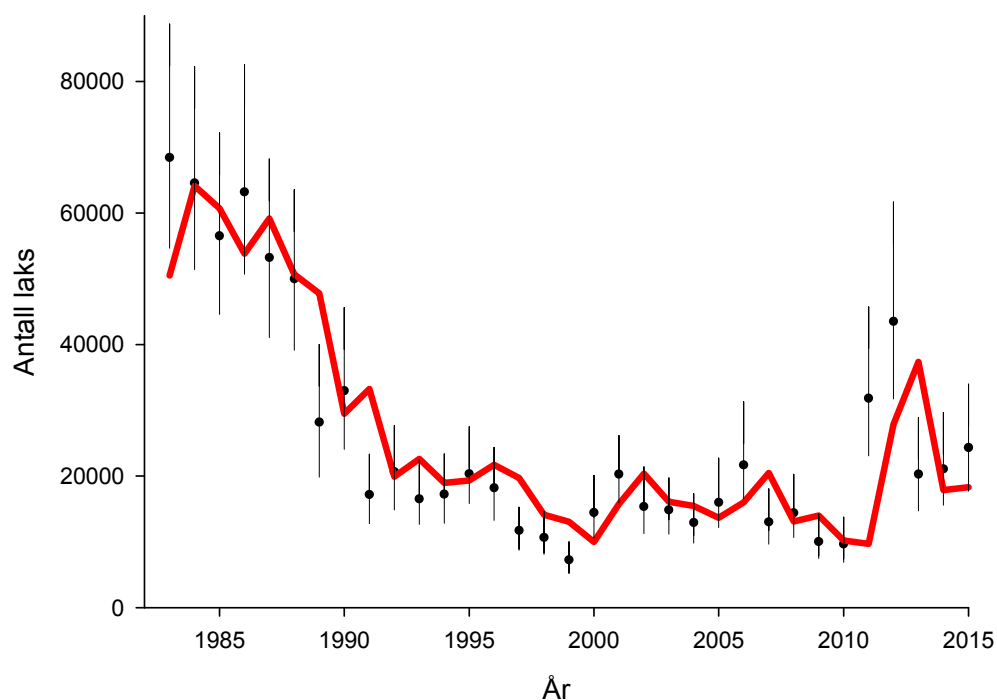
Det totale innsiget av villaks til elvene i Vest-Norge i 2015 ble estimert til ca. 47 000 individer, som er lavere enn i 2012 men det nest høyeste siden 1990 (**figur 2.14**). Langtidstrenden i totalinnsiget av laks er nedadgående ( $p = 0,039$  for perioden 1983-2014, **tabell 2.1**). Det totale innsiget er redusert med 65 % fra de fire første til de fire siste årene i tidsserien 1983-2015. Det er en signifikant negativ langtidstrend i innsiget av smålaks både for 1983-2015 og 1989-2015 (**figur 2.15**). Innsiget av smålaks økte imidlertid betydelig i 2015 sammenlignet med 2013 og 2014 og var det største siden 2001. Innsiget av mellom- og storlaks (**figur 2.16**) viser en negativ langtidstrend for perioden 1983-2015 som er nær statistisk signifikant ( $p = 0,08$ ). Innsiget av mellom- og storlaks i 2012 var det høyeste siden 1988, men var langt lavere igjen i 2013-2015. Imidlertid var innsiget av mellom- og storlaks i 2015 det tredje høyeste siden 1990. Forholdet mellom sjøfiske, elvefiske og resulterende gytebestand har endret seg mye i Vest-Norge (**figur 2.17**). Sjøfisket ble betydelig redusert fra 1988 til 1991, og ble mer gradvis redusert i perioden etterpå til det nesten var borte i de siste fem-seks årene. Elvefisket og størrelsen på gytebestanden har variert gjennom store deler av perioden, uten tydelige tidstrender. Både elvefisket og den estimerte gytebestanden økte imidlertid mye fra og med 2011. Etter en nedgang fra 2012 til 2013 har det igjen økt, og både elvefiske og gytebestanden i 2015 er de nest høyeste for hele tidserien (**figur 2.17**).



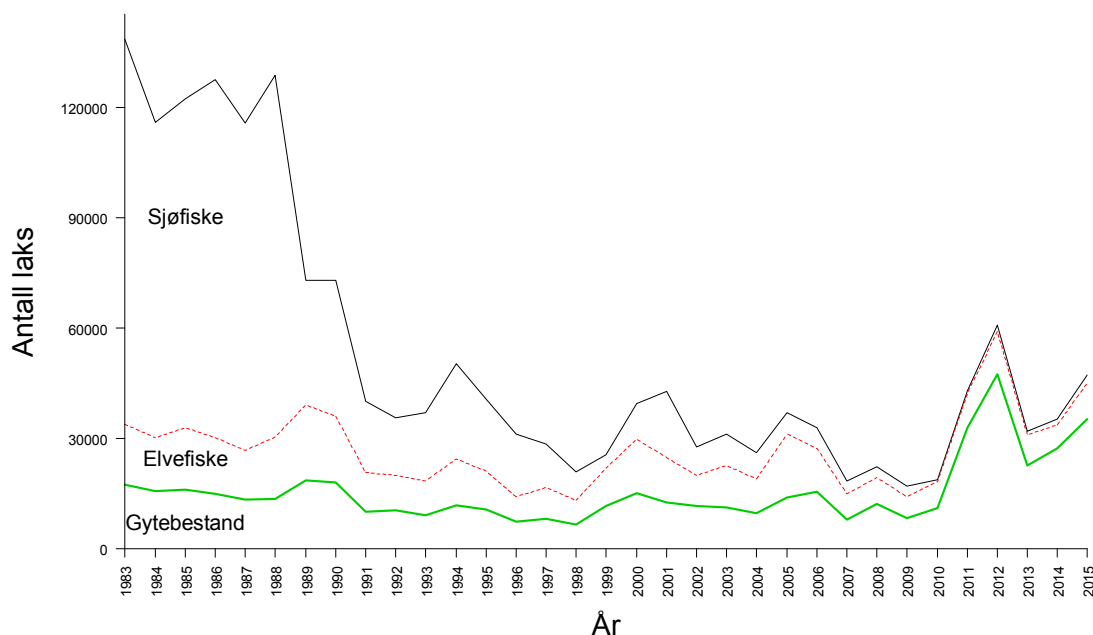
**Figur 2.14.** Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Vest-Norge (fra og med Hordaland til Stad i Sogn og Fjordane) i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,81).



**Figur 2.15.** Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Vest-Norge (fra og med Hordaland til Stad i Sogn og Fjordane) i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,78).



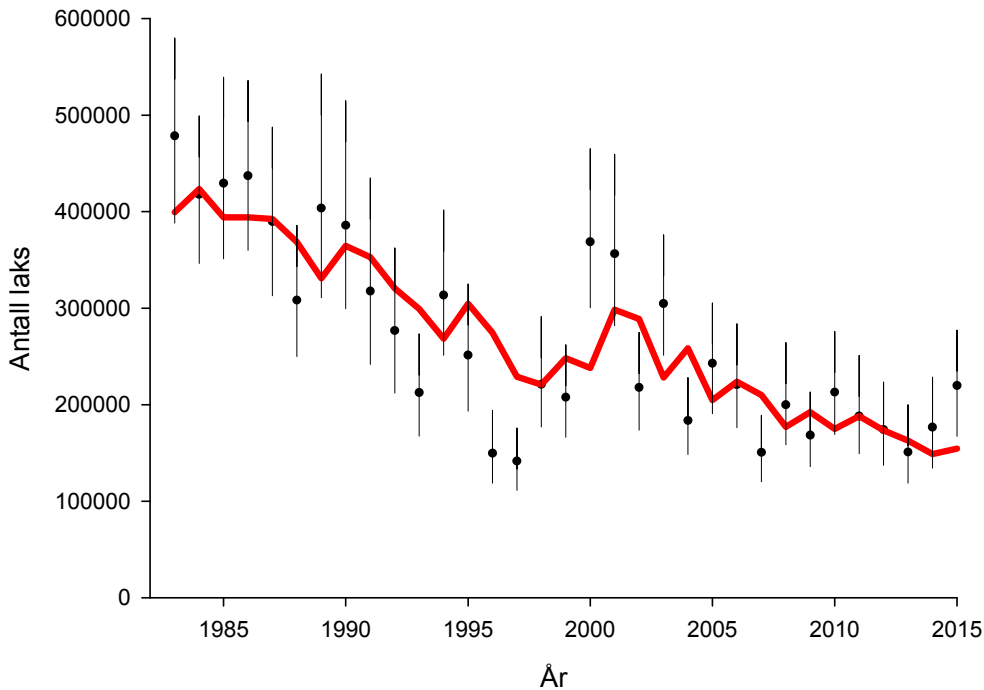
**Figur 2.16.** Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Vest-Norge (fra og med Hordaland til Stad i Sogn og Fjordane) i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,75).



**Figur 2.17.** Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Vest-Norge (fra og med Hordaland til Stad i Sogn og Fjordane) (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiplede linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2015. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnsig til Norge.

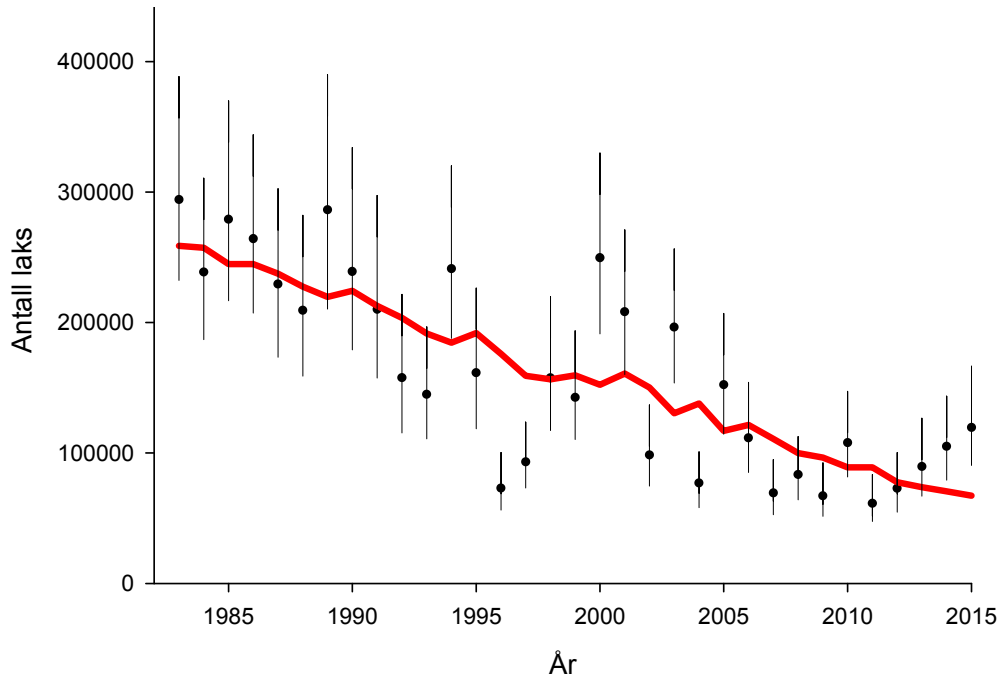
### 2.3.3 Midt-Norge

Det totale innsiget av villaks til elvene i Midt-Norge i 2015 ble estimert til ca. 220 000 individer, som er en økning fra estimatet for 2014 og det høyeste siden 2006 (**figur 2.18**). Det er signifikant negative langtidstrender i totalinnsiget, både fra 1983 og 1989, med reduksjoner i innsig på henholdsvis 59 % og 48 % (fra fire første til fire siste år i tidsseriene 1983-2015 og 1989-2015) (**tabell 2.1**). Langtidstrenden av innsiget av smålaks til denne regionen var signifikant negativt både for 1983-2015 og 1989-2015 (**figur 2.19**). Innsiget av smålaks har imidlertid økt de siste fire årene sammenlignet med bunnåret 2011. Innsiget av mellom- og storlaks har vært relativt stabilt etter årtusenskiftet (**figur 2.20**). Estimaten for mellom- og storlaks i 2013 og 2014 var mye lavere og var blant de laveste i hele tidsperioden, mens estimatet for 2015 er oppe på samme nivå som for årene 2001-2012. Sjøfisket er betydelig redusert gjennom perioden, med en sterk nedgang før 1990 og en mer gradvis nedgang senere (**figur 2.21**). Elvefisket og størrelse på gytebestanden har ikke endret seg vesentlig gjennom perioden, men begge viser en liten oppgang fra 2013 til 2015.

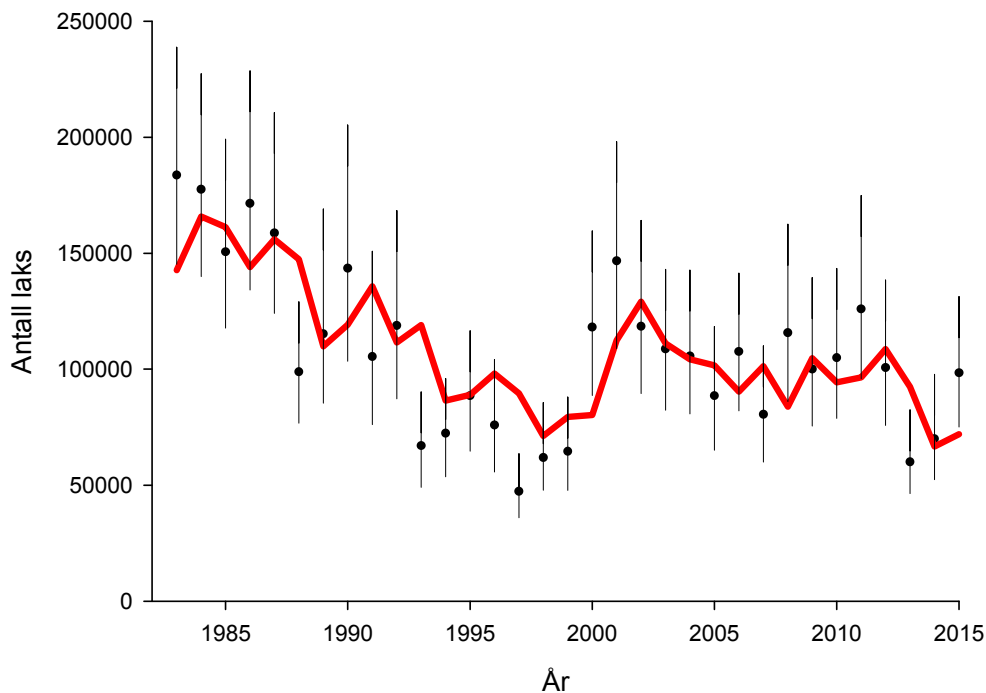


**Figur 2.18.** Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,66).

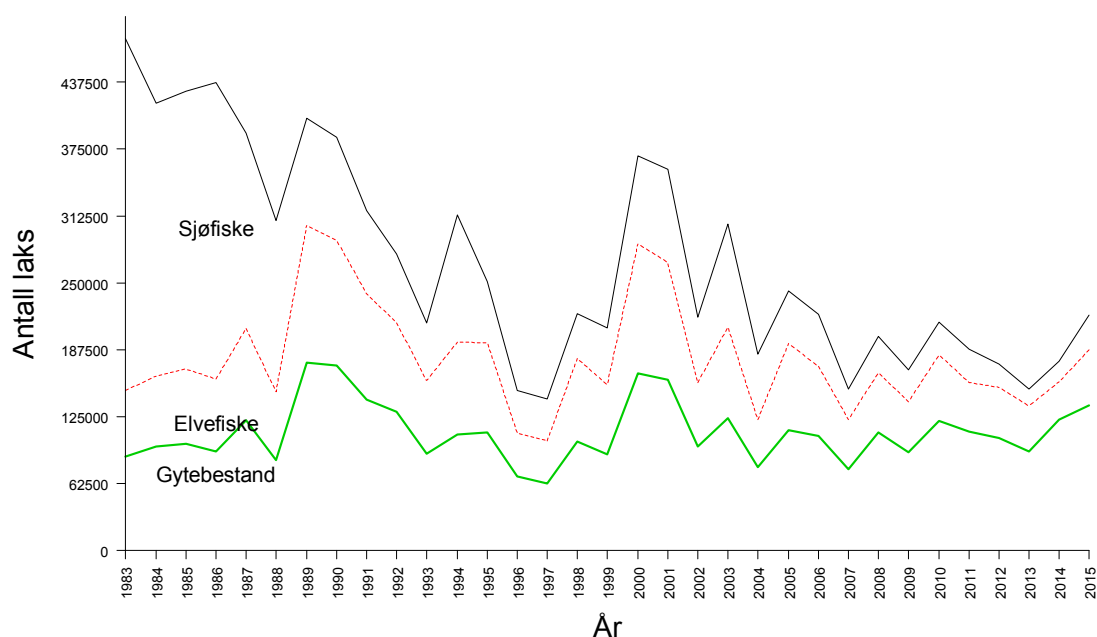




**Figur 2.19.** Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,64). Merk at autokorrelasjonen i dette tilfelle ikke var signifikant forskjellig fra 0, og derfor er trendlinje glattere enn i de fleste andre analysene.



**Figur 2.20.** Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,51).

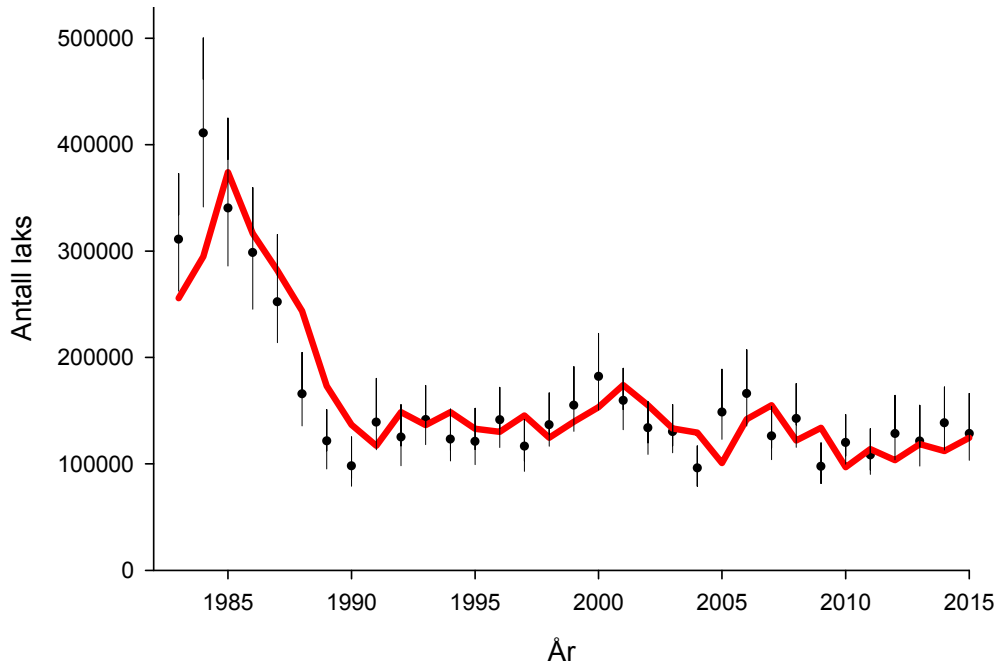


**Figur 2.21.** Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Midt-Norge (fra Stand til Vesterålen) (svart heltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiple linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn heltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2015. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringmodellen for lakseinnslag til Norge.

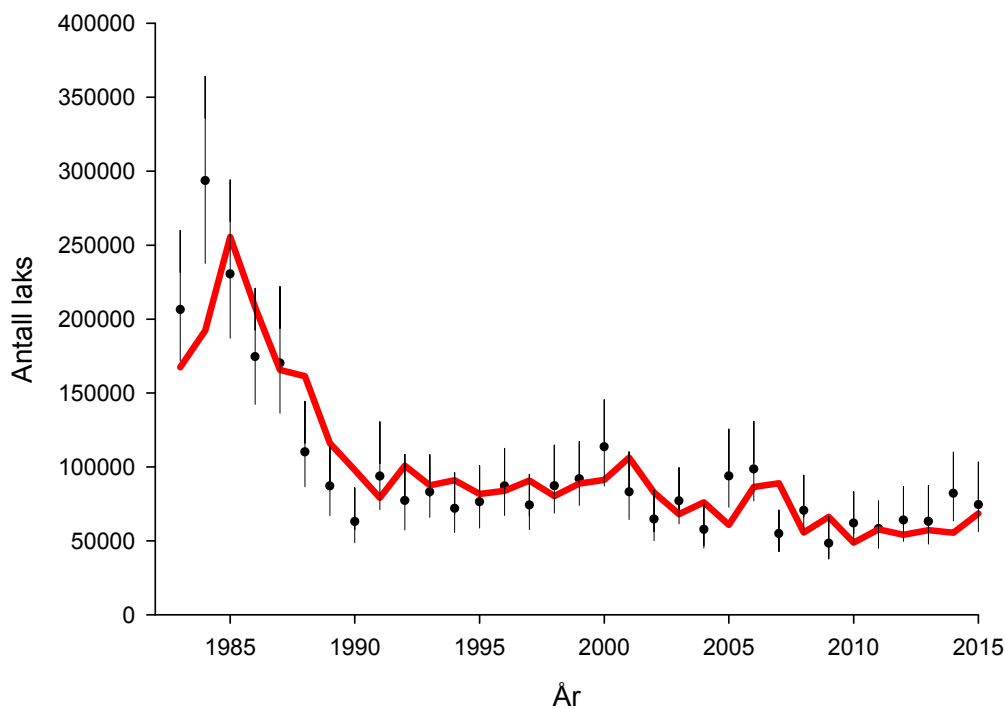
### 2.3.4 Nord-Norge uten Tanavassdraget

Laks fra Tanavassdraget utgjør i antall en stor del av bestanden i Nord-Norge, og siden laks fra dette vassdraget viser avvikende trender sammenlignet med laks fra resten av regionen, har vi utelatt Tanavassdraget i analysene av innsiget til Nord-Norge. Innsiget av villaks til elvene i Nord-Norge (unntatt Tanavassdraget) i 2015 ble estimert til ca. 130 000 individer, noe som er på nivå med årene etter 2004 (**figur 2.22**). Det er en signifikant negativ trend i totalinnsiget for perioden 1983-2015 men ikke for 1989-2015 (**tabell 2.1**). Trenden med redusert totalinnsig framkommer fordi estimatene for totalinnsiget til 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.

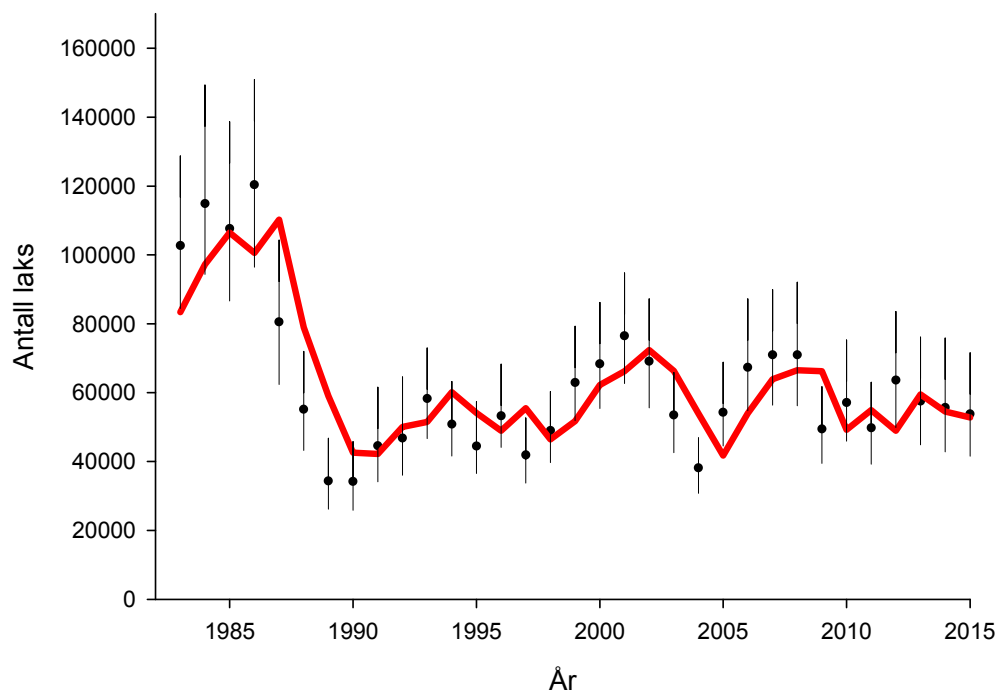
Det er en signifikant negativ trend i smålaksinnsiget til Nord-Norge (unntatt Tanavassdraget) for perioden 1983-2015 men ikke for perioden 1989-2015 (**tabell 2.1**), med reduksjoner på henholdsvis 69 og 12 % (fra fire første til fire siste år i tidsseriene 1983-2015 og 1989-2015). Det beregnede innsiget av smålaks i 2015 var fremdeles på et lavt nivå, som i alle årene etter 2006 (**figur 2.23**). Det er ingen signifikant negativ trend i mellom- og storlaksinnsiget for perioden 1983-2015, og det er en (ikke signifikant) positiv trend for perioden 1989-2015. Estimert innsig av mellom- og storlaks i 2015 var på samme nivå som de siste 10 år (**figur 2.24**). Også i denne regionen har sjøfisket avtatt gjennom perioden (**figur 2.25**), men ikke i like stor grad som i resten av landet. Elvefisket og størrelsen på gytebestanden viser svakt økende trender.



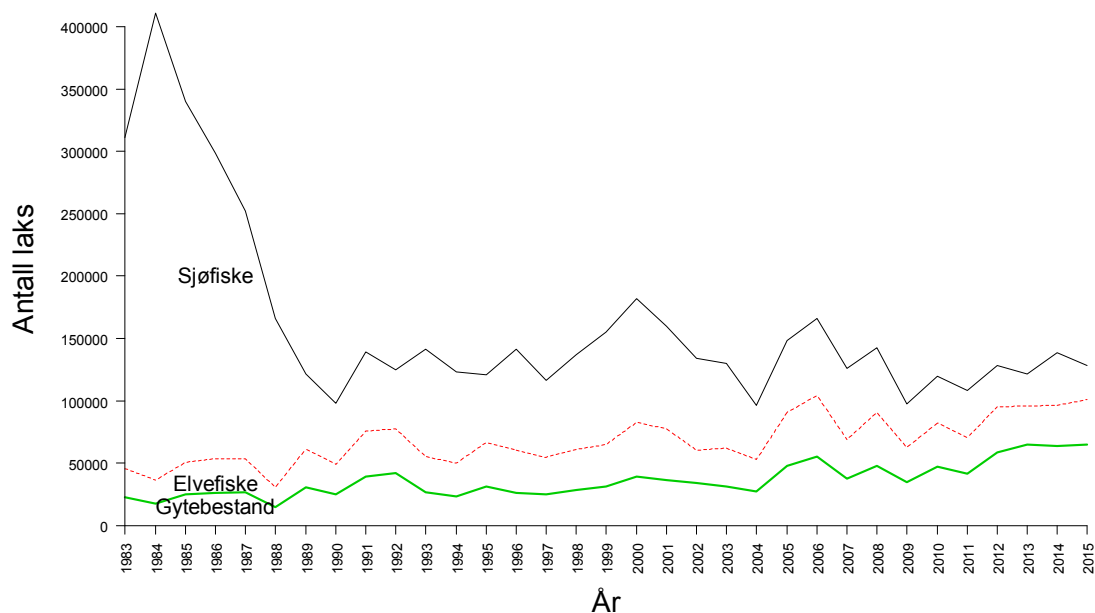
**Figur 2.22.** Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til kysten av Nord-Norge (fra Vesterålen til grensa mot Russland, uten Tanavassdraget) i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,76).



**Figur 2.23.** Beregnet innsig av smålaks (laks < 3 kg) til kysten av Nord-Norge (fra Vesterålen til grensa mot Russland, uten Tanavassdraget) i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,74).



**Figur 2.24.** Beregnet innsig av mellom- og storlaks (laks > 3 kg) til kysten av Nord-Norge (fra Vesterålen til grensa mot Russland, uten Tanavassdraget) i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,65).



**Figur 2.25.** Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til kysten av Nord-Norge (fra Vesterålen til grensa mot Russland, uten Tanavassdraget) (svart beltrukket linje), antall laks som har kommet til elvene (rød stiplet linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn beltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen og elvene) i perioden 1983-2015. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert. Dette er verdier fra simuleringsmodellen for lakseinnsig til Norge.

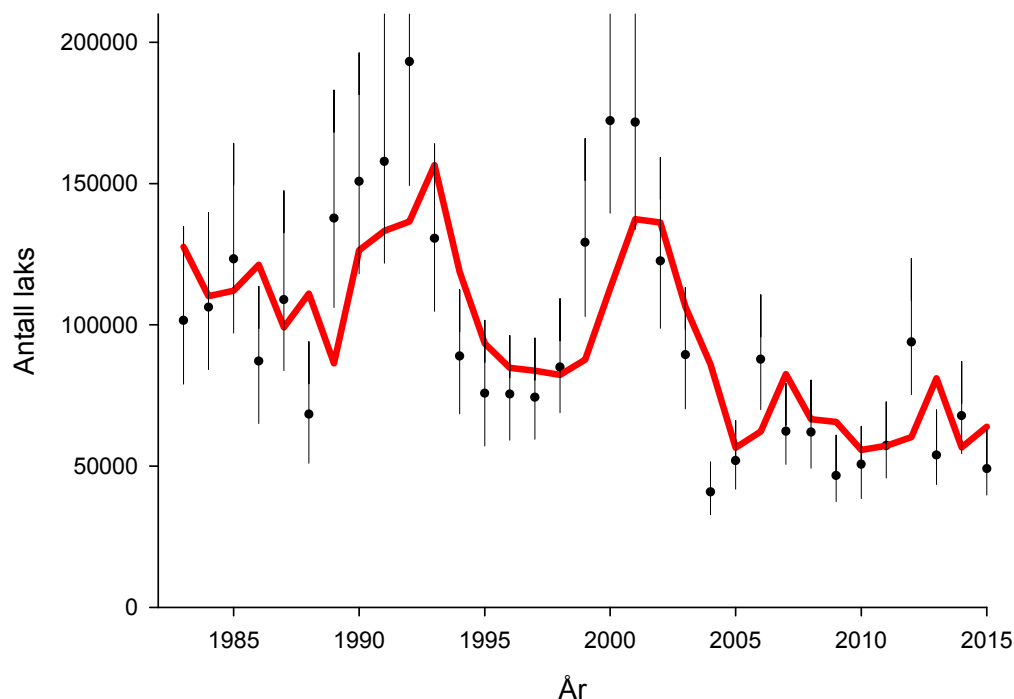
### 2.3.5 Tanavassdraget

Laks fra Tanavassdraget utgjør i antall en stor del av bestandene i regionen Nord-Norge, og vi har beregnet innsiget inn til utløpet av Tanafjorden (bortsett fra til Langfjordelva som også har utløp i Tanafjorden, men som er med i innsigsberegningen for Nord-Norge). Vi fant det ikke forsvarlig å estimere totalinnsiget til Tanavassdraget, fordi vi da må ha kunnskap om andelen av fisk fra vassdraget som fanges i fisket langs kysten utenfor Tanafjorden. Det er rimelig å anta at denne andelen har endret seg mye fra år til år ettersom innsiget til Tana har avtatt, og vi har ikke tilstrekkelig kunnskap om hvordan, annet enn for de senere år.

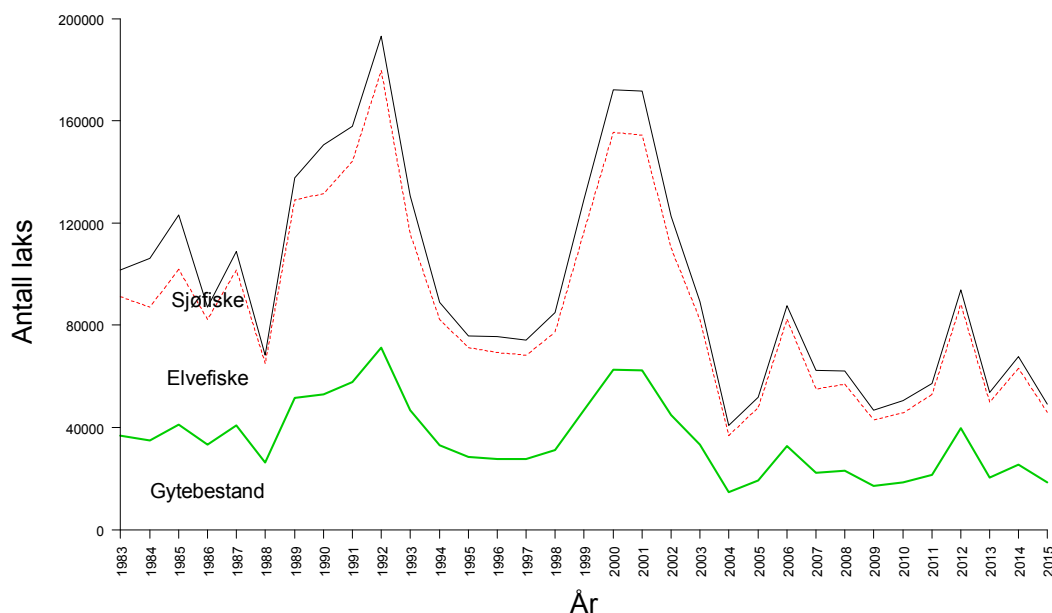
Innsiget av villaks til Tanafjorden hjemhørende i Tanavassdraget i 2015 ble estimert til ca. 49 000 individer, noe som var blant årene med lavest innsig i tidsserien (**figur 2.26**). Det var en nesten signifikant negativ trend i totalinnsiget for perioden 1983-2015 ( $p = 0,08$ ), mens det for 1989-2015 var en statistisk signifikant negativ trend (**tabell 2.1**). Gytebestandens størrelse ser også ut til å ha blitt redusert i perioden fra 1980-tallet fram til nå (**figur 2.27**), i kontrast til mønsteret vi finner i de andre regionene, inkludert resten av Nord-Norge.

Det var en nesten signifikant negativ trend ( $p = 0,08$ ) i smålaksinnsiget til Tanavassdraget for perioden 1983-2015 og en signifikant trend for perioden 1989-2015 (**tabell 2.1**). Det beregnede innsiget av smålaks i 2015 var lavt, og på samme lave nivå som i de fleste av årene etter 2003 (**figur 2.28**). Det var ingen signifikant negativ trend i mellom- og storlaksinnsiget for perioden 1983-2015, eller for perioden 1989-2015. Estimert innsig av mellom- og storlaks i 2015 var imidlertid blant de laveste i tidsserien (**figur 2.29**). For perioden etter 1993, da mellom- og storlaks ble skilt i fangststatistikken, var det ingen tidstrend for innsiget av mellomlaks, mens innsiget av storlaks har avtatt signifikant ( $p = 0,04$ ). Det er trolig at denne negative trenden for storlaks også går lengre tilbake i tid, men at den blir maskert av en bedre utvikling blant mellomlaksen i analyser basert på mellomlaks og storlaks samlet.

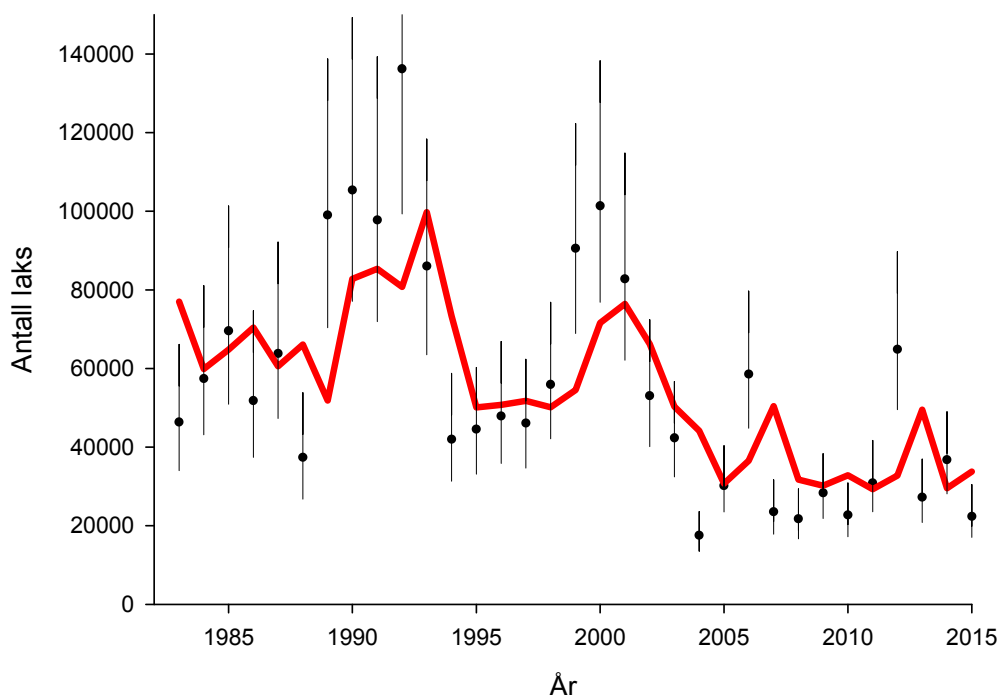
Utviklingen i Tanavassdraget fra 1989 (da drivgarnsfisket ble forbudt) skiller seg markant fra utviklingen i resten av region Nord-Norge med en betydelig nedgang, mens resten av regionen har hatt stabile bestander (**figur 2.30**). Estimert innsiget til Nord-Norge unntatt Tana omfatter laks fra Tanavassdraget som har blitt fanget langs kysten. Etter hvert som bestanden i Tanavassdraget har gått ned er det grunn til å anta at en mindre del av fangstene langs kysten utgjøres av laks fra Tanavassdraget. Når vi tar dette i betraktning er forskjellene i bestandsutvikling mellom Tanavassdraget og resten av region Nord-Norge trolig større enn det som vises i **figur 2.30**.



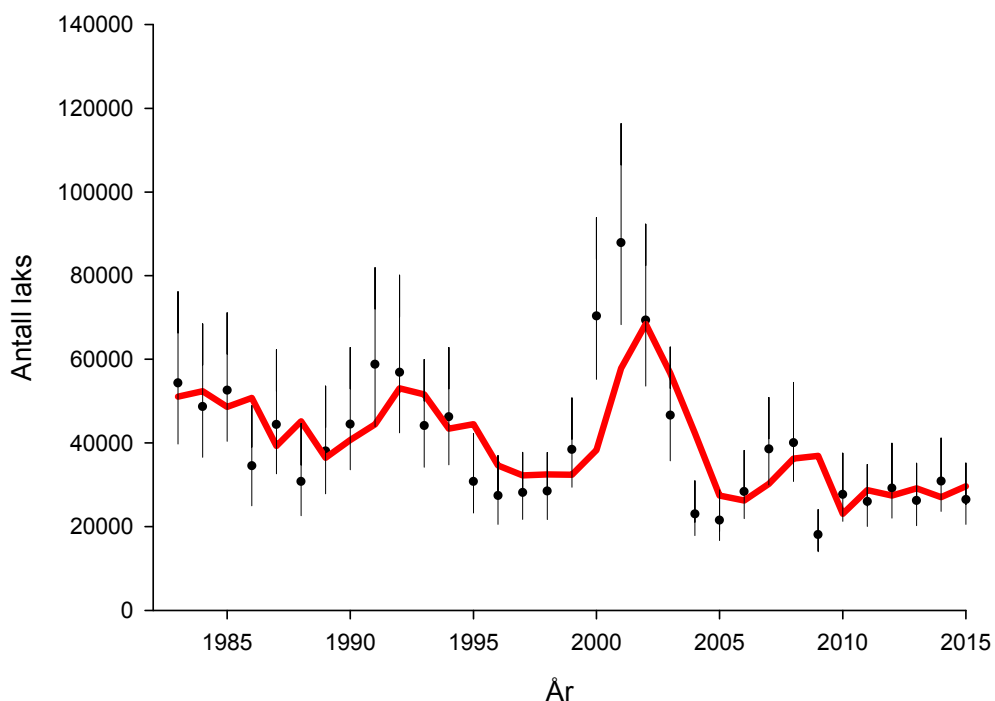
**Figur 2.26.** Beregnet innsig av alle størrelsesgrupper av laks til Tanafjorden hjemmørende i Tanavassdraget i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,53).



**Figur 2.27.** Beregnet antall laks som årlig har kommet inn til Tanafjorden (svart beltrukket linje), antall laks som har kommet til Tanavassdraget (rød stiple linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen) og antall laks som er igjen til gytebestandene etter beskatning (grønn beltrukket linje, det vil si antallet som er igjen etter beskatning i sjøen i Tanafjorden og elva) i perioden 1983-2015. For å gjøre figuren mer leselig er bare midtverdiene av simuleringene presentert.



**Figur 2.28.** Beregnet innsig av smålaks ( $laks < 3\text{ kg}$ ) til Tanafjorden hjemmørende i Tanavassdraget i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,44).



**Figur 2.29.** Beregnet innsig av mellom- og storlaks ( $laks > 3\text{ kg}$ ) til Tanafjorden hjemmørende i Tanavassdraget i perioden 1983-2015. Punktene angir medianverdiene, mens de lodrette strekene angir spennet mellom minste og største verdi fra simuleringene. Den røde linjen er trendlinjen beregnet fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodell ( $R^2$ modell = 0,49).



**Figur 2.30.** Utviklingen av lakseinnsiget fra havet til region Nord-Norge (fra Vesterålen til grensa mot Russland) uten Tanavassdraget og utviklingen i lakseinnsiget til Tanafjorden for fisk hjemmørende i Tanavassdraget fra 1989 til 2015, gitt som prosent av 1989-verdien. Data er fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodeller. Innsiget er gitt for alle størrelsesgrupper laks samlet.



### 3 ALDER VED KJØNNSMODNING

En viktig faktor som kan påvirke antall gytefisk produsert av en utvandrende årsklasse av laksesmolt er ved hvilken alder den enkelte laks blir kjønnsmoden. Livet i havet er risikofylt og færre individer vil overleve dersom oppholdet i havet varer lenger. Alder ved første kjønnsmodning varierer fra individ til individ, og mellom bestander av laks; noen bestander består utelukkende av smålaks som returnerer etter én vinter i sjøen, mens i andre bestander kan gytebestanden bestå av fisk som kjønnsmodnes første gang etter to eller flere vinter i sjøen (Fleming 1996, Fleming & Einum 2011, Jonsson & Jonsson 2011). Hvorfor er det så stor variasjon mellom elver i størrelse og alder på gytelaksen? Fordelingen av storlaks, mellomlaks og smålaks i norske lakseelver viser at mye av variasjonen kan forklares med forskjeller i elvenes størrelse og utforming (Jonsson mfl. 1991, L'Abée-Lund mfl. 2004). Dette betyr at laksen trolig er tilpasset miljøet i de enkelte elvene gjennom naturlig utvalg, og at alder ved kjønnsmodning til en viss grad er genetisk bestemt (García de Leaniz mfl. 2007, Carlson and Seamons 2008, Debes mfl. 2014).

De nye mulighetene som moderne genetisk metoder innebærer vil trolig snart gi mye informasjon om hvordan alder ved kjønnsmodning er regulert genetisk. Alder ved kjønnsmodning er en egenskap som mest trolig er regulert av et stort antall gener (polygenetisk arv), og mange av disse genene har også mange andre funksjoner (er pleiotropiske). Dette gjør det komplisert å forstå prosessen i detalj. Noen nye undersøkelser, blant annet fra Tanavassdraget, viser at variasjonen i sjøalder er styrt av mange ulike gener, plassert på en rekke ulike kromosomer (Gutierrez mfl. 2014, Johnston mfl. 2014). Helt nye studier, basert på kunnskap om hele laksens genom (det vil si hele den arvemessige informasjonen til en organisme), har gitt helt nye innsikter. En meget interessant oppdagelse var at ett enkelt gen kunne forklare en stor del av variasjonen i alder ved første kjønnsmodning hos laks (Ayllon mfl. 2015, Barson mfl. 2015). Dette genet, VGLL3 (vestigal-like family member 3), kunne forklare ca. 39 % av variasjonen, i tillegg til at genet virker ulikt for hanner og hunner. Denne oppdagelsen, og det at laksens genom nå er sekvensert og tilgjengelig som ressurs for forskersamfunnet (Lien mfl. 2016), gjør at mye ny kunnskap om hvordan alder og størrelse ved kjønnsmodning faktisk reguleres kan forventes.

I praktisk forvaltning er begrepet arvbarhet (arvelighet) trolig mer nyttig enn kunnskap om enkeltgener. Arvbarheten til alder ved kjønnsmodning varierer mye mellom bestander og forsøk, men er nesten utelukkende estimert for laks i oppdrett. Dette gjør at estimatene er lite relevante, siden arvbarheten til et trekk kun gjelder for det spesifikke miljøet den er estimert for (Roff 1997). Det som imidlertid er relevant er at alder ved kjønnsmodning også påvirkes av miljøet, men spørsmålet er hvordan og i hvilken grad, og hvor stor påvirkningen er av miljøet i henholdsvis elva og havet. En slik miljøpåvirkning vil kunne gjøre at alder ved kjønnsmodning varierer mellom ulike årsklasser av smolt fra samme vassdrag. Den nye genomisk kunnskapen som vi har fått gjør også at det er viktig å vurdere hanner og hunner forskjellig.

Alder ved kjønnsmodning påvirkes av ulike miljøfaktorer og kan slik sies å være et plastisk trekk. Innen den kvantitative genetikken beskrives denne plastisiteten ved å estimere genotype-miljøinteraksjonen, visualisert gjennom det som kalles reaksjonsnormer<sup>1</sup> (Hutchings 2004, Hutchings 2011). I denne sammenhengen kan sannsynligheten for å kjønnsmodne ved en viss alder tenkes å være styrt av ulike miljøfaktorer som påvirker vekstrate, størrelse ved en gitt kritisk tid, mengde opplagret energi av ulike slag, og lignende. I den vitenskapelige litteraturen er det ingen enighet om hvilke faktorer som sterkest påvirker sannsynligheten for å starte kjønnsmodningen. En modell oppsummerer mange viktige faktorer som påvirker tidspunktet for

<sup>1</sup> Reaksjonsnormer visualiserer hvordan det fenotypiske uttrykket til en genotype varierer med en miljøfaktor. Et eksempel er hvordan fisk fra samme familie, og samme alder, oppnår ulike størrelser når de får mye eller lite mat.

kjønnsmodning (Thorpe mfl. 1998, Mangel & Satterthwaite 2008). Modellen er bestandsspesifikk – det vil si det antas at det er forskjeller mellom ulike bestander i hvordan de responderer. I følge modellen skal en laks kjønnsmodne dersom den har passert det som kalles en «kritisk» størrelse eller terskelverdi (lengde, vekt, energiinnhold) ved en gitt periode. Denne perioden er trolig på høsten. Dersom den kritiske terskelverdien ikke er nådd vil laksen være ett år ekstra i havet. Dersom terskelen er nådd, vil selve kjønnsmodningen starte. I følge denne modellen er det en ny «kritisk» periode den følgende våren. Dersom for mye energi er forbrukt i løpet av vinteren vil kjønnsmodningsprosessen stoppe opp, og laksen vil ikke gyte kommende høst. Dersom laksen har energi over en viss terskelverdi vil modningsprosessen fortsette og vandringen mot hjemelva vil starte. Denne modellen er basert på data fra kontrollerte eksperimenter, og det er dessverre svært vanskelig å få gode data om dette fra vill fisk. En undersøkelse av smoltårsklassene som vandret ut fra 59 norske elver i perioden 1991-2005 har imidlertid gitt indirekte støtte til modellen. Denne analysen tyder på at miljøforholdene i havet på høsten påvirker hvor stor andel av laks fra en årsklasse som vandret tilbake til elva etter en vinter i sjøen (Otero mfl. 2012). Sjøtemperaturen i september var den faktoren som best forklarte variasjonen i alder ved tilbakevandring. I denne analysen ble det også undersøkt om temperaturen til andre tider av året spilte noen særlig rolle, men kun temperaturen i september var viktig. Imidlertid var det også en sammenheng mellom vannføringen i elva sommeren før smoltutvandringen og alder ved tilbakevandring (se nedenfor). Det er lite trolig at det er sjøtemperatur i seg selv som påvirker kjønnsmodningen, det er snarere hvordan sjøtemperatur er korrelert med mattilgang (Beaugrand & Reid 2012, Jonsson mfl. 2016). Nyere undersøkelser der laks av samme årsklasse ble drettet opp i sjøen med ulik temperatur og diett tyder på at forholdene i havet direkte påvirker sannsynligheten for at en laks skal starte modningsprosessen (Jonsson mfl. 2012a, Jonsson mfl. 2013). Prosessen er fortsatt ikke forstått (Jonsson & Jonsson 2011).

Også forholdene lakseparren har opplevd i elva før utvandring til havet kan se ut til å påvirke tidspunkt for hjemvandring. Otero mfl. (2012) fant blant annet at andelen laks som vandret tilbake etter ett år i sjøen var korrelert med vannføringen i elva siste sommeren før utvandring. Dette henger trolig sammen med at for eksempel smoltens kvalitet kan påvirke vekst i havet. Det er blant annet vist at smolt som hadde vokst raskt i ferskvann hadde redusert vekstrate i sjøen i post-smoltfasen (Einum mfl. 2002). Dette vil igjen kunne påvirke alder ved kjønnsmodning. Det er heller ikke utenkelig at miljøfaktorer opplevd i tidlige livsstadier (egg, yngel) kan påvirke seinere prosesser som vekst og kjønnsmodning gjennom ulike epigenetiske<sup>2</sup> mekanismer (Bossdorf mfl. 2008, Moran & Perez-Figueroa 2011). En ny undersøkelse fra Ims viser blant annet at temperaturen under tidlig liv (i egget) påvirker hvordan en laksehunn investerer i sine egne egg når disse skal produseres (Jonsson mfl. 2014).

Plastiske responser på miljøforhold i havet, og på miljøforholdene i elva, slik som beskrevet over, påvirker altså antall laks av ulike årsklasser som kommer tilbake til elva ved ulike sjøaldre. Ved å analysere data fra 59 norske elver med gode data for 1991-2005 smoltårsklassene ble det funnet at andelen av laks som kom tilbake som tosjøvinterlaks økte gjennom tidsperioden (Otero mfl. 2012). Dette kan være med på å forklare den samtidige nedgangen i antall ensjøvinterfisk tatt i laksefisket i den samme perioden (Otero mfl. 2011). Denne endringen i alder ved kjønnsmodning kan altså være drevet av endringer i vekst den første sommeren i havet. Det er flere indikasjoner på at det har blitt dårligere vekstvilkår i havet i denne perioden (Jensen mfl. 2011, Chaput 2012, Jonsson mfl. 2016).

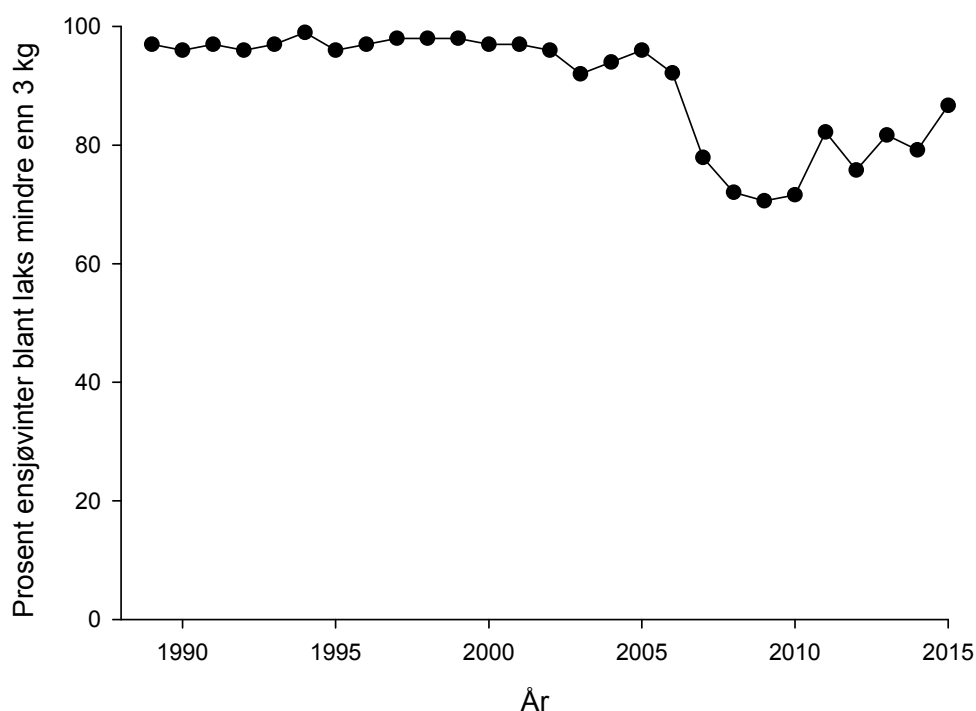
En annen forklaring på den observerte endringen i aldersstruktur i laksebestandene er selektiv dødelighet hos den utvandrende smolten. Dersom det er slik at det primært er den smolten som kjønnsmodner tidligst som dør vil dette kunne føre til en redusert frekvens av

<sup>2</sup> Epigenetikk er studiet av arvbare endringer i genuttrykk og genfunksjon som ikke kan forklares med endringer i DNA-sekvens; ofte upresist brukt om prosesser der miljøet påvirker hvordan en genotype oversettes til en fenotype.

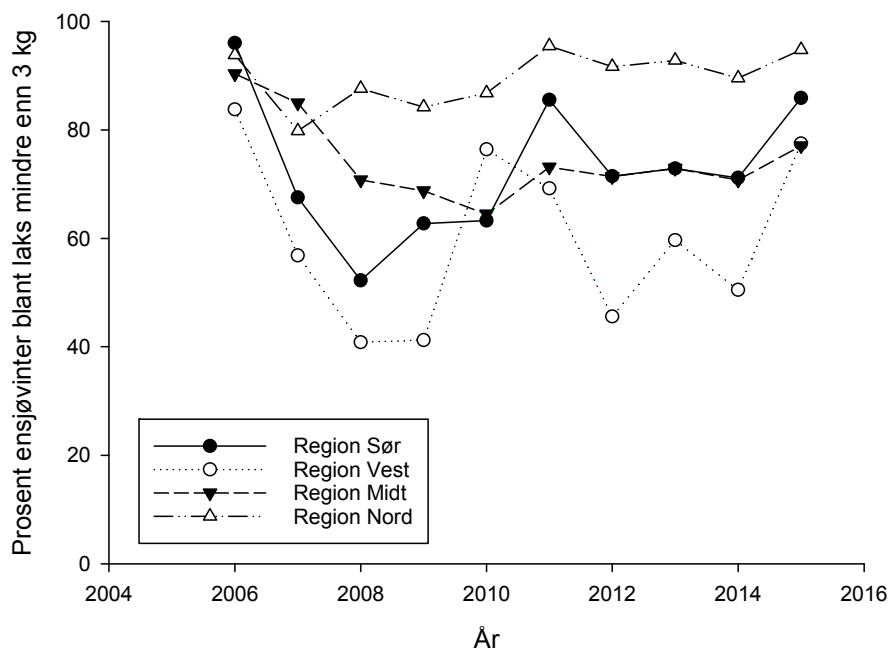
smålags i fangstene. En ny undersøkelse tyder på at det kan være tilfelle (Vollset mfl. 2014a). En stor gruppe laksesmolt ble behandlet med SLICE (et middel mot lakselus), og gjenfangsten av den behandlede laksen ble sammenliknet med en ubehandlet kontrollgruppe. Det viste seg at gjennomsnittsalderen var større i den behandlede gruppen enn i kontrollgruppen, noe som enten tyder på at lakselus øker dødeligheten til den laksen som skulle kjønnsmodne tidligst (og som trolig hadde raskest vekst) eller at alder ved kjønnsmodning ble endret på annen måte.

Endringene i alder ved kjønnsmodning i laksebestander i Norge kan også sees i skjellmaterialet som innsamles og analyseres årlig. I et stort materiale fra elvefisket framgår det at andelen ensjøvinter laks (som altså kjønnsmodnes etter ett år i sjøen) blant laks under 3 kg var stabilt mellom 92 til 99 % i perioden 1989-2006, mens andelen har blitt redusert til 71-87 % i årene etter (**figur 3.1**). Det viser seg imidlertid at det er en del variasjon mellom regioner (**figur 3.2**). Denne analysen dekker kun perioden fra 2006, men resultatene tyder på at laksen i region Nord-Norge ikke har opplevd den samme økningen i prosent to-sjøvinter laks i gruppen < 3kg som vi observerer i de andre regionene. Dette tyder igjen på at laksen i Nord-Norge trolig benytter andre områder for næringssøk, men resultatene kan også bety at laksen fra de ulike regionene opplever forskjeller i andre faktorer som påvirker veksten.

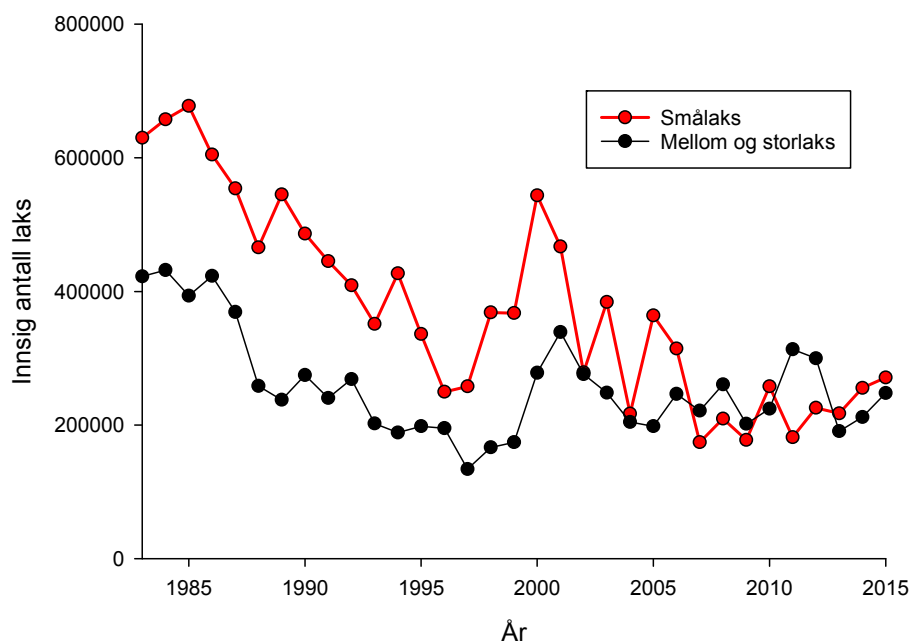
Det er også tydelig at innsiget av smålaks er mer redusert enn innsiget av mellom- og storlaks i perioden fra 1983 til 2015 (**figur 3.3**). Totalt tyder dette materialet på at det har skjedd betydelige endringer i alder ved kjønnsmodning i perioden fra 1989 til nå. Sammen med endringer i sjøoverlevelse (se kapittel 4) har dette hatt en direkte effekt på innsiget av laks fra havet til norskekysten og elvene de senere år.



**Figur 3.1.** Gjennomsnittlig andel ensjøvinterlaks blant laks mindre enn 3 kg i skjellprover fra norske elvefangster i perioden fra 1989 (da det omfattende overvåkningsprogrammet startet) til 2015.



**Figur 3.2.** Gjennomsnittlig andel ensjøvinterlaks blant laks mindre enn 3 kg i skjellprøver fra norske elvefangster i perioden fra 2006 til 2015 for de ulike regionene av landet (Sør Norge: Østfold - Rogaland, Vest-Norge: Hordaland - Stad, Midt-Norge: Stad - Vesterålen, Nord-Norge: Vesterålen - Finnmark).



**Figur 3.3.** Beregnet innsig (modalverdi fra PFA-modell) av smålaks (< 3 kg) og mellom- og storlaks (≥ 3 kg) fra havet til norskekysten i perioden 1983 til 2015.

## 4 LAKSENS OVERLEVELSE I SJØEN

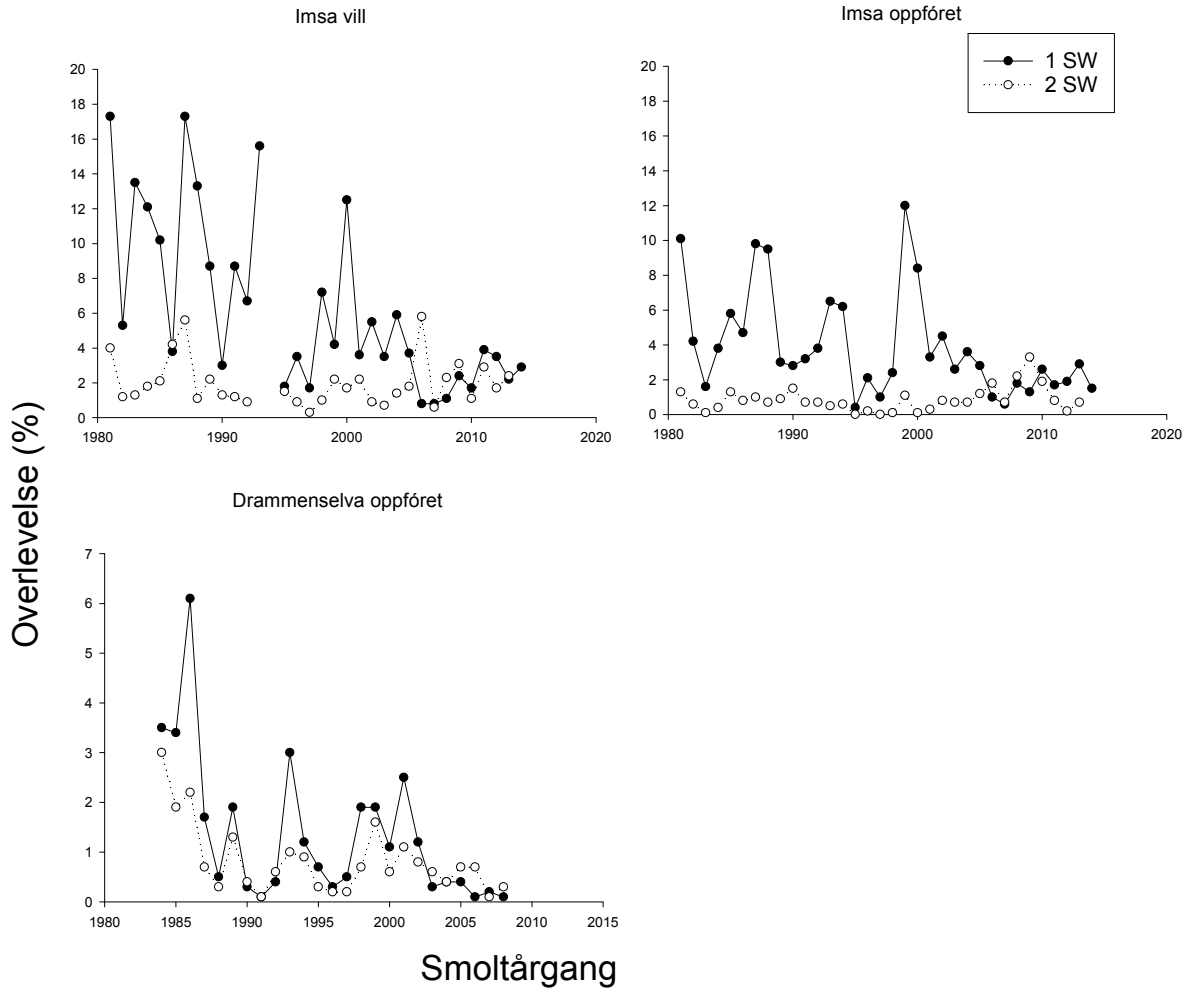
Det har vært en betydelig lavere overlevelse av laks i sjøen i mesteparten av dens utbredelsesområdet i de siste 20-25 år sammenlignet med på 1970- og 1980-tallet. Dette har også vært observert for norsk laks, og tidsseriene fra utvalgte indekssvassdrag er svært viktige for å overvåke dette (**figur 4.1**). Overlevelse av villaks 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. Tilsvarende beregninger av overlevelse er gjort for laks utsatt som oppfôret smolt i Imsa, Drammenselva og Halselva. Serien i Drammenselva ble avsluttet etter smoltårsklassen 2008, og serien fra Halselva er av vitenskapsrådet tidligere blitt vurdert som usikker (Anon. 2012b) fordi det er usikkert om vassdraget har en egen laksebestand, og merkingen i vassdraget har dessuten blitt avsluttet. Det vil si at vi i Norge nå bare har én overvåkingsserie for sjøoverlevelse for villaks (Imsa) hvor man har full kontroll med antall smolt som forlater elva og antall returnerende voksenfisk til elva.

Vitenskapsrådet har anbefalt at det etableres nye indekssvassdrag som fanger opp den variasjon som man regner med finnes i marin overlevelse langs kysten av Norge (Anon. 2011c). I en gjennomgang av mulighetene for å overvåke sjøoverlevelse har det blitt anbefalt å gjennomføre overvåking med merking av smolt og kontroll av tilbakevandrende laks i 15 vassdrag, samt overvåking med tellinger av tilbakevandrende voksenlaks i 61 vassdrag (Fiske mfl. 2014). Overvåkingen starter opp med PIT-merking av villsmolt i to vassdrag (Vigda i Sør-Trøndelag og Moaelva/Sylteelva i Møre og Romsdal) i 2016, og er planlagt utvidet med flere vassdrag i årene framover.

De norske overlevelsesdataene har blitt systematisert og rapportert til arbeidsgruppa som jobber med laks i det internasjonale havforskningsrådet (ICES) (Fiske mfl. 2016). De norske dataene sammenstilles av ICES med data fra tilsvarende indekssvassdrag i noen andre land, inkludert Irland, Skottland, England, Island, USA og Canada (ICES 2016). Det generelle mønsteret med lavere overlevelse i de senere årene finner man også når man slår sammen resultatene fra indeksselvene rundt Atlanterhavet (ICES 2016).

Overlevelsen for ensjøvinterlaks fra Imsa har variert mellom 1,7 og 17,3 % for smoltårsklassene 1981-2005 (**figur 4.1**). For smoltårsklasse 2006-2008 var overlevelsen for ensjøvinterlaks mellom 0,8 og 1,1 %, noe som gir de laveste overlevelsene i hele tidsserien. Overlevelsen for smoltårsklassen 2009-2014 var høyere, men fortsatt blant de lavere verdiene (1,7-3,9 %). Imidlertid har det fra og med 2006-årsklassen kommet omtrent like mange eller flere tosjøvinterlaks enn ensjøvinterlaks tilbake (**figur 4.1**), noe som tyder på at fisken kan ha utsatt kjønnsmodningen ett år og/eller at større laks har hatt bedre overlevelse enn tidligere år. Fra og med 2011-smoltårsklassen kom det noe mindre tosjøvinterlaks enn ensjøvinterlaks tilbake, mens for 2013-smoltårsklassen kom det tilbake omtrent like mange ensjøvinterlaks som tosjøvinterlaks.

Overlevelsen for oppfôret smolt fra de ble utsatt i Imsa til de kom tilbake som ensjøvinterlaks varierte mellom 0,4 og 12,0 % for smoltårsklassene 1981-2005. Etter 2006 har estimatene vært lave, og i likhet med for villaks fra Imsa har overlevelsen til tosjøvinterlaks vært høyere enn eller på samme nivå som for ensjøvinterlaks, med færre tosjøvinterlaks tilbake igjen fra og med 2010-smoltårsklassen. At overlevelsen til oppfôret smolt er lavere enn overlevelsen til villsmolt ser ut til å være et generelt mønster som er funnet i mange studier (Finstad & Jonsson 2001, Jensen mfl. 2016b).



*Figur 4.1. Beregnet minimumsoverlevelse for oppholdet i sjøen fra smoltutvandring fram til beskatning i sjøfiskeriene for vill smolt fra Imsa og oppfóret smolt fra Imsa og Drammenselva.*

## 5 METODER FOR VURDERING AV OPPNÅELSE AV GYTEBESTANDSMÅL OG BEREKNING AV HØSTBART OVERSKUDD

Metodene som ble benyttet til å vurdere oppnåelse av gytebestandsmål og beregne høstbart overskudd er i all hovedsak de samme som er brukt tidligere (Anon. 2015b).

### 5.1 Antall vassdrag vurdert

Det er fastsatt gytebestandsmål for 439 norske laksevassdrag (**vedlegg 1**, for beskrivelse av metodene som ble brukt, se Hindar mfl. 2007, Anon. 2010). For noen bestander har målene blitt revidert (Falkegård mfl. 2014, **vedlegg 1**). I denne rapporten ble oppnåelse av gytebestandsmål vurdert for 186 av vassdragene (pluss sju delvassdrag). Måloppnåelse ble hovedsakelig vurdert på grunnlag av fangst og beskatningsrater i vassdrag åpnet for fiske. Måloppnåelse ble i tillegg vurdert på andre måter (hovedsakelig gytefisketellinger) i 21 stengte vassdrag, mens i 9 vassdrag som ikke ble åpnet for laksefiske i 2015 kunne vi ikke vurdere måloppnåelse. I 11 vassdrag infisert med *Gyrodactylus salaris* er det ikke noe mål at gytebestandsmålet skal nås, og vi har ikke vurdert oppnåelse for disse bestandene. Fangsten i de vurderte vassdragene utgjorde 91 % av den rapporterte laksefangsten i norske vassdrag i 2015. I de resterende drøyt 200 vassdragene med gytebestandsmål som ikke ble vurdert, drives det enten ikke fiske, fangstene er svært lave, det fiskes uten rapportering, eller fiske og/eller rapportering er sporadisk. Våre vurderinger dekker dermed alle de større vassdragene, alle de nasjonale laksevassdragene og majoriteten av de mindre vassdragene der det fiskes regelmessig etter laks.

### 5.2 Metoder for vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål

Metodene vitenskapsrådet benytter for å estimere størrelsen på gytebestander og vurdere oppnåelse av gytebestandsmålet ble beskrevet i detalj i vitenskapsrådets første rapport (Anon. 2009a). I rapporten fra 2010 (Anon. 2010) ble metodene ytterligere beskrevet i en enklere form, samt at metodikk for korrigering for innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene ble beskrevet. Metodene er også beskrevet i en internasjonal publikasjon (Forseth mfl. 2013). Her repeterer vi kun kortfattet beskrivelse av prinsippene for estimatene av gytebestand og vurderinger av gytebestandsmåloppnåelse. Metodikk for korrigering for innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene (Anon. 2010) blir ikke gjentatt.

Hovedprinsippet i vitenskapsrådets vurdering av gytebestandsmåloppnåelse for de enkelte vassdragene er som følger:

- 1) Gytebestanden (som kg hunner) beregnes 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) Den beregnede gytebestanden sammenlignes med gytebestandsmålet for å beregne måloppnåelsen.
- 3) Måloppnåelsen vurderes både som sannsynlighet for at gytebestandsmålet er nådd og som prosentvis måloppnåelse.

Vi går her gjennom hvordan størrelsen på gytebestanden beregnes, og hvordan størrelsen på gytebestanden sammenlignes med gytebestandsmålet. De ulike faktorene som inngår i beregningene for gytebestanden og gytebestandsmålet kan ikke tallfestes presist, men kan oppgis å ligge innenfor visse grenser. Vi bruker derfor simuleringer i vurdering av måloppnåelse for å ta

hensyn til denne usikkerheten. Når vi simulerer trekker vi verdier (som å trekke kuler med ulike verdier opp av en kury) fra en fordeling av verdier (det vil si forskjellig antall kuler med ulike verdier i kurven). 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 kurven). I en triangulærfordeling angis laveste og høyeste sannsynlige verdi, samt den mest sannsynlige verdien (kalt modalverdien eller midtverdien). Triangulærfordelinger er vanlig i bruk i flere typer risikovurderinger (Williams 1992, Johnson 1997), der midtverdien er estimert og øvre og nedre grenser settes ut fra 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.

### 5.2.1 Beregning av gytebestandenes størrelse

For å estimere gytebestandenes størrelse ved simuleringer brukes informasjon om:

- Antall avlivet fisk (fra fangststatistikken) basert på vekt og fordelt på smålaks (< 3 kg), mellomlaks (3-7 kg) og storlaks (> 7 kg).
- Kjønnfordelingen i de tre størrelsesgruppene gitt som en laveste verdi, midtverdi og høyeste verdi (som danner triangelfordelingen). Disse verdiene er basert på kjønnsbestemmelse gjort for fisk som inngår i overvåking ved innsending av skjellprøver, enten fra det aktuelle vassdraget eller fra andre lignende nærliggende vassdrag. I noen tilfeller brukes kjønnsfordeling ut fra gytefisktellinger.
- Beskatning for små-, mellom- og storlaks er gitt som en laveste verdi, midtverdi og høyeste verdi. Når beskatningen for eksempel er 50 % (det vil si at halvparten av laksen som vandrer opp i vassdraget har blitt fanget), er gjenværende gytebestand etter beskatning like stor som den totale fangsten. På samme måte, hvis beskatningen for eksempel er 75 %, blir gytebestandens størrelse en tredjedel av størrelsen på fangsten. Når beskatningen for eksempel er 25 % blir gytebestandens størrelse tre ganger større enn fangsten. I 2015 ble beskatningen bestemt ut fra lokale estimater for 47 % av vassdragene (for eksempel fra tellinger i laksetrappet eller gytefisktellinger). I de andre vassdragene ble det brukt et system for å anslå beskatningsrater som ble utviklet og beskrevet i vitenskapsrådets første rapport (Anon. 2009) basert på 214 estimater av beskatningsrater fra 40 vassdrag (**tabell 5.1**) kombinert med informasjon om fiskeforhold og fiskeregler for hvert enkelt vassdrag. Informasjon om fiskeforhold og fiskeregler i hvert enkelt vassdrag innhentes årlig ved at fylkesmennenes miljøvern avdelinger svarer på detaljerte spørsmål i et skjema de får fra vitenskapsrådet (**vedlegg 3**). Når fiskereglene har blitt endret (for eksempel strengere kvoter eller kortere sesong) har vi endret beskatningsratene dersom endringene sannsynligvis har hatt en effekt. Fra 2010 fikk vi grunnlag for mer kvantitative vurderinger av endringer i beskatning (rapportering av gjenutsatt fisk og fangster på ukebasis). Mer informasjon om hvordan beskatningsrater ble fastsatt er gitt i kapittel 5.2.3.



### 5.2.2 Sammenligning mellom gytebestandenes størrelse og gytebestandsmål

Når vi sammenligner de estimerte gytebestandsstørrelsene 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/m<sup>2</sup>, med midtverdien 4 egg/m<sup>2</sup>). Disse intervallene reflekterer usikkerheten i estimatene av gytebestandsmål og dermed usikkerheten i antall kilo hunner som er nødvendig for å nå gytebestandsmålet.

I datasimuleringene gjennomføres 1000 trekninger, slik at det gjøres en beregning av 1000 gytebestander (kg hunner i gytebestanden) som kan sammenlignes med 1000 gytebestandsmål (nødvendig antall kg hunner). Fra de 1000 gytebestandene og de 1000 gytebestandsmålene kan sannsynligheten for at gytebestandsmålet er nådd beregnes ut fra hvor mange av de 1000 simulerte gytebestandene som er lik eller større enn de 1000 gytebestandsmålene. Den prosentvise måloppnåelsen beregnes som gjennomsnittlig prosentvis avvik mellom gytebestandsmål og gytebestand, par for par i de 1000 beregningene. Både sannsynligheten for oppnåelse og oppnåelsesprosenten brukes til å klassifisere og gi vurderinger om beskatningsnivået for bestandene. Forvaltningsmålet for en bestand er nådd når gjennomsnittlig sannsynlighet for oppnåelse av gytebestandsmålet siste fire år er lik eller høyere enn 75 %.

*Tabell 5.1. Laveste, midtverdi og høyeste beskatningsrater (%) for smålaks, mellomlaks og storlaks i små, mellomstore og store elver som brukes i simuleringene når vi ikke har lokale estimater av beskatningsrater. Verdiene er basert på analyser av 214 estimater for beskatning fra 40 vassdrag (Anon. 2009). Beskatningen er klassifisert som svært lav, lav, middels eller høy.*

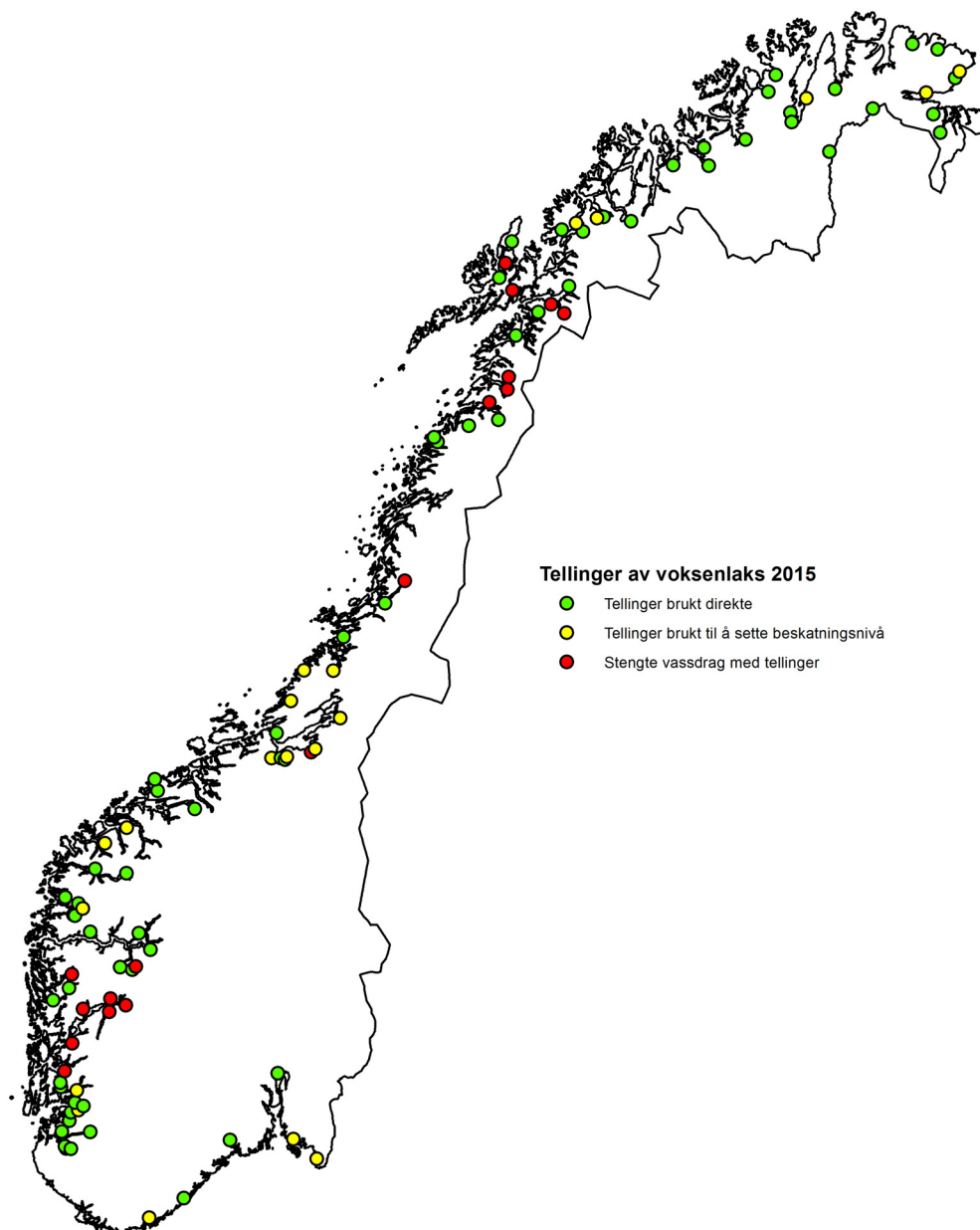
Størrelsesgruppe	Beskatningsnivå	Små elver (< 10 m <sup>3</sup> /s)	Mellomstore elver (10-30 m <sup>3</sup> /s)	Store elver (> 30 m <sup>3</sup> /s)
Smålaks (< 3 kg)	Svært lav beskatning	25-35-45	25-35-45	15-20-25
	Lav beskatning	40-50-60	40-45-60	20-35-45
	Middels beskatning	50-60-70	50-55-70	30-45-55
	Høy beskatning	60-70-80	60-65-80	40-55-65
Mellomlaks (3-7 kg)	Svært lav beskatning	10-20-30	10-15-25	10-15-20
	Lav beskatning	20-30-50	20-30-50	20-25-35
	Middels beskatning	30-40-60	30-40-60	30-35-45
	Høy beskatning	40-50-70	40-50-70	40-45-55
Storlaks (> 7 kg)	Svært lav beskatning	5-10-20	5-10-15	5-10-15
	Lav beskatning	10-20-30	10-20-35	10-20-35
	Middels beskatning	20-30-50	20-30-45	20-30-45
	Høy beskatning	30-40-60	30-40-55	30-40-55

### 5.2.3 Fastsetting av beskatningsrater og vurdering av fiskereguleringer

I vitenskapsrådets første rapport (Anon. 2009) analyserte vi 214 historiske estimater av beskatning fra 40 norske vassdrag. Disse estimatene er framskaffet over en relativt lang periode (fra 1971 til 2007) da reguleringene av fisket i vassdragene var relativt stabile. Analysene dannet grunnlag for å utvikle et system for å vurdere beskatningsrate i vassdrag der det ikke finnes lokale

estimerer, basert på kunnskap om elvestørrelse, bestandssammensetning, reguleringer av fisket og fangsttrykk (**tabell 5.1**).

Antallet vassdrag hvor det skaffes lokal kunnskap om beskatning har økt betydelig. I 2010 ble beskatning estimert for 54 vassdrag med ulike metoder. I 2015 hadde dette økt til 101 vassdrag, med god geografisk spredning (**figur 5.1**). Av 172 vurderte vassdrag (inkludert sidevassdrag) som var åpnet for fiske i 2015 fantes det lokal kunnskap om beskatning fra minst ett av årene for 98 bestander (57 %) og for tre eller flere år i 69 av bestandene (40 %). I tillegg var det tellinger i minst ett av årene i 21 av 30 stengte vassdrag som er med i vurderingen, og telling i minst tre av årene i 15 av disse vassdragene.



**Figur 5.1.** Kart som viser vassdrag hvor antall voksne laks per 2015 ble talt med ulike metoder, og hvor disse tallene enten ble brukt direkte til å beregne beskatningsrater, eller hvor de ble brukt som grunnlag for å bestemme beskatningsnivå (fra svært lav til høy i **tabell 5.1**).

Fra 2010 fikk vi et bedre grunnlag for å vurdere effekten av noen av reguleringene av fisket, fordi rapporteringen av gjenutsatt fisk var godt etablert i de fleste vassdrag. Gjenutsetting av fisk er dels en direkte konsekvens av innførte reguleringer i forskrifter og lokale regler (for eksempel pålegg om gjenutsetting av hunnfisk eller stor fisk i hele eller deler av sesongen), en indirekte effekt av reguleringene (for eksempel strenge døgn-, uke- eller sesongkvoter) og dels på grunn av økende frivillig gjenutsetting i mange vassdrag. Antar man at det er høy overlevelse for gjenutsatt fisk, samt at gjenfangsten av gjenutsatt fisk er lav (Thorstad mfl. 2003, 2007, Havn mfl. 2015, Lennox mfl. 2015), vil andel rapportert gjenutsatt fisk av totalfangsten kunne brukes direkte til å anslå effekten av reguleringen, slik at beskatningen kan nedjusteres der mye av fisken blir gjenutsatt. Vi oppgir og bruker derfor andelen gjenutsatt fisk for alle bestandene der dette er rapportert.

Fra 2010 fikk vitenskapsrådet også begrenset tilgang til den elektroniske fangstrapporteringen på [www.fangstrapp.no](http://www.fangstrapp.no). Her skal fangstene i utgangspunktet rapporteres på ukebasis. Selv om dette ennå ikke gjennomføres i alle vassdrag, er dette et godt utgangspunkt i mange vassdrag for å vurdere effekten av endringer i sesonglengde, som er den mest utbredte reguleringsformen for fiske i vassdragene. Der sesongen blir avkortet på slutten av fiskesesongen kan historiske fangster (som prosent av totalfangsten) i de ukene fisket er avkortet brukes til å estimere effekten av reguleringen (sannsynlig antall kilo fisk "spart"). For avkortninger i starten av fiskesesongen er det vanskeligere å bruke denne tilnærmingen fordi fisk som unngår å bli fanget i de ukene fisket er avkortet likevel kan bli fanget i løpet av den gjenværende sesongen. Det finnes noe kunnskap som antyder at laksen er mest fangbar de første ukene etter at de har vandret opp i elvene (Thorstad mfl. 2003, 2004, 2006, 2008a, 2011, Jensen mfl. 2010b), og det er derfor sannsynlig at også avkortninger i starten av fiskesesongen reduserer beskatningen. Vi har som hovedregel antatt at halvparten av fisken som blir "spart" ved senere fiskestart blir fanget senere i sesongen. På den måten kan effekten av reguleringen estimeres ut fra halvparten av de historiske fangstene i de avkortede ukene. I de tilfellene der det ikke foreligger fangster på ukebasis fra det aktuelle vassdraget, har vi benyttet ukesfordeling av fangster fra nærliggende vassdrag av lignende størrelse og med lignende bestandsstruktur (størrelsesfordeling) som støtte i mer skjønsmessige vurderinger av beskatningsnivå.

For 2012-2014 ble det gjort undersøkelser av hvor stor andel av fanget og sluppet laks som fanges senere i samme fiskesesong (Uglem mfl. 2015). Foreløpige analyser basert på undersøkelser i sju vassdrag (Otra, Osenvassdrag, Orkla, Gaula, Verdalselva, Rana og Lakselva) viser at andelen laks som ble fanget, sluppet og gjenfanget under sportsfisket i samme sesong varierte mellom vassdragene fra 4 % i tidligere undersøkelser i Altaelva (Thorstad mfl. 2003) til 37 % i Gaula i 2012 (Uglem mfl. 2015). Variasjonen i gjenfangstratene mellom vassdrag og delvis mellom år i samme vassdrag var altså stor. Årsakene til denne variasjonen er ikke kjent. En samlet dataanalyse for alle år er enda ikke gjennomført. Gjenfangstraten så ut til å være relatert til hvor mye av fiskesesongen som gjensto etter gjenutsetting, slik at fisk fanget tidlig i sesongen hadde større sannsynlighet for å bli fanget på nytt (Uglem mfl. 2015). Som for andre typer merkestudier forutsettes det at de merkede fiskene er et representativt utvalg av fiskene som går opp i vassdraget. Fordi fangst og gjenfangst foregår med samme redskapstype (sportsfiskeredskap), er det også en fare for at utvalget representerer fisk som har høyere sannsynlighet for å fanges i slikt redskap enn andre fisk, og gjenfangstraten kan i så fall være større enn den generelle beskatningsraten for bestanden. Motsatt kan fisk som allerede har blitt fanget være mindre villige til å bite på sportsfiskeredskap, og gjenfangstraten kan i så fall være mindre enn den generelle beskatningsraten for bestanden. Det er dermed per i dag usikkert om gjenfangstrater av fisk fanget under fang og slipp fiske kan brukes til å tallfeste den generelle beskatningsraten i et vassdrag. På grunn av denne usikkerheten har vi i liten grad brukt estimatene fra disse forsøkene som en del av grunnlaget for å vurdere beskatningsnivå.

Slike semikvantitative vurderinger av beskatningsnivå (ukefangster, gjenutsetting og beskatning estimert fra fang og slipp) benyttes som grunnlag for ned- eller oppjustering av beskatning innenfor vitenskapsrådets faste beskatningssystem (**tabell 5.1**, for eksempel nedjustering fra moderat til lav beskatning) i vassdrag der det ikke foreligger lokale estimater av beskatning.

#### 5.2.4 Kvalitet på fangststatistikken

For at beregningene beskrevet ovenfor skal bli så presise som mulig, er det viktig at all fisk fanget blir rapportert. Vitenskapsrådet baserer sine vurderinger av fangststatistikken på spørreskjema som er sendt ut til fylkesmennene og på rapportering av solgte og returnerte kort til fangstrapp.no. I spørreskjemaene har vi hvert år bedt om at kvaliteten i fangststatistikken blir klassifisert som:

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

Denne klassifiseringen baserer seg i ulik grad på skjønn, og vurderingene blir dels gjort av de lokale forvalterne og kontrollert av fylkesmennene og dels av fylkesmennene alene. I mange tilfeller er spesifikke problemer og begrensninger spesifisert i svarskjema.

I det offisielle fangstregistreringssystemet (fangstrapp.no) skal antall solgte fiskekort og antall rapporterte kort oppgis, og dette gir grunnlag for en mer objektiv vurdering av kvaliteten på fangststatistikken. Laksefisket er imidlertid organisert på en rekke ulike måter, og det er stor variasjon både innen og mellom elver. Noen steder er det kortsalg (av ulike varianter), mens det andre steder er ulike utleiemodeller hvor antall fiskere ikke nødvendigvis er registrert. Dette innebærer at dagens rapporteringssystem (registrering av kortsalg) i mange tilfeller ikke er tilpasset mangfoldet av måter fisket er organisert på. I deler av landet (spesielt i Troms og Finnmark) er det imidlertid nesten bare kortsalg, og det er mulig å bruke et system for objektiv klassifisering av kvaliteten på statistikken. Vi har gjort følgende antagelser:

- Alle som kjøper døgnkort fisker det døgnet
- De som kjøper ukekort fisker i gjennomsnitt fire døgn
- De som kjøper sesongkort fisker i gjennomsnitt 20 døgn

Med disse antagelsene har vi beregnet antall *kortdøgn* som ble solgt og antall kortdøgn som ble rapportert. Prosentandelen rapporterte kortdøgn er brukt til å klassifisere fangststatistikkenes kvalitet etter følgende system:

- Fangststatistikken er svært god: > 95 % av kortdøgn rapportert
- Fangststatistikken er god: 85-94,9 % av kortdøgn rapportert
- Fangststatistikken er god, men med noen mangler: 75-84,9 % av kortdøgn rapportert
- Fangststatistikken har store mangler: 50-74,9 % av kortdøgn rapportert
- Fangststatistikken har svært store mangler: < 50 % av kortdøgn rapportert

Til grunn for disse grensene ligger en antagelse om at når mer enn 95 % av kortdøgnene er rapportert er nær 100 % av all fangst rapportert. I studier fra to norske vassdrag (Fiske mfl. 2001) ble det vist at gjennomsnittfangstene var høyere blant de som rapporterte på ordinært vis etter at fisket var avsluttet sammenlignet med de som først rapporterte etter purring, noe som gir støtte for at det er en overvekt av lave eller ingen fangster blant urapporterte kort. Vi antar videre at for

klassen «god, men med noen mangler» er mer enn 90 % av fangsten rapportert. Grensene er satt skjønnsmessig, men systemet gir mer konsistente vurderinger mellom vassdrag.

Med unntak av de tilfellene der rapporteringen ble vurdert til å ha store eller svært store mangler, har vi ikke tatt hensyn til urapportert fangst i simuleringene av gytebestandsstørrelse og oppnåelse av gytebestandsmål. Imidlertid vil underrapportering av fangst gi lavere sannsynlighet for å nå gytebestandsmålet og lavere måloppnåelse. Siden bestandene forvaltes etter oppnåelse av gytebestandsmål, burde dette gi en sterk motivasjon for å bedre rapporteringen. Basert på svar fra fylkesmennene om kvaliteten på statistikken har det skjedd en betydelig bedring i rapporteringen fra perioden 2005-2008 til 2011 (Forseth mfl. 2013).

I majoriteten av vassdragene i Finnmark (Tanavassdraget er ikke inkludert) og Troms er fisket organisert med ordinært kortsalg og rapportering av kortsalg til fangstrapp.no. For disse to fylkene har vi estimert (etter prosedyrene som beskrevet ovenfor) at det totalt ble solgt fiskekort tilsvarende 169 000 kortdøgn i 2011, og av disse ble 150 959 rapportert. Dette tilsvarer en rapporteringsprosent på ca. 89 %, noe som tilsier at fangststatistikken samlet sett klassifiseres som god. Tilsvarende tall for 2012 og 2013 var henholdsvis 85 % og 82 % rapporterte kort. For resten av landet er det større variasjon i organiseringen av fisket og denne tilnærmingen er ikke egnet. Basert på fylkesmennenes vurderinger ble fangststatistikken i 2011 klassifisert som svært god i 33 % av vassdragene (av totalt 141 vassdrag sør for Troms), god i 39 %, god men med mangler i 25 % og til å ha store mangler i 1,4 % av vassdragene. Det var ingen vassdrag der statistikken ble vurdert til å ha svært store mangler. For to vassdrag ble det ikke gitt informasjon om kvaliteten på statistikken. Statistikken ble dermed vurdert som svært god eller god i 102 i vassdrag, tilsvarende 72 % av vassdragene sør for Troms. Vi har ikke gjort noen analyse av kvaliteten på fangststatistikken for årene etter 2011, men det generelle inntrykket er en ytterligere bedring i rapporteringen.

### 5.3 Beregning av lakseinnsig, totalbeskatning og høstbart overskudd for hver bestand

#### 5.3.1 Lakseinnsig på bestandsnivå

For å kunne beregne den samlede beskatningen i sjø- og elvefisket (totalbeskatning), overbeskatning og høstbart overskudd for hver bestand, må innsiget av laks for de enkelte bestandene beregnes. Innsiget til elvene (etter fangst i sjøen) beregnes ut fra elvefangster og beskatning som beskrevet ovenfor. For å beregne totalinnsiget (før sjøfangst) må man legge til fangstene av de ulike bestandene i sjøfisket. Dette gjøres ved å fordele fangstene i sjøen til det vassdraget laksen mest sannsynlig var på vei til. Omfattende merkestudier (29 000 laks fanget på 23 kilenotstasjoner i perioden fra 1935 til 1982, over 13 000 rapporterte gjenfangster i sjø- og elvefisket; Hansen mfl. 2007) og genetiske studier (Svenning mfl. 2014) har vist at fisk som fanges i sjøfisket på en gitt lokalitet langs kysten kommer fra mange ulike bestander over et større geografisk område, mens fisk som fanges i sjøen i et fjordsystem i hovedsak er på vei til vassdrag innen fjordsystemet. I 2011 utviklet vitenskapsrådet prosedyrer for hvordan fangstene i sjøen kan fordeles til fjordregioner, fjorder og bestander (Anon. 2011c). Vitenskapsrådet bruker fortsatt disse prosedyrene, men det er gjort små endringer basert på ny kunnskap fra genetiske studier i Troms og Finnmark (Svenning mfl. 2014). Nedenfor har vi gjentatt beskrivelse av prosedyrene.

Metodikken som brukes til å fordele fisk fanget i sjøfiske til fjordregioner, fjorder og bestander de mest sannsynlig tilhørte, samt antagelsene som ble gjort, er som følger:

- 1) Fangstene i de 10 kystregionene ble fordelt til i alt 23 regioner (kyst- og fjordregioner, se Anon. 2015a for inndeling, samt til utlandet (Sverige i sørøst og Russland i nordøst), basert på merkestudier (Hansen mfl. 2007) og størrelsen på bestandene innen de ulike regionene (ut fra

fangster og gytebestandsmål). Fordelingsnøkkelen er gitt i **tabell 5.2**. De viktigste antagelsene for denne fordelingen er at laksens innvandringsmønster ikke har endret seg fra perioden 1935-1982 (da merkestudiene ble gjort) til i dag, og at størrelsesfordelingen mellom bestandene er lik da og nå. Det er ikke grunnlag for å anta at innvandringsmønstret er endret, og for Troms og Finnmark (den eneste regionen hvor det foregår et betydelig kystfiske etter laks) viser nye studier basert på genetiske analyser (Svenning mfl. 2014) et innvandringsmønster som ligner svært mye på det de tidligere merkestudiene viste. Fordelingen mellom bestander har imidlertid endret seg som følge av at noen bestander er betydelig styrket eller reetablert i løpet av de siste 30 år (for eksempel som følge av kalking på Sørlandet), og at flere store bestander har blitt betydelig svekket på grunn av *G. salaris* og andre påvirkningsfaktorer. Disse endringene har imidlertid i hovedsak skjedd sør for Finnmark, i områder der fisket langs kysten er kraftig begrenset. Vi har så langt som mulig prøvd å ta hensyn til disse endringene.

- 2) Den totale sjøfangsten av fisk som tilhørte bestander i hver fjordregion ble beregnet som fangster i fjordene i regionen, pluss fangster av fisk fra disse bestandene som ble gjort i kystregionene. Fangsten av laks tilhørende hver fjordregion ble deretter fordelt etter tilhørighet til bestander i de enkelte fjordene innen regionene (der fjordregionen er delt i flere fjorder) ut fra fangstandelen innen hver av fjordene (i fjord- og elvefisket) av totalfangsten. Fordi fangstene i sjøfisket rapporteres på kommunenivå, og noen kommuner inkluderer to fjorder, har vi i noen tilfeller fordelt fangstene skjønnsmessig mellom fjorder. En slik skjønnsmessig deling kan inneholde feil, men vil neppe påvirke vurderingene i vesentlig grad. Der vi har kunnskap om plassering av aktive fiskeplasser har vi tatt hensyn til dette i fordelingene.
- 3) Innenfor hver fjord (samt for fangstene i kystregionene som er hjemhørende i elver i kystregionene) ble sjøfangstene fordelt til hver av bestandene etter andelen av innsiget (fangstene delt på beskatningsraten) til hver av elvene. Fordi kilenøtene primært fanger fisk større enn 1,5 kg brukte vi innsiget til elv av fisk større enn 1,5 kg i fordelingen. Bestander dominert av små fisk fikk dermed tilordnet en lavere sjøfangst enn bestander med større fisk. Også her brukes direkte proporsjonalitet, og den største feilkilden er trolig at kilenøtene kan være plassert slik at enkelte bestander faktisk beskattes sterkere enn andre. Det er også sannsynlig at hvor utsatt de enkelte bestandene er i sjøfisket vil kunne variere mellom år, og påvirkes av fiskeforhold på ulike plasser og oppvandringsforhold. Når for eksempel vannføringen er lav i noen vassdrag kan beskatningen øke for fisk fra disse bestandene, sammenlignet med fisk fra andre bestander som vandrer raskere opp i elvene. Slike forhold har vi ikke kunnskap til å ta hensyn til.

Når laks fanget i sjøen er fordelt på bestandene de mest sannsynlig tilhører, er det samlede innsiget av laks for hver enkelt bestand lik elveinnsiget pluss fangsten i sjøen av fisk fra bestanden.

**Tabell 5.2.** Fordelingsnøkkel for hvordan laksen fanget i 10 kystregioner er fordelt til bestander i 24 regioner (inkludert bestander i kystregionene selv). I tillegg er noe fiske fordelt til "utlandet" som er Sverige i sørøst og Russland i nord. Verdiene i tabellen er andeler (0,01 er 1 %, 0,1 er 10 % osv.), og summen blir 1 (100 %).

	Østlandet	Agderkysten	Jæren	Kysten Stad-Stavanger	Kysten Møre & Romsdal	Kysten Trøndelag	Nordlandskysten	Lofoten & Vesterålen	Kysten Troms	Kysten Finnmark	Indre Rogaland	Indre Hordaland	Sognefjorden	Indre Fjordane	Indre Helgeland	Fjordene i Trøndelag	Fjordane i Møre og Romsdal	Ofoten/Salten	Fjorder Troms	Fjordene i Vestfinnmark	Porsanger	Tana/Indre Varanger	Utlandet		
<b>Kystregioner</b>																									
Østlandet	0,8	0,1																						0,1	
Agderkysten	0,1	0,78	0,1							0,01														0,01	
Jæren			0,1	0,73								0,1	0,05	0,01	0,01										
Stadt-Stavanger	0,05	0,1	0,15	0,1	0,01						0,19	0,05	0,1	0,15	0,1										
Kysten av Møre & Roms				0,005	0,05	0,015							0,01	0,01	0,65	0,26									
Kysten Trøndelag					0,005	0,1										0,1	0,78	0,015							
Nordlandskysten					0,005	0,05	0,2	0,13							0,015	0,2	0,2	0,2							
Lofoten & Vesterålen							0,01	0,5	0,01									0,01	0,2	0,27					
Kysten Troms									0,1	0,025									0,6	0,15	0,025	0,1			
Kysten Finnmark									0,01	0,11									0,02	0,18	0,09	0,33	0,06	0,2	

### 5.3.2 Totalbeskatning og overbeskatning

Totalbeskatningen (summen av beskatning i sjø og elv) beregnes ut fra det samlede innsiget av laks for en bestand (se ovenfor) og summen av fangst i elv- og sjøfisket for denne bestanden. Totalbeskatningen beregnes som prosent av det samlede innsiget. I prinsippet er dette samme metode som brukes i de nasjonale og regionale estimatene av innsig av laks (se for eksempel Anon. 2013), men beregningene er basert på modalverdier og inkluderer ikke estimater av usikkerhet og urapportert fangst.

Overbeskatning ble definert i Anon. (2011a) som grad av reduksjon i gytebestand under gytebestandsmålet (GBM) som skyldes beskatning. Dersom innsiget til kysten i utgangspunktet er lavere enn GBM for en bestand, så beregnes overbeskatning som:  $(\text{fangst}/\text{GBM}) \cdot 100$ . Dersom innsiget til kysten er høyere enn GBM, beregnes overbeskatningen som:  $([\text{GBM} - \text{gytebestand}]/\text{GBM}) \cdot 100$ . Overbeskatning uttrykkes altså i prosent av gytebestandsmålet. Det presiseres at overbeskatning slik det her er definert ikke nødvendigvis identifiserer beskatning som trusselfaktor. I mange tilfeller er innsiget redusert av andre årsaker, og vi kan estimere overbeskatning også der beskatningen er svært lav. I slike tilfeller blir imidlertid estimert overbeskatning lav. I den bestandsvise gjennomgangen klassifiserer vi overbeskatning fra “ingen” til “stor” i samsvar med vitenskapsrådets forslag til klassifisering av påvirkningsfaktorer i kvalitetsnormer for laks (Anon. 2011a): liten < 10 %, moderat 10-30 % og stor > 30 %.

### 5.3.3 Normalt høstbart overskudd

Høstbart overskudd beregnes som totalinnsiget minus gytebestandsmålet, uttrykt i prosent av innsiget. I beregningene brukes innsiget av hunner. I noen tilfeller er det totale innsiget lavere enn gytebestandsmålet, og bestandene tåler ikke beskatning. Dette kan oppstå når smoltproduksjonen er sterkt redusert og når overlevelsen i sjøen er svært lav, slik den har vært i de siste årene (se Anon. 2015a).

I utredningsarbeidet til kvalitetsnormen (Anon. 2011a) påpekte vitenskapsrådet, som en forenkling, at det høstbare overskuddet i en bestand som har nådd gytebestandsmålet er bestemt av sjøoverlevelsen. Årsaken til dette er at smoltproduksjonen i et vassdrag varierer lite mellom år når bestanden er fullrekruttert (har nådd gytebestandsmålet). Variable miljøforhold i vassdraget vil skape noe variasjon i smoltproduksjonen, men denne variasjonen betyr mye mindre enn variasjonen i sjøoverlevelse. Ved å anslå smoltproduksjonen ved oppnådd gytebestandsmål (ut fra data eller tommelfingerregler; se Ugedal mfl. 2014 for en gjennomgang av metoder), og bruke estimater av sjøoverlevelse, kan det høstbare overskuddet beregnes. For å kunne bruke denne tilnærmingen på en god måte anbefalte vitenskapsrådet (Anon. 2011b) at det opprettes nye overvåkingslokaliteter i områder hvor det er sannsynlig at menneskelig aktivitet i liten grad påvirker overlevelsen i fjord og kystområdene (for eksempel stasjoner i elver med utløp i ytre kyststrøk). Stasjonene skulle i så stor grad som mulig representere storskala variasjoner i forholdene for laks i beiteområdene i havet. Slike stasjoner kan brukes til å beregne et normalt høstbart overskudd, som er overskuddet gitt de naturlige beiteforholdene i havområdene. På oppdrag fra Miljødirektoratet har Norsk institutt for naturforskning (NINA) utviklet et forslag til et nasjonalt overvåkingsprogram for sjøoverlevelse hos laks (Fiske mfl. 2014). Et slikt program er ikke startet, og datagrunnlaget for sjøoverlevelse er for svakt til å kunne brukes til å estimere normalt høstbart overskudd, og det må benyttes andre tilnærminger.

Det beregnede høstbare overskuddet i de vurderte bestandene er et alternativt utgangspunkt for å bestemme normalt høstbart overskudd. Vi tok utgangspunkt i høstbart overskudd i bestandene som hadde nådd gytebestandsmålene i perioden, det vil si bestander som hadde nådd forvaltningsmålet. Ved å velge disse ble bestander som kanskje eller sikkert ikke var fullrekrutterte ekskludert. I beregningsgrunnlaget for 2010-2014 inngikk 105 bestander i beregningsgrunnlaget, og for 2015 inngikk 107 bestander (**tabell 5.3**). Blant disse bestandene er



det består hvor forvaltningsmålet er nådd på grunn av sterkt redusert beskatning, og hvor det høstbare overskuddet er redusert. Ideelt burde disse vært sortert ut, men dette kan ikke gjøres på en enkel og objektiv måte uten mer kunnskap om situasjonen i den enkelte bestand.

Vitenskapsrådet har valgt en pragmatisk tilnærming ved å bruke medianverdien for høstbart overskudd blant bestandene som hadde nådd forvaltningsmålet for perioden 2010-2014 samt for 2015 til å definere normalt høstbart nivå. Dette innebærer at halvparten av disse bestandene har høstbart overskudd over det som defineres som normalt, og halvparten under. Å bruke medianverdien innebærer imidlertid ikke at halvparten av alle de vurderte bestandene automatisk vil få høstbare overskudd lavere enn normalt. Dels skyldes dette at medianverdien for høstbart overskudd ble beregnet for et utvalg av bestander (bare de som hadde nådd forvaltningsmålet) og dels fordi mindre avvik fra medianverdien også vurderes som normalt (grensen mellom normal og redusert overskudd i kvalitetsnormen og vurdering av bestandsstatus er på 90 % av normalt).

Det er sannsynlig at laksebestandene fra ulike deler av landet bruker forskjellige beiteområder i havet (Anon. 2014), og det kan dermed være regionale forskjeller i sjøoverlevelse og normalt høstbart overskudd. Medianverdien ble derfor beregnet hver for seg for tre regioner. Fordi kunnskapen om hvor laks fra ulike deler av landet beiter i havet er begrenset (Anon. 2014) brukte vi en kombinasjon av samvariasjon i innsigsendringer (Anon. 2014), genetisk strukturering (Wennevik mfl. upublisert) og vandringsstudier (Rikardsen mfl. 2008, Chittenden mfl. 2013a,b,) som grunnlag for følgende regioninndeling:

- Region 1: Øst-, Sør- og Vest-Norge fra Østfold til Hustadvika i Møre og Romsdal. I denne regionen inngår både innsigsregion Sør-Norge, Vest-Norge og dels Midt-Norge. Innsiget til region Sør-Norge og Vest-Norge har hatt forskjellig utvikling i et lengre perspektiv, men økningen i innsig av mellomlaks i 2011 og stor- og mellomlaks i 2012 ble registrert i hele region 1, noe som tyder på at mye av fisken hadde beitet i samme havområde (Anon. 2012) i alle fall i deler av den relevante perioden.
- Region 2: Midt-Norge fra Hustadvika i sør og Nord-Norge til og med Målselv i nord. Det går et genetisk skille mellom bestandene nord og øst for Målselv og bestander lengre sør i Nord-Norge, og vandringsstudier antyder at de nordligste bestandene beiter mer i Barentshavet enn bestandene lengre sør. Dette tyder på at de nordligste bestandene har andre beiteområder enn bestander lengre sør i Troms og Nordland.
- Region 3: Troms og Finnmark nord for Målselv. Reisavassdraget er sørligste vassdrag i denne regionen.

Basert på prosedyrene beskrevet ovenfor beregnet vi normalt høstbart overskudd for hvert år for hver av de tre regionene (**tabell 5.3**). Overskuddet var spesielt stort i region 1 i 2011 (Østfold til Hustadvika i Møre og Romsdal) og spesielt lavt i region 2 i 2013 (Hustadvika til og med Målselv i Troms). For klassifisering av bestandsstatus (kap. 7) ble det estimerte høstbare overskuddet i hver av bestandene for hvert av årene deretter sammenlignet med og uttrykt i prosent av de normale høstbare overskuddene. Dersom for eksempel det høstbare overskuddet i en bestand i region 1 var 70 % av innsiget i 2010, så var det høstbare overskuddet 96 % av det normale (normalt høstbart overskudd for region 1 i 2015 var 73 %). Det høstbare overskuddet for denne bestanden ble dermed klassifisert som normalt (for 2015 isolert). Var det høstbare overskuddet 55 % av innsiget for en bestand, så var det høstbare overskuddet 75 % av det normale, og det ble klassifisert som lavt. Til slutt ble gjennomsnittet for 2012-2015 og brukt i klassifiseringen.

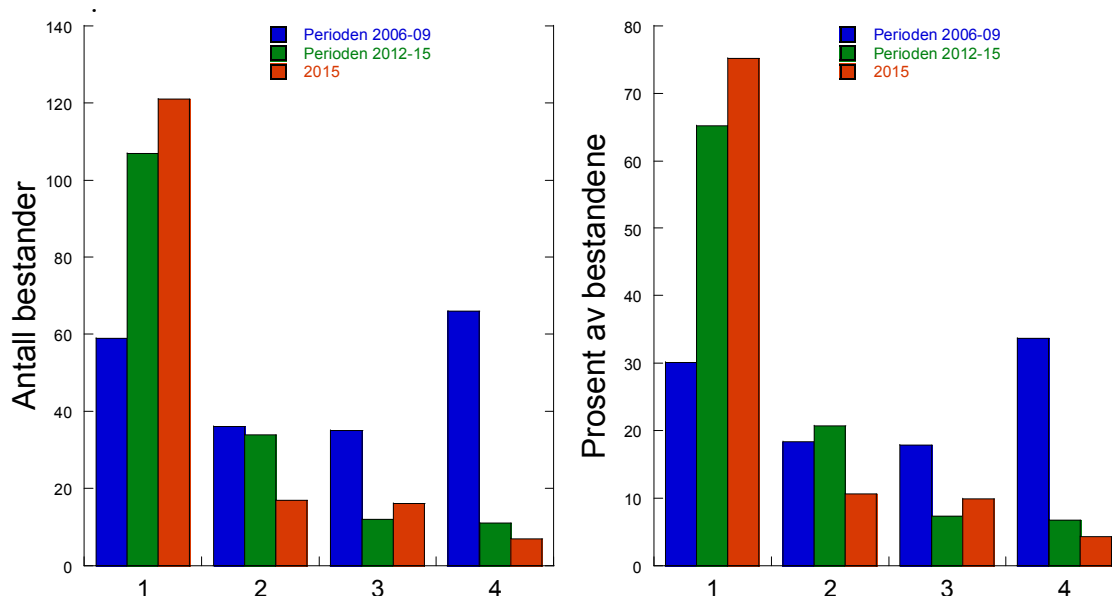
**Tabell 5.3.** *Normalt høstbart overskudd (gitt som % av innsiget) for årene 2010-2015 for tre regioner i Norge. Beregning av normalt høstbart overskudd er basert på median høstbart overskudd for bestander i hver region som nådde forvaltningsmålet i perioden (N = antall bestander med nådd forvaltningsmål som beregning av høstbart overskudd er basert på).*

Region	N 2010- 2014	Høstbart overskudd					N 2015	Høstbart overskudd  2015
		2010	2011	2012	2013	2014		
1: Fra Østfold til Hustadvika i Møre og Romsdal	68	71 %	79 %	77 %	71 %	65 %	67	73 %
2: Fra Hustadvika til og med Målselv i Troms	19	67 %	65 %	64 %	47 %	58 %	19	68 %
3: Fra Reisaelva i Troms til og med Finnmark	18	73 %	67 %	78 %	62 %	74 %	21	69 %

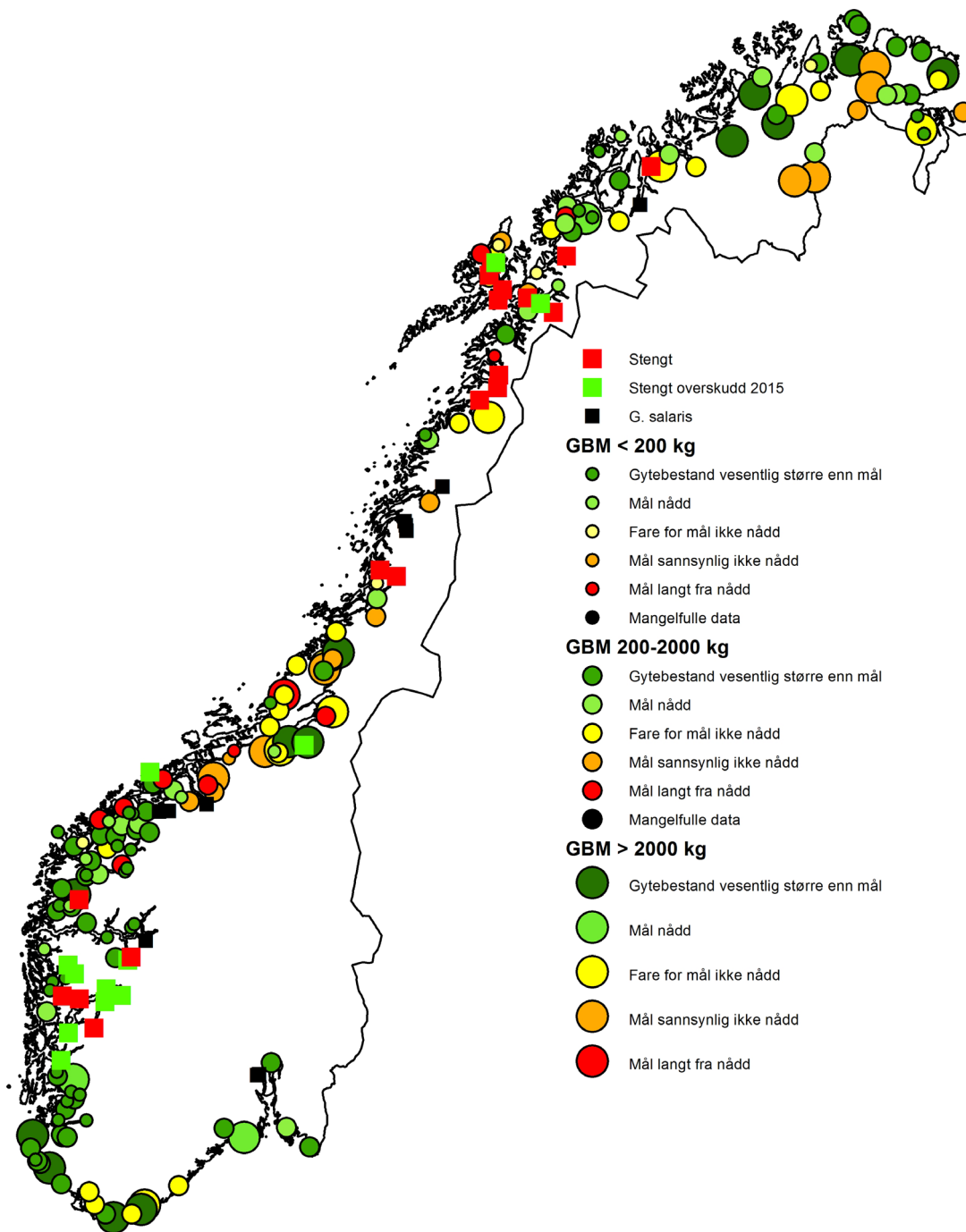
## 6 NASJONALE OG REGIONALE TRENDER FOR OPPNÅELSE AV GYTEBESTANDSMÅL, BESKATNING OG BESTANDSSTATUS

Det var en klar forbedring i oppnåelsen av forvaltningsmålene fra perioden 2006-2009 til perioden 2012-2015, med en markant økning i antall og andel bestander der forvaltningsmålet var nådd og en reduksjon i antall og andel bestander der forvaltningsmålet sannsynligvis eller sikkert ikke var nådd (**figur 6.1, 6.2, 6.3**). Bedringen kan tilskrives strengere reguleringer av fiske som har redusert beskatningen, samt bedring av innsiget av mellom- og storlaks i Sør- og Vest-Norge, særlig i 2011 og 2012 (se nedenfor). Gjennomsnittlig oppnåelse av gytebestandsmål var 87 % for alle vurderte bestander i perioden 2012-2015 (gjennomsnittet ble veid med gytebestandsmålene og 100 % var maksimumsverdi brukt i beregningen). Dette var på samme nivå som forrige vurdering (88 % for 2011-2014, altså tre av de samme årene som i denne vurderingen), og det høyeste som er estimert.

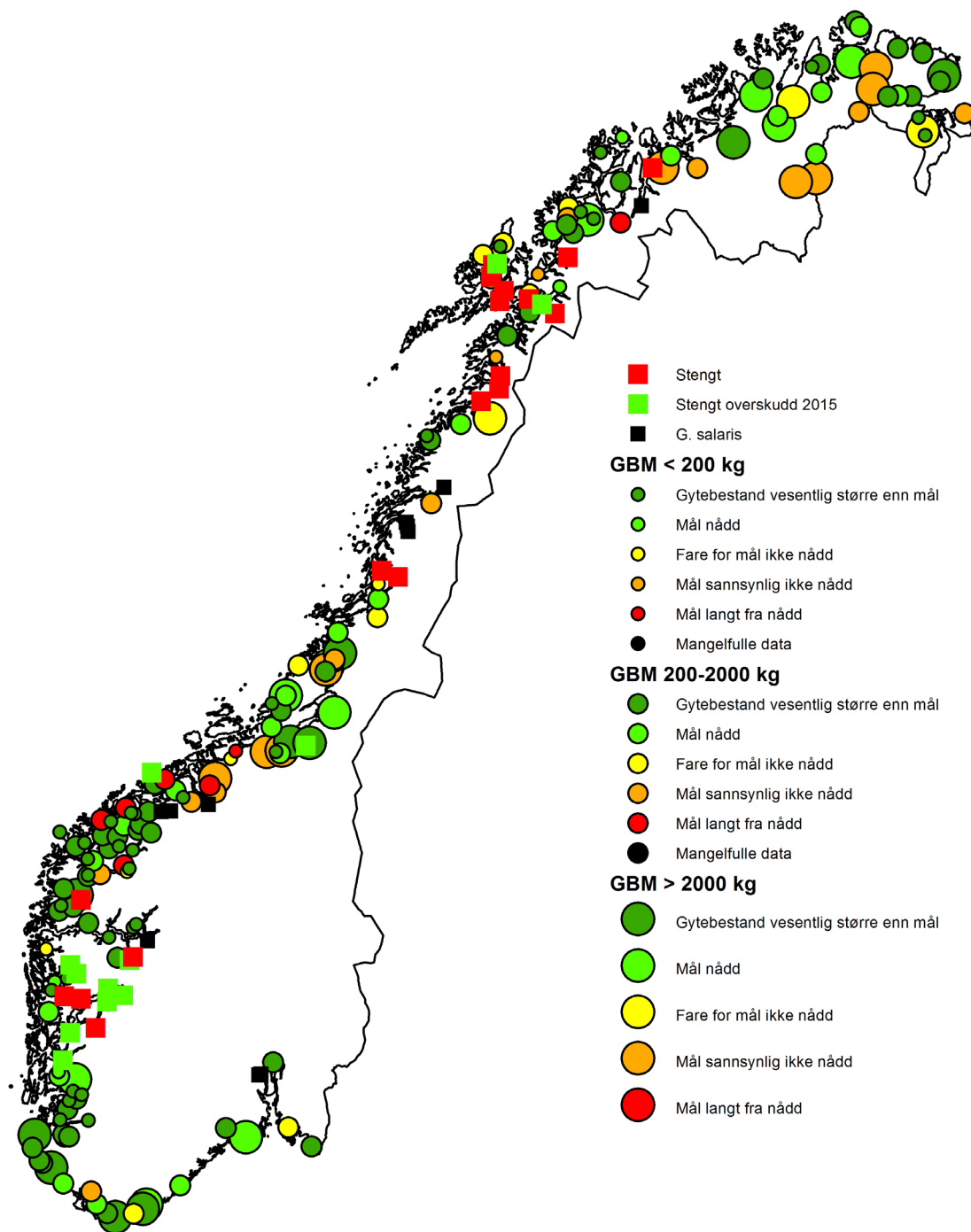
Forvaltningsmålet for perioden 2012-2015 var nådd for 65 % (n = 107) av de vurderte bestandene. Det var fare for at forvaltningsmålet ikke var nådd i 21 % (n = 34) av bestandene, sannsynlig at målet ikke var nådd i 7 % (n = 12) av bestandene, og målet var langt fra nådd i 7 % (n = 11) av bestandene (**figur 6.1**). Dette er på samme nivå som forrige vurdering, og det beste resultatet som er oppnådd i de årene vitenskapsrådet har vurdert oppnåelse av forvaltningsmål (fra 2009, da perioden 2005-2008 ble vurdert). Tar vi hensyn til usikkerheten, både i gytebestandsmålene og i vurderingen av måloppnåelse, og ser på bestander hvor måloppnåelsen sannsynligvis eller sikkert var for dårlig (vurdering 3 eller 4), var beskatningen for høy i 14 % av bestandene. Det skal bemerkes at bestander som ikke når gytebestandsmålet automatisk betraktes som overbeskattet dersom det fiskes. Det kan altså være overbeskatning i en bestand uten (eller med svært lav) beskatning i vassdraget, dersom fisk fra bestanden beskattes i sjøfisket i fjorden eller langs kysten.



**Figur 6.1.** Antall bestander (venstre) og andel av de vurderte bestandene (høyre) med vurdering 1 forvaltningsmålet er nådd (inkluderer bestander som har hatt større overskudd enn utnyttet, vurdering 0), 2 fare for at forvaltningsmålet ikke er nådd, 3 sannsynlig at forvaltningsmålet ikke er nådd og 4 forvaltningsmålet langt fra nådd, for periodene 2006-2009 og 2012-2015, samt for gytebestandsmåloppnåelse for 2015 alene.



*Figur 6.2. Vurdering av oppnåelse av forvaltningsmål for perioden 2012-2015. Forvaltningsmålet var nådd i bestander med grønne (lyse og mørke) sirkelsymbol. Størrelsen på symboler reflekterer 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. For stengte vassdrag er det vist om det sannsynligvis var eller ikke var et høstbart overskudd i 2015.*



**Figur 6.3.** Vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål for de enkelte laksebestandene for *kun* 2015. Størrelsen på symboler reflekterer 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. For stengte vassdrag er det vist om det sannsynligvis var eller ikke var et høstbart overskudd i 2015.

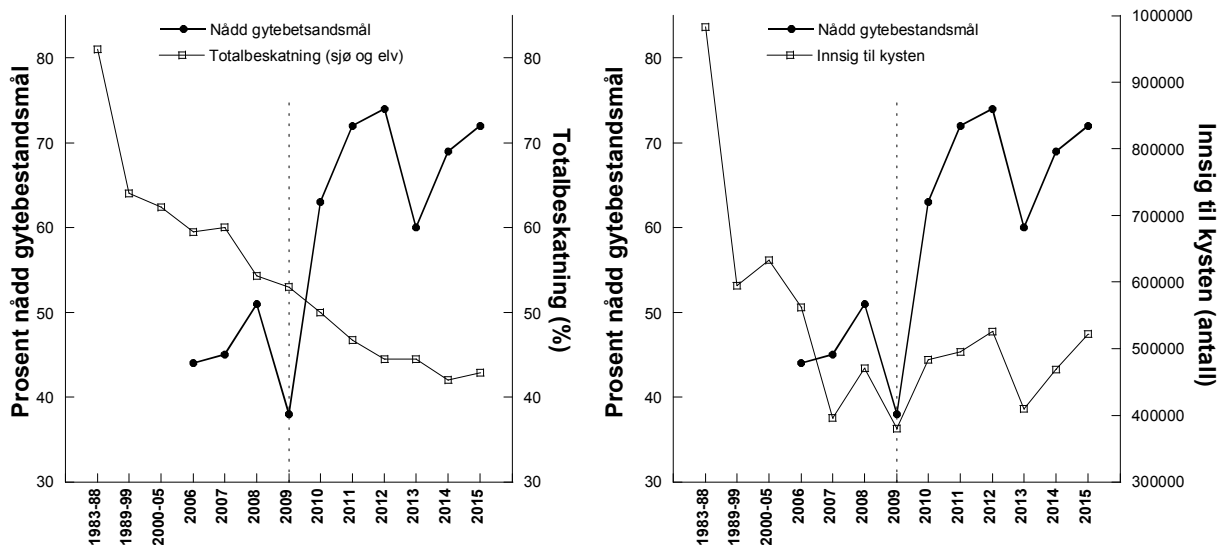
I dette kapitlet vurderer vi utviklingen i bestandsstatus på nasjonalt og regionalt nivå fra 1983 til 2015. Vitenskapsrådet har vurdert oppnåelse av gytebestandsmål og forvaltningsmål for en periode på 10 år (2006-2015). For perioden 2010 til 2015 (seks år) har vi også beregnet totalt innsig av gytelaks fra havet, høstbart overskudd og overbeskatning for hver av de vurderte

bestandene. For å utfylle bildet bruker vi innsigsmodellen for de 32 årene fra 1983 til 2015. I tillegg til innsiget av laks (nasjonalt og i regioner) gir modellen en beskrivelse av beskatning og størrelsen på gytebestandene i prosent av innsiget. Vi gjør oppmerksom på at vi i innsigsmodellen også tar hensyn til urapportert fangst og korrigerer for innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene. I analysene i dette kapitlet har vi delt perioden fra 1983 i fire deler basert på større endringer i forvaltningspraksis. I den første delen (1983-1988) ble det drevet drivgarnsfiske etter laks (første året uten drivgarnsfiske var 1989). I den andre delen (1989-1999) ble det ikke gjort store endringer i lakseforvaltningen. I den tredje delen (2000-2005) startet en ny runde med innstramminger (særlig i sjøfisket), som ble forsterket ved innføringen av forvaltning etter gytebestandsmål fra 2009 (som også reduserte beskatningen i elvefisket). For de tre første periodene oppgis gjennomsnittsverdier, og fra 2006 årlige verdier.

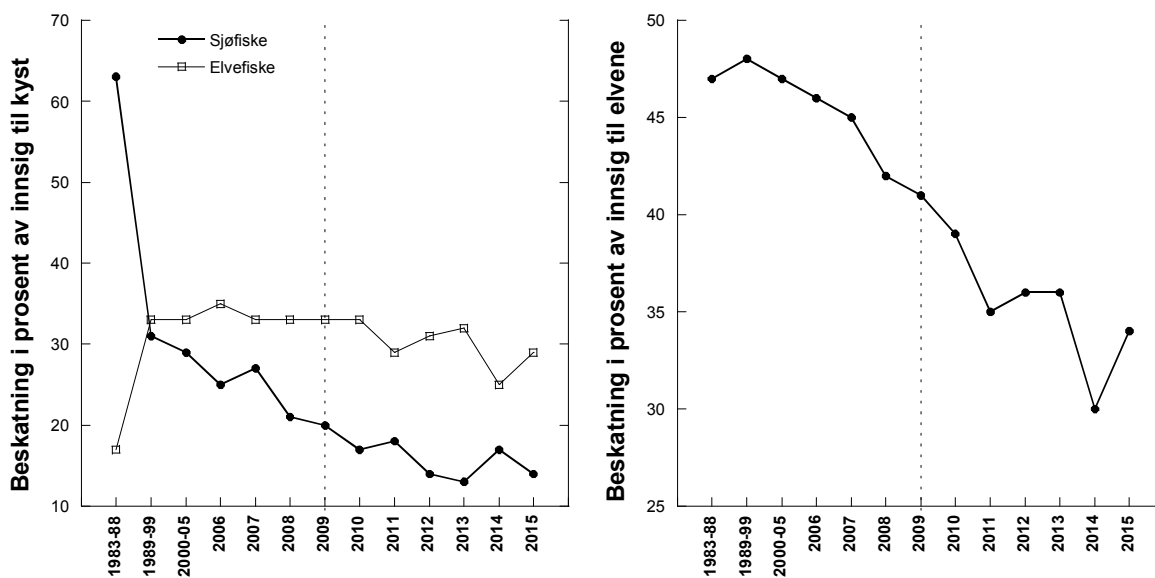
## 6.1 Nasjonale trender

Andelen bestander som nådde gytebestandsmålene var lav fra 2006 til og med 2009, da innføring av forvaltning etter gytebestandsmål ga en økning i andel bestander fra et nivå på 40-50 % til 60-75 % (**figur 6.4**). En viktig årsak til bedringen var en redusert total beskatning i sjø- og elvefisket. Beskatningen var ca. 80 % i årene med drivgarnsfiske, sank ned mot 60 % i de neste periodene, og har i de senere årene vært i overkant av 40 % (**figur 6.4**). Variasjoner i innsiget påvirker også andel bestander som når gytebestandsmålene, og fall i innsig fra 2008 til 2009 og fra 2012 til 2013 ga redusert oppnåelse i 2009 og 2013 (**figur 6.2**). En regresjonsanalyse med andel bestander som hadde nådd gytebestandsmålet som responsvariabel (logit-transformert) og totalbeskatning (logit-transformert) og innsig som forklaringsvariabler, ga en signifikant effekt av totalbeskatning (ANOVA:  $t = -3,23$ ,  $p = 0,012$ ) og en ikke-signifikant effekt av innsigets størrelse ( $t = 1,14$ ,  $p = 0,29$ ). Modellen forklarte 59 % av variasjonen i andel bestander som nådde målet. Det er derfor redusert beskatning som har gitt bedre oppnåelse av gytebestandsmålene landet sett under ett, men som vi viser nedenfor har variasjoner i innsiget hatt betydning i noen regioner.

I perioden 1983-1988 ble mer enn 60 % av laksen på vei inn til vassdragene i Norge (innsiget før fangst) fanget i sjøen, mens mindre enn 20 % av innsiget ble fanget i elvene (**figur 6.5**). Etter at drivgarnsfisket ble forbudt (fra 1989) sank beskatningen, og i perioden 1989-1999 ble i overkant av 30 % av innsiget beskattet både i sjø- og elvefisket. Utover på 2000-tallet fortsatte reduksjonen i andelen som ble fanget i sjøfisket, mens andelen av innsiget fanget i vassdragene ble ytterligere redusert fra 2011. I 2015 ble 14 % av innsiget fanget i sjøfisket og 29 % i elvefisket. Et betydelig redusert sjøfiske ga økt innsig av laks til elvene, men beskatningen i prosent av innsiget til elvene har også blitt markant redusert fra perioden 1983-88 til 2015 (**figur 6.5**). Fram til 2005 ble i gjennomsnitt 47 % av laksen som kom til elvene avlivet, mens beskatningen i 2014 og 2015 var på henholdsvis 30 og 34 %. Det er imidlertid betydelig variasjon i beskatning mellom vassdragene, og en rekke vassdrag har svært lav beskatning, og det er mange vassdrag som har blitt stengt for fiske etter 1982.



**Figur 6.4.** Andel av de vurderte bestandene ( $n = 166-188$ ) som nådde gytebestandsmålene i 2006-2015, plottet sammen med totalbeskatningen i sjø- og elvefisket for periodene 1983-88, 1989-99, 2000-05 (alle som gjennomsnitt) og årlig deretter (venstre figur), og sammen med innsiget av laks fra havet mot norskekysten (høyre figur) for de samme periodene og årene. Stiplet linje angir året da forvaltning etter gytebestandsmål ble innført. Beskatningen i prosent er beregnet basert på antall laks.

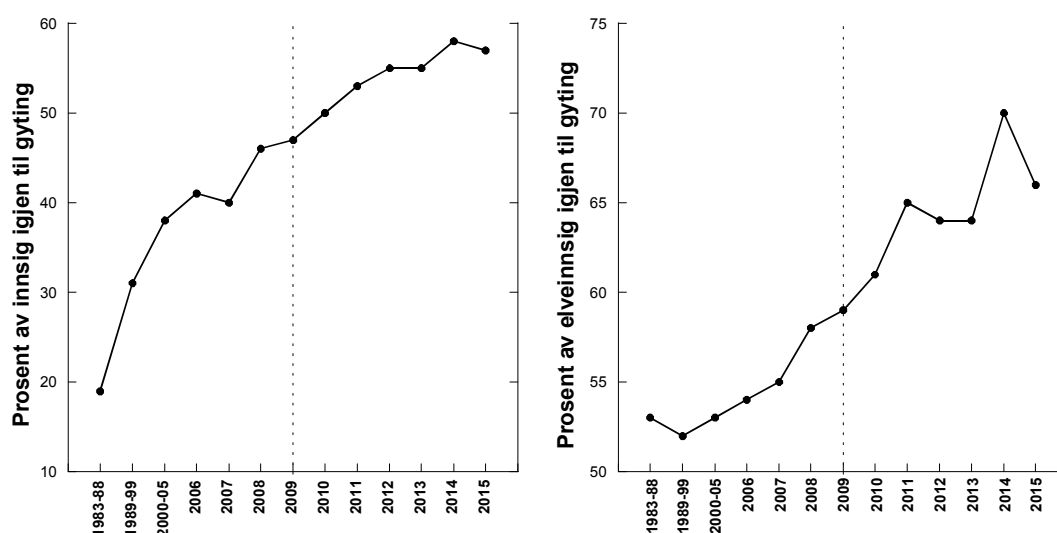


**Figur 6.5.** Beskatning i prosent av innsiget av laks til norskekysten fordelt på sjø- og elvefiske for periodene 1983-88, 1989-99, 2000-05 (alle som gjennomsnitt) og årlig deretter (venstre figur), samt beskatning i elvefisket i prosent av innsiget til elvene (etter sjofangsten) for de samme periodene og årene (høyre figur). Stiplet linje angir året da forvaltning etter gytebestandsmål ble innført. Merk at y-aksen på de to figurene har forskjellige skala, for best illustrasjon av endringen over tid. Beskatningen i prosent er beregnet basert på antall laks.

En annen måte å illustrere effektene av de gjennomførte forvaltningstiltakene på (reduisert fiske) er å se på andelen av innsiget som var igjen som gytebestand etter fiske (**figur 6.6**). I perioden med drivgarnfiske (1983-88) var det bare i underkant 20 % av innsiget som var igjen til gytebestandene, og andelen økte til over 30 % i perioden 1989-99. I 2014 og 2015 hadde denne andelen økt til 58 %, som er den høyeste i hele tidsserien. Tilsvarende hadde andelen av innsiget til elvene (etter sjøfisket) som var igjen til gytebestandene økt fra 53 % før 2005, til henholdsvis 70 og 66 % i 2014 og 2015. Dette er også de høyeste andelenene i tidsserien.

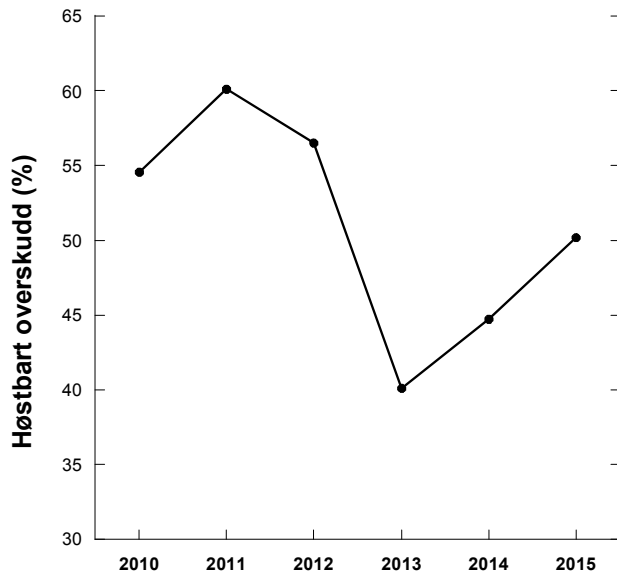
For 2010-2015 har vi også beregnet det høstbare overskuddet før fisket startet for alle de vurderte bestandene (**figur 6.6**). Dette er i utgangspunktet det overskuddet som kan fiskes både i sjø og elv uten at gytebestandene blir for små. Det høstbare overskuddet var i gjennomsnitt 55-60 % for årene 2010 til 2012, sank til 40 % i 2013, for deretter å øke igjen opp mot 50 % i 2015. Den markante nedgangen i overskudd fra 2012 til 2013 bidro til redusert oppnåelse av gytebestandsmålene i 2013 (**figur 6.4**). Vitenskapsrådet har tidligere vist at det lave høstbare overskuddet i 2013 skyldtes redusert innsig av mellom- og storlaks, særlig i Sør-Trøndelag men også i mange vassdrag i Nordland og Troms (Anon. 2014, 2015b). For Trondheimsfjorden ble det konkludert med at det var rimelig å anta at lakselusrelatert dødelighet kan ha bidratt vesentlig til redusert innsig av laks i 2013 (Anon. 2014). Forvaltningssystemet var ikke tilpasset en slik rask reduksjon i innsig og høstbart overskudd, og oppnåelsen av gytebestandsmål ble dårligere. Basert på anbefalinger fra vitenskapsrådet (Anon. 2011b) har ordningen med midtsesongvurderinger blitt utvidet, og det blir etablert overvåkingsstasjoner i sjøen som skal bedre den adaptive delen av lakseforvaltningen ved å fange opp slike raske endringer.

Overbeskatning defineres som grad av reduksjon i gytebestand under gytebestandsmålet som skyldes beskatning, og uttrykkes i prosent av gytebestandsmålet (Anon. 2011a). På grunn av sterkt redusert beskatning (se ovenfor) var gjennomsnittlig overbeskatning liten i alle år fra 2010 til 2015 (**figur 6.8**). Bare i 2013, da innsiget og det høstbare overskuddet sank markant i deler av landet, var overbeskatningen nær grensen for moderat høy overbeskatning (10 % av gytebestandsmålet). I 2015 var det moderat overbeskatning i 8,6 % av de vurderte bestandene, mens 7,5 % av bestandene hadde høy overbeskatning (over 30 %).

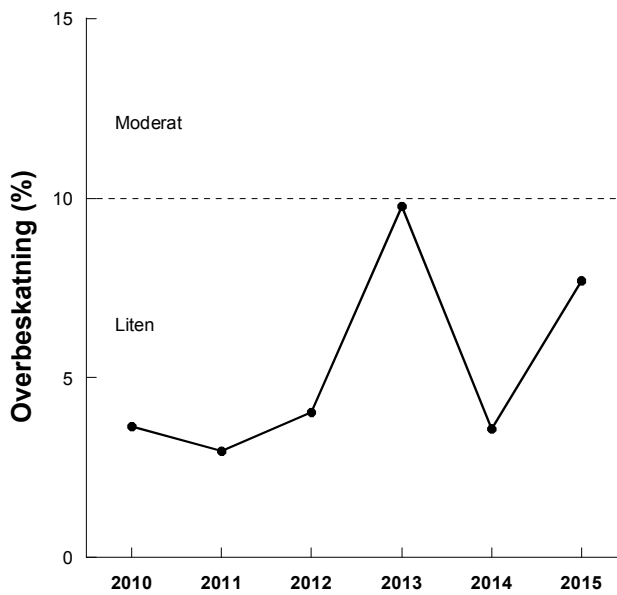


**Figur 6.6.** Andelen av innsiget av laks til kysten av Norge som ble igjen til gytebestander for periodene 1983-88, 1989-99, 2000-05 (alle som gjennomsnitt) og årlig deretter (venstre figur), samt tilsvarende andeler av innsiget til elvene (etter sjøfangsten) for de samme periodene og årene. Stiplet linje angir året da forvaltning etter gytebestandsmål ble innført. Merk at y-aksen på de to figurene har forskjellige skala, for best illustrasjon av endringen over tid. Prosent er beregnet basert på antall laks.





**Figur 6.7.** Gjennomsnittlig høstbart overskudd i prosent av innsiget for alle vurderte bestander for årene 2010 til 2015. Gjennomsnittet er veid med gytebestandsmålene, slik at store bestander teller mer enn små.

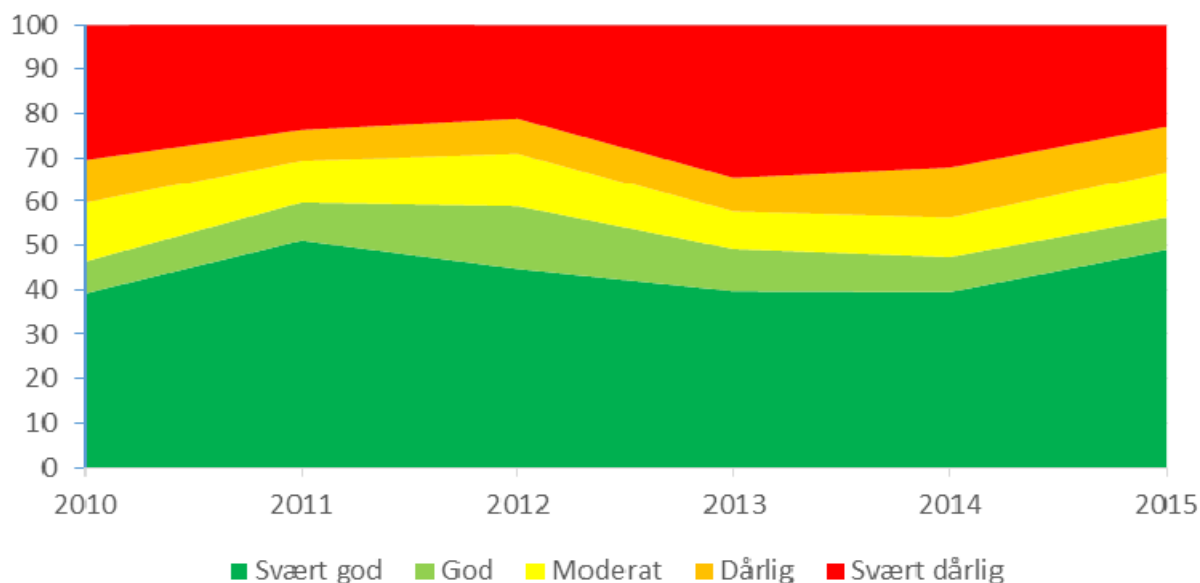


**Figur 6.8.** Gjennomsnittlig overbeskatning (% av gytebestandsmålet) for alle vurderte bestander for årene 2010 til 2015. Gjennomsnittet er veid med gytebestandsmålene, slik at store bestander teller mer enn små. Stiplet linje angir grensen mellom liten og moderat beskatning, slik det er klassifisert i kvalitetsnormens påvirkningssystem.

Etter vitenskapsrådets vurdering gir delnorm gytebestandsmål og høstingspotensial i kvalitetsnorm for villaks en bedre beskrivelse av status for laksebestandene enn bare å vurdere oppnåelse av gytebestandsmål eller høstbart overskudd hver for seg. I de to foregående rapportene (Anon. 2014, 2015b) og denne har vi derfor brukt denne tilnærmingen i en samlet beskrivelse av bestandsstatus for de vurderte laksebestandene. Denne klassifiseringen er ikke en formell klassifisering etter kvalitetsnormen, siden kvalitetsnormen bygger på et gjennomsnitt over 5 år, mens vi her analyserer bestandsstatus for hvert år for å studere tidstrender. Klassifiseringen er bygd på prinsippet om at bestandsstatus bare kan klassifiseres som god når gytebestandsmålet er nådd etter en normal høsting av bestanden. Delnormen kombinerer vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål og høstbart overskudd til en felles klassifisering av bestandsstatus, som kan variere fra svært god til svært dårlig (**figur 6.9**). Det høstbare overskuddet i en bestand sammenlignes med det som er beregnet til å være normalt høstbart overskudd for bestandene i regionen: Nivåene og metodene som ble brukt til å beregne normalt høstbart overskudd er gitt i kaptittel 5.3.3. Normalt høstbart overskudd er det høstingsnivået bestanden skal kunne tåle på bakgrunn av naturlig sjøoverlevelse, samtidig som bestanden når gytebestandsmålet.

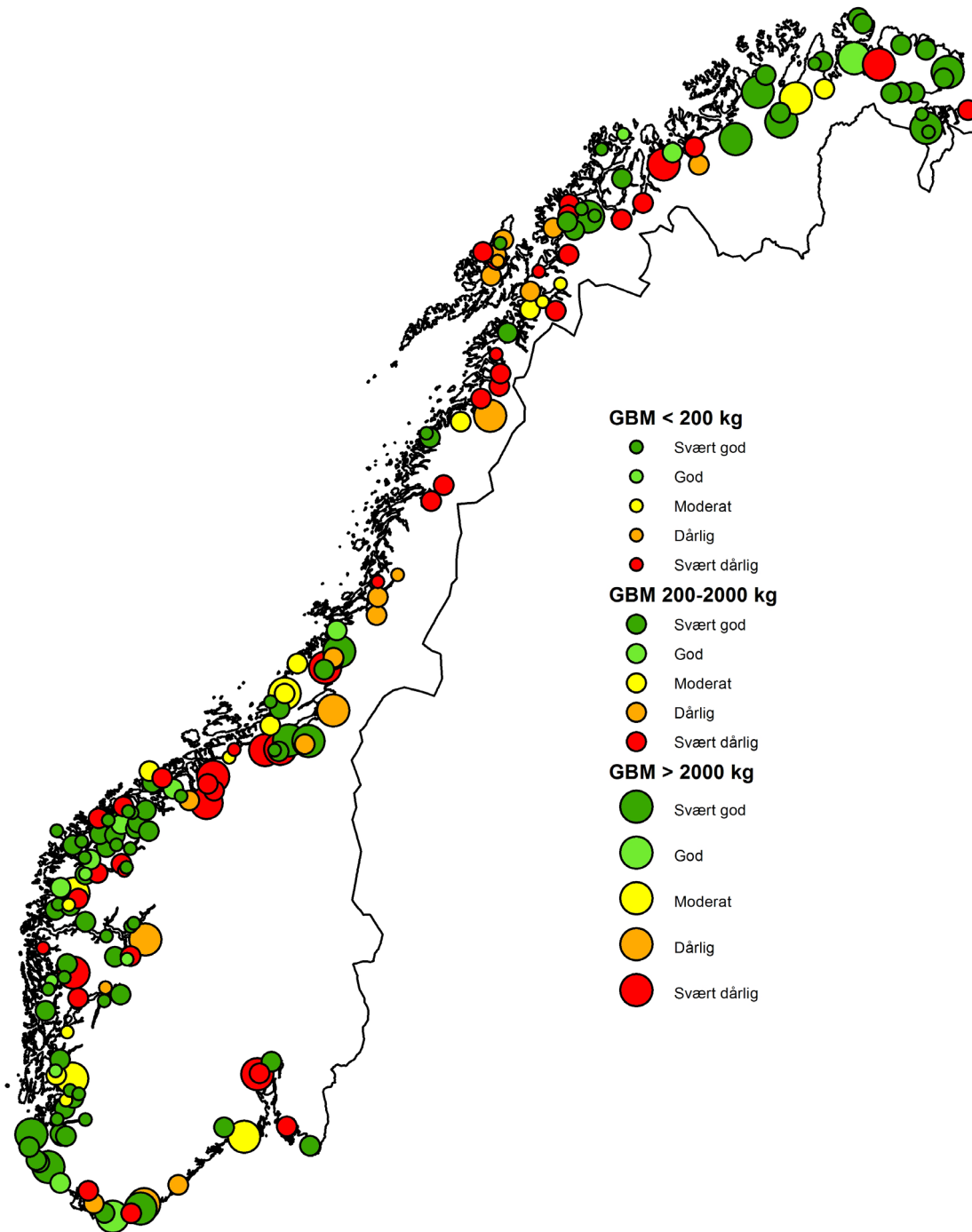
		Oppnåelse av gytebestandsmål i %				
		Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
		< 50	50-69	70-79	80-90	> 90
Høstingsnivå i % av normalt	Normalt	> 90				
	Redusert	80-89				
	Lavt	60-79				
	Svært lavt	< 60				

**Figur 6.9.** System for klassifisering av laksebestander etter delnorm gytebestandsmål og høstingspotensial i kvalitetsnorm for laks. Systemet er også brukt til å beskrive bestandsstatus i denne rapporten. Klassifiseringen kombinerer vurderinger av oppnåelse av gytebestandsmål og høstingspotensial til en felles klassifisering. Mørk grønn er svært god status, lys grønn er god, gul er moderat, oransje er dårlig og rød er svært dårlig status. Høstingspotensialet er vurdert ut fra om bestanden har et normalt høstbart overskudd. Høstingsnivået beregnes som en prosentandel av normalt høstingsnivå for bestanden. Klassifiseringen er forskjellig for store, middels store og små bestander (se Anon. 2016a), men i denne figuren er grensene gitt bare for store bestander.



**Figur 6.10.** Andel bestander i de fem klassene for bestandsstatus fra svært god til svært dårlig for alle vurderte bestander i Norge for årene 2010 til 2015. Bestandsstatusen er vurdert ut fra om bestandene nådde gytebestandsmålene og hadde normale høstbare overskudd. Klassifiseringen er bygd på systemet for delnorm gytebestandsmål og høstingspotensial i kvalitetsnorm for villaks (figur 6.9). Antallet bestander som inngår i analysen hvert år varierer mellom 181 og 192.

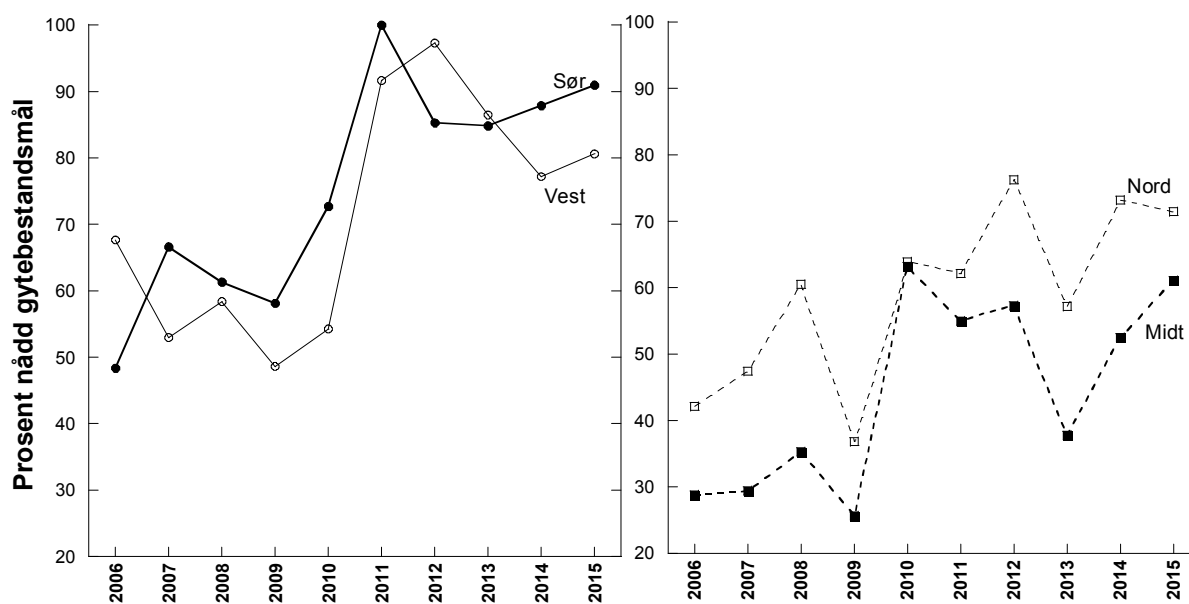
Bare 46 % til 59 % av de vurderte bestandene hadde svært god eller god status, det vil si at de nådde gytebestandsmålene og hadde normalt høstbart overskudd, i årene 2010-2015 (figur 6.10). Andelen av de vurderte bestandene som hadde svært god eller god status i 2015 var 56 % (figur 6.10, figur 6.11). Andelen økte fra 2010 til 2012, og som tidligere beskrevet skyldes dette i stor grad et storskala mønster med økt innsig av mellom- og storlaks til vassdrag i Sør-Norge (Anon. 2013 og 2014). Fra 2012 til 2014 avtok andelen bestander med svært god eller god status, for igjen å øke i 2015 (figur 6.10). Færre bestander med svært god eller god status i 2013 og 2014, og flere med dårlig status, skyldes i stor grad redusert innsig av mellomlaks og storlaks til Midt-Norge. Særlig de store bestandene i Trondheimsfjorden hadde svært lavt høstbart overskudd, særlig i 2013, men også i 2014 (Anon. 2015). Nedenfor går vi nærmere inn på de regionale trendene, som påvirker den nasjonale utviklingen i bestandsstatus.



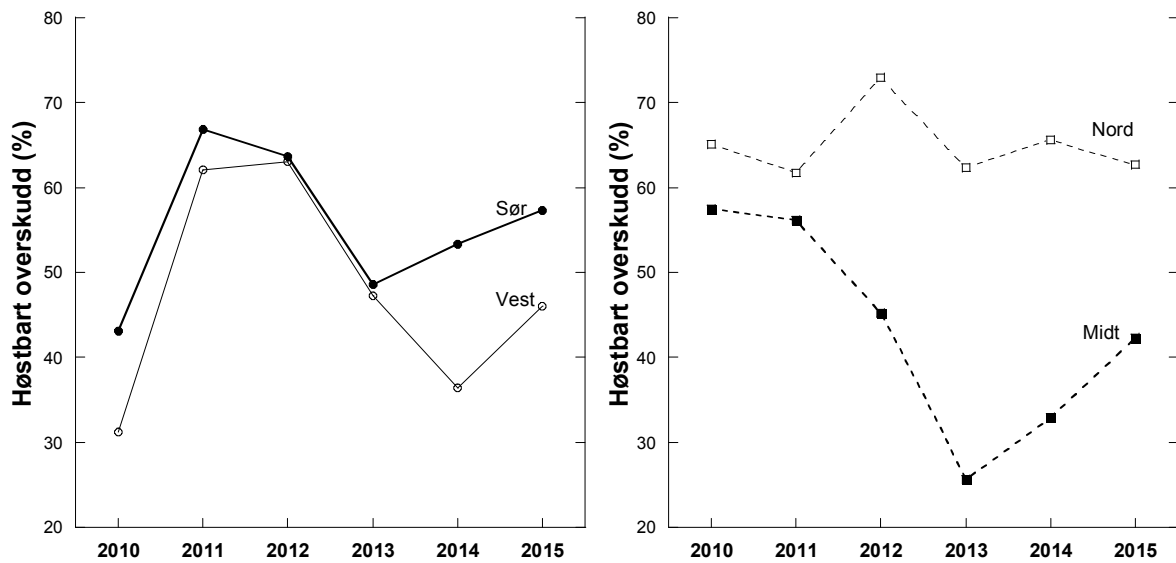
*Figur 6.11. Klassifiseringer av bestandstilstand (fra svært god til svært dårlig) for de enkelte laksebestandene ut fra en samlet vurdering av om de hadde oppnådd gytebestandsmålet og hadde et normalt høstbart overskudd i 2015. Bestandene er sortert etter størrelsen på gytebestandsmålet (GBM, kg bunner).*

## 6.2 Regionale trender

Her beskrives regionale trender for de fire regionene Sør-Norge (strekningen Østfold til og med Rogaland), Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane), Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) og Nord-Norge (fra Vesterålen til grensa mot Russland). Andel bestander som har nådd gytebestandsmålene i årene etter 2005 har stort sett vært lavest i Midt-Norge, fulgt av Nord-Norge, og høyest i Sør-Norge og Vest-Norge (**figur 6.12**). Både i Sør-Norge og Vest-Norge ser vi resultatene av den store økningen i innsig av mellomlaks og storlaks 2011 og 2012 (Anon. 2013), som medførte at store andeler av bestandene i de to regionene nådde gytebestandsmålene. Denne endringen sees også som en markant økning i høstbart overskudd i regionene fra 2010 til 2011 og 2012 (**figur 6.13**). For region Midt-Norge medførte det lave innsiget av mellom- og storlaks til mange bestander i 2013 og dels 2014 at høstbart overskudd ble redusert (**figur 6.13**), og færre bestander nådde gytebestandsmålene. Det var mange av bestandene fra Nordmøre og nordover til og med Nordland, med unntak av elvene i Nord-Trøndelag nord for Trondheimsfjorden, som hadde redusert innsig. De store bestandene i Trondheimsfjorden ble spesielt sterkt påvirket, med svært lavt høstbart overskudd i 2013.

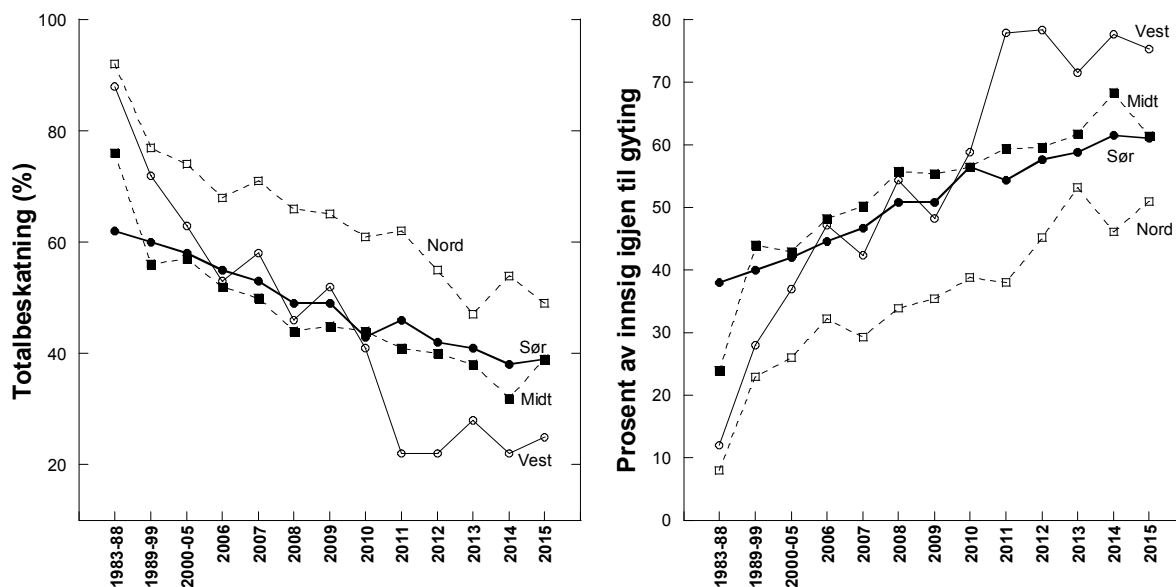


**Figur 6.12.** Andel av de vurderte bestandene som nådde gytebestandsmålene i Sør-Norge og Vest-Norge (venstre figur), samt Midt-Norge og Nord-Norge (høyre figur) for årene 2006 til 2015.

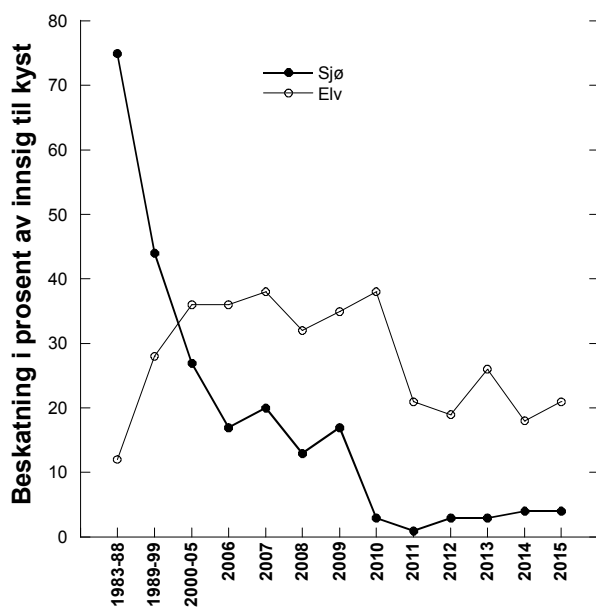


**Figur 6.13.** Gjennomsnittlig høstbart overskudd i prosent av innsiget for alle vurderte bestander i Sør-Norge og Vest-Norge (venstre figur), samt Midt-Norge og Nord-Norge (høyre figur) for årene 2010 til 2015. Gjennomsnittet er veid med gytebestandsmålene, slik at store bestander teller mer enn små.

Den totale beskatningen i sjø og elv ble markant redusert i alle regioner fra 1983 til 2015. Beskatningen har alle år vært høyest i Nord-Norge (**figur 6.14**), mens Sør-Norge og Midt-Norge har hatt lavere beskatning, som har avtatt parallelt. Det mest avvikende mønstret for beskatning er den svært lave totalbeskatningen i Vest-Norge etter 2010, som primært skyldes at sjøfisket ble stengt i det meste av regionen, men også redusert beskatning i vassdragene (inkludert vassdrag som har vært stengt for fiske) (**figur 6.15**). Lav beskatning i Vest-Norge er en viktig årsak til at en stor andel av bestandene har nådd gytebestandsmålene. I de senere årene har i underkant av 50 % av lakseinnsiget til kysten vært igjen til gytebestandene i Nord-Norge, mens 55-65 % av innsiget har blitt igjen til gyting i Sør- og Midt-Norge (**figur 6.14**). I Vest-Norge ble 70-80 % av innsiget igjen som gytefisk i elvene i perioden 2011 til 2015.



**Figur 6.14.** Total beskatning i sjø- og elvefisket i Sør-Norge, Vest-Norge, Midt-Norge og Nord-Norge for periodene 1983-88, 1989-99, 2000-05 (alle som gjennomsnitt) og årlig deretter (venstre figur), samt andelen av innsiget av laks til kysten av regionene som ble igjen i gytebestandene (høyre figur). Beskatningen i prosent er beregnet basert på antall laks.



**Figur 6.15.** Beskatning i prosent av innsiget av laks til kysten av region Vest-Norge fordelt på sjø- og elvefiske for periodene 1983-88, 1989-99, 2000-05 (alle som gjennomsnitt) og årlig deretter. Beskatningen i prosent er beregnet basert på antall laks.

For Norge samlet viste vi ovenfor at det var primært redusert beskatning som forklarte bedringen i oppnåelse av gytebestandsmål. Innenfor de fire regionene var forklaringene mer sammensatte. I regionene Sør-Norge og Midt-Norge var variasjonen i andel bestander som nådde gytebestandsmålene (logit-transformert) signifikant ( $p = 0,048$  og  $0,011$ ) påvirket av total beskatning (logit-transformert) og marginalt ikke-signifikant ( $p = 0,06$  og  $0,07$ ) påvirket av innsiget av laks ( $R^2 = 0,61$  og  $0,59$ ). I region Vest-Norge var det en signifikant effekt av innsig ( $p = 0,011$ ), men ingen effekt ( $p = 0,13$ ) av total beskatning ( $R^2 = 0,82$ ). Dette viser betydningen av det store innsiget av mellom- og storlaks til denne regionen i 2011 og 2012. I region Nord-Norge var det bare total beskatning som nært signifikant ( $p = 0,057$ ) forklarte variasjonen i andel bestander som nådde gytebestandsmålene ( $R^2 = 0,41$ ).

Klassifisering av bestandsstatus, som både tar hensyn til oppnåelse av gytebestandsmålene og bestandenes høstbart overskudd, viser at bestandene har utviklet seg svært forskjellig i de fire regionene i perioden 2010-2015 (**figur 6.16**). Sør-Norge var den regionen som hadde høyest andel bestander med god eller svært god status (gytebestandsmål oppnådd og normalt høstbart overskudd) og lavest andel bestander med svært dårlig status. Det store innsiget av mellomlaks (fra smoltårgang 2009) til denne regionen i 2011 (Anon. 2014) bidro til at 78 % av bestandene hadde god eller svært god status. Samme smoltårsklasse ga også en økning i innsiget av storlaks i 2012, men dette ga mindre effekt fordi det er relativt få bestander med store innslag av storlaks (tresjøvinter) i denne regionen. Andelen bestander med svært god eller god status avtok noe fram til 2015 (65 %).

I Vest-Norge og Midt-Norge har det skjedd store endringer i bestandsstatus i perioden 2010-2015 (**figur 6.16**). I Vest-Norge økte andelen bestander med svært god og god status fra under 40 % i 2010 til henholdsvis 72 og 75 % i 2011 og 2012. Denne bedringen var del av det samme mønstret som ble funnet i region Sør-Norge, og kan i hovedsak knyttes til svært god overlevelse for smolt som vandret ut i Nordsjøen i 2009 (et storskala mønster). Dette ga en markant økning i innsiget av mellomlaks i 2011 og storlaks i 2012. I tillegg var det også et stort innsig av mellomlaks i 2012. Dette medførte at mange bestander som over flere år ikke hadde nådd gytebestandene selv med minimalt fiske, både nådde målene og hadde normale høstbare overskudd (Anon. 2013, 2014). Etter 2012 har statusen i Vest-Norge blitt dårligere igjen, men med en liten bedring i 2015, da 65 % av bestandene hadde svært god eller god status med hensyn på oppnåelse av gytebestandsmål og høstbart overskudd. Det skal imidlertid bemerkes at bestandene i Hordaland (som sammen med Sogn og Fjordane utgjør region Vest-Norge) hadde den dårligste tilstanden for genetisk integritet av alle fylkene (Anon. 2016b).

Region Midt-Norge hadde i perioden 2010-2015 den dårligste bestandsstatusen av de fire regionene (**figur 6.16**). I gjennomsnitt hadde bare 41 % av bestandene god eller svært god status med hensyn på oppnåelse av gytebestandsmål og høstbart overskudd. Utviklingen preges av det lave innsiget av mellom- og storlaks til deler av regionen i 2013 og 2014, som ga lave høstbare overskudd, særlig i 2013 (se ovenfor). Dette var et regionalt mønster, der særlig de store bestandene i Trondheimsfjorden hadde svært lave høstbare overskudd (Anon. 2015b). Vitenskaprådet har tidligere konkludert at ekstra dødelighet på grunn av lakselus utenfor munningen av Trondheimsfjorden våren 2011 og 2012 er en sannsynlig forklaring på redusert innsig av mellomlaks og storlaks til Trondheimsfjorden i 2013 og 2014 (Anon. 2015b). Situasjonen i Midt-Norge bedret seg i 2015 (42 % av bestandene hadde god eller svært god status).

I region Nord-Norge har endringene i status fra år til vært mindre (**figur 6.16**). Andelen bestander med god eller svært god status økte fra 51 % i 2010 til 68 % i 2015. Det skal bemerkes at denne regionen generelt har det største høstbare overskuddet (**figur 6.13**), men også er den regionen der beskatningen har blitt minst redusert (**figur 6.14**). Dette er den eneste regionen der det fortsatt foregår et relativt stort kystfiske etter laks.





**Figur 6.16.** Andel bestander i de fem klassene for bestandsstatus fra svært god til svært dårlig for alle vurderte bestander i fire regioner i Norge for årene 2010 til 2015.

Bestandsstatusen er vurdert ut fra om bestandene nådde gytebestandsmålene og hadde normale høstbare overskudd. Klassifiseringen er bygd på systemet for delnorm gytebestandsmål og høstingspotensial i kvalitetsnorm for villaks (figur 6.9).

## 7 RØMT OPPDRETTLAKS

### 7.1 Forekomst av rømt oppdrettslaks

I 2015 ble det i Norge produsert ca. 1 315 000 tonn oppdrettslaks (**figur 7.1**). Til sammenligning ble det i 2014 fanget ca. 687 tonn laks i sjø- og elvefisket i Norge (inkludert gjenutsatt fisk). Produksjonen av oppdrettslaks var 1965 ganger større enn totalfangsten av laks i sjø- og elvefisket målt i tonn. Utsettet av smolt i merdene i 2015 (287 millioner oppdrettssmolt, foreløpige tall) var litt høyere enn utsettet i 2014 (281 millioner), og er det største utsettet noensinne. I følge Fiskeridirektoratet ([www.fiskeridir.no](http://www.fiskeridir.no)) ble det rapportert at ca. 287 000 individer av laks rømte i 2014 (**figur 7.2**), mens det foreløpige tallet for 2015 er 160 000 individer.

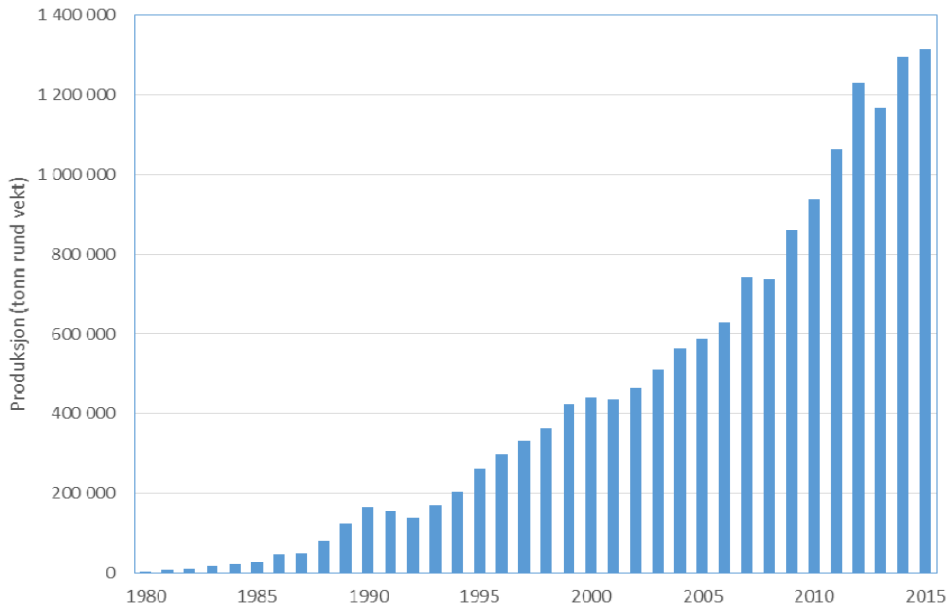
Innslaget av rømt oppdrettslaks i fangstene fra fisket i sjø og elv har blitt undersøkt årlig siden 1989 (Fiske mfl. 2001, Fiske 2013, Anon. 2012b, Diserud mfl. 2013, Fiske mfl. 2014, Anon. 2015a, Anon. 2016b). Fra 2014 ble disse undersøkelsene koordinert i et nasjonalt overvåkningsprogram hvor institusjonene med størst aktivitet innenfor overvåkning av rømt laks samarbeider om å gi en samlet beskrivelse av vassdragenes status basert på data fra ulike typer undersøkelser (Anon. 2016b). Undersøkelsene er basert på identifisering av rømt oppdrettslaks på bakgrunn av ytre morfologi og skjellkarakterer (Lund mfl. 1989, Lund & Hansen 1991). Generelt har innslaget av rømt oppdrettslaks, fra undersøkelser hvor skjellanalyser har blitt benyttet for identifisering, vært lavest i sportsfisket i elvene, høyere i prøvofiske og stamfiske om høsten like før gyting (**figur 7.3**), og høyest i sjøfisket. Drivtelling utført av dykkere om høsten har generelt vist et lavere innslag av rømt oppdrettslaks enn andre høstundersøkelser. Dette er som forventet siden drivtelling baserer seg på identifisering av rømt oppdrettslaks ut fra utseende og atferd, noe som kan medføre at tidlig rømt oppdrettslaks blir feilklassifisert som villaks (Svenning mfl. 2016, Anon. 2016b). Fangbarheten av rømt laks i forhold til villaks kan også variere gjennom sesongen (Svenning mfl. 2015, Næsje mfl. 2015), noe som kan påvirke andelen rømt oppdrettslaks i fangster. Lavere innslag av rømt oppdrettslaks i sportsfisket i elvene enn om høsten skyldes i hovedsak at oppdrettslaksen går opp i elvene senere enn villaksen (Hansen mfl. 1997, Thorstad mfl. 1998, 2008b, Næsje mfl. 2014, 2015, Moe mfl. 2016, Svenning mfl. 2016).

Innslaget av rømt oppdrettslaks i sportsfisket har vært forholdsvis stabilt de siste 10 årene, på nivået 3-9 % (uveid gjennomsnitt, **figur 7.3**). I 2015 var innslaget rømt oppdrettslaks i 98 undersøkte vassdrag i gjennomsnitt 3,4 % (17 489 fisk undersøkt av NINA, Rådgivende Biologer, Veterinærinstituttet og Havforskningsinstituttet, Anon. 2016b). Dette var noe lavere enn i 2014 (5,4 %), og var blant de laveste i tidsserien.

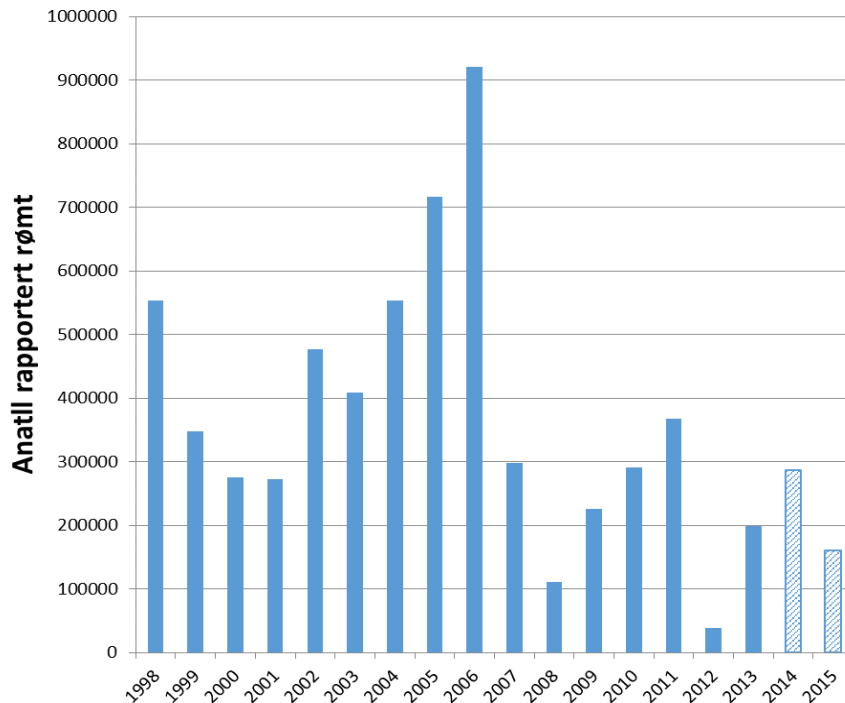
Innslaget av rømt oppdrettslaks i prøver fra elvene om høsten var 9,1 % i 2015, noe som er lavere enn i de foregående årene (uveid gjennomsnitt basert på prøvofiske og stamfiske før gyting, Anon. 2016b, **figur 7.3**). I årene fra 2006 har andelen variert mellom 9 og 18 %. Medianverdien (dvs. midtverdien; nivået der halvparten av elvene ligger over, og resten under) hadde en nedgang fra 11 % i 2006 til 4 % i 2012, men i 2013 økte denne igjen til 9 %. Medianverdien for 2014 var 6 %, mens den i 2015 falt til 4 %.

Innslaget av rømt oppdrettslaks varierte betydelig mellom vassdrag (**figur 7.4**). I rapporten fra det nasjonale overvåkningsprogrammet for rømt laks er det foretatt en klassifisering av 165 vassdrag i tre kategorier basert på resultater fra alle tilgjengelige undersøkelser (Anon. 2016b). Der hvor det forelå data fra sportsfiskefangster og/eller høstfiske ble en såkalt årsprosent beregnet (114 vassdrag), mens for de resterende vassdragene ble vurderingen i hovedsak foretatt med basis i drivtelling. Av disse 165 vassdragene ble 128 elver vurdert til å ha lavt til moderat innslag av rømt oppdrettslaks (< 10 %), i 17 vassdrag var innslaget høyt (> 10 %), mens i de resterende 20 vassdragene var innslaget middels (dvs. det kunne ikke

fastslås med sikkerhet om innslaget var over eller under 10 %). I en trendanalyse av data fra høstfisket hvor elver med minst to år med data fra perioden 2006-2015 ble inkludert, ble det funnet en svak, men signifikant, nedgang i andelen rømt laks (Anon. 2016b).



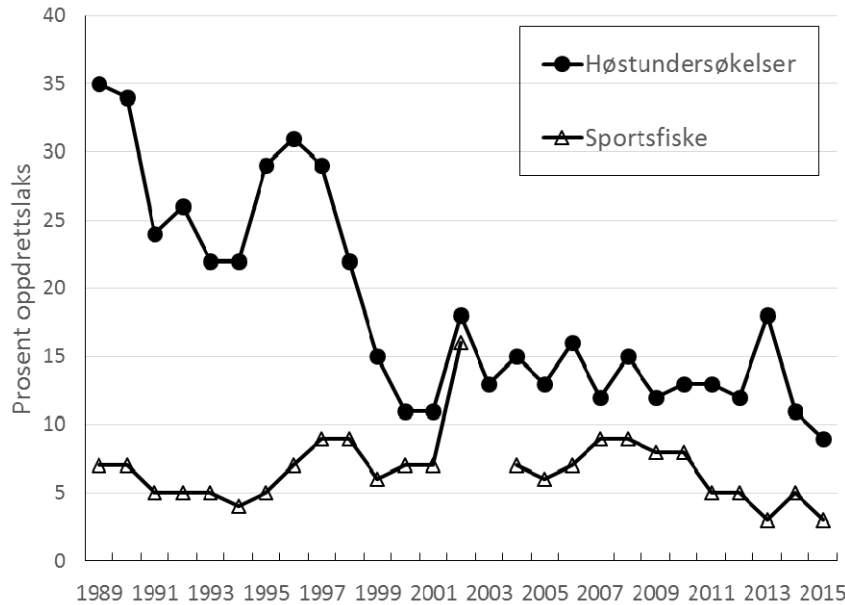
**Figur 7.1.** Produksjon av oppdrettslaks i Norge i perioden 1980-2015 (tonn). Tallene for 2015 er foreløpige (Kilde: [www.fiskeridir.no](http://www.fiskeridir.no)).



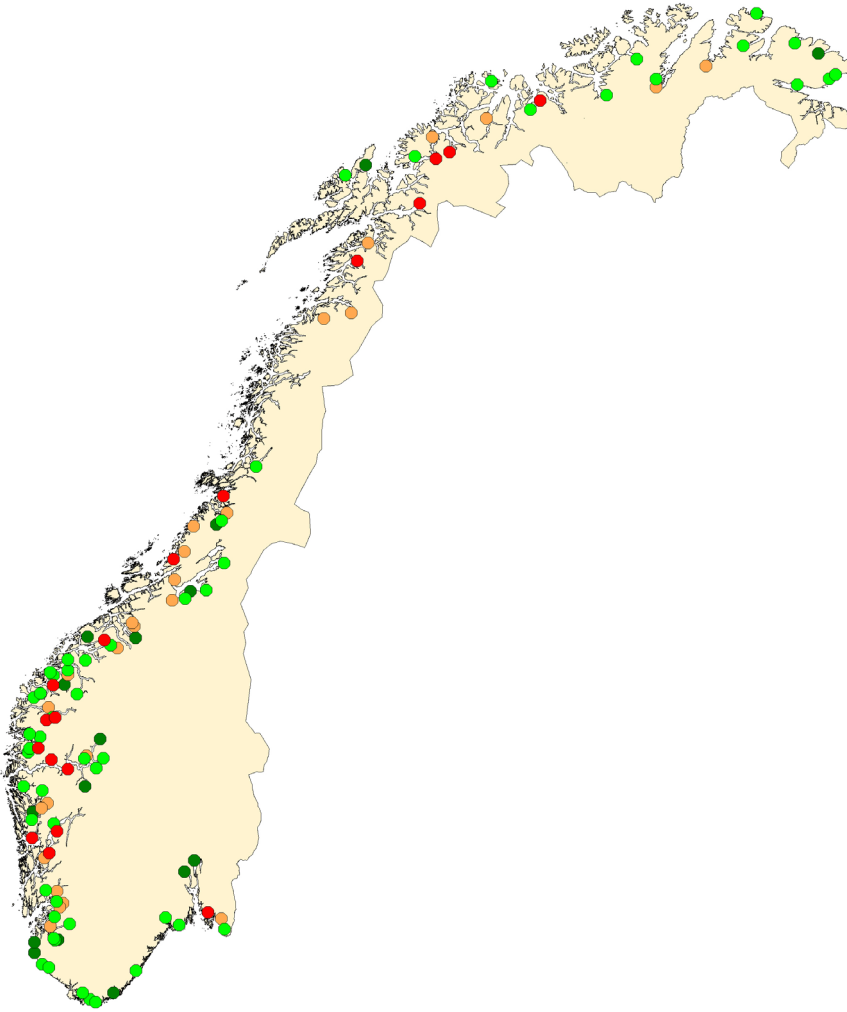
**Figur 7.2.** Rapportert antall rømt laks fra norske oppdrettsanlegg i perioden 1998-2015. Tallene for 2014 og 2015 er foreløpige tall per mai 2016 (Kilde: [www.fiskeridir.no](http://www.fiskeridir.no)).

Estimert antall rømt oppdrettslaks i laksefangstene i sjø- og elvefiske har vært lavt i de siste årene (**figur 7.5**). Reduksjonen er 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 hatt et lavt innslag av rømt oppdrettslaks i sjøfangstene (men innslaget økte fra 2011, Anon. 2015b). Estimatenes gjelder antall oppdrettslaks i totalfangstene. Vi kan også gi grove estimater for antall rømt 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 2015 på ca. 6000 oppdrettslaks (95 % konfidensintervall 4000-9000). Dette er det samme antallet som i 2014, så nedgangen i andel rømt oppdrettslaks i fangstene kan skyldes økningen i innslaget av villaks. Av flere årsaker har vi 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 ikke god nok kunnskap om hvordan oppvandringen av rømt oppdrettslaks fordeler seg mellom fiskesesongen og perioden fram til gyting (annet enn at oppdrettslaks generelt vandrer opp i elvene senere enn villaks) til at vi kan anslå andelen oppdrettslaks som vandrer opp i vassdragene etter fiskesesongen. Overvåkingen om høsten foregår i et begrenset antall vassdrag (69 vassdrag i 2015) og det må utvises forsiktighet i bruken av disse tallene til å oppskalere fra prosentvis innslag til totalantall rømt oppdrettslaks, fordi prøvenes representativitet ikke er godt nok testet.

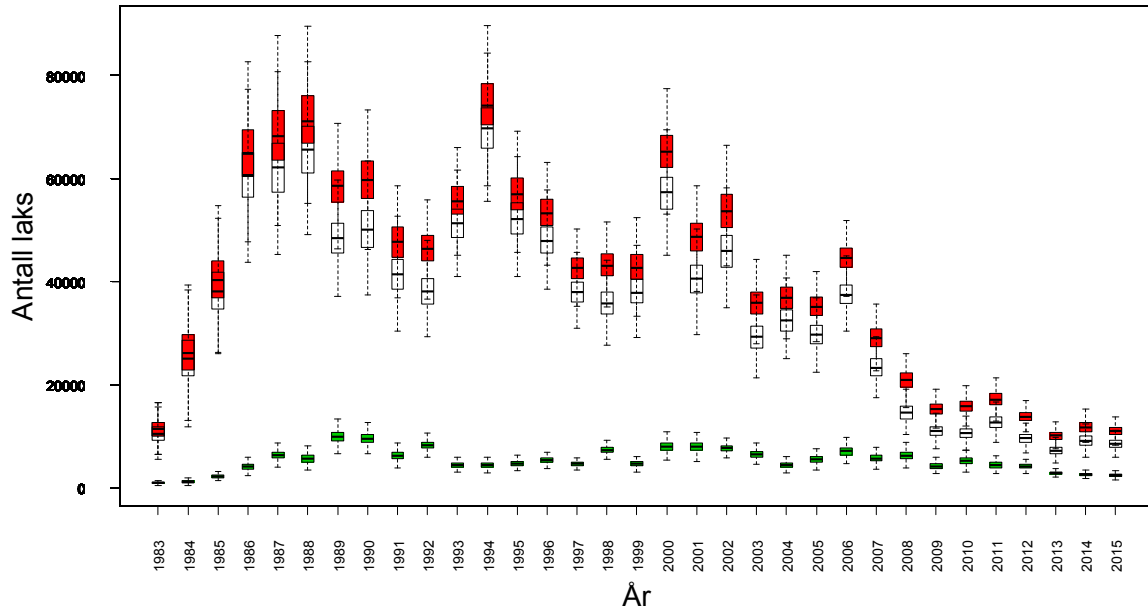
I risikovurderingen fra Havforskningsinstituttet i 2014 ble antall laks som rømte fra oppdrettsanlegg i perioden fra 2005 til 2011 modellert (Taranger mfl. 2014, senere publisert av Skilbrei mfl. 2015). Modellene tar utgangspunkt i kunnskap fra merkestudier av overlevelsen til både smolt og voksen laks som rømmer, estimatene for fangst av rømt laks i sjø og elv i perioden og ulike anslag for fangsten i sjøen. Selv om estimatene er beheftet med usikkerhet, viser resultatene at det er svært sannsynlig at rømmingen har vært langt høyere enn det som har blitt rapportert, og at smoltrømminger utgjør en større andel av rømt laks enn det som framkommer i rømmingsstatistikken. Totalt ble det estimert at det årlig hadde rømt mellom 1 og 2 millioner laks i perioden 2005-2011. Antall post-smolt og voksen laks som hadde rømt i denne perioden var trolig to til fire ganger høyere enn de rapporterte tallene til myndighetene (Skilbrei mfl. 2015).



**Figur 7.3.** Prosentandel romt oppdrettslaks i prøver fra sportsfiske samt prøvefiske og stamfiske like før gyting om høsten i perioden 1989-2015. I 2003 ble undersøkelsene ikke finansiert, og det mangler derfor tall for dette året. Høstdata fram til 2012 er basert på Fiske (2013), data for 2013 er data fra skjellprøver undersøkt av NINA og Veterinærinstituttet på oppdrag fra Fiskeridirektoratet og Miljødirektoratet (Fiske mfl. 2014), og data for 2014-2015 kommer fra det nasjonale overvåkningsprogrammet for romt laks (Anon. 2015a, Anon. 2016b). Antall elver som årlig er med i beregningene i sportsfisket har variert mellom 18 (i 1994) og 100 (i 2012) med gjennomsnitt på 47 og median på 30. Antall elver som årlig er med i beregningene i høstundersøkelsene har variert mellom 19 (i 1989, 1994 og 1994) og 69 (i 2015) med gjennomsnitt på 30 og median på 26.



**Figur 7.4.** Innslag av rømt oppdrettslaks i ulike laksebestander i 2015, basert på beregnet årsprosent (data fra det nasjonale overvåkningsprogrammet for rømt laks, Anon. 2016b). Innslaget er kategorisert som ingen risiko for påvirkning av rømt oppdrettslaks (< 1 % rømt oppdrettslaks, mørkegrønn), liten risiko (1-4 % rømt oppdrettslaks, lysegrønn), moderat risiko (4-10 % rømt oppdrettslaks, oransje) og høy risiko (> 10 % rømt oppdrettslaks, rød) etter Hindar og Taranger (2012). Årsprosent er en indeks som tar hensyn til registrering av rømt oppdrettslaks både i sportsfiskesesongen om sommeren og i et prøvefiske om høsten (Fiske mfl. 2006).



**Figur 7.5.** Beregnet antall oppdrettslaks i fangstene av laks i perioden 1983-2015. Røde bokser angir totalfangsten, hvite bokser angir fangstene i sjøen og grønne bokser angir fangstene under sportsfiske i elver. 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 lakseinnsiget til Norge. Merk at beregningene gjelder antall oppdrettslaks i fangstene, og at en generell reduksjon i sjølaksefisket i de senere år har bidratt til å redusere totalfangsten av rømt oppdrettslaks i sjøfangstene og totalfangsten.

## 7.2 Oppdatert kunnskap om effekter av rømt oppdrettslaks

I tidligere års rapporter har vitenskapsrådet omtalt kontrollerte eksperimenter i Imsa og Guddalselva i Norge, og i Burrishoole i Irland, som har dokumentert hvordan rømt oppdrettslaks og deres avkom og krysninger med villaks kan påvirke villaksbestander (Fleming mfl. 1996, Fleming mfl. 2000, McGinnity mfl. 2003, Skaala mfl. 2012). Disse studiene har blant annet vist at rømt laks har lavere reproduksjonssuksess enn villaksen, at oppdrettsavkom og krysninger har raskere vekst enn villaksens avkom, at oppdrettsavkom og krysninger er effektive konkurrenter til villaksens avkom, og at de kan fortrenge villaksen fra optimale oppvekstområder. Dette kan medføre redusert produksjon av smolt med vill bakgrunn i elvene. Forsøkene i Burrishoole viste også at oppdrettsavkom og krysninger hadde langt lavere sjøoverlevelse enn avkom av villaks (McGinnity mfl. 2003). I sum har disse studiene vist at innkrysning av rømt oppdrettslaks i villaksbestander reduserer produksjonen av laks i elvene, og at den kumulative effekten over generasjoner kan ha store negative konsekvenser.

I de siste årene har det kommet en rekke studier som bekrefter de tidlige funnene i Imsa og Burrishoole, og som dokumenterer genetisk baserte fenotypiske forskjeller mellom oppdrettslaks, hybrider og villaks. Solberg mfl. (2013a) viste at oppdrettslaks har redusert respons på stress, målt som endring i vekst, i forhold til villaks. Forsøkene tydet på mer begrenset plastisitet, eller spennvidde, i stressresponsen og tyder også på en mer begrenset genetisk spennvidde i gener av betydning for vekst i oppdrettslaksen. Solberg mfl. (2013b) sammenliknet

vekst hos avkom av oppdrettslaks, villaks og kryssninger i karforsøk hvor gruppene ble holdt separat, og samlet, for å undersøke om konkurranseforhold hadde innflytelse på relative vekstforskjeller mellom gruppene. De fant at de relative vekstforskjellene mellom oppdrettslaks og villaks var like både når gruppene ble holdt separat, og når de ble holdt i samme kar. Den relative vekstforskjellen ble imidlertid redusert når gruppene ble holdt under forhold som ble forsøkt tilnærmet et naturlig miljø (blant annet med begrenset tilgang på mat). Under forhold som ligner på de man kan finne i naturen, fant Sundt-Hansen mfl. (2015) at konkurranse med avkom av oppdrettslaks så ut til å føre til lavere vekst og høyere nedstrøms vandringer hos avkom fra villaks. Også denne undersøkelsen tyder på at konkurranse med avkom fra oppdrettslaks kan føre til økt dødelighet hos villaks i tidlige livsstadier. Det er studier som viser at effekten av innkryssning vil kunne variere mellom bestander (Fraser mfl. 2010b), og sannsynligvis avhenge av lokale tilpasninger til vassdraget. I forsøk er det nylig vist at selv om avkom av oppdrettslaks generelt vokser raskere enn avkom av villaks ved ulike temperaturer under eksperimentelle betingelser, så er det stor variasjon mellom ulike familier, og også mellom ulike ville bestander og oppdrettsstammer (Harvey mfl. 2015). Slik variasjon medfører at det er komplisert å forutse effekten av innkryssning uten å kjenne de underliggende mekanismene som forårsaker slike variasjoner, og hvordan disse vil påvirke lokale tilpasninger.

Økt kunnskap om hvordan ulike varianter av gener får ulikt fenotypisk uttrykk under ulike miljøforhold vil kunne bidra til større forståelse av hvordan innkryssning av rømt oppdrettslaks påvirker villaksbestander. Flere studier de siste årene har bidratt til å belyse dette. Studier av genuttrykk (hvilke gener som er aktive og uttrykkes som proteiner under ulike forhold/livsstadier) har vist forskjeller mellom oppdrettslaks og villaks allerede i de tidligste livsstadier (Bicskei mfl. 2016), og dette studiet viste også at disse forskjellene i hovedsak er knyttet til bakgrunnen (oppdrett eller vill) til morfisken, noe som har betydning for effekten av innkryssning siden hanner og hunner har ulik gytesuksess (Fleming mfl. 2000). I studier av vekst og overlevelse av ungfisk med bakgrunn i ville eller oppdrettsforeldre, og kryssninger mellom disse i Guddalselva, undersøkte Besnier mfl. (2015) relative forskjeller mellom disse tre gruppene i et naturlig elvemiljø, og sammenlignet dette med genetiske data fra mer enn 5000 genetiske markører spredd fra ulike deler av genomet. Flere såkalte QTLs (Quantitative trait loci: områder i genomet som kan knyttes til egenskaper hos individet) ble funnet, blant annet knyttet til overlevelse og vekst. Slike studier, som vi forventer det vil komme mange av de neste årene, vil bidra til økt forståelse av de genetiske forskjellene og underliggende mekanismene som ligger til grunn for de observerte effektene av innkryssning av rømt oppdrettslaks i villaksbestander. Ikke minst vil den nylige publiseringen av laksens genom (Lien mfl. 2016) gi tilgang til nye verktøy for framtidige studier.

Genetiske endringer som følge av innkryssning av rømt oppdrettslaks er påvist i 40 av 125 undersøkte norske villaksbestander, og av disse ble endringene vurdert som store i 31 bestander (Anon. 2016a). I tillegg ble det funnet indikasjoner på innkryssning i 41 bestander. Det var altså bare 44 av 125 bestander hvor det ikke ble påvist genetiske endringer på grunn av rømt oppdrettslaks i prøvene (Anon. 2016a). Analysene er gjort på prøver av fisk som er samlet inn fra disse elvene, så det er verdt å merke seg at for bestandene hvor det ikke ble påvist genetiske endringer på grunn av rømt oppdrettslaks, så betyr det ikke nødvendigvis at det ikke er genetiske endringer i bestanden. Kartleggingen ble gjort av en forskergruppe i Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Havforskningsinstituttet (HI) i forbindelse med vurdering av genetisk integritet etter kvalitetsnormen. Kartleggingen er gjennomført med SNP markørsett utviklet av Karlsson mfl. (2011). Resultatene fra kartleggingen publiseres også i en internasjonal vitenskapelig journal (Karlsson mfl. 2016). Undersøkelser av genetisk påvirkning av oppdrettslaks i villaksbestander fortsetter i 2016, og det er ventet at resultater fra en rekke nye bestander vil foreligge mot slutten av året. Genetiske studier av nye og historiske prøver fra et antall norske



elver med DNA-markører har også tidligere vist at genetiske profiler i enkelte elver har endret seg over tid, og at de genetiske forskjellene mellom laks fra de ulike elvene har blitt mindre over en periode på 20-30 år (Skaala mfl. 2006, Glover mfl. 2012, 2013). En analyse av sammenhengen mellom graden av innkrysning i de 20 elvene som ble undersøkt av Glover mfl. (2013) og ulike variabler som fangst, fangst per arealenhet, andel rømt laks i bestanden og kombinasjoner av disse, tydet på at fangstmengde var den variabelen som forklarte den største delen av variasjonen (Heino mfl. 2015). Store bestander ser altså ut til å være mindre utsatt for genetisk påvirkning enn små og svake bestander, og dette styrker antagelsen om at konkurranse på gyteplassen er viktig (Fleming mfl. 2000). Imidlertid viser analysene gjort i forbindelse med en vurdering etter kvalitetsnormen at det også har foregått innkrysning i sterke og tallrike bestander, som for eksempel Namsen (Anon. 2016a).

Nye genetiske undersøkelser har dokumentert at det faktisk har skjedd en innblanding av rømt oppdrettslaks i en stor andel av norske laksebestander. I tillegg er dokumentasjonen forsterket med hensyn på at innblanding av rømt oppdrettslaks i norske laksebestander vil ha negative økologiske og genetiske effekter. Selv om andelen rømt oppdrettslaks i prøver fra gytebestandene har gått ned de senere årene, så er andelen likevel på et så høyt nivå i mange vassdrag at det er nødvendig å forsterke tiltakene for å redusere rømminger og gyting av rømt oppdrettslaks i villaksbestandene. Selv om andelen rømt laks i prøvene var lavere i 2015 enn i 2014, så kan mengden rømt oppdrettslaks ha vært på samme nivå, fordi andelen var påvirket av at innsiget av villaks økte.

Mange villaksbestander er allerede genetisk påvirket av innkrysning av rømt oppdrettslaks, samtidig som de vedvarende tilføres ny rømt oppdrettslaks i gytebestandene. Dette medfører at sjansen for å kunne gjenvinne den genetiske sammensetningen i de ville bestandene reduseres betydelig (Hindar mfl. 2006). Målene om å bevare bestandenes genetiske integritet og genetiske variasjon kan ikke nås med de nivåene av rømt oppdrettslaks som overvåkingen antyder for mange vassdrag de senere årene, inkludert i 2015. I tillegg til at bestandene endres genetisk på grunn av innkrysning av rømt oppdrettslaks, tilsier et økende antall undersøkelser at det også er fare for at produksjon og overlevelse av villaks reduseres på grunn av innkrysning av rømt oppdrettslaks.

## 8 RANGERING AV TRUSSELFAKTORER

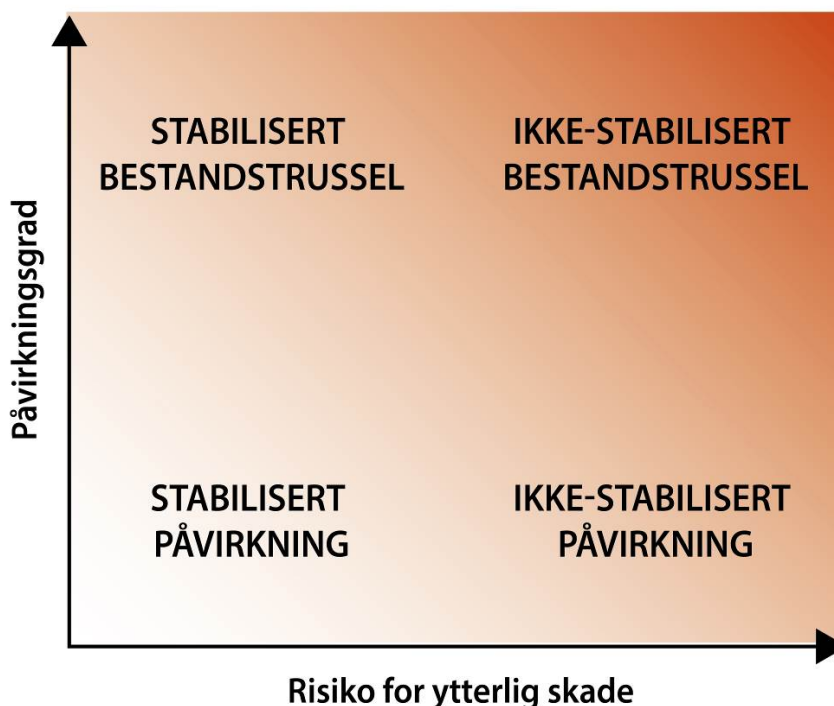
I tråd med mandatet (se [www.vitenskapsradet.no](http://www.vitenskapsradet.no)) skal Vitenskapelig råd for lakseforvaltning vurdere de ulike menneskeskapte påvirkningene og truslene mot norsk villaks opp mot hverandre sammenholdt med:

- kunnskapsnivå (om bestander og trusler)
- skadepotensial for bestandsstørrelse og produksjon
- skadepotensial for bestandsstruktur og genetisk integritet
- truslenes geografiske utbredelse
- muligheter og begrensinger for tiltak

Vitenskapsrådet har i fem tidligere rapporter (Anon. 2010, 2011c, 2013, 2014a, 2015b) vurdert og rangert trussel- og påvirkningsfaktorene for villaks i Norge. En oppdatert vurdering er gjort her. Trusselvurderingen er gjort gjennom et todimensjonalt system som kombinerer *påvirkningen* truslene har på bestandene i form av redusert produksjon og eventuelt tap av bestander, og *risikoen* for at truslene medfører ytterligere framtidig redusert produksjon og tap av bestander (**tabell 8.1**). I det todimensjonale systemet er effekten av hver trussel dermed vurdert og framstilt langs en *påvirkningsakse* og en *risikoakse* (**figur 8.1**). Skjematisk kan trusselfaktorene grupperes i fire kategorier i dette systemet (**figur 8.1**):

- **Ikke-stabilisert bestandstrussel** – en faktor som påvirker bestander så sterkt at den kan bidra til at bestander blir kritisk truet eller tapt i naturen og som har høy sannsynlighet for at det oppstår ytterligere tap og/eller tiltakene som gjennomføres ikke er tilstrekkelige til å kontrollere eller redusere faktorens effekt og utbredelse (øverst til høyre i figuren).
- **Stabilisert bestandstrussel** – en faktor som har bidratt til at bestander har blitt kritisk truet eller tapt i naturen, men som har lav sannsynlighet for at ytterligere bestander blir kritisk truet eller tapt, eller det gjennomføres tiltak som kontrollerer eller reduserer faktorens effekt og utbredelse (øverst til venstre i figuren).
- **Ikke-stabilisert påvirkning** - en faktor som reduserer produksjonen i bestandene (men altså ikke i den grad at det truer bestandene), og som har høy sannsynlighet for at det oppstår ytterligere produksjonstap og/eller tiltakene som gjennomføres ikke er tilstrekkelige til å kontrollere eller redusere faktorens effekt og utbredelse (nederst til høyre i figuren).
- **Stabilisert påvirkning** – en faktor som reduserer produksjonen i bestandene (men altså ikke i den grad at det truer bestandene), men som har lav sannsynlighet for at det oppstår ytterligere produksjonstap og/eller det gjennomføres effektive tiltak som kontrollerer eller reduserer faktorens effekt og utbredelse (nederst til venstre i figuren).

Aksene er imidlertid kontinuerlige, og de enkelte faktorene tvinges dermed ikke inn i én av kategoriene. Systemet med kriterier og poenggiving er utfyllende beskrevet i Anon. (2009), og kan også leses fra **tabell 8.1**. I teksten nedenfor gis en vurdering av hver enkelt trusselfaktor.



*Figur 8.1. Vitenskapsrådets todimensjonale system for vurdering av påvirkningsfaktorer og bestandstrusler for norske villaksbestander. For illustrasjon er diagrammet fargelagt etter alvorlighetsgrad (mørk farge mest alvorlig).*

## 8.1 Vurdering av de enkelte trusselfaktorene

Poenggingen for de enkelte trusselfaktorene er gitt i **tabell 8.1**. Graden av påvirkning har økt for rømt oppdrettslaks sammenlignet med tidligere års trusselvurderinger, på grunn av dokumentert genetisk påvirkning av oppdrettslaks i et større antall villaksbestander. For de andre trusselfaktorene er det ikke gjort endringer i risikovurderingen i 2015 i forhold til i 2014.

### *Regulering av vassdrag til kraftproduksjon*

Effektene av regulering av vassdrag for kraftproduksjon varierer mye mellom vassdrag. Faktoren plasserer seg høyt langs påvirkningsaksen, fordi den virker i mange bestander med effekt på nasjonalt nivå og fordi den har medført at flere bestander har blitt kritisk truet eller tapt. Den plasserer seg imidlertid relativt lavt langs risikoaksen. Med dagens forvaltningspraksis er det lite sannsynlig at vassdragsreguleringer i framtida vil medføre at nye bestander blir kritisk truet eller tapes, eller gjennomføres på en slik måte at produksjonen i bestanden reduseres kraftig.

Våren 2016 kom stortingsmeldingen «Kraft til endring» (Meld. St. 25 [2015-2016]) hvor både framtidig utbygging av vassdrag for kraftproduksjon og miljøtiltak i utbygde vassdrag omtales. I omtalen av vernede vassdrag heter det: «Verneplan for vassdrag ligger i hovedsak fast», men videre at «I særskilte tilfeller med vesentlig samfunnsnytte, for eksempel i form av vesentlig flom- og/eller skreddempende effekt, bør det kunne åpnes for konsesjonsbehandling av vannkraftverk i vernede vassdrag». Det er 389 verneobjekter (vassdrag eller deler av vassdrag) i verneplanene (Verneplan I-IV og supplement). Blant disse er det om lag 132 laksevassdrag (eller deler av vassdrag) som har et gytebestandsmål for laks (det kan i tillegg være noen vernede sidevassdrag med laks som vi ikke har registrert). Blant disse 132 er det 35 nasjonale

laksevassdrag som har utvidet vern (ikke bare mot vannkraftverk). Det er usikkert hva stortingsmeldingens åpning for konsesjonssøknader i vernede vassdrag vil bety i praksis for laksevassdragene som inngår i verneplanene. Vi avventer Stortingets behandling av meldingen for vi vurderer om den innebærer økt risiko for laksebestandene i regulerte vassdrag.

Stortingsmeldingen bekrefter oppmerksomheten på tiltak for miljøforbedringer i regulerte vassdrag gjennom både vanddirektivet og vilkårsrevisjoner, og åpner for å forenkle prosessen med å sette naturforvaltningsvilkår i eldre konsesjoner (som ikke har slike vilkår og hvor det er kjente miljøproblemer). Arbeidet med revisjoner skal trappes opp. Miljødirektoratet og Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) ga 50 vassdrag høy prioritet ved revisjon (Sørensen mfl. 2013), og nesten 35 % av de vurderte anadrome bestandene (laks, sjøørret og sjørøye) finnes i vassdragene som foreslås prioritert. I de prioriterte vassdragene er det særlig aktuelt å gjennomføre tiltak som gir høyere minstevannføring. Bedring av forhold for laks i regulerte vassdrag er dermed høyt prioritert fra forvaltningsmyndighetene i revisjonsprosessen, og det er utviklet gode tiltaksverktøy for laksevassdrag (Forseth & Harby 2013). Så langt er det etter det vi kjenner til bare Årdalsvassdraget i Rogaland som har fullført en revisjonsprosess, og det ble innført krav om minstevannføring både vinter og sommer. Det gjenstår å se resultatene av de mange andre revisjonsprosessene som kommer til å gjennomføres i de neste 10-20 årene.

Nasjonale laksevassdrag har særlig beskyttelse mot skadelige vassdragsinngrep, inkludert vassdragsreguleringer. En evaluering av ordningen viste at det gis færre tillatelser til potensielt skadelige inngrep i nasjonale laksevassdrag enn i laksevassdrag som ikke er omfattet av ordningen (Vøllestad mfl. 2014). Studien viste også at det generelt gis færre tillatelser enn tidligere til inngrep i laksevassdragene. I 2015 ble det etter det vi kjenner til gitt overtredelsesgebyr til tre kraftselskap i laksevassdrag for brudd på vannressursloven på grunn av feilmanøvrering av kraftverk, som ga raske fall i vannføring nedstrøms kraftverkene og stranding av laksefisk. Problemet med raske vannføringsfall på grunn av feil ser dermed ut til å få økt oppmerksomhet. En rapport fra forskningssenteret CEDREN ([www.cedren.no](http://www.cedren.no)) om konsekvenser av effektkjøring av kraftverk med utløp til elver (EnviPeak) presenterer mye ny kunnskap og et hjelpemiddel for miljøtilpasning av effektkjøring (Bakken mfl. 2016).

Økende grad av effektkjøring (som gir variabel vannføring i elvene), sumeffekter av småkraftverk og en viss åpning for konsesjonssøknader i vernede vassdrag gir moderat høy usikkerhet i vurderingen av framtid utviklingen. Kunnskapsnivået om effekter på laksebestander er gode, men siden effektene varierer mye mellom vassdrag er det vanskelig å anslå en typisk effekt. Vurderingen i 2016 er ikke endret i forhold til i 2013-2015.

#### *Annen vannbruk*

I det gamle kategoriseringssystemet for anadrom laksefisk er vannbruk til for eksempel oppdrettsanlegg (smoltproduksjon i ferskvann), industri og vanning behandlet sammen med regulering for kraftproduksjon. Vi vurderer annen vannbruk enn til kraftproduksjon for seg. Dette er utfordrende, fordi for eksempel vannbruk til oppdrettsanlegg i noen tilfeller foregår i samme vassdrag som kraftproduksjon, mens i andre tilfeller er oppdrett eneste vannbruk i vassdraget. Faktoren plasserer seg relativt lavt langs påvirkningsaksen, til tross for at den trolig har bidratt til at noen bestander er kritisk truet eller tapt. Årsaken til at den er lavt på påvirkningsaksen er at dette er en faktor som virker i få og geografisk spredte vassdrag. Mange av de påvirkede vassdragene er små, og ofte dominert av sjøørret. Slik vannbruk, avsperring og andre inngrep i bekker er en betydelig utfordring for sjøørret (f.eks. Bergan 2012). Faktoren plasserer seg midt på risikoaksen. Oppmerksomheten rundt problemet er økende (Bergan 2012, 2014), men det er lite sannsynlig at problemet vil øke slik at ytterligere bestander blir kritisk truet eller tapt som følge av slik vannbruk. På den annen side er det vurdert at økende produksjon i oppdrettsnæringen vil øke behovet for vann til smoltproduksjonen. Det vil derfor bli behov for å

ta i bruk nye vannkilder (Kittelsen mfl. 2006). NVE ga nylig overtredelsesgebyr for brudd på vannressursloven ved at det ble tatt ut for mye vann til et smoltanlegg. NVE gjennomførte ekstraordinære tilsyn vinteren 2014 (<http://www.nve.no/no/nyhetsarkiv-/nyheter/nve-planlegger-ekstraordinare-tilsyn-pa-settefiskanlegg-vinteren-2014-/>). Usikkerheten om framtidig utvikling er moderat. Vi er ikke kjent med at det har skjedd vesentlige endringer i forbindelse med påvirkningsfaktoren i løpet av 2015, og vurderingen er ikke endret i forhold til vurderingen i 2014.

#### *Sur nedbør*

Sur nedbør og forsuring av vassdrag er en faktor som historisk har medført at mange laksebestander har blitt kritisk truet eller gått tapt. Den plasserer seg derfor høyt langs påvirkningsaksen. I tillegg kan effekten på lakseproduksjonen være stor der bestander ikke er tapt eller kritisk truet, og problemet er regionalt. Faktoren plasserer seg imidlertid lavt langs utviklingsaksen, både på grunn av omfattende og effektive tiltak (kalking), og fordi påvirkningen er vesentlig redusert. Det er derfor svært lav risiko for ytterligere tap i produksjon og bestander. Det ventes ingen vesentlige forbedringer i vannkvaliteten i kommende år. I enkelte kalkede laksevassdrag, der forsuringseffekten er sterkt redusert de siste årene, kan det være at kalkingstiltak trappes noe ned. Det forventes imidlertid ikke at kalking avsluttes i laksevassdrag i perioden fram til 2021 (Miljødirektoratet, Plan for kalking i vassdrag i Noreg 2016-2021). Eventuell redusert kalking i laksevassdrag vil være basert på dokumentasjon for at nedtrapping høyst sannsynlig er forsvarlig, og vil dermed ikke endre trusselbildet. Kunnskapen er god, men det er økende uro for at jordsmonnet etter mange tiår er tappet for basekationer. Modellering som ble gjort for flere år siden, for eksempel for Lille Hovvatn i Agder (Hindar & Wright 2005) viste at konsentrasjonen av kalsium (Ca) ville bli historisk lav når syretrykket ble redusert. Data viser at dette nå er i ferd med å bli en realitet. Kalsium er viktig for fiskens saltbalanse, og en kan frykte at allerede saltfattige vannforekomster i det tidligere forsuringsområdet får en mer marginal vannkvalitet.

Potensialet for effektive tiltak ble endret fra 1 til 2 i 2013 i forhold til tidligere års vurderinger. Dette skyldtes at det i liten grad var utsikt til optimalisering av igangværende tiltak eller nye kalkingstiltak i laksevassdrag. Noen fiskebestander var også redusert på grunn av forsuringspåvirkning av brakkvannsområdene. I 2015 ble det imidlertid vurdert til at dette var snudd på grunn av økte bevilgninger og konkrete kalkingsplaner, og vi justerte tilbake til 1. Ingen av vurderingene av påvirkningsfaktoren sur nedbør er endret i 2016 i forhold til i 2015.

#### *Gyrodactylus salaris*

Parasitten *G. salaris* er den faktoren som har medført at flest bestander i norske vassdrag har blitt kritisk truet eller gått tapt, og faktoren plasserer seg derfor høyt langs påvirkningsaksen. Effekten på lakseproduksjonen gjennom yngeldødelighet er svært stor (Johnsen mfl. 1999), og laksebestander som har hatt *G. salaris* i mange tiår blir vurdert til å være kritisk truet eller tapt i naturen. Faktoren plasserer seg imidlertid midt på risikosaksen, primært fordi omfattende tiltak for å utrydde parasitten i mange elver har redusert problemet betydelig. I 2012 ble behandlingstiltak fullført i Vefsn-regionen (ti elver og tre innsjøer) og i Lærdalselva, og i 2014 ble behandlingstiltak fullført i Romsdalsregionen (seks elver). Høsten 2014 ble *G. salaris* påvist i Ranaelva, som hadde vært friskmeldt siden 2009 etter fullført rotenonbehandling i 2004. Ranaelva ble rotenonbehandlet senhøsten 2014 og 2015, og en friskmeldingsprosess vil starte i 2016. I 2015 ble Skibotnelva og Signaldalselva i Troms behandlet med rotenon. I tilknytning til behandlingene ble *G. salaris* for første gang påvist i Kitdalselva som munner ut i fjorden i nærheten av Signaldalselva. Kitdalselva regnes ikke for å være en lakseelv, men ble rotenonbehandlet fordi den har bestand med sjørøye, som er en god vert for *G. salaris*. En

ytterligere behandling av de tre elvene planlegges høsten 2016. Dødelige varianter av *G. salaris* er påvist på laks i 50 norske elver. Per mai 2016 har *G. salaris* kjent forekomst i 7 norske lakselver, 22 elver er friskmeldt og 18 elver er i en friskmeldingsprosess, mens 3 elver er under behandling. Kunnskapen om faktoren er generelt god, mens det knytter seg usikkerhet til framtidig utvikling, primært på grunn av usikkerhet om de nylig gjennomførte tiltakene har vært vellykkede, om planlagte tiltak i store vassdrag vil lykkes og hvor stor risiko det er for spredning fra infiserte vassdrag til nye vassdrag og regioner. Risiko for ytterligere produksjonstap og risiko for tap av ytterligere laksebestander er begge vurdert til å være moderate. I en samlet vurdering er trusselen fra *G. salaris* mot norske laksebestander ikke endret i 2016 sammenlignet med vurderingen i 2015.

#### *Landbruksforurensninger*

Mange laksevassdrag finnes i elvedaler med landbruksaktivitet. Dette kan gi tilførsler av næringssalter som kan virke både positivt og negativt på lakseproduksjonen, avhengig av konsentrasjonsforhold. Foldvik mfl. (2015) viste at norske laksebestanders produktivitet økte med andel jordbruksareal i vassdragenes nedbørfelt. De fleste laksevassdragene er i utgangspunktet næringsfattige, slik at tilførte næringsstoffer fra forholdsvis begrensede jordbruksarealer dermed gir en positiv effekt. Erosjon fra nyployde arealer kan redusere habitatkvaliteten og tette gytegroper ved at finpartikulært materiale transporteres fra land og ut i vassdraget. Under spesielle forhold kan siloutslipp gi oksygenmangel på grunn av nedbryting av det organiske materialet og forårsake lokal dødelighet. Med endret klima følger mer ekstremt vær, og hyppigere episoder med intens nedbør kan forsterke utvasking av potensielt forurensende stoffer. Landbruksaktivitet, spesielt grønnsaksproduksjon, kan gi avrenning av ulike sprøytemidler, men dette er behandlet under “andre forurensninger”.

Landbruksforurensninger plasserer seg relativt lavt langs både påvirkningsaksen og utviklingsaksen. Faktoren har nasjonal utbredelse og virker i svært mange vassdrag, men effekten på bestandene er liten. Det er etter det vitenskapsrådet kjenner til aldri påvist eller sannsynliggjort at slik forurensning har medført at bestander i Norge har blitt kritisk truet eller tapt, selv om enkeltepisoder kan ha medført tap av 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 landbruksforurensninger betydelig. Ekstremhendelser på grunn av klimaendringer er imidlertid lite forutsigbare. Kunnskapen om faktoren kunne vært bedre (vurdert som moderat), særlig knyttet opp mot samtidig påvirkning av andre trusselfaktorer. Vurderingen i 2016 er ikke endret i forhold til vurderingene i 2013-2014.

#### *Miljøgifter*

Vassdrag mottar miljøskadelige stoffer som tungmetaller, organiske miljøgifter (f.eks. PAH og PCB) og ulike pesticider fra lokale kilder og langtransport (med luftmasser og nedbør). En rekke av disse metallene og forbindelsene er på EUs prioriterte liste for miljøgifter og skal fases ut. Effektene på fisk varierer fra svak reduksjon i reproduksjon, via episoder med omfattende dødelighet av voksen fisk og/eller yngel, til kronisk økt dødelighet. Det er også vist at såkalte hormonhermere kan ha effekt på reproduktive funksjoner (reduisert luktrespons på feromoner og dermed nedsatt seksuell aktivitet), gi redusert gonadeutvikling og gi en reduksjon i antall befruktede egg (f.eks. Moore & Waring 2001). I regi av Miljødirektoratet gjennomfører norske industribedrifter en omfattende kartlegging av den kjemiske og økologiske tilstanden i de vassdrag og fjorder der bedriftene har utslipp. Dette vil bidra til en bedre oversikt over de biologiske effektene av miljøgifttilførsler i mange vassdrag.

Effekter av at flere typer miljøgifter virker samtidig (multiple stressors) er dårlig kjent, og usikkerheten med hensyn på framtidig utvikling er relativt høy. Faktoren ligger lavt langs påvirkningsaksen, dels fordi den per i dag er dokumentert å ramme relativt få bestander, dels

fordi det ikke er dokumentert eller sannsynliggjort at bestander har blitt kritisk truet eller tapt og dels fordi det er og vil bli gjennomført omfattende tiltak mot lokale forurensningskilder (både i husholdninger og i industrien). Risikoen for ytterligere tap av produksjon er moderat, og risikoen for at bestander blir kritisk truet eller går tapt er vurdert til å være lav. Vurderingen i 2016 er ikke endret i forhold til vurderingene i 2013-2015.

### *Bergverk*

Bergverksindustri kan gi økte konsentrasjoner av metaller, partikler og ulike produksjonskjemikalier i vassdrag og fjorder. Enkelte utslipp, spesielt metaller fra eksponerte sulfidholdige mineraler, er vanskelig å kontrollere og en stor utfordring å håndtere på en måte som hindrer økologiske effekter. Forurensningene kan påvirke laksefisk både i elvene og i de utenforliggende fjordene (se utfyllende vurdering i Anon. 2013). Mens metallutslipp påvirker laksesmoltens evne til å tåle saltvann, vil partikler kunne skade fiskens gjeller, samtidig som de kan påvirke overlevelse fra egg til yngel.

Ved gruvedrift er det behov for å deponere store mengder nedknuste fjellmasser. Erfaring fra nedlagte sulfidgruver viser at deponier på land gir store miljøeffekter i flere hundre år. Et alternativ, som under gitte betingelser kan være bedre enn landdeponi, er å deponere slike masser i sjøen. Både land- og sjødeponi kan medføre miljøskader, men det antas at begge også kan anlegges og driftes uten nevneverdige skader på laksebestander. Effekten på laks av å etablere sjødeponier over flere år er imidlertid lite kjent, og det antas at lokalisering i forhold til vandringsveier og den praktiske håndteringen i hvert enkelt tilfelle vil være avgjørende. Miljødirektoratet ga nylig tillatelse til gruvevirksomhet som innebærer slike sjødeponi i Repparfjorden, og Klima- og miljødepartementet har gitt utslippstillatelse som innebærer sjødeponi i Førdefjorden, som begge er nasjonale laksefjorder. Effektene av sjødeponi på laks i disse fjordene er usikre.

Antall rammede bestander er lavt (få vassdrag har bergverk), men fordeler seg over mange fylker, samtidig som det antas at produksjonstapet i dag er lavt. Det er betydelig kunnskapsmangel knyttet til miljømessige effekter av eksisterende bergverk og de biologiske effektene av utslippene. Det foreligger lite kunnskap om hvilke belastninger (kombinasjonen av konsentrasjon og eksponeringstid) laks og sjørret tåler. Det er dermed vanskelig å angi i hvilken grad tålegrensene er overskredet i de enkelte vassdragene. Metaller vil også påvirke smoltens vandring i fjordsystemet. Også når det gjelder dette er kunnskapen mangelfull. Det er dermed også manglende kunnskap med hensyn på å kunne utrede konsekvenser av ny bergverksindustri. Dette, sammen med en forventet økning i bergverksaktiviteten, innebærer at det er en risiko for ytterligere skade. Vurderingen i 2016 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2015.

**Tabell 8.1.** Poenggivning og kriterier for poenggivning for de ulike trusselfaktorene langs påvirkningsaksen og risikoaksen. For hver av aksene er sum og samlet vurdering (andel av maksimumpoeng) gitt. Usikkerhet om utvikling og kunnskapsnivå er også vurdert.

VURDERTE EGENSKAPER PÅVIRKNINGSAKSE:	POENG OG KRITERIUM	Vassdragsregulering (kraft)	Annen vannbruk (oppdrett, industri, vanning)	Sur nedbør	G. salarvis	Landbruksforurensninger	Annen forurensning (metaller, PCB, pesticider)	Overbeskatning	Lakselus	Infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett	Infeksjoner påvirket av annen akt. enn oppdrett	Rømt oppdrettslaks	Menneskepåvirket predasjonsrykk	Klimaendringer	Fysiske inngrep (kanalisering osv.)	Fremmede arter (pukkalkaks, orkedyr, regnbuonere)	Bergverk
<b>1 Antall rammede bestander</b>	1: <51, 2: 51-100, 3: 101-200, 4: > 200	3	1	2	1	3	1	1	3	3	2	4	1	2	4	2	1
<b>2 Geografisk utbredelse:</b>	1: Lokalt	2	1	3	2,5	4	2,5	2	3,5	3,5	3	4	2	3	4	2,5	4
	2: Mange spredte enkeltlokaliteter																
	3: Regionalt (landsdeler)																
	4: Nasjonalt (minst 14 av 16 fylker)																
<b>3 Effekt produksjon</b>	1: Svak reduksjon < 10 %	2,5	2	4	4	1	2	2,5	3	1	2	2	1	1	1	1	1
Typisk effekt på en bestand	2: Moderat reduksjon 10-25 %																
(redusert produksjonskapasitet,	3: Sterk reduksjon 25-75 %																
smoltproduksjon eller sjøoverlevelse)	4: Meget sterk reduksjon > 75 %																
<b>4 Antall tapte eller kritisk truede bestander i naturen</b>	1: Ingen, 2: 1-5, 3: 6-20, 4 > 20	3	2	3	4	1	1	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1
<b>5 Gjennomførte tiltak</b>	1: Svært mange med god effekt	2	3	1	2	1	2	1,5	3	3	3	2,5	3	4	2	3	2
(som reduserer effekt på produksjon eller sannsynlighet for tap av bestander)	2: Mange med bra effekt																
	3: Få tiltak eller tiltak med liten effekt																
	4: Svært få/ingen tiltak eller tiltak uten effekt																
Sum (av maksimum 20)		12,5	9	13	13,5	10	8,5	8	13,5	11,5	11	16,5	8	11	12	9,5	9
<b>Samlet påvirkningsgrad (0-1)</b>		0,63	0,45	0,65	0,68	0,50	0,43	0,40	0,68	0,58	0,55	0,83	0,40	0,55	0,60	0,48	0,45
<b>Kunnskap (om trussel og effekter)</b>	God = 1, moderat = 2, dårlig = 3	1	2	1	1	2	3	1	2	3	3	2	3	3	1	3	3



Tabell 11.1 fortsetter

VURDERTE EGENSKAPER RISIKOAKSE:	POENG OG KRITERIUM	Vassdragsregulering (kraft)	Annen vannbruk (oppdrett, industri, vanning)	Sur nedbør	<i>G. salaris</i>	Landbruksforurensninger	Annen forurensning (metaller, PCB, pesticider)	Overbeskaining	Lakselus	Infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett	Infeksjoner påvirket av annen akt. enn oppdrett	Rømt oppdrettslaks	Menneskepåvirket predasjonstrykk	Klimaendringer	Fysiske inngrep (kanalisering osv.)	Fremmede arter (Pukkellaks, ørekyt, regnbueørret)	Bergverk
<b>1 Potensial for effektive tiltak</b> (gitt framskrivning av dagens situasjon)	1: Svært omfattende og effektive tiltak er planlagt 2: Omfattende og effektive tiltak er planlagt 3: Noen effektive tiltak, eller tiltak med liten totaleffekt er planlagt 4: Få/ingen effektive tiltak er planlagt	2	4	1	1	2	2	2	3	3	4	3	3,5	3	3	3	2,5
<b>2 Risiko for ytterligere produksjonstap</b> (gitt at utviklingen fortsetter som nå)	1: Lav 2: Moderat 3: Høy 4: Svært høy	2	2	1	2	1	2	1	4	3	2	4	1	2	1	2	2,5
<b>3 Risiko for at ytterligere bestander blir kritisk truet eller tapt</b> (gitt at utviklingen fortsetter som nå)	1: Lav 2: Moderat 3: Høy 4: Svært høy	1	1	1	2	1	1	1	2,5	2	1	4	1	1	1	1	1
Sum (av maksimum 12)		5	7	3	5	4	5	4	9,5	8	7	11	5,5	6	5	6	6
<b>Samlet risiko for ytterligere skade (0-1)</b>		0,42	0,58	0,25	0,42	0,33	0,42	0,33	0,79	0,63	0,58	0,92	0,46	0,50	0,42	0,50	0,50
Usikkerhet om utvikling	Liten = 1, moderat = 2, høy = 3	2	2	1	2	1	2	1	2	3	3	2	2	3	1	2	2

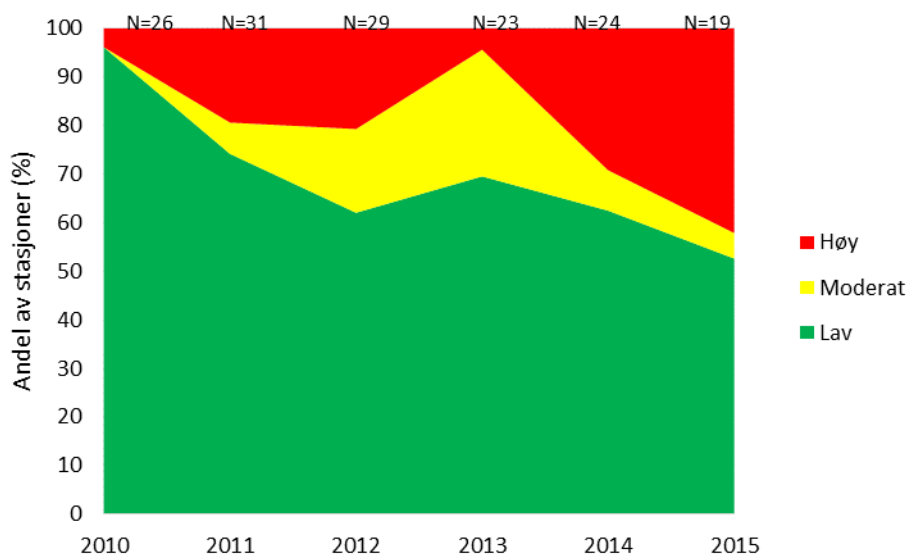
### *Overbeskatning*

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 kompensere mekanismer) 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. Overbeskatning lå opprinnelig relativt høyt på påvirkningsaksen fordi faktoren påvirket mange bestander, virket nasjonalt (med stedvis høy beskatning både i sjø og elv), og effekten på produksjonen kan ha vært moderat til stor. Det er lite sannsynlig at overbeskatning alene i moderne tid har medført at bestander har blitt kritisk truet eller tapt. Situasjonen i Tanavassdraget, der beskatning er dominerende trusselfaktor, illustrerer imidlertid potensialet beskatning har til å redusere bestandsstørrelser langt under respektive gytebestandsmål og til å skape andre endringer, for eksempel en signifikant reduksjon i mengden storlaks i deler av vassdraget (Anon. 2012c). Det er fra 1980-tallet og utover gjennomført omfattende tiltak for å redusere beskatningen nasjonalt, blant annet gjennom forbud mot drivgarnfiske i sjøen fra 1989. Tilgjengeligheten av effektive tiltak reflekteres langs risikoaksen, der overbeskatning ligger relativt lavt. Forvaltningsmål basert på gytebestandsmål (fra 2007) og påfølgende innstramminger i både sjøfiske og elvefiske medfører at det nå er sannsynlig at beskatningen framover vil basere seg på høsting av et overskudd, og dermed ikke true bestander eller produksjon. Situasjonen i Tanavassdraget gir imidlertid fremdeles grunn til bekymring, men det pågår fortsatt forhandlinger med Finland om nye fiskereguleringer som skal bringe beskatningen av de ulike bestandene til nivå definert av konkrete gjenoppbyggingsplaner. Vi vurderer at kunnskapen om overbeskatning som trusselfaktor er god, og at usikkerheten om framtidig utvikling er lav. Vitenskapsrådets bestandsvise vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål, samt estimatene av overbeskatning (se kapittel 6), tilsier at antall bestander rammet av overbeskatning har blitt kraftig redusert siden 2010 etter at effektive tiltak er gjennomført. Trusselfaktoren ble derfor flyttet betydelig nedover langs påvirkningsaksen. Overbeskatning økte noe i 2013, på grunn rask reduksjon i innsig og høstbart overskudd i deler av landet, ble redusert igjen i 2014, men økte i 2015. Det var i 2015 stor overbeskatning i Tanavassdraget (over 30 %), moderat overbeskatning (hhv. 13, 12 og 23 %) i tre fylker og lav (< 10 %) eller ingen overbeskatning i de andre fylkene. Vurderingen i 2016 er den samme som i 2013-2015.

### *Lakselus*

Samlet sett er det sannsynliggjort gjennom vitenskapelige undersøkelser at lakselus fra oppdrett har gitt bestandseffekter i form av redusert innsig av gytelaks fra havet og redusert høstbart overskudd i de mest oppdrettsintensive områdene i Norge (Anon. 2012a, 2013, 2014). Dette er basert på omfattende undersøkelser av individuelle effekter av lakselus på livsfunksjon (fysiologiske og patologiske effekter) hos laksefisk, metaanalyser av feltforsøk som sammenligner marin vekst og overlevelse hos grupper av laksesmolt med og uten medikamentell beskyttelse mot lakselus, sannsynliggjøring av bestandseffekter fra overvåking av infeksjonsnivå hos villfisk kombinert med etablerte tålegrenser, samt dokumentasjon av bestandseffekter ved analyser av fangststatistikk og lakseinnsig. Selv om effekten av lakselus på laksebestander vil variere fra år til år og med forhold i vassdragene, infeksjonspress og overlevelsesforhold i havet, så vil et vedvarende høyt smittepress fra lakselus sammen med andre påvirkningsfaktorer kunne true laksebestanders levedyktighet, særlig når overlevelsesforholdene i havet er så dårlige som de generelt har vært i de siste 20-30 år. Karlsen mfl. (2016) gir en oppdatert kunnskapsstatus for lakselusmodellene, når og hvor fisken er i sjøen og effekter av lakselus på ville laksefiskbestander.

Lakselusovervåkingen (Bjørn mfl. 2012, 2013, Nilsen mfl. 2014, 2015) og Havforskningsinstituttets risikovurdering (Taranger mfl. 2013, 2014, Svåsand mfl. 2015, 2016) viser at infeksjonspresset fra lakselus på utvandrende laksesmolt gradvis økte i flere regioner fra 2010 til 2012 og avtok noe i 2013 og så økte igjen i 2014 og 2015 (**figur 8.2**). Resultatene fra 2015 viste at vill laksesmolt trolig ble negativt påvirket av lakselus i Hordaland (Hardanger og Nordhordland), Sogn og Fjordane (ytre Sognefjord), Møre og Romsdal (Storfjord), Sør-Trøndelag (Trondheimsfjorden) og Nordland (Nordfolda), og da spesielt sent utvandrende smolt i enkelte områder (Nilsen mfl. 2015, Svåsand mfl. 2016).



**Figur 10.2.** Andelen av overvåkede stasjoner langs norskekysten med lav, moderat eller høy risiko for bestandsreducerende påvirkning av lakselus på villaksbestander i perioden 2010 til 2015 (basert på data fra Svåsand mfl. 2016). Totalt antall overvåkede stasjoner hvert år er gitt overst i figuren.

Lakselus som trusselfaktor plasserer seg høyt både langs påvirkningsaksen og risikoaksen. Vurdering av denne trusselfaktoren i 2016 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2015. Kunnskapsgrunnlaget er vurdert som moderat godt, og usikkerheten om framtidig utvikling er også vurdert som moderat. I tillegg til at lus har en bestandsreducerende effekt (Krkošek mfl. 2013, Vollset mfl. 2016) kan også lus påvirke vekst hos fisk og føre til en senere kjønnsmodning (Vollset mfl. 2014).

Resistensutviklingen hos lakselus mot ulike behandlingsmidler overvåkes fortløpende i Norge (Grøntvedt mfl. 2016). Resultatene fra dette overvåkingsprogrammet viser at antall resepter på legemidler som brukes mot lakselus fortsatt er høy, men redusert i forhold til 2014. Redusert følsomhet og resistens mot medisinene som ble testet i bioassay er generelt utbredt langs kysten, men synes mindre fremtredende i sør (Agder). Sammenlignet med overvåkingen i 2014, synes det å være et ytterligere tap av følsomhet overfor deltametrin, azamethipos og emamektin benzoat i Finnmark. Resultatene for hydrogenperoksyd var generelt bedre enn for de andre legemidlene, men tap av følsomhet ble indikert på flere områder. En undersøkelse av resistens hos lakselus innsamlet fra vill laksefisk i Norge i 2014 ved Havforskningsinstituttet, viser at motstanden mot disse midlene er utbredt også hos parasitter på villfisk. Vurderingen av lakselus som trusselfaktor i 2016 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2015.

*Andre infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett*

Trusselbildet fra infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett har sammenheng med det store volumet av fisk i oppdrettsnæringen og de mange sykdomsutbruddene hos oppdrettsfisk. (Effekter av lakselus er vurdert som egen faktor og ikke inkludert her.) Mange av de alvorligste sykdommene i norsk laksefiskeoppdrett hadde en økning i antall lokaliteter med utbrudd i 2015 i forhold til 2013 og 2014. Denne økningen har trolig sammenheng med et økt smittepress mellom oppdrettslokalitetene. Dette gir grunn til å frykte at også ville laksefisk er utsatt for et økt smittepress. Dette gjelder både laks og sjøørret, og sjøørret som oppholder seg langs kysten i nærheten av oppdrettslokalitetene er trolig aller mest utsatt. I Norge finnes det ingen data fra langtidsserier fra systematiske undersøkelser på etablering, forekomst og effekt av infeksjoner hos villfisk som kan kobles til infeksjoner hos oppdrettsfisk. Infeksjoner knyttet til fiskeoppdrett er en faktor som det finnes svært lite kunnskap om, og hvor usikkerheten om framtidig utvikling er høy. Et bredt sammensatt utvalg av forskere under ledelse av Veterinærinstituttet utreder nå et forskningsprogram på dette temaet, som skal danne grunnlag for et framtidig overvåkingsprogram. Faktoren plasserer seg moderat høyt langs påvirkningsaksen og høyt langs risikosaksen. Infeksjoner fra fiskeoppdrett kan trolig ramme mange bestander i mange regioner, og er fraværende bare i områder med lite oppdrett (primært Sør- og Østlandet). Effekten på produksjonen av villaks er ukjent. Vitenskapsrådet har vurdert at effekten på norske laksebestander generelt er < 10 %, men understreker at dette er en usikker vurdering på grunn av kunnskapsmangel. Selv om kunnskapsmangelen er stor, har nyere forskning vist at det foregår en smitteoverføring fra oppdrettslaks til villaks for også andre infeksjoner enn lakselus (Garseth mfl. 2013). Det ikke er usannsynlig at smitteoverføringen og effekten er høyere i enkelte bestander og regioner. Med dagens teknologiløsninger i oppdrettsnæringen er det lite sannsynlig at det kan gjennomføres tiltak som effektivt beskytter villfisk. Slike infeksjoner er et aktivt problem som ventes å øke hvis produksjon i oppdrettsnæringen øker og medfører ytterligere produksjonstap i mange bestander. Risiko for at ytterligere bestander blir kritisk truet eller tapt er ikke endret i forhold til vurderingen i 2015.

*Infeksjoner påvirket av annen menneskelig aktivitet enn fiskeoppdrett*

Det finnes flere infektive organismer (virus, bakterier, sopp og parasitter) hos ville laksefisk som ikke nødvendigvis kan knyttes til oppdrettsvirksomhet, men som er påvirket av menneskelig aktivitet. (*G. salaris* er vurdert som egen faktor og ikke inkludert her.) Noen infeksjoner gir sykdom under spesielle miljøforhold, som for eksempel høye sommertemperaturer og lav vannføring som et resultat av klimaendringer og/eller fraføring av vann til kraftproduksjon. PKD (proliferativ nyresyke) er et eksempel på en parasittinfeksjon som kan medføre sykdom ved høye vanntemperaturer og lave vannføringer. Furunkulosebakterien kan medføre utbrudd under lignende betingelser. Faktoren plasserer seg moderat høyt både langs påvirknings- og risikoaksen. Som for infeksjoner knyttet til oppdrett, er plasseringen langs påvirkningsaksen i høy grad et resultat av at faktoren kan virke i mange bestander over store deler av landet, mens effekten på bestandene er moderate. Ulike tiltak har blitt pålagt og gjennomført, men det har i liten eller ingen grad vært studert om tiltakene har hatt ønsket effekt. Få effektive tiltak og klimascenario som tilsier økte sommertemperaturer i mange norske vassdrag, er viktig for at faktoren er plassert relativt høyt langs risikosaksen. Kunnskapsgrunnlaget er dårlig fordi det ikke finnes et overvåkingsprogram for infeksjoner på villfisk bortsett fra en nystartet overvåking av villaks som nesten utelukkende vektlegger virus som forårsaker sykdom hos oppdrettslaks. Vurderingen i 2016 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2015.

### *Rømt oppdrettslaks*

Rømt oppdrettslaks har påvirkning gjennom å være vektorer for infeksjoner, bidra til økt smittepress for lakselus, økologiske effekter gjennom konkurranse, samt genetisk påvirkning av bestandene (se kapittel 7 og Anon. 2009a). Her vurderes økologiske og genetiske effekter av rømt oppdrettslaks. Faktoren plasserer seg høyt både langs påvirkningsaksen og risikoaksen. Faktoren rammer nasjonalt. Den historiske effekten på lakseproduksjon er moderat, siden den har virket i få laksegenerasjoner. Med publiseringen av kvalitetsnormen for villaks (Anon 2016a), foreligger det nå styrket dokumentasjon for at innkryssning av rømt laks skjer i mange bestander, og i alle regioner av landet (resultatene publiseres også av Karlsson mfl. 2016 i en internasjonal vitenskapelig journal). En tredjedel av de vurderte bestandene ble klassifisert til å ha svært dårlig eller dårlig kvalitet etter delnorm genetisk integritet. Glover mfl. (2012) har tidligere vist genetiske endringer i 6 (sterkt signifikant i 4) av 21 undersøkte bestander (28 %) som kunne knyttes til innkryssning av rømt oppdrettslaks. I et oppfølgende arbeid med SNP-markører på 20 av disse bestandene (alle disse inngikk i kvalitetsnormvurderingen) fant de signifikante endringer i fem av bestandene, og viste samtidig at disse endringene medførte at de nåtidige genetiske profilene lå nærmere den genetiske profilen til en sammensatt prøve av oppdrettslaks enn de historiske prøvene (Glover mfl. 2013). Graden av innkryssning, det vil si andelen av gener i bestanden som stammer fra oppdrettslaks, ble kvantifisert og estimatene varierte fra 2-47 % for disse bestandene (Glover mfl. 2013). Det er en positiv sammenheng mellom målt innslag av rømt oppdrettslaks over tid og graden av innkryssning (Glover mfl. 2013). Likevel er kunnskapen om hvilke forhold som påvirker innkryssning av rømt oppdrettslaks i bestandene, og hvordan ulike bestander påvirkes av innkryssningen, fortsatt begrenset, men flere pågående prosjekter vil i de kommende årene bidra til økt kunnskap om dette. I rapporten fra det nasjonale overvåkningsprogrammet for forekomst av rømt laks i vassdragene, ble det vurdert at innslaget av rømt laks var over 10 % i prøver fra 17 av 165 undersøkte vassdrag i 2015 (Anon. 2016b), som er den grensen den nye forskriften om fellesansvar for utfisking av rømt oppdrettsfisk setter for når avbøtende tiltak skal planlegges. Dette er noe lavere enn i 2014 (30 bestander), og trendanalyser av innslaget rømt oppdrettslaks i høstbestandene viser en svak men signifikant nedgang over perioden 2006-2015. Samlet sett tilsier foreliggende undersøkelser og ny kunnskap at antall kritisk truede eller tapte bestander er større enn tidligere dokumentert, og er nå på nivå 4 (> 20 bestander, **tabell 8.1**).

Selv om oppdrettsnæringen har gjennomført omfattende tiltak som har redusert andelen laks som rømmer, og dette har redusert gjennomsnittlig andel rømt laks i prøver fra villaksbestandene om høsten fra i størrelsesorden 20 % til 10 %, så har økningen i antall oppdrettslaks medført at antallet oppdrettslaks som rømmer fortsatt er høyt. De siste årene har det vært en synkende tendens i andelen rømt oppdrettslaks i elvene om høsten, men likevel observeres det fortsatt høye innslag av rømt oppdrettslaks i prøver fra en del gytebestander. Andelen rømt oppdrettslaks i prøver fra gytebestandene i 2015 var gjennomsnittlig litt lavere enn i årene før, og samme tendens ble observert i prøver fra sportsfisket. Det er imidlertid uklart om antall rømt oppdrettslaks i elvene var lavere i 2015 enn i 2014, fordi en lavere andel kan skyldes det økte innsiget av villaks fra 2014 til 2015 (se kap 8). Nivåene av rømt oppdrettslaks er likevel fortsatt høyere enn bærekraftig nivå i mange vassdrag, slik det er definert både som menneskeskapt påvirkningsfaktor under kvalitetsnorm for laks og i Havforskningsinstituttets risikovurdering (Taranger mfl. 2014). Det er fare for at problemet vil opprettholdes, og fordi effekten på bestandene er kumulative (McGinnity mfl. 2003, Fraser mfl. 2010a,b), er det sannsynlig at effekten på villaksproduksjonen vil øke og at ytterligere bestander kan bli kritisk truet eller gå tapt.

Framtidig risiko for rømminger kan reduseres på grunn av strengere regler for krav til merder/nøter og opppankring (NYTEK forskriften<sup>3</sup>). Tiltak og reguleringer er under utvikling, og evaluering av årsaker til utslippsepisoder har medført strengere kontroll og oppfølging av forskriftens bestemmelser, med blant annet teknisk inspeksjon av anleggene utført av uavhengige aktører. Fiskeridirektoratet har også økt innsatsen for å evaluere effekten av tiltak mot smoltrømming, blant annet med kontroll av maskestørrelser i smoltmerder, samt elektrofiske i vassdrag med settefiskanlegg for å sjekke mulige utlipp. Ved rømmingsepisoder med kjent kilde pålegger Fiskeridirektoratet å kartlegge forekomst av rømt laks i nærliggende vassdrag, samt utfisking av disse i den grad det er mulig. Det er også ventet at nye konsesjoner vil bli pålagt strengere miljøkrav enn eksisterende konsesjoner. Dette kan blant annet innebære bruk av steril fisk. Nylig viste Glover mfl. (2016) i en analyse av mer enn 3800 rømte oppdrettslaks fra elver på Vestlandet, at når steril triploid laks rømmer, vandrer en mindre andel av disse opp i elvene sammenlignet med vanlig oppdrettslaks. Økt andel triploid laks kan dermed også redusere den økologiske belastningen på ville bestander ved at disse ikke opptrer i gyteområdene i samme grad som vanlig oppdrettslaks. Produksjon av triploid laks foregår imidlertid foreløpig kun i liten skala, og i Havforskningsinstituttets risikovurdering påpekes det at det har vært utfordringer knyttet til produksjonen, og at det er viktig med forskning og kontrollerte forsøk i liten og kommersiell skala for å få klarhet i hvordan triploid laks bør produseres (Svåsand mfl. 2016). Flere selskaper har også ulike typer lukkede anlegg under utvikling, noe som sannsynligvis vil kunne redusere risiko for rømming. Økt bruk av steril laks, tettere oppfølging av tekniske krav til anlegg, og utvikling av lukkede anlegg innebærer en økt satsing på forebyggende tiltak mot rømming og genetisk påvirkning på villaks.

Risiko for smoltrømminger kan reduseres som følge av forskriften som ble vedtatt i mai 2012 om en prøveordning der 20 % av produksjonskapasiteten til et settefiskanlegg kan ha økt individvekt fra normalt 250 gram til 1000 gram. Vi anser at det foreløpig ikke foreligger god nok dokumentasjon på at bruk av større smolt vil redusere problemet med smoltrømminger, og at dette vil redusere totalpåvirkningen på bestandene slik at det er grunnlag for å endre risikovurderingen. Det er fortsatt en begrenset del av smolten som produseres opp til størrelser over 250 gram før de settes ut. Kravene til maskevidder i merdene sammenlignet med smoltens størrelse har også blitt presisert. Dette vil også kunne bidra til å redusere rømmingstallene.

Det er også ventet at oppstarten av programmet for utfisking av rømt oppdrettslaks i elvene i regi av oppdrettsnæringens sammenslutning for utfisking av rømt oppdrettslaks (OURU, [www.utfisking.no](http://www.utfisking.no)) vil kunne bidra til at antallet rømt oppdrettslaks på gyteplassen i vassdrag med de største innslagene rømt oppdrettslaks reduseres. Med de metoder som foreligger per i dag (Næsje mfl. 2013) vil trolig utfisking primært gi særlig effekt i mindre vassdrag, og være en betydelig utfordring i store vassdrag (Næsje mfl. 2015). Det er derfor en rekke tiltak som over tid kan bidra til å redusere rømmingene eller skader fra disse, men mange av de omfattes foreløpig av en svært liten del av oppdrettsindustrien (steril fisk, stor smolt, lukkede anlegg), og det er klare ambisjoner om betydelig vekst i produksjonen (St. Meld. 16 [2014-2015]). Vitenskapsrådet har vurdert å endre verdien for «potensialet for effektive tiltak» fra 3 til 2,5, men avventer foreløpig mer kunnskap om effektene av de igangsatte tiltakene.

Kunnskapsnivået for påvirkningsfaktoren rømt oppdrettslaks er generelt godt, selv om det gjenstår å klarlegge mekanismene og sammenhengen mellom forekomst av rømt laks og innkrysning i villaksbestandene. Selv om det nå foreligger et betydelig større datagrunnlag for graden av innkrysning i ville bestander, vurderes kunnskapen om trusselen og dens effekt som moderat. Vi har kategorisert usikkerheten om framtidig effekt som moderat. Framtidig utvikling er vurdert ved modeller basert på studier av mekanismer og ekstrapolering fra forsøk over få

<sup>3</sup> [www.lovdata.no/cgi-wift/wiftldles?doc=/app/gratis/www/docroot/for/sf/fi/fi-20110816-0849.html&emne=akvakultur\\*&](http://www.lovdata.no/cgi-wift/wiftldles?doc=/app/gratis/www/docroot/for/sf/fi/fi-20110816-0849.html&emne=akvakultur*&)

generasjoner (Diserud mfl. 2012, 2013). Dokumenterte genetiske endringer i naturlige bestander som over tid har hatt høye innslag rømt oppdrettslaks (Glover mfl. 2012, 2013, Anon. 2016a, Karlsson mfl. 2016), gir støtte til de modellbaserte forutsigelsene av utviklingen, selv om det kan være stor og foreløpig uforklart variasjon i effekt mellom bestander. Trusselvurderingen i 2015 er endret i forhold til vurderingen i 2014, med en økning langs effektaksen og ingen endring langs risikoaksen.

#### *Menneskepåvirket predasjonstrykk*

Predasjon fra fugl, pattedyr og annen fisk er i utgangspunktet dødelighetsfaktorer som er en naturlig del av laksens liv. Predasjonstrykk kan imidlertid påvirkes av menneskelig aktivitet, for eksempel dersom aktiviteten endrer (1) forekomsten av predatorer, eller (2) tilgangen predatorene har til vassdraget. Eksempler på førstnevnte kan være regulering av fiske og jakt på predatorer, eller introduksjon og spredning av fremmede predatorarter. En indirekte effekt som endrer forekomst av predator kan være fiskeri (eller andre påvirkninger) som endrer forekomst og mengde av alternative byttedyr. Et eksempel på en aktivitet som endrer predatorenes tilgang til vassdrag kan være redusert isdekke om vinteren etter vassdragsreguleringer. Predasjon som påvirkningsfaktor er gjennomgått i Anon. (2010), hvor det også framgår at kunnskapsnivået om denne faktoren er noe begrenset. Usikkerheten om framtidig utvikling er vurdert som moderat. Faktoren plasserer seg midt langs påvirkningsaksen men lavt langs risikoaksen, basert på vurderinger ut fra dagens kunnskap. Vurderingen i 2016 er den samme som i 2013-2015.

#### *Klimaendringer*

I hvilken grad klimaendringer påvirker laks ble gjennomgått i en temarapport fra vitenskapsrådet i 2011 (Anon. 2011b). Fordi klimaendringer kan påvirke svært mange og ulike forhold i vassdragene (vannføring, vanntemperatur, vannkjemi) 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 kommet stadig flere studier som knytter bestandsendringer til klimaindeksjer (f. eks. Friedland mfl. 2013, Mills mfl. 2013). Det er imidlertid fortsatt stor usikkerhet om den framtidige utviklingen, spesielt for den enkelte bestand. Det er fortsatt også stor usikkerhet knyttet til hvor og når laks fra ulike vassdrag oppholder seg i ulike havområder, men pågående studier vil gi økt kunnskap. Klimaendring vil også påvirke vannkjemi i havet (Caldeira & Wickett 2005, Raven mfl. 2005). Økt konsentrasjon av CO<sub>2</sub> i lufta vil føre til mer oppløst CO<sub>2</sub> i havet og dette vil gjøre havet mindre basisk, såkalt havforsuring. Noen studier tyder på at denne nedgangen i pH vil være negativ for planktonorganismer og fisk, særlig fiskelarver (Munday mfl. 2009, Cripps mfl. 2011, Allan mfl. 2013, Chivers mfl. 2013, Lönnstedt mfl. 2013, Munday mfl. 2013). Andre studier (for eksempel Maneja mfl. 2012, 2014, 2015) tyder på at en senkning av pH tilsvarende det som kan ventes i havet ved slutten av dette århundret ikke har noen negative virkninger på undersøkte fiskelarver. Det er foreløpig ingen entydige resultater når det gjelder direkte påvirkning. Det er vanskeligere å vurdere mulige effekter som kan forplante seg gjennom næringskjedene, men det er neppe grunn til å tro at slike effekter vil vise seg i løpet av de neste 10-årene. Klimaendringer plasserer seg relativt lavt både langs risiko- og påvirkningsaksen, men kan flytte seg oppover risikoaksen om sammenhengene mellom særlig havklima og laksens vekst og overlevelse blir bedre dokumentert. Vurderingen i 2015 er den samme som i senere år.

### *Fysiske inngrep*

Fysiske inngrep inkluderer endringer i habitatforhold som kanalisering, forbygning og terskelbygging. Faktoren plasserer seg relativt høyt langs påvirkningsaksen men lavt langs risikoaksen. 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 påvirkningsaksen, mens innførte restriksjoner på slike tiltak (gjennom vannressursloven) og pågående restaurering trekker faktoren nedover risikoaksen. I 2016 ble det gjennomført et større restaureringsprosjekt i Mandalselva (blant annet fjerning av terskler). Storfloem på Vestlandet høsten 2014 har medført at det nå gjennomføres betydelige flomverntiltak i flere vassdrag. Dersom det ikke tas spesielle hensyn kan slike tiltak gi dårligere habitat for laksefisk, og det er usikkert hvor godt forhold for laksefisk blir ivaretatt. Kunnskapen om effekt av slike tiltak er god, og usikkerheten om framtidig utvikling er liten. Vurderingen i 2015 er ikke endret i forhold til vurderingen i 2014.

### *Fremmede arter*

Med fremmede arter mener vi her fiskearter som har blitt introdusert utenfor sitt naturlige utbredelsesområde. Dette kan være arter som har blitt flyttet fra sitt naturlige opprinnelsessted ved hjelp av mennesker (primær introduksjon), eller arter som har spredd seg videre fra en primær introduksjon ved egen hjelp (sekundær introduksjon). Blant slike fiskearter som kan påvirke laksebestander er blant annet regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*), pukkellaks (*Oncorhynchus gorboscha*), ørekyt (*Phoxinus phoxinus*), sandkryper (*Gobio gobio*), gjedde (*Esox lucius*), sørv (*Scardinius erythrophthalmus*), suter (*Tinca tinca*) 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. Gjerdde kan påvirke ved å spise smolt og yngre livsstadier. Karpefiskene kan spise yngel, opptrer som næringskonkurrenter og bidrar til en eutrofiering. Sørv forekommer i dag i to elver i Aust-Agder og opptrer i et økende antall innsjøer. Denne spredningen skyldes mest sannsynlig bruk av sørv som levende agn. I begge elvene kan økt mengde sørv ha bidratt til å øke tetthet av gjerdde. Hvitfinnet ferskvannsulke ble i 2014 for første gang oppdaget i Tunnsjøen øverst i Namsenvassdraget (Heggberget mfl. 2015). Det er uklart om arten har spredd seg til dette området ved egen hjelp, eller om spredningen skyldes menneskelig aktivitet. Klimaendringer kan føre til økt sekundær spredning av enkelte av disse artene, men usikkerheten om dette er stor.

Pukkellaks er en art som nå ser ut til å være etablert i elver lengst nord i landet, særlig i Varanger, og som opptrer sporadisk i resten av landet (registrert helt sør til Agder i 2015). Det er usikkert i hvilken grad pukkellaks gir negative effekter på laks i Norge (Gjelland & Sandlund 2012, Jensen mfl. 2013). Pukkellaks kommer opp i elvene relativt sent, gyter i hovedsak før laks (august og tidlig september) i nedre deler av elvene, og yngelen forlater elva kort tid etter klekking. Det er ukjent om pukkellaks eventuelt kan bidra til sykdom hos laks i vassdragene. I løpet av de siste tiår har oppdrettsproduksjonen av regnbueørret økt betydelig (Anon. 2011b). Dette har ført til en betydelig økning i antall rømte regnbueørret, og mange av disse vandrer opp i elvene. I 2015 ble regnbueørret i hovedsak funnet i vassdrag fra Sogn til Nord-Trøndelag. Ved et vedvarende høyt antall rømte fisk er det en økende fare for at regnbueørret etablerer seg i norske vassdrag, siden sannsynligheten for etablering øker med økende antall regnbueørret som over år vandrer opp i den samme elva (Anon. 2011b). Om regnbueørret etablerer seg i norske vassdrag kan det få betydelige negative konsekvenser for opprinnelig fauna, og særlig for sjøvandrende laksefisk, som vil konkurrere med regnbueørret (Anon. 2011b).

Denne påvirkningsfaktoren plasserer seg relativt lavt langs begge aksene. Der effekten på produksjon er anslått har den vært relativt lav. Vurderingen av fremmede arter i 2016 er ikke endret fra vurderingene i 2013-2015.



*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 diskusjon i Anon. 2011b). Det er sannsynlig at disse endringene kan knyttes opp mot klimaendringer, og behandles under klima som trussel. Det er også funnet støtte for at beiteforholdene i havet kan påvirke laksens vekst og overlevelse (se Anon. 2011b), men foreløpig er det ikke publisert studier som belyser hvordan bestandene av andre pelagiske arter som er potensielle næringskonkurrenter til laksen, og forvaltningen av disse, innvirker på laksens vekst og overlevelse i havet (se omfattende vurdering av bruk av havøkosystemperspektiv i forvaltningen i Anon. 2014). I perioden 1995 til 2009 ble det observert en nedgang i mengden av plankton i Norskehavet, da nivået var på ca. 40 % av langtidsgjennomsnittet for dataserien. Siden da har planktonmengden økt igjen, og var i 2014 oppe på 9,2 g tørrvekt/m<sup>2</sup>, som er noe over langtidsgjennomsnittet (Bakketeig mfl. 2015). Vurderingen i 2016 er ikke endret i forhold til vurderingene i 2013-2015.

## 8.2 Effekter av flere faktorer som skjer samtidig

Vurderingene av trusselfaktorer er gjort for hver enkelt påvirkning. Vi vil understreke at kunnskapen om effekten av at flere påvirkninger (multiple stressors) skjer samtidig er mangelfull. Resultater av vekselvirkninger mellom ulike faktorer kan være komplekse, ikke-lineære og uforutsigbare.

Påvirkning av for eksempel flere stoffer samtidig kan gi mindre, samme eller større effekt enn enkeltstoffene gir hver for seg. Mens kunnskap om enkeltstoffer har gitt grunnlag for å utarbeide grenseverdier (se f.eks. Anon. 2011a), er det lite kunnskap om den samlede biologiske effekten av spesifikke sammensetninger av ulike stoffer. Weber mfl. (2008) studerte den kombinerte effekten på fisk i Sudbury, Canada av gruveavrenning (acid mine drainage, AMD), avrenning fra et kloakkrenseanlegg og urban avrenning. De klarte ikke å påvise en slik additiv effekt. Merovich mfl. (2007) viste imidlertid at biologisk gjenhenting var rask etter påvirkning av enten AMD eller varmtvann fra et kjernekraftverk i rennende vann, men ikke etter en kombinert påvirkning av begge ved relativt lave nivåer. Segner mfl. (2014) peker på at påvirkning av flere ulike stoffer samtidig kan resultere i uventede økologiske effekter (ecological surprises). Lakselus, parasitter og andre infeksjoner vil dessuten kunne gi mindre motstandskraft og dermed svekke laksens tåleevne for miljøgifter.

Norske undersøkelser av vekselvirkninger mellom lakselus og forsuring på laks viste at laksesmolt eksponert for forsuring i ferskvann var mer sårbare for lakselus enn kontrollfisk holdt i vann med god vannkvalitet (Finstad mfl. 2007, 2012). Sårbarheten for lakselus var imidlertid mindre hvis det var en restitusjonsperiode etter forsuringsepisoden før fisken ble eksponert for lakselus. Det vil si at tidspunktet for og intensiteten av forsuringperioder er avgjørende for lakselusinfeksjon.

## 8.3 Samlet vurdering

Rømt oppdrettslaks, lakselus, *Gyrodactylus salaris*, sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår i analysene som bestandstrusler (**figur 8.1** og **8.3**). Av disse truslene framstår rømt oppdrettslaks og lakselus som klart ikke-stabiliserte bestandstrusler. Rømt oppdrettslaks er den største bestandstrusselen, både ved at den utgjør den største påvirkningen og den største risikoen for ytterligere framtidig reduksjon og tap av bestander. *G. salaris*, sur nedbør,

vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår som stabiliserte bestandstrusler med lavere risiko for ytterligere framtidig redusert produksjon og tap av bestander. Trusselvurderingen er lite endret i forhold til forrige vurdering, som ble gjort i 2015, men påvirkningsgraden av rømt oppdrettslaks har økt på grunn av at det er dokumentert genetisk påvirkning av oppdrettslaks i et større antall villaksbestander.

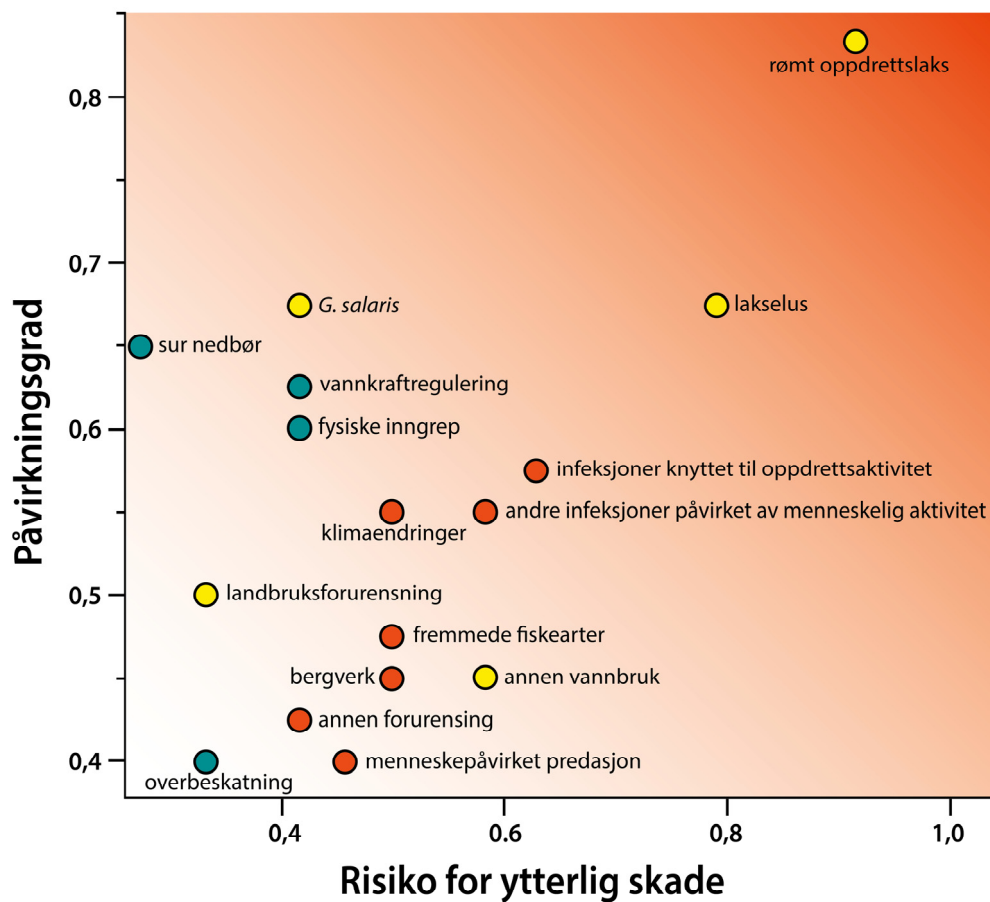
Rømt oppdrettslaks og lakselus framstår som to klart ikke-stabiliserte bestandstrusler ved at de har en høy plassering både på påvirkningsaksen (særlig rømt oppdrettslaks) og risikoaksen. Lakselus vil bare under høye infeksjonstrykk over flere år være en bestandstrussel alene, men i samspill med andre trusler, og spesielt rømt oppdrettslaks, kan lakselus true bestander. Rømt oppdrettslaks er en direkte trussel mot bestandenes genetiske integritet, og kan bidra til redusert villaksproduksjon.

Parasitten *G. salaris* er også en bestandstrussel med relativt høy påvirkningsgrad og risiko, men trusselen er vurdert som mer stabilisert i 2015 og 2016 enn ved tidligere vurderinger, siden tiltaksplaner og vellykkede utryddelsesaksjoner har medført at det gjenoppbygges stedegne bestander av laks i tidligere infiserte vassdrag. Tiltakene har også begrenset risikoen for spredning til nye vassdrag.

Sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår i analysen som stabiliserte bestandstrusler, ved at de har en høy plassering langs påvirkningsaksen, men lavere plassering på risikoaksen enn rømt oppdrettslaks, lakselus og *G. salaris*. De negative effektene av disse truslene gjør bestandene sårbare ovenfor andre trusler. Sur nedbør ligger lengst nede langs risikoaksen, og framstår som den klart mest stabiliserte av disse tre truslene. Det er imidlertid økt usikkerhet knyttet til endringer i kalsium i områder rammet av sur nedbør.

Infeksjoner knyttet til oppdrettsaktivitet, infeksjoner knyttet til annen menneskelig aktivitet, samt klimaendring, ligger nærmest de ikke-stabiliserte bestandstruslene, og midt i diagrammet. Et viktig poeng når det gjelder disse bestandstruslene er at kunnskapen er spesielt dårlig og usikkerheten om framtidig utvikling stor. Særlig når det gjelder infeksjoner knyttet til oppdrettsaktivitet er risiko for ytterligere skade så høy at det er bekymringsverdig at overvåkingen er mangelfull og kunnskapsgrunnlaget er så dårlig som det er i dag.

Overbeskatning ble i vurderingen i 2011 (Anon. 2011c) flyttet betydelig nedover langs påvirkningsaksen. Årsaken er de betydelige restriksjonene som har blitt innført, som har gitt god effekt. En rekke andre trusler ligger ned mot venstre hjørne i diagrammet og framstår dels som stabiliserte påvirkninger (forurensninger, landbruksforurensninger, predasjon og annen vannbruk) eller trusler som ennå ikke er spesielt aktive (fremmede arter) men som *kan* bevege seg opp og mot høyre. I denne gruppa ligger landbruksforurensning lengst oppe langs påvirkningsaksen (men lavt langs risikoaksen), og annen vannbruk lengst opp langs risikoaksen (men lavt langs påvirkningsaksen). Bergverk plasserer seg også i denne gruppa. Et viktig aspekt ved flere av truslene i denne delen av diagrammet er at kunnskapsnivået er spesielt dårlig og usikkerheten om framtidig utvikling stor.



**Figur 8.3.** Plassering av de ulike trusselfaktorene i et påvirknings- og risikodiagram. Faktorene kan grovt kategoriseres etter systemet som er vist i **figur 8.1** og bakgrunnsfargen illustrerer alvorlighetsgrad (mørk farge mest alvorlig). 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).

## 9 PÅVIRKNINGSANALYSE FOR LAKSEBESTANDER VURDERT ETTER KVALITETSNORMEN

### 9.1 Metoder

Dersom klassifiseringen etter kvalitetsnormen for villaks viser at god kvalitet ikke er oppnådd for en bestand, bør det i henhold til naturmangfoldlovens paragraf 13 lages en plan hvor årsakene kartlegges og tiltak vurderes. Til hjelp i kartleggingen av årsakene er det utviklet effektindikatorer for menneskelige påvirkninger. Disse er beskrevet i kongelig resolusjon om kvalitetsnorm for laks, men er ikke en del av selve normen. Effektindikatorerne gir en vurdering av de enkelte påvirkningsfaktorene basert på den effekt de er antatt å ha ut fra dagens kunnskap. Graden av påvirkning er inndelt i en firedelt skala, fra ingen til stor effekt, og vurderes i utgangspunktet i form av prosentvis reduksjon i størrelsen på gytebestanden (Anon. 2011a, se under). Påvirkningsfaktorene vurderes over samme femårsperiode som kvalitetsnormen (2010-2014 for denne første klassifiseringen). I henhold til resolusjonen ansees effektindikatorerne som et fleksibelt instrument som skal oppdateres med økt kunnskapsgrunnlag.

	Ingen	Liten	Moderat	Stor
% reduksjon i gytebestand	0	< 10	10-30	> 30

Etter at de første 104 laksebestandene ble klassifisert etter kvalitetsnormen vinteren 2015 (Anon. 2016a) fikk vitenskapsrådet i oppdrag å gjennomføre en analyse av menneskelige påvirkninger for de klassifiserte bestandene. Det er 11 effektindikatorer, hvorav fire er knyttet til vannkjemiske forhold og to til vassdragsinngrep. De fem øvrige er knyttet til *Gyrodactylus salaris*, rømt oppdrettslaks, fremmede fiskearter, lakselus og overbeskatning. Nedenfor beskriver vi datagrunnlag og metoder for klassifisering for hver av indikatorene. I beskrivelsene inngår ikke den faglige dokumentasjonen for hvordan de ulike påvirkninge virker på laksebestandene. Dokumentasjonen er oppsummert i vitenskapsrådets utredning av indikatorene (Anon. 2011a) og i flere av våre tidligere rapporter.

#### *Gyrodactylus salaris*

Fordi parasitten *G. salaris* har svært stor effekt på laksebestander i Norge klassifiseres effekten enten som stor når parasitten er påvist i et vassdrag, eller som ingen effekt når den ikke er påvist:

	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Påvisning av <i>Gyrodactylus salaris</i>	Nei	Ikke aktuell	Ikke aktuell	Ja

Vi har brukt vitenskapsrådets egen oversikt over utbredelse og status for *G. salaris* i klassifiseringen (Anon. 2015b, kapittel 8). Bestander hvor parasitten aldri har vært påvist eller hvor vassdraget er friskmeldt etter behandling ble klassifisert til å ha ingen effekt, mens bestander i vassdrag som fortsatt har parasitten i vassdraget, eller som er behandlet men ikke friskmeldt, ble klassifisert til stor effekt.

### Vannkjemiske forhold

For eutrofiering, forsurening og metallpåvirkning er det indikatorer for fosfor, nitrogen, flere forsureningsparametere og kobber:

#### Fosfor (totalt fosfor, TotP, µg/l)

Region	Vanntype	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Lavland	Kalkfattig, klar	< 11	11-17	17-30	> 30
Lavland	Kalkfattig, humøs	< 17	17-24	24-45	> 45
Lavland	Moderat kalkrik, klar	< 15	15-21	21-38	> 38
Lavland	Moderat kalkrik, humøs	< 20	20-29	29-53	> 53

#### Nitrogen (totalt nitrogen, TotN, µg/l)

Region	Vanntype	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Lavland	Kalkfattig, klar	< 300	300-400	400-575	> 575
Lavland	Kalkfattig, humøs	< 300	400-500	500-800	> 800
Lavland	Moderat kalkrik, klar	< 375	375-450	450-700	> 700
Lavland	Moderat kalkrik, humøs	< 450	450-550	550-900	> 900

**Forsuring** (Bruken av gjelle-Al må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Klassegrenser for gjelle-Al (µg/g gjelle tørrvekt), pH, LAI (µg Al/l) og ANC (µekv/l). Verdiene er delt mellom effekt på smoltproduksjon og sannsynlig effekt på sjøoverlevelse.)

	Parameter	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Smoltproduksjon	Gjelle-Al*	< 100	100-200	200-400	> 400
Sjøoverlevelse	Gjelle-Al*	< 10	< 15	15-45	> 45
Smoltproduksjon	pH	> 5,9	5,9-5,6	5,6-5,2	< 5,2
Sjøoverlevelse	pH	> 6,4	6,4-6,2	6,2-6,0	< 6,0
Smoltproduksjon	LAI	< 10	10-20	20-30	> 30
Sjøoverlevelse	LAI	< 5	5-10	10-15	> 15
Smoltproduksjon	ANC	> 50	50-30	30-10	< 10
Sjøoverlevelse	ANC	> 50	50-40	40-20	< 20
Samlet vurdering		Ingen effekt + Ingen effekt	Ingen effekt + Liten effekt	Liten effekt + Liten effekt eller Moderat effekt + Ingen effekt	Alle andre kombinasjoner

\* Bruk av gjelle-Al forutsetter at kilden til Al er forsurening.

#### Kobber (µg/l)

	Parameter	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Smoltproduksjon	Kobber	< 2	2-4	4-8	> 8

Påvirkning av næringssaltene nitrogen og fosfor, aluminium i surt vann, og tungmetaller er antatt å skyldes henholdsvis landbruk/kloakk, sur nedbør og gruver/industribedrifter. Mens sur nedbør og effekter i vann hovedsakelig skyldes langtransporterte forurensninger, skyldes forhøyede konsentrasjoner av fosfor og metaller hovedsakelig kilder i nedbørfeltet. Forurenset nedbør er imidlertid også en stor bidragsyter til nitrogen i vassdrag i de sørligste fylkene.

For alle kritiske vannkjemiske parametere er det gitt grenseverdier både i vannforskriften og for påvirkningsanalysen under kvalitetsnormen for laks (se ovenfor). Vannforekomster skal i henhold til vannforskriften først typifiseres (dvs. finne vanntype med sine respektive referanseverdier) og deretter klassifiseres med hensyn til økologisk tilstand i en av fem tilstandsklasser (**tabell 9.1**). Påvirkningsanalysen for laks følger stort sett samme metodikk med typifisering og deretter klassifisering av påvirkningen i en av fire effektklasser.

Den kjemiske tilstanden i henhold til vannforskriften fastsettes ved å undersøke om konsentrasjonen av den gjeldende miljøgiften (utvalgte metaller og organiske miljøgifter) er over eller under en vanntypeuavhengig grenseverdi. Denne metoden (vanntypeuavhengig klassifisering) skal brukes både for forsuringsparametere og tungmetallet kopper (Cu) i påvirkningsanalysen.

Effektindikatorerne i påvirkningsanalysen er utviklet som et fleksibelt verktøy. Vitenskapsrådet har modifisert kriteriesettet noe for effekten av eutrofiering og forsurening.

Mens fosfor (P) og nitrogen (N) er sidestilt i kriteriesettet over, har vi lagt størst vekt på P-konsentrasjoner for påvirkninger som kan resultere i eutrofiering. Det er fordi det normalt er fosfor som begrenser begroing og vekst av planter i elver. Nitrogen kan i visse tilfeller være begrensende, men det er der tilførselen av fosfor er svært stor. Slike forhold gjør seg vanligvis ikke gjeldende i laksevassdrag. Dette er samme vurderinger som gjøres for klassifisering i henhold til vannforskriften. Langtransportert forurenset luft og nedbør er dessuten, som allerede antydnet, en viktig kilde til nitrogen i vassdrag i Sør-Norge, men en ubetydelig kilde for fosfor. Forholdsvis høye N-konsentrasjoner skyldes derfor ikke nødvendigvis uønsket påvirkning fra landbruk og kloakktilførsler i vassdragets nedbørfelt. Dette har betydning når man skal vurdere eventuelle forurensningsbegrensende tiltak.

Forsuring av vassdrag skyldes påvirkning av sur nedbør, men naturens tålegrense for forsurening avgjør hvor stor effekten blir. Mange vassdrag på Vestlandet har svært lav tålegrense, og med det følger også svært lave konsentrasjoner av kalsium (Ca) og forholdsvis lav pH. Dette er ikke vektlagt i effektkriteriene over fordi forsureningskriteriene er satt uavhengig av vanntype. I den nyeste versjonen av vannforskriften er det imidlertid også innenfor vanntypen svært kalkfattig (Ca < 1 mg/L) en ytterligere oppdeling i fire typer etter Ca-konsentrasjonen. pH i de aller mest kalkfattige vannforekomstene (Ca < 0,25 mg/L) kan ha naturgitte pH-verdier helt ned mot 4,8. I svært kalkfattige laksevassdrag (Ca < 1 mg/L) som kan ha en forsureningspåvirkning, har vi derfor brukt de nye grenseverdiene for pH i vannforskriften. Det foreligger imidlertid lite data som gir grunnlag for oppsplitting i de fire svært kalkfattige vanntypene. Vi har derfor brukt de pH-grensene som gjelder for vanntypen med en Ca-konsentrasjon på 0,75-1,00 mg/L. Her er pH 5,6 grenseverdien mellom god og moderat tilstand i klart vann. I vassdrag med Ca-konsentrasjoner under 0,75 mg/L kan denne pH-grensen være for streng.

Klassifisering av norske vannforekomster er allerede gjennomført i regi av vannregionmyndigheten i hver av de 11 vannregionene Norge er delt inn i. Det vil si at vanntyper skal være fastsatt og at vannforekomstene skal være plassert i en av de fem klassene med hensyn til økologisk tilstand. Denne klassifiseringen er dokumentert på to hovedmåter: Resultatet av klassifiseringen er gitt i Vann-Nett (<http://vann-nett.no>) og måldata er rapportert til og gjort tilgjengelig i Vannmiljø (<http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>). Vitenskapsrådet har vurdert det som mest hensiktsmessig å bruke disse to kildene som grunnlag for denne første versjonen av påvirkningsanalysen. Det har dermed vært mulig å bruke klassifiseringen som

allerede er gjort for de 104 aktuelle laksevassdragene og også kvalitetssikre denne klassifiseringen mot data i Vannmiljø. I **tabell 9.1** er det vist hvordan klassifisering i henhold til vannforskriften er koplet til påvirkningsanalysens fire klasser. For å kunne klassifisere så mange vassdrag som mulig ble det i noen tilfeller brukt data som var noe eldre enn vurderingsårene (2010-2014) samt fra 2015.

**Tabell 9.1.** Vitenskapsrådets kopling mellom vannforskriftens og påvirkningsanalysens klassifisering.

Grad av påvirkning (kvalitetsnormen)	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Klasse	1	2	3	4
Økologisk tilstand (vannforskriften)	Svært god	God	Moderat	Dårlig + svært dårlig

Det må understrekes at datagrunnlaget både for fastsettelse av vanntype og klassifisering er svært variabelt fra vassdrag til vassdrag. Det ser også ut til å være en geografisk forskjell, i og med at hovedtyngden av vassdrag med lite eller ingen data i Vannmiljø først og fremst finnes i Møre og Romsdal og i den nordligste landsdelen. I RID-vassdragene (Comprehensive Study on Riverine Inputs and Direct Discharges) er det forholdsvis store måleprogrammer for alle nødvendige parametere (næringsalter, forsuringsparametere og metaller), mens det i en del andre vassdrag (32) ikke eksisterer målestasjoner eller måldata for vannkjemi i Vannmiljø. Alle de 104 elvene er imidlertid typifisert, men hva som er grunnlaget i vassdragene der det ikke finnes måldata i Vannmiljø er uklart. I enkelte vassdrag har vi endret den fastsatte typifiseringen i tråd med data i Vannmiljø.

### Rømt oppdrettslaks

Klassifiseringen av effekten av rømt oppdrettslaks er basert på den såkalte årsprosenten, som er en kombinasjon av andelen av rømt oppdrettslaks i prøver fra sportsfiskesesongen og overvåking nær gyttesesongen i elvene om høsten:

	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Prosent rømt oppdrettslaks i gytebestand (årsprosent)	< 1	1-4	4-10	> 10

Den nasjonale overvåkingen av rømt oppdrettslaks ble brukt som grunnlag (Anon. 2016b). I tilfellene der bare en av de to andelene er tilgjengelig (dvs. enten fra sportsfisket eller fra overvåkingen om høsten), kan årsprosenten estimeres ut fra den som er undersøkt. I de tilfellene der det bare fantes estimater fra sportsfiskesesongen og gjennomsnittet for perioden var null eller nær null, ble påvirkningen satt til ingen effekt. Bare vassdrag som det fantes data fra ble klassifisert.

### Fremmede fiskearter

Klassifiseringen er basert på kvalitative beskrivelser i to indekser for henholdsvis forekomst og reproduksjon av de to mest aktuelle fremmede fiskeartene, regnbueørret som rømmer fra oppdrett, og pukkellaks, som primært kommer fra utsettinger og etablerte bestander i nordvestre Russland (Kvitsjøen):

	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Forekomst av regnbueørret/pukkellaks	Ikke observert	Sjelden	Hyppig	Dominerende
Reproduksjon av regnbueørret/pukkellaks	Ikke observert	Gyting, men ikke avkom observert	Avkom observert, men ingen etablering	Etablert bestand

Den strengeste av de to vurderingene blir samlet effekt. Det finnes ikke noen nasjonal oversikt over forekomsten av disse fiskeartene i laksevassdragene. Vitenskapsrådet spurte i 2015 om forekomsten av disse artene i skjema som sendes til Fylkesmannens miljøvernavdeling, der vi kartlegger beskatningsforhold i vassdrag hvor oppnåelse av gytebestandsmål vurderes. Skjema ble dels fylt ut dels av representanter fra Fylkesmannens miljøvernavdeling i dialog med lokale kilder, og dels av Fylkesmannens representanter alene basert på egen lokalkunnskap, og dels av kun lokale kilder. Dessverre fikk vi ikke svar på dette spørsmålet fra alle fylker eller vassdrag, og det er lite sannsynlig at alle som har svart, har full oversikt over fangster av de to artene. Det finnes også noen registreringer av regnbueørret i Artsdatabankens database og om pukkellaks i faktaark (Gjelland & Sandlund 2012). Hesthagen og Sandlund (2016) gir en fylkesvis oversikt over spredning av en rekke fiskearter i Norge, inkludert regnbueørret og pukkellaks, basert på 11 ulike informasjonskilder. Pukkellaks har også blitt registrert i gytefisktelinger i noen vassdrag. I tillegg har vi fått muntlig informasjon fra lokale kilder om forekomst av pukkellaks i Finnmark, og det har vært en del presseoppslag om fangster av pukkellaks lengre sør. På grunn av det ufullstendige datagrunnlaget, kan det hende at artene er observert i vassdrag uten at vi har fått denne informasjonen. Noen vassdrag kan derfor være klassifisert til ingen effekt (grønt), selv om artene er observert i vassdraget. Fordi vi mangler en systematisk oversikt over forekomst av artene over flere år kan vi heller ikke vurdere hyppighet av forekomst (den første indeksen), og vi klassifiserte til liten effekt (gult) der vi hadde informasjon om at artene var observert. Som det framgår av trusselvurderingen (kapittel 8) er det høyst usikkert i hvilken grad pukkellaks medfører negative effekter på laksebestander. Pukkellaks skiller seg i flere livshistorietrekk vesentlig fra laks, og primært ved at de har et kort opphold i ferskvann etter klekking (oppsummert for norske forhold i Gjelland & Sandlund 2012 og Jensen mfl. 2013). Russiske forskere anser ikke pukkellaks som noen trussel mot laks der de forekommer sammen i vassdrag i Kvitsjøen, men vi er ikke kjent med at konkurranseforhold mellom artene er dokumentert. På den annen side kan både forekomst og etablering av regnbueørret, blant annet på grunn av biologiske likheter med laks, potensielt gi store effekter (se oppsummering i Anon. 2011b). Det er ingen kjente etablerte bestander av regnbueørret i laksevassdrag i Norge, mens det er påvist både gyting, yngel og smolt av pukkellaks i Øst-Finnmark. På grunn av at vi antar at etablering av pukkellaks har betydelig mindre effekt enn eventuell etablering av regnbueørret, ble ingen bestander gitt stor effekt (rødt) på grunn av pukkellaks, selv der informasjon antyder at en bestand kan være under etablering eller er etablert. Vi har imidlertid like kunnskap om for eksempel infeksjoner hos pukkellaks, og i hvilken grad infeksjoner kan overføres til og ha negativ effekt på norske laksebestander.



## Lakselus

Klassifiseringen av effekt av lakselus er basert på et system for å estimere effekter på laksebestander ut fra en luseindeks basert på tålegrenser for laksesmolt:

	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Estimert bestandsreduksjon ut fra luseindeks	< 5 %	5-10 %	10-30 %	> 30 %

Dette systemer er i prinsippet det samme som brukes i Havforskningsinstituttets risikovurderingen av fiskeoppdrett, med unntak av at klassen lav risiko her er delt i ingen og liten effekt. Bestandsreduksjon på grunn av lakselus kan estimeres fra overvåkingsdata for villfisk (laks og sjørøret), men fordi overvåkingsprogrammet langt fra dekker hele landet blir estimatene av infeksjonsrisiko og bestandseffekter i økende grad basert på modeller. Det er i dag to modellverktøy som benyttes, utviklet under ledelse av henholdsvis Havforskningsinstituttet og Veterinærinstituttet (Karlsen mfl. 2016). Begge modellene tar utgangspunkt i lakselusenivåene i oppdrettsanleggene, men har forskjellige modeller for spredning av luselarvene. I utgangspunktet ønsket vitenskapsrådet å benytte resultater fra begge modellene, men på grunn av kapasitetsbegrensninger har vi ikke mottatt estimater fra Havforskningsinstituttet. Veterinærinstituttets modell er validert (Kristoffersen mfl. 2014, Qviller mfl. 2016, Aldrin 2016), og gir gode korrelasjoner mellom beregnet smittepress og lusepåslag i oppdrettsanlegg og smoltbur («vaktbur» som inngår i lakselusovervåkingen). Dette gir støtte for at Veterinærinstituttets modell er et egnet grunnlag for effektklassifiseringen.

Basert på geografisk plassering av utløp til sjø for de klassifiserte bestandene har forsker Peder A. Jansen ved Veterinærinstituttets estimert en luseindeks for hvert av smoltårene 2007-2013, som representerer laks som returnerte til elvene i løpet av årene 2010 til 2014 (vurderingsperioden for kvalitetsnormen). Det ble antatt at smolten vandrer korteste vei ut til grunnlinja, og indeksen oppsummerer lusebelastning ved passasje av de høyeste tetthetene av lakselus fra oppdrett under denne utvandringen. Utvandringstidspunkt for smolt varierer mye langs kysten, og skjer senere i nord enn i sør. Basert på kunnskapsoppsummeringen om tidspunkt for utvandring av laksesmolt i norske bestander i Ugedal mfl. (2014) og modellprediksjonene fra den internasjonale sammenstillingen i Otero mfl. (2014), ble følgende fem perioder for utvandring benyttet: mai, mai/juni, juni, juni/juli og juli. Hver bestand ble plassert i en av disse gruppene. Luseindeksene ble beregnet for hver av månedene mai, juni og juli, og gjennomsnittet fra de to månedene ble benyttet for utvandring i mai/juni og juni/juli.

Modellen beregner en relativ luseindeks (uten benevnning) som i det oversendte materialet har verdier fra 0 til 3129. Det finnes per i dag ingen etablert direkte sammenheng mellom indeksverdiene og antall lakselus på fisken som kan brukes videre til å estimere lakselusindusert dødelighet og effekter på laksebestandene. Vitenskapsrådet valgte å kalibrere indeksene ved å benytte Havforskningsinstituttets risikovurdering (Svåsand mfl. 2016), som både gir estimater av lakselusrelatert dødelighet og klassifisering av risiko for laksesmolt (periode 1) for årene 2010 til 2013 basert på forekomst av lakselus på innsamlet villfisk (Svåsand mfl. 2016). Vi valgte først ut stasjoner og år med høy risiko, og samlet for hver av disse luseindekser for en bestand som vi anså som representativ for fjordsystemet der stasjonen ligger (bestander i vassdrag der utvandringsruten ligger innenfor stasjonen). Vi brukte medianverdien (indeks 409) blant disse bestandene som nedre grense for stor effekt (rødt). Deretter antok vi at bestandsreduksjonen avtar proporsjonalt fra 30 til 0 %. Aldrin (2016) viste direkte proporsjonalitet mellom indeksverdiene og påslag av lakselus på fisk i bur. En slik antagelse gir en øvre grense for ingen effekt (5 % bestandsreduksjon) på luseindeks 68 og en grense mellom

liten og moderat på indeksverdi 136. For å sjekke grensen for ingen effekt valgte vi ut stasjoner i risikovurderingen som over tid hadde lav risiko, og som derfor ligger i områder med lavt smittepress. Maksimum luseindeks blant disse var 63, altså svært nær grensen basert på direkte proporsjonalitet. Oppsummert gir dette følgende system:

- Ingen effekt: Luseindeks < 69
- Lav effekt: Luseindeks 69-135
- Moderat effekt: Luseindeks 136-408
- Stor effekt: Luseindeks ≥ 409

Det er usikkerhet i alle trinnene fra luseforekomst i anleggene og fram til en klassifisering av bestandeffekter på enkeltbestander. I arbeidet med trafikkløssystemet for regulering av oppdrettsnæringen er det forventet at sammenhengen mellom infeksjonspress estimert i de to modellverktøyene og lusenivå på villfisk vil bli etablert, og disse verktøyene vil framover gi bedre grunnlag også for en klassifisering av lakselus som påvirkningsfaktor under kvalitetsnormen.

### Vassdragsinngrep

I denne første påvirkningsanalysen ble vassdragsinngrep begrenset til klassifisering av effekter av regulering for kraftproduksjon. Det finnes også andre inngrep som påvirker vannføringsforhold (uttak av vann til industri, vanning, kommersielt oppdrett og kultiveringsanlegg), men slike inngrep har vanligvis effekt primært i små vassdrag, og det er trolig få eller ingen slike inngrep i de vassdragene som behandles i denne rapporten. Vassdragsinngrep klassifiseres etter to effektindikatorer:

#### Vassdragsinngrep I

	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Netto reduksjon i vanndekt areal (%)	0	< 15	15-25	> 25

#### Vassdragsinngrep II

	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Redusert smoltproduksjon (%)	0	< 15	15-25	> 25

Vassdragsinngrep I skal fange opp effekten av at vann er ført bort fra hele eller deler av lakseførende strekning. Dette kan være vassdrag der vann fra deler av nedbørsfeltet er ført bort for kraftproduksjon i et annet vassdrag, eller er tatt inn i et kraftverk med utløp til sjøen. I andre tilfeller er det kraftverk som tar inn vann fra vassdraget og slipper det ut lengre nede, med minstevannføringsstrekninger (der det finnes bestemmelser om minstevannføring) eller restvannstrekninger (der lokalfeltet gir vannføring) mellom inntak og utløp. Inngrepene reduserer gjennomsnittlig vannføring, det vanndekte arealet og dermed produksjonspotensialet for laks i hele eller deler av den lakseførende strekningen (se detaljer i Anon. 2011a). Det er få vassdrag der reduksjonen i vanndekt areal er beregnet (krever relativt omfattende oppmålinger og beregninger), men som oftest foreligger det informasjon om hvor stor del av nedbørsfeltet som er ført bort, eller hvor mye vannføringen i gjennomsnitt er redusert. Vi har som en forenkling antatt at produksjonspotensialet på grunn av fraføring av vann er redusert noe mindre enn andelen av nedbørsfeltet som er fraført. Er for eksempel 20 % av nedbørsfeltet (ned til sjøen) ført bort fra vassdraget er produksjonskapasiteten redusert med i underkant av 20 %. I tilfellene der det i forbindelse med reguleringen er bygd laksetrappet som gjør at laksen får

tilgang til nye elvestrekninger skal dette hensynstas ved å beregne netto reduksjon, men habitatkvalitet i arealene skal vurderes (Anon. 2011a).

Vassdragsinngrep II skal fange opp alle andre effekter av inngrepet, både omfordeling av vannføring gjennom året, variabel kraftverksdrift som gir raske vannstandsendringer, endrede temperaturforhold, gassovermetning og vannkjemiske endringer samt mer langsiktig degradering av habitatforhold på grunn av reduserte flommer. Også inngrep som kanalisering og terskelbygging knyttet til reguleringen skal vurderes under denne indikatoren.

Vitenskapsrådet engasjerte forsker Gunnbjørn Bremset ved NINA både til å identifisere vassdragene som var regulert for kraftproduksjon blant de 104 vurderte bestandene, samt til å samle tilgjengelig kunnskap om reguleringen og effektene på laks fra offentlige databaser (primært hos NVE) og publiserte rapporter. Bremset leverte en beskrivelse av hvert vassdrag med estimater av smolttap, dels basert på publiserte rapporter eller basert på egen faglig vurdering. I tillegg leverte Bremset et første forslag til klassifisering. Klassifiseringen baseres på smolttap sammenlignet med situasjonen før regulering, og der begge indeksene (dvs. vassdragsinngrep I og II) var aktuelle ble tapet fordelt på de to indeksene, slik at de i sum ga totalt smolttap. Forslaget ble deretter vurdert av vitenskapsrådet før endelig klassifisering. Bremset sin vassdragsvise gjennomgang er gitt i **vedlegg 4**.

### Overbeskatning

Overbeskatning ble definert av vitenskapsrådet (Anon. 2011a) som grad av reduksjon i gytebestand under gytebestandsmålet som skyldes beskatning (uttrykt i prosent av gytebestandsmålet) og benyttes direkte i klassifiseringen:

	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
% reduksjon under gytebestandsmål som følge av beskatning	0	< 10	10-30	> 30

Definisjonen av overbeskatning innebærer at dersom en bestand ikke når gytebestandsmålet i et år, og det er beskatning på bestanden, vil bestanden være overbeskattet. Graden av overbeskatning vil være avhengig av hvor mye av reduksjonen under gytebestandsmålet som skyldes beskatning. Vitenskapsrådet har beregnet overbeskatning for hver bestand og hvert år i perioden 2010-2014. Gjennomsnittlig overbeskatning for årene 2010 til 2014 ble brukt til å kategorisere graden av overbeskatning i hver enkelt bestand. Overbeskatningen ble beregnet på kilo hunnfisk som kommer inn til vassdraget og inkluderer all beskatning på bestanden, også beskatning fra sjøfisket. Slik vil vassdrag som er stengt for fiske kunne ha en liten overbeskatning som skyldes at litt av innsiget til bestanden blir beskattet i sjøfisket, både lokalt (f.eks. i fjorden) og regionalt. I vassdrag med *G. salaris* er det ikke et mål at gytebestandsmålene skal nås, og overbeskatning er ikke estimert.

## 9.2 Menneskelige påvirkninger i de klassifiserte bestandene

Alle de 104 laksebestandene som ble klassifisert etter kvalitetsnormen ble analysert for påvirkning fra *G. salaris*, lakselus, vassdragsinngrep, fremmede fiskearter og overbeskatning (med unntak av fire bestander med *G. salaris* der det ikke er et mål at gytebestandsmålene skal nås) (**tabell 9.2**). For rømt oppdrettslaks, vannkjemiske parametere og overbeskatning ble de fleste bestander omfattet av analysen, men i noen tilfeller var datagrunnlaget for dårlig til å kunne gjøre en analyse (**tabell 9.2**). Påvirkning av rømt oppdrettslaks ble analysert for 86 % av bestandene. Det var færrest klassifiserte bestander for de vannkjemiske parameterne (65 % for forsuring og 64 % for fosfor), og særlig for kobber (31 %).

Blant de 104 bestandene som ble klassifisert etter kvalitetsnormen var det 81 bestander som ikke nådde normens mål om minst god kvalitet. For disse bestandene tilsier naturmangfoldloven at det bør lages en plan hvor årsakene kartlegges og tiltak vurderes. **Tabell 9.2** er ment som et hjelpemiddel for forvaltningen til kartlegging av årsakene til at normens mål ikke er nådd for de ulike bestandene. Her analyserer vi i tillegg hvordan de ulike påvirkningene fordeler seg blant de klassifiserte bestandene.

Rømt oppdrettslaks var påvirkningsfaktoren med negativ effekt i flest bestander (ingen effekt i kun 12 % av bestandene, og moderat eller stor effekt i 59 % av bestandene (**tabell 9.2, figur 9.1**). Rømt oppdrettslaks var også påvirkningsfaktoren som hadde stor effekt i størst andel av bestandene (21 %). Den andre faktoren som har virket i mange bestander var lakselus, og over halvparten av bestandene hadde moderat (39 %) eller stor (17 %) effekt av lakselus, ifølge påvirkningsanalysen.

Vassdragsinngrep omfatter i denne vurderingen bare reguleringer til vannkraftproduksjon, og er klassifisert etter to indekser. Den ene omfatter effekten av vann ført bort fra hele eller deler av lakseførende strekning, og den andre omfatter alle andre effekter av inngrepet. Kombinerer vi disse ved å summere klassifiseringen (fordi smolttapet ble fordelt mellom de to indeksene), hadde 29 % av bestandene moderat eller stor effekt av vassdragsinngrep. Denne påvirkningen ble rangert som nummer tre. En relativt stor andel av bestandene var også påvirket av overbeskatning (**tabell 9.2, figur 9.1**), men for denne påvirkningen skal det bemerkes at bestander som ikke når gytebestandsmålet automatisk betraktes som overbeskattet dersom det fiskes. Det kan altså være overbeskatning i en bestand uten (eller med svært lav) beskatning i vassdraget, dersom fisk fra bestanden beskattes i sjøfisket i fjorden eller langs kysten. Det var imidlertid nesten 15 % av bestandene hvor overbeskatning hadde moderat eller høy effekt, og hvor beskatning var en betydelig påvirkning.

Fremmede fiskearter var også en faktor som påvirket en stor andel av bestandene (**tabell 9.2, figur 9.1**). Hovedmønsteret er at det er mye pukkellaks i Nord-Norge (særlig Finnmark, der bestander kan være etablert) og at regnbueørret er utfordringen lengre sør, særlig i Vest-Norge. Det skal bemerkes at 45 % av bestandene ble definert til å ha liten effekt av fremmede fiskearter, basert på fangster eller andre rapporter som viser at individer av én eller begge artene forekommer sporadisk i vassdraget. Det er usikkert i hvilken grad slik sporadisk forekomst gir negative effekter på villaksbestandene. Samtidig ble fremmede fiskearter definert til å ha ingen påvirkning dersom det ikke er dokumentert at regnbueørret eller pukkellaks har forekommet i vassdraget. Analysen av fremmede fiskearter gir dermed et underestimat av faktisk utbredelse av påvirkningen, men kan være for streng i form av effektene.

**Tabell 10.2.** Påvirkningsanalyse for 104 bestander klassifisert etter kvalitetsnorm for villaks fra svært dårlig til svært god kvalitet for perioden 2010-2014. Bestandene er identifisert ved vassdragsnummer, kortversjon av vassdragsnavn og fylke. I tillegg til samlet kvalitetsnorm er delnorm gytebestandsmål og høstingspotensial og delnorm genetisk integritet gitt. Grønn farge angir at kvalitetsnormen er nådd. De menneskelige påvirkningene er klassifisert til å ha ingen effekt (grønt), liten effekt (gult), moderat effekt (oransje) og stor effekt (rødt). Vassdragsinngrep I refererer til effekten av at vann er ført bort fra bele eller deler av lakseførende strekning i forbindelse med produksjon av vannkraft. Vassdragsinngrep II refererer til alle andre effekter av vannkraftregulering.

Vassdragsnummer	Vassdragsnavn	Fylke	Bestandsstørrelse	Høstingsnivå (% av normalt)	Oppnåelse av gytebestandsmål (%)	Gytebestandsmål og høstingspotensial	Genetisk integritet	Kvalitetsnorm	<i>Gyrodactylus salaris</i>	Fosfor	Forsuring	Kobber	Rømt oppdrettslaks	Fremmede fiskearter	Lakselus	Vassdragsinngrep I	Vassdragsinngrep II	Overbeskaining
001.1Z	Enningdal	Østfold	Middels	93	100	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen		Ingen	Liten <sup>a</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen
002.Z	Glomma	Østfold	Middels	80	100	God	Svært god/god	God	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Stor	Liten <sup>ab</sup>	Ingen	Ingen	Liten	Ingen
008.Z	Sandvik	Oslo og Akers	Middels	98	96	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen
011.Z	Lier	Buskerud				Svært dårlig	Svært god/god	Svært dårlig	Stor	Moderat	Ingen	Liten		Ingen	Ingen	Ingen	Liten	
012.Z	Drammen	Buskerud				Svært dårlig	Svært god/god	Svært dårlig	Stor	Ingen	Ingen	Ingen		Liten <sup>b</sup>	Ingen	Ingen	Moderat	
015.Z	Numedal	Vestfold	Stor	60	95	Moderat	Dårlig	Dårlig	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen <sup>2</sup>	Liten
016.Z	Skien	Telemark	Stor	70	99	Dårlig	Moderat	Dårlig	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat	Ingen
020.Z	Tovdal	Vest-Agder	Stor	37	78	Svært dårlig	Svært god/god	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Liten <sup>1</sup>	Ingen	Stor	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Liten
022.Z	Mandal	Vest-Agder	Stor	82	97	God	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Liten <sup>1</sup>	Ingen	Moderat	Liten <sup>a</sup>	Ingen	Liten	Moderat	Liten
023.Z	Audna	Vest-Agder	Stor	97	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen		Liten <sup>1</sup>		Liten	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Liten
027.6Z	Ogna	Rogaland	Stor	114	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Ingen	Liten <sup>1</sup>		Moderat	Ingen	Ingen	Moderat	Liten	Ingen
027.Z	Bjerkreim	Rogaland	Stor	103	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Ingen	Liten <sup>1</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen
028.3Z	Hælvå	Rogaland	Stor	100	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Stor	Ingen		Liten	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen

Vassdragsnummer	Vassdragsnavn	Fylke	Bestandsstørrelse	Høstingsnivå (% av normalt)	Oppnåelse av gytebestandsmål (%)	Gytebestandsmål og høstingspotensial	Genetisk integritet	Kvalitetsnomn	<i>Gyrodactylus salaris</i>	Fosfor	Foruring	Kobber	Rømt oppdrettslaks	Fremmede fiskerarter	Lakselus	Vassdragsingrep I	Vassdragsingrep II	Overbeskating
028.Z	Figgjo	Rogaland	Stor	98	99	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Liten	Liten <sup>a</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen
030.2Z	Dirdal	Rogaland	Middels	129	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Ingen	Ingen		Liten	Ingen	Ingen	Liten	Liten	Ingen
030.Z	Frafjord	Rogaland	Middels	123	100	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Liten <sup>1</sup>		Moderat	Ingen	Ingen	Liten	Liten	Ingen
033.Z	Årdal	Rogaland	Middels	107	95	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat	Ingen	Moderat	Stor	Liten	Liten
035.3Z	Vormo	Rogaland	Middels	118	100	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen				Moderat	Liten <sup>a</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
036.Z	Suldals	Rogaland	Stor	89	98	Moderat	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Liten <sup>1</sup>	Ingen	Moderat	Ingen	Moderat	Stor	Stor	Ingen
038.Z	Vikedal	Rogaland	Middels	82	100	God	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Liten <sup>1</sup>	Ingen	Stor	Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
041.Z	Etne	Hordaland	Stor	86	100	God	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen				Moderat	Liten <sup>a</sup>	Stor	Ingen	Liten	Ingen
045.4Z	Rosendal	Hordaland	Liten	45	100	Dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen				Stor	Liten <sup>a</sup>	Stor	Liten	Ingen	Ingen
050.1Z	Kinso	Hordaland	Liten	26	74	Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen				Stor	Ingen	Stor	Ingen	Ingen	Liten
050.Z	Eio	Hordaland	Middels	39	88	Svært dårlig	Moderat	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen		Moderat	Ingen	Stor	Moderat	Moderat	Liten
052.1Z	Granvin	Hordaland	Middels	46	31	Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen		Stor	Ingen	Stor	Ingen	Ingen	Liten
052.7Z	Steinsdal	Hordaland	Middels	11	73	Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Liten			Stor	Liten <sup>a</sup>	Stor	Ingen	Ingen	Liten
055.7Z	Oselva	Hordaland	Middels	89	96	God	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen		Moderat	Liten <sup>a</sup>	Stor	Ingen	Ingen	Liten
060.4Z	Lone	Hordaland	Middels	94	93	God	Dårlig	Dårlig	Ingen	Moderat	Ingen		Liten	Liten <sup>a</sup>	Stor	Ingen	Ingen	Liten
061.2Z	Storelva	Hordaland	Middels	121	100	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen	Liten			Moderat	Liten <sup>a</sup>	Stor	Ingen	Ingen	Ingen
061.Z	Daleelva	Hordaland	Middels	99	99	God	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen		Liten		Stor	Liten <sup>b</sup>	Stor	Moderat	Moderat	Ingen
062.Z	Vosso	Hordaland	Stor		100	Svært	Svært	Svært	Ingen	Ingen	Ingen			Ingen	Stor	Liten	Liten	Ingen

Vassdragsnummer	Vassdragsnavn	Fylke	Bestandsstørrelse	Høstingsnivå (% av normalt)	Oppnåelse av gytebestandsmål (%)	Gytebestandsmål og høstingspotensial	Genetisk integritet	Kvalitetsnomn	<i>Gyrodactylus salaris</i>	Fosfor	Forsuring	Kobber	Rømt oppdrettslaks	Fremmede fiskerarter	Lakselus	Vassdragsingrep I	Vassdragsingrep II	Overbeskating
						dårlig	dårlig	dårlig										
070.Z	Vikja	Sogn og Fjord	Liten	132	100	Svært god	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen		Stor	Liten <sup>b</sup>	Moderat	Stor	Moderat	Ingen
071.Z	Nærøydal	Sogn og Fjord	Middels	69	99	Moderat	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen		Moderat	Liten <sup>a</sup>	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen
072.2Z	Flåm	Sogn og Fjord	Middels	75	87	Svært dårlig	Moderat	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen			Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Liten
072.Z	Aurland	Sogn og Fjord	Middels	0	35	Svært dårlig	Dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen			Liten <sup>a</sup>	Moderat	Moderat	Stor	Liten
077.Z	Årøy	Sogn og Fjord	Liten	122	100	God	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen		Moderat	Ingen	Moderat	Ingen	Moderat	Ingen
079.Z	Dalelva	Sogn og Fjord	Middels	93	92	Moderat	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Liten		Moderat	Liten <sup>ab</sup>	Moderat	Moderat	Moderat	Liten
082.5Z	Dalselva	Sogn og Fjord	Middels	114	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Liten	Ingen			Ingen	Moderat	Ingen	Liten	Liten
082.Z	Flekke	Sogn og Fjord	Middels	125	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Ingen	Liten <sup>1</sup>		Liten	Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
083.Z	Gaula	Sogn og Fjord	Stor	87	100	God	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Liten		Moderat	Liten <sup>ab</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
084.7Z	Nausta	Sogn og Fjord	Stor	70	99	Moderat	Svært god/god	Moderat	Ingen	Ingen	Liten	Ingen	Moderat	Liten <sup>a</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Liten
084.Z	Jølstra	Sogn og Fjord	Stor	20	70	Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Liten	Ingen		Liten <sup>a</sup>	Moderat	Ingen	Liten	Liten
085.Z	Osenelva	Sogn og Fjord	Middels	74	100	Moderat	Svært god/god	Moderat	Ingen				Liten	Liten <sup>a</sup>	Moderat	Ingen	Ingen <sup>2</sup>	Liten
086.8Z	Hopselva	Sogn og Fjord	Liten	102	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Ingen	Liten			Ingen	Moderat	Liten	Liten	Ingen
086.Z	Åelva	Sogn og Fjord	Middels	102	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Ingen	Ingen		Moderat	Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
087.Z	Gloppen	Sogn og Fjord	Middels	99	100	Svært god	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Stor	Ingen	Moderat	Ingen	Moderat	Ingen
088.1Z	Olden	Sogn og Fjord	Liten	112	100	Svært god	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen		Stor	Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen

Vassdragsnummer	Vassdragsnavn	Fylke	Bestandsstørrelse	Høstingsnivå (% av normalt)	Oppnåelse av gytebestandsmål (%)	Gytebestandsmål og høstingspotensial	Genetisk integritet	Kvalitetsnomn	<i>Gyrodactylus salaris</i>	Fosfor	Forsuring	Kobber	Rømt oppdrettslaks	Fremmede fiskerarter	Lakselus	Vassdragsingrep I	Vassdragsingrep II	Overbeskating
088.Z	Stryn	Sogn og Fjord	Middels	57	88	Dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen		Stor	Liten <sup>a</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Liten
089.4Z	Hjalma	Sogn og Fjord	Middels	79	94	Moderat	Moderat	Moderat	Ingen	Liten	Ingen		Liten	Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Liten
089.Z	Eidselva	Sogn og Fjord	Middels	100	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Ingen	Ingen		Stor	Liten <sup>a</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
091.3Z	Ervikelva	Sogn og Fjord	Middels	116	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen					Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
095.Z	Ørsta	Møre og Roms	Stor	85	99	God	Moderat	Moderat	Ingen				Moderat	Liten <sup>a</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
097.1Z	Bondal	Møre og Roms	Middels	84	100	God	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen				Ingen	Liten <sup>a</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
097.72 Z	Aureelva	Møre og Roms	Middels	98	99	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen		Ingen			Liten <sup>a</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
097.7Z	Velledal	Møre og Roms	Middels	91	99	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen				Moderat	Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Moderat
098.3Z	Stranda	Møre og Roms	Middels	122	100	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen					Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
098.6Z	Korsbrekk	Møre og Roms	Middels	128	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen				Moderat	Ingen	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
102.6Z	Tressa	Møre og Roms	Middels	102	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Ingen			Moderat	Ingen	Stor	Ingen	Ingen	Ingen
104.Z	Eira	Møre og Roms	Middels	78	69	Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen				Liten	Ingen	Stor	Stor	Stor	Stor
105.Z	Oselva	Møre og Roms	Stor	84	97	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Ingen	Ingen		Liten	Liten <sup>ab</sup>	Stor	Ingen	Ingen	Liten
109.Z	Driva	Møre og Roms	Stor			Svært dårlig	Svært god/god	Svært dårlig	Stor	Ingen	Ingen	Ingen		Ingen	Stor	Ingen	Ingen	
111.7Z	Søya	Møre og Roms	Stor	0	43	Svært dårlig	Svært god/god	Svært dårlig	Ingen				Moderat	Ingen	Stor	Ingen	Ingen	Stor
111.Z	Toåa	Møre og Roms	Middels	52	77	Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen				Stor	Liten <sup>b</sup>	Stor	Moderat	Stor	Liten
112.Z	Surna	Møre og Roms	Stor	71	92	Moderat	Dårlig	Dårlig	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat	Ingen	Stor	Liten	Moderat	Liten



Vassdragsnummer	Vassdragsnavn	Fylke	Bestandsstørrelse	Høstingsnivå (% av normalt)	Oppnåelse av gytebestandsmål (%)	Gytebestandsmål og høstingspotensial	Genetisk integritet	Kvalitetsnomn	<i>Gyrodactylus salaris</i>	Fosfor	Forsuring	Kobber	Rømt oppdrettslaks	Fremmede fiskerarter	Lakselus	Vassdragsingrep I	Vassdragsingrep II	Overbeskating
121.Z	Orkla	S-Trøndelag	Stor	53	90	Svært dårlig	Svært god/god	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat	Liten	Ingen	Moderat	Liten <sup>3</sup>	Ingen	Liten
122.2Z	Vigda	S-Trøndelag	Middels	66	81	Svært dårlig	Svært god/god	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen		Ingen	Ingen	Moderat	Ingen	Liten	Moderat
122.Z	Gaula	S-Trøndelag	Stor	73	95	Moderat	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Liten	Ingen	Moderat	Liten	Ingen	Liten
123.Z	Nidelva	S-Trøndelag	Stor	107	99	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat	Liten <sup>4</sup>	Moderat	Ingen	Moderat	Ingen
124.Z	Stjørdal	N-Trøndelag	Stor	96	98	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen	Ingen	Ingen	Liten	Liten	Ingen	Moderat	Ingen	Moderat	Ingen
127.Z	Verdal	N-Trøndelag	Stor	23	85	Svært dårlig	Svært god/god	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Liten	Liten <sup>4</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Liten
134.Z	Teksdal	S-Trøndelag	Liten	140	100	Svært god	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen				Stor	Liten <sup>4</sup>	Liten	Stor	Moderat	Ingen
135.Z	Stordalselva	S-Trøndelag	Stor	13	55	Svært dårlig	Moderat	Svært dårlig	Ingen				Moderat	Ingen	Liten	Ingen	Ingen	Moderat
138.5Z	Aursunda	N-Trøndelag	Stor	93	98	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen				Ingen	Liten <sup>4</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Moderat
138.Z	Årgård (Øyensåa)	N-Trøndelag	Stor	121	128	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen				Ingen	Liten <sup>4</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen
139.Z	Namsen	N-Trøndelag	Stor	112	99	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen	Liten	Ingen	Ingen	Moderat	Liten <sup>ab</sup>	Moderat	Ingen	Liten	Ingen
140.Z	Salvassdraget	N-Trøndelag	Stor	63	70	Svært dårlig	Moderat	Svært dårlig	Ingen				Stor	Liten <sup>ab</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Moderat
155.Z	Rossåga	Nordland	Stor	19	78	Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat	Ingen	Liten	Liten	Stor	Liten
160.43 Z	Reipåga	Nordland	Middels	82	90	God	Svært god/god	God	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen		Ingen	Liten	Ingen	Ingen	Liten
161.Z	Beiar	Nordland	Stor	65	86	Dårlig	Moderat	Dårlig	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Stor	Liten <sup>b</sup>	Ingen	Liten	Liten	Moderat
163.Z	Saltdal	Nordland	Stor	46	94	Dårlig	Moderat	Dårlig	Ingen				Moderat	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Liten
170.5Z	Varpa	Nordland	Middels	99	100	Svært god	Svært god/god	Svært god/god	Ingen				Liten	Liten <sup>b</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen

Vassdragsnummer	Vassdragsnavn	Fylke	Bestandsstørrelse	Høstingsnivå (% av normalt)	Oppnåelse av gytebestandsmål (%)	Gytebestandsmål og høstingspotensial	Genetisk integritet	Kvalitetsnomn	<i>Gyrodactylus salaris</i>	Fosfor	Foruring	Kobber	Rømt oppdrettslaks	Fremmede fiskerarter	Lakselus	Vassdragsingrep I	Vassdragsingrep II	Overbeskating	
172.Z	Forså	Nordland	Middels	71	99	Moderat	Svært god/god	Moderat	Ingen				Stor	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Liten
174.5Z	Elvegård	Nordland	Middels	87	98	God	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen		Stor	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen
177.7Z	Heggedal	Nordland	Middels	0	15	Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen					Liten <sup>b</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Liten
186.2Z	Roksdal	Nordland	Stor	77	89	Dårlig	Dårlig	Dårlig	Ingen		Ingen		Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat
191.Z	Salang	Troms	Stor			Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen		Stor	Liten <sup>ab</sup>	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen	Liten
194.Z	Laukhelle	Troms	Stor	35	84	Svært dårlig	Svært god/god	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen		Moderat	Liten <sup>ab</sup>	Liten	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat
196.Z	Målselv	Troms	Stor	114	99	Svært god	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat	Liten <sup>b</sup>	Ingen	Liten	Moderat	Ingen	
205.Z	Skibotn	Troms	Stor			Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig	Stor	Ingen	Ingen	Ingen		Ingen	Ingen	Liten	Stor		
208.Z	Reisa	Troms	Stor	75	93	Moderat	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat	Liten <sup>b</sup>	Ingen	Liten	Moderat	Liten	
209.Z	Kvæng	Troms	Middels	87	88	Dårlig	Moderat	Dårlig	Ingen				Stor	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat
212.Z	Alta	Finnmark	Stor	111	100	Svært god	Dårlig	Dårlig	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat	Liten <sup>b</sup>	Ingen	Ingen	Ingen <sup>2</sup>	Ingen	
213.Z	Reppar	Finnmark	Stor	112	100	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen				Moderat	Moderat <sup>b</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	
223.Z	Stabbur	Finnmark	Stor	106	100	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen				Moderat	Moderat <sup>b</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	
224.Z	Lakselva	Finnmark	Stor	112	100	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen	Ingen	Ingen		Moderat	Liten <sup>b</sup>	Ingen	Liten	Liten	Ingen	
225.Z	Børselva	Finnmark	Stor	69	87	Dårlig	Moderat	Dårlig	Ingen				Moderat	Moderat <sup>b</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat	
231.7Z	Sandfjord	Finnmark	Middels	86	98	God	Moderat	Moderat	Ingen				Ingen	Moderat <sup>b</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	
231.8Z	Risfjord	Finnmark	Middels	97	100	Svært god	Dårlig	Dårlig	Ingen				Ingen	Moderat <sup>b</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	
233.Z	Laggo	Finnmark	Stor	103	100	Svært god	Moderat	Moderat	Ingen				Moderat	Moderat <sup>b</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Liten	

Vassdragsnummer	Vassdragsnavn	Fylke	Bestandsstørrelse	Høstingsnivå (% av normalt)	Oppnåelse av gytebestandsmål (%)	Gytebestandsmål og høstingspotensial	Genetisk integritet	Kvalitetsnorm	<i>Gyrodactylus salaris</i>	Fosfor	Forsuring	Kobber	Rømt oppdrettslaks	Fremmede fiskerarter	Lakselus	Vassdragsingrep I	Vassdragsingrep II	Overbeskating
234.Z	Tana	Finnmark	Stor	55	65	Svært dårlig	Svært god/god	Svært dårlig	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen	Liten	Moderat <sup>b</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Stor
236.Z	Kongsfjord	Finnmark	Stor	85	99	God	Moderat	Moderat	Ingen		Ingen		Ingen	Moderat <sup>b</sup>	Ingen	Ingen	Liten	Ingen
239.Z	Komag	Finnmark	Stor	95	100	Svært god	Dårlig	Dårlig	Ingen				Moderat	Moderat <sup>b,4</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen
240.Z	V Jakob	Finnmark	Stor	106	100	Svært god	Svært dårlig	Svært dårlig	Ingen				Stor	Moderat <sup>b,4</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Ingen
244.Z	Neiden	Finnmark	Stor	101	85	God	Svært god/god	God	Ingen				Ingen	Moderat <sup>b,4</sup>	Ingen	Ingen	Ingen	Moderat

\*Det er en mindre endring av fargekodingen i tabellen for samlet kvalitetsnorm i Anon. (2016a) ved at kombinasjonen svært god for delnorm gytebestandsmål/høstingspotensial og svært god/god for delnorm genetisk integritet har fått mørkegrønne farge.

<sup>1</sup>Vassdraget er kalket og er derfor gitt liten effekt fordi kalkingen neppe gir fullgod vannkvalitet til enhver tid.

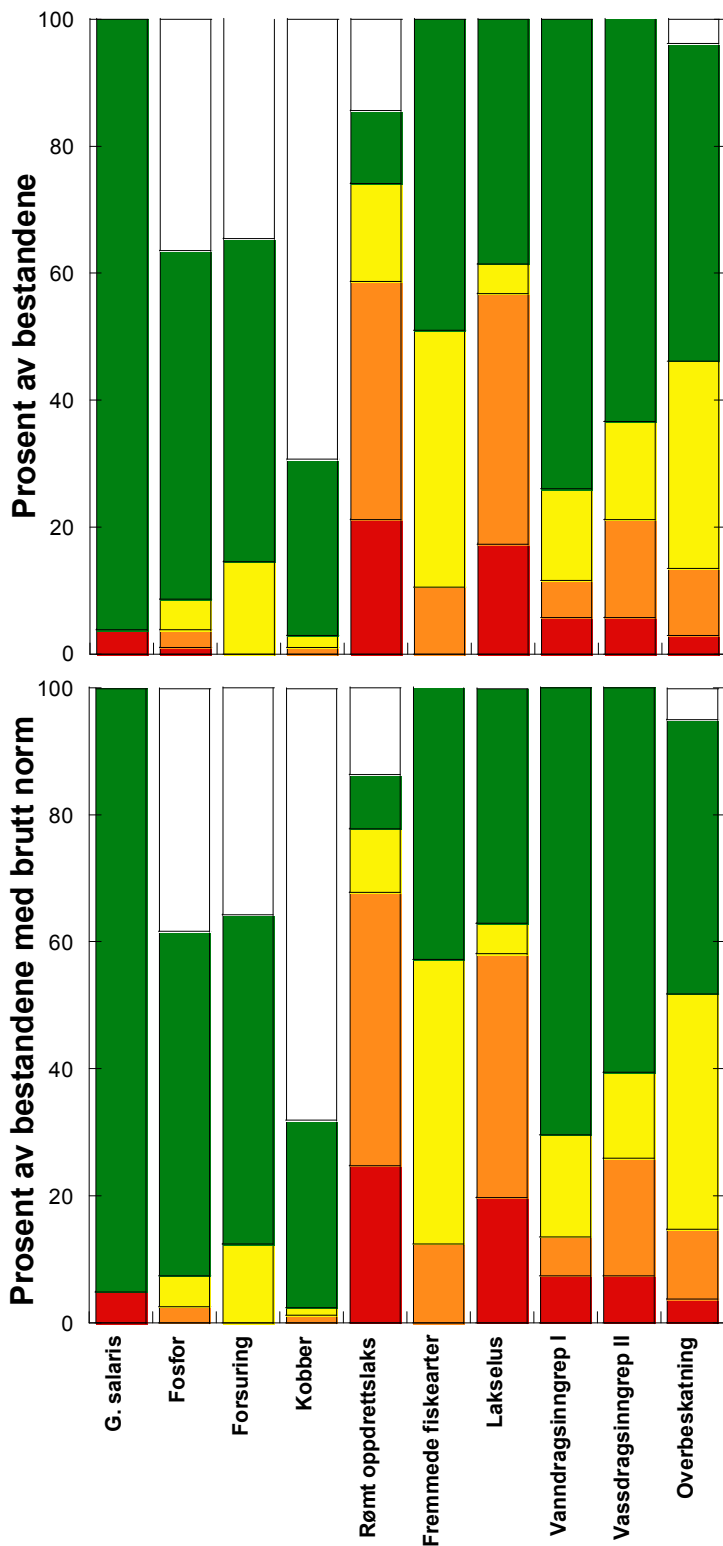
<sup>2</sup>Vassdraget er regulert for kraftproduksjon, men reguleringen har ikke redusert lakseproduksjonen

<sup>3</sup>Vassdraget har minstevannstreking med redusert vanndekt areal. Andre positive effekter av regulering har kompensert for tapt produksjon.

<sup>4</sup>Mulig etablert bestand av pukkellaks (gyting og funn av plommesekkengel og smolt)

<sup>a</sup>Klassifisering er styrt av regnbueørret

<sup>b</sup>Klassifisering er styrt av pukkellaks



**Figur 9.2.** Andel av bestandene som ble klassifisert til å ha ingen (grønt), liten (gult), moderat (oransje) og stor effekt (rødt) av ulike menneskelige påvirkningsfaktorer for alle de 104 bestandene klassifisert etter kvalitetsnormen (øverste figur) og for de 81 bestandene der normens mål om minst god kvalitet ikke var nådd (nederste figur). Hvit del av søylene er andel bestander som ikke ble klassifisert for effekt av påvirkningene.

For de vannkjemiske parameterne var dårlig datagrunnlag en utfordring (**tabell 9.1, figur 9.2**). Ingen av de 68 bestandene som ble analysert for forsuring hadde moderat eller stor effekt, mens 15 bestander hadde liten effekt (14 % av bestandene klassifisert etter kvalitetsnormen). Blant disse var ni kalket, og det var derfor bare seks bestander som ut fra de vurderte parameterne kan ha en liten bestandseffekt av forsuringen og som ikke kalkes. På grunn av manglende data kunne 29 vassdrag (36 %) ikke vurderes for forsuringspåvirkning, men mange av disse ligger i områder der det ikke er forventet at forsuring gir effekt på laksebestandene (nord for Sogn og Fjordane). Fosfor, som er en indikator på eutrofiering, hadde stor effekt i bare én av de vurderte bestandene og moderat effekt i tre bestander. Mange av de 38 vassdragene uten data om påvirkning fra fosfor ligger i områder med antatt liten påvirkning av relevant menneskelig aktivitet, og det er rimelig å anta at påvirkning av næringssalter er liten i disse. Blant de 32 elvene der det foreligger data om kobber, var effekten moderat i ett vassdrag (Orkla) og liten i to (Lierelva og Stjørdalselva), mens det ikke var noen effekt i resten av vassdragene. Vi anser det som lite sannsynlig at det er stor påvirkning fra gruver eller industri i mange av bestandene uten data om kobberpåvirkning (72 bestander), blant annet fordi i alle fall kjente kilder normalt medfører at det etableres overvåking av kjemisk tilstand. Selv om det er betydelig mangler i datagrunnlaget for vannkjemisk som gjorde at en stor andel av bestandene ikke kunne vurderes, gir sammenstillingen trolig en bra indikasjon på betydningen av de vannkjemiske parameterne for bestandene vurdert etter kvalitetsnormen. I enkeltbestander med brudd på normen vil det likevel være viktig å skaffe mer kunnskap om vannkjemien der klassifiseringer mangler. Økt kartlegging og overvåking, spesielt innenfor rammene av vannforskriften, vil bedre datagrunnlaget i årene som kommer.

Vi undersøkte om det var sammenhenger mellom effekten av påvirkningsfaktorene og vurderingen etter kvalitetsnormen. Dette ble gjort ved å sammenligne fordelingen av antall bestander i effektklasser i påvirkningsanalysen (fra ingen til stor) blant bestander som nådde normens mål om minst god kvalitet med de som ikke gjorde det, ved hjelp av chi-kvadrat tester. For den samlede kvalitetsnormen var det bare påvirkning fra rømt oppdrettslaks som viste en signifikant (likelihood ratio:  $p = 0,002$ ) sammenheng. Blant bestander som ikke nådde kvalitetsnormen var det en overrepresentasjon av bestander som ble klassifisert til å ha moderat og stor påvirkning fra rømt oppdrettslaks. Dette skyldes trolig at delnorm genetisk integritet er viktig for samlet kvalitetsnorm. Ser vi spesifikt på delnorm genetisk integritet som er basert på innkryssing av rømt oppdrettslaks, var det tilvarende en signifikant (likelihood ratio:  $p < 0.001$ ) overrepresentasjon av bestander som ble klassifisert til å ha moderat og stor påvirkning fra rømt oppdrettslaks blant bestandene som ikke nådde god kvalitet for denne delnormen (**tabell 9.3**). Til tross for at påvirkningen av rømt oppdrettslaks er basert på overvåking av andel rømt oppdrettslaks i fangster i vassdragene i årene 2010 til 2015, mens de genetiske analysene og klassifisering etter kvalitetsnormen er basert på innkryssing som i all hovedsak skjedde før denne perioden, er det en god sammenheng mellom disse to. Dette gir støtte for at overvåkningsprogrammet for rømt oppdrettslaks fanger opp forskjellene i andel oppdrettslaks mellom bestander, og at den såkalte årsprosenten av rømt oppdrettslaks i vassdragene kan brukes til å identifisere bestander der risikoen for innkryssing er stor. De eneste andre påvirkningene som viste en sammenheng med delnorm genetisk integritet var de to indeksene for vassdragsinngrep. Analysene viste at det var en større andel av bestandene som hadde moderat og stor effekt av vassdragsinngrep blant bestander som hadde brudd på delnorm genetisk integritet enn blant bestander som nådde denne delnormens mål (likelihood ratio,  $p = 0,027$  og  $0,012$ ). Når vi summerte de to indeksene til en felles indeks fikk vi tilvarende signifikante forskjeller. Dette kan tyde på at bestander påvirket av vassdragsregulering lettere påvirkes av rømt oppdrettslaks, men det finnes også andre mulige forklaringer (for eksempel romlig samvariasjon).

**Tabell 9.3.** Oversikt over antall bestander klassifisert til å ha fra ingen til stor effekt av rømt oppdrettslaks (gjennomsnittlig årsprosent for årene 2010-2014) for bestander der kvalitetsnormen ble nådd (god eller bedre kvalitet) og ikke nådd. De to fordelingene var signifikant forskjellige (chi kvadrat likelihood ratio:  $p < 0,001$ ).

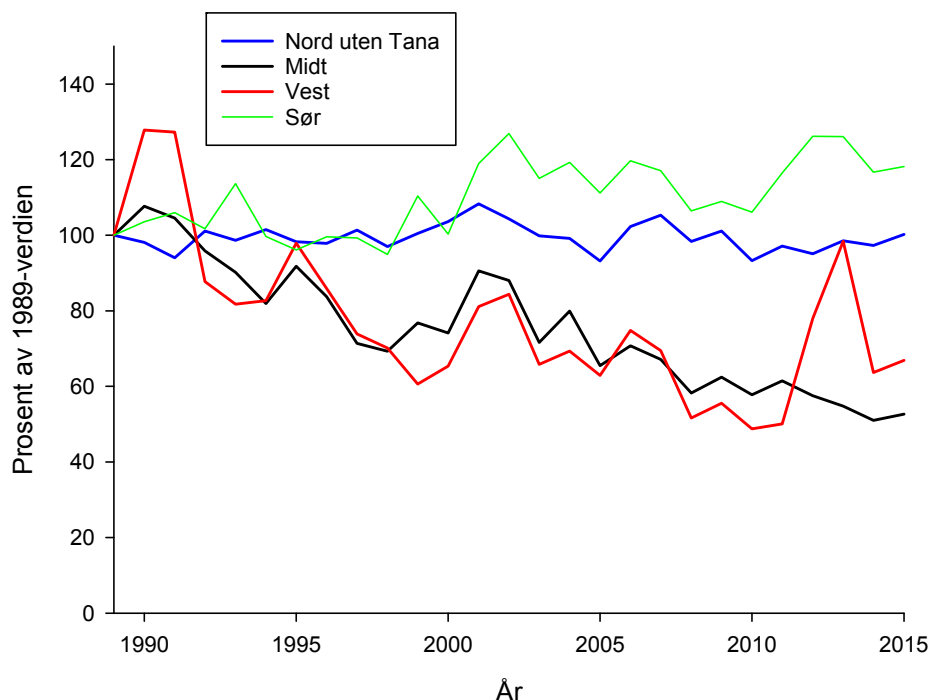
Kviltetsnorm genetisk integritet	Rømt oppdrettslaks (klassifisering)				Total
	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt	
Nådd	5	8	4	2	<b>19</b>
Ikke nådd	7	8	35	20	<b>70</b>
<b>Total</b>	<b>12</b>	<b>16</b>	<b>39</b>	<b>22</b>	<b>89</b>

Det var også signifikant forskjellige fordelinger av vassdragsinngrep II (andre effekter enn fraføring av vann) blant bestander som nådde og ikke nådde delnormen gytebestandsmål og høstingspotensial ( $p = 0,011$ ). Forskjellene besto i at det var høyere andeler klassifisert til å ha stor effekt av inngrepene blant bestander som ikke nådde delnormens mål om minst god kvalitet (6 bestander) enn blant de som nådde den (ingen bestander). Det var ingen andre signifikante sammenhenger mellom noen av de andre påvirkningsfaktorene og noen av normvurderingene, heller ikke for lakselus, som ble klassifisert som en sterk påvirkning i mange bestander. Dette skyldes trolig at det er flere faktorer som påvirker mange av bestandene samtidig, og som medfører at det er vanskelig å isolere effekter av enkeltfaktorer.

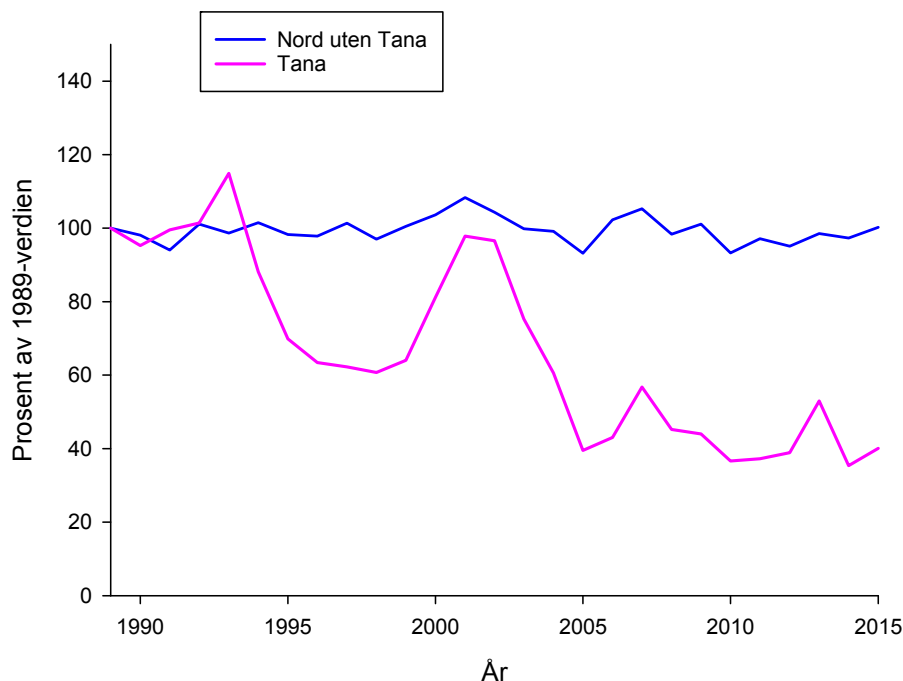
## 10 SAMLET VURDERING AV STATUS FOR LAKS I 2016

Det totale innsiget av villaks fra havet til Norge i 2015 var ca. 522 000 laks, noe som var en liten økning fra 2014. Innsiget de siste ni årene, inkludert 2015, har imidlertid vært på et generelt lavt nivå. Tidlig på 1980-tallet var det årlige innsiget på mer enn 1 million laks, mens gjennomsnittet de siste fem årene var på 484 000 laks. Innsiget er altså mer enn halvert i løpet av de siste 32 årene. I samme periode har beskatningen av laks også blitt nesten halvert, først på grunn av at drivgarnsfisket ble forbudt fra 1989, deretter på grunn av strengere reguleringer og redusert fangststinsats i sjølaksefisket (Mørkved & Krokan 1997, Prytz 1997, Fangel mfl. 2008), og fra 2009-2009-2010 på grunn av strengere reguleringer i både sjø- og elvefisket. På 1980-tallet, da drivgarnsfisket pågikk, ble bare 20 % av innsiget av laks til Norge igjen som gytefisk i elvene etter beskatning, mens i 2014 og 2015 ble nesten 60 % av innsiget igjen som gytefisk i elvene. Denne reduksjonen i beskatning har kompensert for redusert innsig, slik at det fortsatt er nok gytefisk i de fleste elvene. For perioden 2012-2015 hadde 86 % av de vurderte laksebestandene nådd eller nær nådd forvaltningsmålene. Dette betyr at de fleste bestandene hadde nok gytefisk til at den naturlige produksjonskapasiteten ble utnyttet. Reduserte bestander har imidlertid medført at det høstbare overskuddet av laks som er tilgjengelig for fiske er betydelig redusert, og de årlige fangstene i sjø og elver har blitt redusert fra ca. 1500 tonn på 1980-tallet til ca. 500 tonn i de siste årene.

Redusert mengde villaks skyldes delvis at laksen har lav overlevelse i sjøen, som er et storskala mønster som sees over store deler av laksens utbredelsesområde (Chaput 2012, ICES 2016). Kunnskapen om årsakene til redusert overlevelse er begrenset, men nedgangen har vært knyttet både til klimatiske forhold og tilgang til byttedyr (oppsummert i Anon. 2014, Renkawitz mfl. 2015, Jonsson mfl. 2016). Økt alder ved kjønnsmodning etter årtusenskiftet har også bidratt til redusert innsig (kapittel 3). I tillegg til denne storskala endringen, så påvirker lokale og regionale faktorer villaksen i stor grad. Etter 1989 har innsiget til Midt-Norge og Vest-Norge gått mest tilbake, mens innsiget til Sør-Norge har økt og innsiget til Nord-Norge er stabilt (**figur 10.1**). Økningen i Sør-Norge kan knyttes til kalkingstiltak, bedring av vannkvalitet og reetablering av laks i forsuredde vassdrag på Sørlandet (Hesthagen mfl. 2011). I Vest-Norge er det sannsynlig at påvirkning fra den store oppdrettsaktiviteten har bidratt til avvikende sterk reduksjon i innsiget av laks (Otero mfl. 2011, Anon. 2011c). Hordaland er det fylket hvor innkrysningen av rømt oppdrettslaks i bestandene er størst (Anon 2016a, Karlsson mfl. 2016), og hvor smittepresset fra lakselus har vært størst, både i et lengre perspektiv og i de senere år (kapittel 9, Anon 2012a, kapittel 13.3 i Anon. 2015b). Etter å ha hatt den dårligste utviklingen over flere år, var det en markant økning i innsig av mellom- og storlaks til Vest-Norge i 2011 og 2012, som skyldtes god overlevelse av 2009-årgangen av smolt som vandret ut fra Sør-Norge. I region Midt-Norge fortsatte imidlertid den negative utviklingen, med spesielt lavt innsig av mellom- og storlaks i 2013 og 2014. For de store laksebestandene i Trondheimsfjorden ble dette knyttet til høyt smittepress fra lakselus i 2011 og 2012 (Anon. 2015b, Svåsand mfl. 2016). Mens innsiget til resten av Nord-Norge generelt er relativt stabilt, har innsiget til Tanavassdraget avtatt markant og har de siste årene vært på ca. 40 % av innsiget i 1989 (**figur 10.2**). Det er sannsynlig at laks fra Tanavassdraget beiter i mye av de samme havområdene som laks fra andre vassdrag i regionen, og den avvikende dårlige utviklingen i innsig er trolig knyttet til lokale forhold i vassdraget eller nærområdet. Laksebestandene i Tanavassdraget har svært dårlig status, og overbeskatning er eneste kjente menneskelige påvirkning.



**Figur 10.1.** Utviklingen av lakseinnsgjet fra havet til Sør-Norge (fra Østfold til og med Rogaland), Vest-Norge (Hordaland og Sogn og Fjordane), Midt-Norge (fra Stad til Vesterålen) og Nord-Norge uten Tanavassdraget (fra Vesterålen til grensa mot Russland) fra 1989 til 2015, gitt som prosent av 1989-verdien. Data er fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodeller. Innsiget er gitt for alle størrelsesgrupper av laks samlet.



**Figur 10.2.** Utviklingen av lakseinnsgjet fra havet til region Nord-Norge (fra Vesterålen til grensa mot Russland) uten Tanavassdraget og utviklingen i lakseinnsgjet til Tanafjorden for fisk hjemmørende i Tanavassdraget fra 1989 til 2015, gitt som prosent av 1989-verdien. Data er fra ARIMA (1,0,0) trendanalysemodeller. Innsiget er gitt for alle størrelsesgrupper laks samlet. Samme figur er også vist i kapittel 3.

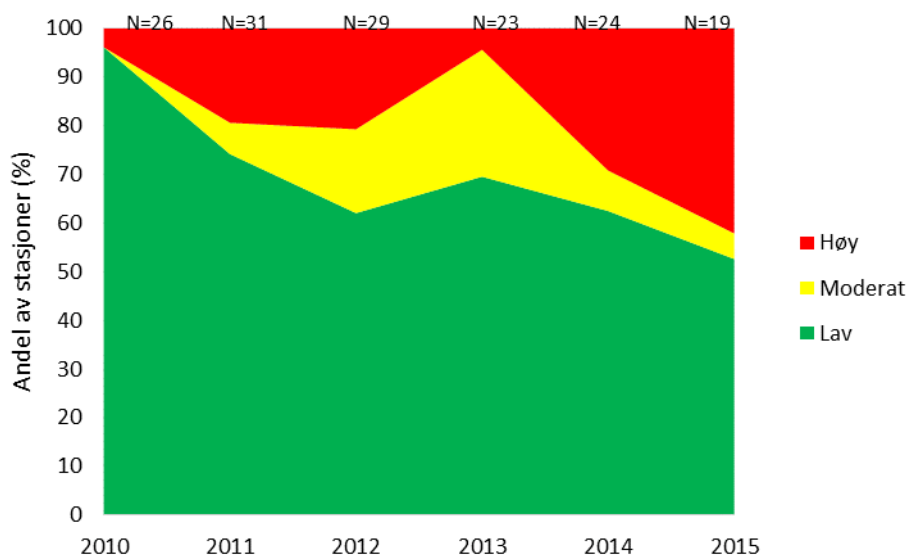


I den første vurderingen av laksebestander etter den nye kvalitetsnormen for villaks nådde bare 22 % av 104 vurderte bestander målet om minst god kvalitet (Anon. 2016a). Årsaken til den dårlige statusen var i de fleste tilfeller at bestandene var genetisk påvirket av rømt oppdrettslaks, og/eller ikke hadde et normal høstbart overskudd. Normen er utformet slik at storskala endringer i overlevelsesforhold i beiteområdene i havet er hensyntatt, og når bestander har for lavt høstbart overskudd tyder det på at lokale eller regionale menneskeskapt faktorer har påvirket dem negativt. Bare en tredel av bestandene hadde ikke genetisk sport av rømt oppdrettslaks og en tredel av bestandene (36 bestander) hadde så stor innkrysning av oppdrettslaks at de ble klassifisert til å ha svært dårlig eller dårlig kvalitet. Klassifiseringen av menneskelige påvirkningsfaktorer (kapittel 9) viste at rømt oppdrettslaks hadde stor eller moderat effekt på flest av de vurderte bestandene, fulgt av smittepress fra lakselus og vassdragsinngrep (reguleringer for vannkraftproduksjon). Også overbeskatning og fremmede fiskearter hadde relativt høye andeler påvirkede bestander. For overbeskatning skal det bemerkes at bestander som ikke når gytebestandsmålet automatisk vurderes som overbeskattet, selv når fisket er svært lite og når eventuelt andre påvirkninger har gitt lavt høstbart overskudd. Det skal også bemerkes at 45 % av bestandene ble definert til å ha liten effekt av fremmede fiskearter, basert på at individer av rømt regnbueørret eller pukkellaks forekommer sporadisk i vassdraget. Det er usikkert i hvilken grad slik sporadisk forekomst gir negative effekter på villaksbestandene. Så langt er det ikke påvist at det er etablert bestander av regnbueørret i laksevassdrag, mens det kan ha blitt etablert bestander av pukkellaks i noen vassdrag i Øst-Finnmark. På grunn av kort opphold i ferskvann er det usikkert hvor stor effekt etablering av pukkellaks vil ha på de lokale laksebestandene.

Rømt oppdrettslaks framstår klart som den største trusselen mot norske laksebestander, både ved at den utgjør den største påvirkningen (spesielt på grunn av antall truede bestander og utbredelse av påvirkningen) og den største risikoen for ytterligere framtidig reduksjon og tap av bestander. Nye undersøkelser har vist at mange villaksbestander allerede er genetisk påvirket av oppdrettslaks (Glover mfl. 2012, 2013, Anon. 2016a, Karlsson mfl. 2016), samtidig som oppvandringen av rømt oppdrettslaks fortsetter i mange vassdrag. Også i 2015 var nivået av rømt oppdrettslaks for høyt i mange elver (middels eller høyt innslag i 22 % av undersøkte bestander), selv om andelen rømt oppdrettslaks i prøvfisket om høsten har vist en svak nedgang siden 2006 (kapittel 7, Anon 2016b). Fordi effekten på bestandene er kumulative (McGinnity mfl. 2003, Fraser mfl. 2010a,b), kan selv lave andeler rømt oppdrettslaks i allerede påvirkede bestander bidra til at innkrysningen øker, slik modellstudier antyder (Hindar mfl. 2006, Diserud mfl. 2012, 2013). I tillegg til at bestandene endres genetisk på grunn av innkrysning av rømt oppdrettslaks, tilsier et økende antall undersøkelser at det også er fare for at produksjon og overlevelse av villaks reduseres på grunn av innkrysning av rømt oppdrettslaks (oppsummert i kapittel 7 og ICES 2016). De negative effektene av innkrysning på bestandenes produktivitet vil sannsynligvis variere mye mellom år og bestander (ICES 2016).

Lakselus framstår også som en ikke-stabilisert bestandstrussel. Lakselus er imidlertid vurdert som en mindre alvorlig trussel enn rømt oppdrettslaks, blant annet fordi rømt oppdrettslaks rammer flere bestander, og genetiske effekter av rømt oppdrettslaks kan i større grad enn lakselus være irreversible og medføre en kritisk trussel mot villaksbestander. Andelen av de overvåkede stasjonene langs norskekysten med moderat eller høy risiko for bestandsreducerende påvirkning av lakselus på villaksbestander har generelt økt fra 2010 til 2015 (**figur 10.2**, Svåsand mfl. 2016), men hvilke områder som har høy risiko varierer mye mellom år og stasjoner. Variasjonen skyldes trolig variasjoner i biomasse av oppdrettsfisk i merdene, og i hvilken grad oppdretterne lykkes med å holde lakselusnivåene lave under smoltutvandringen. År med sterkt redusert overlevelse på grunn av lakselus kan følges av år uten slik ekstra dødelighet, slik at laksebestanden igjen kan bygge seg opp. Situasjonen i Trondheimsfjorden i 2011 og 2012 er trolig et eksempel på en slik dynamisk situasjon (Anon. 2015b).

*G. salaris*, sur nedbør, vannkraftreguleringer og fysiske inngrep framstår som stabiliserte bestandstrusler med lavere risiko for ytterligere framtidig redusert produksjon og tap av bestander (kapittel 8). Betydelige tiltak for å fjerne *G. salaris* fra en rekke vassdrag har blitt gjennomført de senere årene, og mange vassdrag har blitt friskmeldte. Påvirkningen fra sur nedbør har avtatt markant, kalkingstiltak gjennomføres i mange laksevassdrag og mange bestander er styrket og reetablert. Vassdragsregulering har fortsatt en betydelig påvirkning i mange laksevassdrag, noe som også framgår av påvirkningsanalysen (kapittel 9), men det er ikke sannsynlig at skadeomfanget vil øke i årene framover (kapittel 8).



**Figur 10.2.** Andelen av overvåkede stasjoner langs norskekysten med lav, moderat eller høy risiko for bestandsreduserende påvirkning av lakselus på villaksbestander i perioden 2010 til 2015 (basert på data fra Svåsand mfl. 2016). Totalt antall overvåkede stasjoner hvert år er gitt overst i figuren. Samme figur er også vist i kapittel 8.

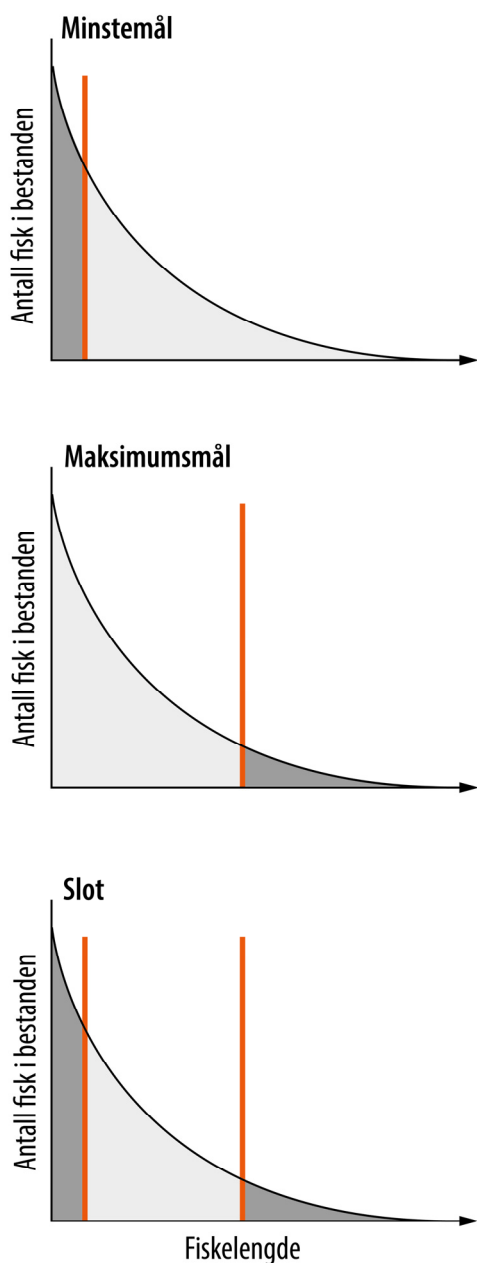
## 11 VURDERING AV MINSTEMÅL OG ANDRE STØRRELSBASERTE FANGSTREGLER FOR SJØØRRET OG SJØRØYE

I henhold til «Lov om laksefiske og innlandsfisk mv.» skal fiskebestander forvaltes med det formål å sikre at bestandenes mangfold, produktivitet og leveområder bevares. Videre skal loven gi grunnlag for utvikling av bestandene med sikte på avkastning til beste for rettighetshavere og fritidsfiskere. Med hjemmel i denne loven er det i «forskrift om åpning for fiske etter anadrome laksefisk» fastsatt minstemål for fiske etter anadrome laksefisk. I henhold til §3 i forskriften er «det bare tillatt å fange anadrome laksefisk som er minst 35 centimeter. I Nordland, Troms og Finnmark er det likevel tillatt å fange sjøørret og sjørøye som er minst 30 centimeter» (unntatt Tanavassdraget, der minstemålet er 25 cm). Disse reglene gjelder både i ferskvann og i sjø. Begrunnelsen for innføringen av disse spesielle grensene er uklare. Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har fått i oppdrag av Miljødirektoratet å vurdere hvorvidt disse minstemålene er fornuftige, og eventuelt forslå andre størrelsesbaserte reguleringer av fisket etter sjøørret og sjørøye.

### 11.1 Det teoretiske grunnlaget for størrelsesbaserte fangstregler (minstemål, maksimumsmål og andre)

De fleste fiskerier, marine så vel som ferskvannsbaserte, og kommersielt fiske så vel som rekreasjonsfiske, er regulert gjennom at det settes en form for størrelsesbasert begrensning på hvilke individer som er fangbare. Slike reguleringer kan gjøres indirekte gjennom regulering av hva slags fangstutstyr som tillates, eller direkte gjennom å sette et minstemål, et maksimumsmål, eller et størrelsesintervall av fisk som kan fiskes (**figur 11.1**). Utgangspunktet er at både kommersielt fiske og rekreasjonsfiske kan overbeskatte fiskebestander, og at fisket derfor må reguleres. Tradisjonelt har en skilt mellom to former for overbeskatning; «vekstoverbeskatning» og «rekrutteringsoverbeskatning» (Murawski 2000). Begge disse begrepene er basert på én-bestandsmodeller, og blir utfordret i en økosystembasert fiskeriforvaltning hvor en gjerne bruker begrepet «økosystemoverbeskatning». I vår sammenheng har likevel de to første begrepene relevans. Vekstoverbeskatning kan forklares ved at siden fisken vokser hurtigst tidlig i livet (før den blir kjønnsmoden) så lønner det seg, om en vil høste maksimalt av en bestand, å vente med å fange fisken til den har nådd den størrelsen hvor vekstkurven flater ut. Rekrutteringsoverbeskatning kalles situasjonen som oppstår når så mange individer blir fanget før de får anledning til å gyte minst en gang, at det går ut over rekrutteringen til bestanden. Det er denne form for overbeskatning man søker å unngå ved å sette et gytebestandsmål, som det er blitt gjort for laks.

Når det gjelder sjøørret og sjørøye kan vi konsentrere oss om rekreasjonsfiske, siden begge artene hovedsakelig er gjenstand for slikt fiske. Da er det for disse også først og fremst rekrutteringsoverbeskatning som er relevant å vurdere. Både internasjonalt (Lewin mfl. 2006) og nasjonalt (Anon. 2009a) er det dokumentert at rekreasjonsfiske kan bidra til å overbeskatte fiskebestander. Ulike typer reguleringer av fisket må dermed iverksettes. Målet med slike reguleringer kan imidlertid variere mellom arter og forvaltningsregimer. Noen ganger er målet å sikre produktivitet, andre ganger er målet å sikre en god bestand av fangbar og attraktiv fisk.



**Figur 11.1.** Skjematiske illustrasjon av fiskereguleringer ved bruk av minstemål, maksimumsmål og kombinert bruk av minstemål og maksimumsmål («harvest slot»). Ved bruk av minstemål må all fisk under en viss størrelse gjenutsettes (mørkegrått felt i øverste figur), ved bruk av maksimumsmål må all fisk over en viss størrelse gjenutsettes (mørkegrått felt i øverste figur), og ved harvest slots må både fisk under et minstemål og over et maksimumsmål gjenutsettes (mørkegrå felter i nederste figur).

Ut fra formålet gitt i lakse- og innlandsfiskloven må en regulering utformes for å sikre produktivitet, diversitet og høstbart overskudd i bestandene. De fleste laksefiskbestander med gyting i rennende vann antas å være tetthetsregulert (Elliott 1994, Milner mfl. 2003, Jonsson & Jonsson 2011, Aas mfl. 2011). Det er en sammenheng mellom antall gytefisk i elva (eller antall egg som blir gytt) og antall unger som vokser opp fra denne årsklassen. Dette forholdet beskrives gjennom en bestand-rekrutt kurve. Selv om formen på slike kurver er omdiskutert, er det et generelt poeng at det er et minimumsnivå (antall, biomasse) av gytefisk som er nødvendig for å sikre maksimal produksjon i elva (Hindar mfl. 2011). Øker antall gytefisk over dette nivået er det imidlertid ingen grunn til å tro at produksjonen av ungfisk øker, fordi det er en grense for hvor mange fiskeunger det er plass og mat til i elva.

Forvaltningen av laks tar utgangspunkt i at det er en sammenheng mellom antall gytefisk og produksjon (Forseth mfl. 2013) ved at det settes et konkret gytebestandsmål for hver elv (Hindar mfl. 2007, Anon. 2009a). Dette er ikke tilfelle for sjørøret og sjørøye; her reguleres fisket primært gjennom å sette et minstemål og å regulere lengden av fiskesesongen. Ifølge en gjennomgang av ulike måter å regulere et fiske på så framheves fire ulike argumenter for bruk av en lengdebasert regulering av et fiske (Gwinn mfl. 2015):

1. Unngå rekrutterings-overfiske ved å sikre at fisk i hvert fall rekker å gyte én gang før de fanges. Da må et minstemål settes så stort at umoden fisk i liten grad blir beskattet.
2. Sikre en lengdefordeling i bestanden som tilfredsstillende fiskernes ønsker og krav.
3. Rette beskatningen mot spesifikke størrelsesgrupper for slik å sikre maksimal eller i hvert fall høy avkastning.
4. Grunnet mangel på data og kunnskap så brukes det enkle regler i mangel av mer treffsikre forvaltningsregler.

Det er grunn til å anta at argument 1, 2 og 4 er mest relevant når det eventuelt skal videreføres et standard minstemål eller innføres nye typer lengdebaserte regler for sjørøret og sjørøye i Norge.

## **11.2 Hvordan virker lengdebaserte reguleringer: minstemål (fredning av små fisk) versus kombinert bruk av minstemål og maksimumsmål (fredning av både små og stor fisk)**

Bruk av minstemål er et svært vanlig forvaltningsverktøy, og det er innlysende at et minstemål beskytter liten fisk fra å bli beskattet. Men er det like sikkert at et minstemål fører til at bestandene og deres struktur og diversitet opprettholdes over tid?

Ensidig bruk av minstemål som reguleringstiltak vil over tid ha konsekvenser for bestandene. I praksis medfører minstemålet at beskatningsraten blir svært lav for fisk mindre enn minstemålet og (relativt sett) høy for fisken som er større enn minstemålet. Et minstemål som settes for å sikre at all fisk i bestanden får gyte minst én gang, vil ha som konsekvens at gytebestanden domineres av de aller yngste individene. Dette vil kunne ha en destabiliserende effekt på bestandene (Anderson mfl. 2008), redusere genetisk diversitet (Hauser mfl. 2002) og skape seleksjon i retning tidligere kjønnsmodning og lavere vekst (Olsen mfl. 2004, Edeline mfl. 2007).

Det er derfor i den senere tid argumentert for at kombinert bruk av minste- og maksimumsmål (ofte kalt «harvest slots») fører til en bedre forvaltning av fiskebestander, ved at beskatningen fordeles likere over ulike størrelsesgrupper og mellom fisk som har ulike vekstrater. I en modell-studie ble disse to ulike forvaltningsmåtene evaluert (Gwinn mfl. 2015). Både minstemål og «harvest slots» fungerte bra til å regulere fisket og opprettholde bestanden, men med bruk av «harvest slots» ble bestanden bestående av fisk av mer varierende størrelse, og dermed også en større andel av stor (og ettertraktet) fisk. Disse større fiskene er ofte hunner, og vil dermed bidra med mange egg som potensielt har god kvalitet. Det er flere eksempler på at slik regulering har blitt innført i fisket etter ulike ferskvannsfisk (eksempel er harr og ørret).

Et viktig resultat fra Gwinn mfl. (2015) er en fremhevelse av hva slags betydning beskatningstrykk har for resultatet av den lengdebaserte reguleringen. Dersom beskatningstrykket er høyt, vil en positiv effekt av minstemål reduseres. En konsekvens av dette er at størrelsen på minstemålet må økes for å kompensere for den høye beskatningen. I tilfeller med høyt beskatningstrykk viser simuleringene at «harvest slots» gir bedre avkastning og mer variert gytebestand enn minstemål alene. Ved middels beskatning blir avkastning mer lik når den simulerte effekten av minimumsmål og «harvest slots» sammenlignes, men «harvest slots» gir fremdeles mer varierte gytebestander. En mangel ved simuleringene til Gwinn mfl. (2015) er at

livshistorieevolusjon ikke er tatt med. Vi vet at alder og størrelse ved kjønnsmodning, reprodutiv investering og vekstrate blir påvirket av størrelsesselektivt fiske, og det er vist at minstemålbaserte reguleringer gir de klart største negative effektene (Matsumura mfl. 2011).

Stor fisk (spesielt hunnfisk) er antatt å ha en større betydning for bestandsveksten enn liten fisk, gjennom at de både produserer flere egg og også ofte større egg av potensielt bedre kvalitet. Store hunner kan trolig også utnytte gyteplasser med grovere grus enn litt mindre hunner. Dette har ført til en anerkjennelse av at det er viktig å bevare disse gamle og store hunnene – ofte kalt «big old fat fecund female fish – BOFFFFs» (Hixon mfl. 2014). Både hos ørret og røye øker eggantallet (fekunditeten) og eggstørrelsen med fiskestørrelsen (Klemetsen mfl. 2003). Det er også vist at store hunnrøret (og også store hannørret) får flere avkom enn mindre fisk, selv om effekten ikke alltid er stor (Serbezov mfl. 2010). Yngel som klekker fra store egg er større og har med seg større plommesekk, noe som betyr at de har større evne til å overleve matmangel (Vøllestad & Lillehammer 2000) og har bedre konkurransekraft (Einum & Fleming 1999). Det er derfor mange intuitive grunner til å anta at fiskeregler som beskytter store hunner er egnet til å sikre god rekruttering i fiskebestander. En måte å beskytte disse på er å innføre maksimumsstørrelser.

Bruk av størrelsesbaserte fiskeregler medfører at fisk over og under visse størrelser må settes levende tilbake til vannet, og simuleringene fra Gwinn mfl. (2015) viser at eventuelle positive effekter av lengdebaserte reguleringer avhenger av at dødelighet ved gjenutsetting er lav. Jo strengere regler, jo større del av bestanden er utenfor det lovlige størrelsesområdet, og jo flere fisk vil måtte settes tilbake. Ved bruk av størrelsesbaserte regler er det derfor nødvendig å vurdere effekten av gjenutsetting, hvordan det praktiseres og hvilken effekt det kan ha på individer og bestander. Både i Norge og internasjonalt finnes det mye kunnskap om effekter av gjenutsetting hos laks (Thorstad mfl. 2003, Jensen mfl. 2010, Richard mfl. 2013, Gargan mfl. 2015, Havn mfl. 2015, Lennox mfl. 2015), mens det knapt finnes undersøkelser av effekter av gjenutsetting hos sjørøret og sjørøye (Olsen mfl. 2010, Elvik 2016).

Undersøkelser i norske elver viser at rundt 93 % av laksen overlever gjenutsetting (Thorstad mfl. 2007, Jensen mfl. 2010, Havn mfl. 2015, Lennox mfl. 2015). Laks med store skader eller blødninger ble ikke gjenutsatt i disse undersøkelsene, siden dette generelt frarådes. Lav dødelighet ved gjenutsetting forutsetter i tillegg at fiskerne bruker egnet redskap og håndterer fisken forsiktig. Vi vet ikke i hvilken grad overlevelse og andre resultater fra undersøkelser av laks er representative for sjørøret og sjørøye, men en undersøkelse av ferskvannsstasjonær ørret i Hemsil viste at ørreten overlevde og opprettholdt naturlig atferd etter gjenutsetting (Kraabøl mfl. 2013). I motsetning til hos laks, der individer vanligvis blir fanget og gjenutsatt kun én til to ganger samme sesong, ble individer av ferskvannsstasjonær ørret i Hemsil fanget opp til åtte ganger. En fersk masteroppgave på sjørøret i Storvasselva i Steigen viste at sjørøret endret atferd etter gjenutsetting ved at de enten slapp seg litt nedstrøms i elva, eller stanset opp etter gjenutsetting, før de fortsatte oppvandringen (Elvik 2016). Det er også vist hos laks at gjenutsetting kan påvirke oppvandringen ved at de slipper seg litt nedover i elva, eller stanser opp før vandringen fortsetter (Thorstad mfl. 2003, Thorstad mfl. 2007, Havn mfl. 2015). Vi kjenner ikke til noen undersøkelser av gjenutsetting av sjørøret og sjørøye i sjøen i norske (eller sammenlignbare) områder.

Dersom regler som innebærer at fisk under minimumsmål og over maksimumsmål må gjenutsettes skal fungere etter hensikten, kreves det at fiskerne er fortrolige med hvordan et slikt fiske skal utøves for å sikre minst mulig negative effekter. Rådene som gis for hvordan laks bør håndteres gjelder trolig også for sjørøret og sjørøye. Hvis fiske etter sjørøret og sjørøye innebærer en betydelig grad av gjenutsetting bør det innhentes kunnskap om overlevelse etter gjenutsetting, effekter av vanntemperatur og andre faktorer som kan påvirke overlevelsen, og om de samme individene blir fanget og gjenutsatt mange ganger i løpet av kort tid. Fangstredskap og fisketider i

sjøen kan være forskjellig fra i ferskvann, og det er derfor behov for undersøkelser av gjenutsetting både under sportsfiske i ferskvann og i sjøen.

### 11.3 Størrelsesvariasjon hos smolt hos sjørret og sjørøye

Et minstemål må minimum settes så høyt at det beskytter smolten hos sjørret og sjørøye. Det er svært stor variasjon i alder ved størrelse og lengde ved smoltifisering hos begge arter.

Sjørretsmolten kan variere i lengde fra 6 cm til over 30 cm (L'Abée-Lund mfl. 1989, Jensen mfl. 1990, Jonsson & L'Abée-Lund 1993, Ugedal 1998, Jonsson mfl. 2001, Jensen mfl. 2012). I en studie som dekket hele Norge ble det funnet en gjennomsnittlig smoltstørrelse på 17,7 cm (Jonsson & L'Abée-Lund 1993). I denne studien ble det ikke funnet en klar nord-syd gradient i smoltstørrelse. I en tilsvarende studie ble det imidlertid funnet at smolten tenderte til å være større i nord enn i sør (L'Abée-Lund mfl. 1989). I en studie som omfattet mange elver og bekker langs Skagerrak-kysten var det en tydelig sammenheng mellom vannføring og smoltstørrelse, der smolten var minst i de små bekkene (Jonsson mfl. 2001).

Det finnes mye mindre informasjon om sjørøye enn om sjørret. I Halsvassdraget er det rapportert at gjennomsnittsstørrelsen til sjørøyesmolt kan variere mellom 17 og 22 cm (Jensen mfl. 2012, Jensen mfl. 2015). Fra Silavassdraget ble det rapportert at størrelsen på utvandrende sjørøye varierte mellom 18-40 cm (Svenning mfl. 1992). I Halsvassdraget var sjørøyesmolten i gjennomsnitt noe mindre enn sjørretsmolten (røyesmolt i gjennomsnitt 17,3 cm lang og ørretsmolten 19,5 cm, Jensen mfl. 2012). Generelt er røya svært variabel i livshistorie, vekstrate og atferd, slik at det er grunn til å anta at alder og størrelse ved smoltifisering er tilsvarende variabel (Klemetsen mfl. 2003). Tidligere forsøk viser blant annet svært stor variasjon i alder og størrelse ved tidspunktet når et individ enten kjønnsmodnes eller når det starter prosessen fram mot smoltifisering (Nordeng 1983).

Dersom et minstemål skal beskytte den utvandrende smolten så bør et eventuelt landsdekkende minstemål være lengre enn 30 cm for både sjørret og sjørøye.

### 11.4 Størrelsesvariasjon hos gytemoden sjørret og sjørøye

Både ørret og røye er kjent for å være arter med stor fenotypisk variasjon; det betyr at det er stor variasjon i når og ved hvilken størrelse kjønnsmodning inntreffer både for ulike individer innen en bestand og mellom ulike bestander (Klemetsen mfl. 2003, Jonsson & Jonsson 2011).

Sjørret finnes i bekker og elver av alle størrelser og typer, både med og uten muligheter for overvintring (Thorstad mfl. 2016). Det er klart at gjennomsnittsstørrelsen til gytefisken også vil variere svært mye mellom slike elver og bekker. Omfattende studier av et stort antall norske bestander av sjørret viste at gjennomsnittlig størrelse ved kjønnsmodning varierte mellom 30 og 70 cm for hanner og 36 og 57 cm for hunner (L'Abée-Lund mfl. 1989, Jonsson mfl. 1991). Det var ingen tendens til at størrelsen varierte med breddegrad, selv om gytefisken i gjennomsnitt var eldre i nord enn i sør. I en detaljert studie av sjørreten i Vangsvatnet fant Jonsson (1985) at kjønnsmodne hanner varierte i størrelse fra 29-67 cm, mens hunnene varierte fra 34-67 cm. I Halsvassdraget var gjennomsnittsstørrelsen av sjørret som vandret opp fra sjøen etter ett år mellom 32 og 33 cm, men variasjonen var stor (Jensen mfl. 2015). I Halsvassdraget var gjennomsnittsstørrelsen av sjørret som vandret opp fra sjøen etter én sommer mellom 27 og 29 cm, og etter to somre var de i gjennomsnitt 36-39 cm (A.J. Jensen, NINA, upubliserte data). I store vassdrag er det en tendens til at større fisk gyter lenger opp i vassdragene enn mindre fisk (L'Abée-Lund 1991). Sjørret finnes også i stor grad i de små kystnære bekkene, hvor de minste bekkene har årsmiddelvannføring ned til  $0,05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . I disse bekkene kan den gjennomsnittlige størrelsen til gytefisken være mindre enn 30 cm (Jonsson mfl. 2001). Denne studien viste også at

gjennomsnittsstørrelsen til sjøørreten økte med bekkestørrelsen, men denne sammenhengen gjelder ikke når bekkene blir store (elve-liknende). En nylig oppsummering av undersøkelser av små, kystnære bekker i Østfold har også tydelig dokumentert viktigheten av små bekker, der fisken sjelden blir større enn 30-40 cm (Karlsen 2015).

Sjørøya har også er svært variable biologi, med stor variasjon i atferd, vekst og størrelse mellom og innen bestander. Sjørøya oppholder seg ofte relativt kort i sjøen, før de igjen vandrer opp i ferskvann for å overvintre. De kan gjerne foreta flere slike sjøvandringer før de kjønnsmodnes for første gang. Det er svært lite informasjon å finne om størrelsen til oppvandrende sjørøye. I Vardneselva er størrelsen etter én sommer i sjøen rundt 32 cm, og etter to somre er den rundt 36 cm (Mathisen & Berg 1968). I Silavassdraget var størrelsen på oppvandrende sjørøye fra 22-44 cm (Svenning mfl. 1992). I Halsvassdraget var sjørøye etter én sesong i sjøen i gjennomsnitt rundt 23-28 cm lang på oppvandring, og etter to somre i sjøen var de i gjennomsnitt 31-34 cm (Finstad & Heggberget 1995, A. J. Jensen, NINA, upubliserte data). Kjønnsmodning inntretr som regel etter 1-3 sjøvandringer (Nordeng 1961, Berg & Berg 1989) ved lengde rundt 25 cm for hannene og 30-35 cm for hunnene (Kristoffersen mfl. 1994).

For både sjøørret og sjørøye er det stor dødelighet det første året etter at de vandrer ut i sjøen som smolt, mens eldre individer har betydelig høyere overlevelse (Jensen mfl. 2016a). For at en bærekraftig andel av bestanden skal få mulighet til å gyte minst én gang, må førstegangsvandrere og helst også andregangsvandrere unntas beskatning. I for eksempel Halsvassdraget overlevde i gjennomsnitt 34 % av sjørøyene den første sommeren de var i sjøen, men variasjonen var betydelig fra år til år. Blant de individene som overlevde den første sommeren i sjøen, var det i gjennomsnitt 44 % som overlevde den kommende vinteren, og blant disse igjen overlevde 64 % også den andre sommeren i sjøen (Jensen mfl. 2016a). Dette betyr at bare 10 % av smolten fortsatt var i live etter to somre i sjøen, og gjennomsnittsstørrelsen på disse var 31-34 cm. Ut fra disse tallene bør minstemålet for fangst av denne bestanden ikke være mindre enn 35 cm.

Basert på størrelsen til oppvandrende sjøørret og sjørøye, og det vi vet om hvordan den varierer mellom lokaliteter og regioner, så er det ingen gode argumenter for å ha ulike minstemål i nord og sør. Gjennomsnittlig størrelse ved første kjønnsmodning varierer imidlertid betydelig mellom bestander. Hvis et minstemål skal sikre at fisk minimum ikke beskattes før de har gytt minst én gang, så bør minstemålet enten være et høyt landsdekkende mål, eller det bør differensieres mellom bestander i henhold til gjennomsnittlig størrelse ved kjønnsmodning.

## 11.5 Anbefalinger

Biologiske hensyn tilsier at bestandene av sjøørret og sjørøye beskyttes best, både på kort og lang sikt, med en kombinasjon av minstemål og maksimumsmål i fisket. Fordi fisket dels er bestandsrettet (i vassdragene), dels er et fiske på blandede bestander (i sjøen) og bestandene har svært ulik størrelsessammensetning er det imidlertid utfordrende å lage nasjonale regler som er treffsikre. Vi har derfor valgt en pragmatisk tilnærming der vi foreslår et nasjonalt minstemål (basert på gjennomgangen ovenfor), samtidig som vi anbefaler at det etableres maksimumsmål som må tilpasses de ulike bestandene.

### *Minstemål:*

Landsdekkende fiskeregler må være relevante i hele virkeområdet. Gitt at biologien til både sjøørret og sjørøye varierer mye både innen og mellom lokaliteter så kan det være utfordrende å finne fram til regler som virker rimelige over hele utbredelsesområdet. Et minstemål som settes høyt nok kan sikre at fisk som et minimum rekker å gyte minst én gang. Det vil også kunne sikre at det meste av vekstpotensialet til fisken er tatt ut. Et stort minstemål vil medføre at sjøørret og



sjørøye fra små bekker neppe blir utsatt for beskatning i det hele tatt (i praksis en fredning), mens et lite minstemål ikke vil virke etter hensikten i mange av de større elvene der fisken er storvokst. For å sikre de små bestandene med småvokst fisk så bør et minstemål settes relativt stort, fordi disse små bestandene vil i utgangspunktet neppe tåle særlig beskatning.

Vitenskapsrådet mener at et minstemål (landsdekkende) er et fornuftig virkemiddel for å sikre rekrutteringen i bestandene. Et minstemål må imidlertid alltid også følges opp med reguleringer som sikrer at den totale beskatningen (fiskedødeligheten) ikke blir for stor. Reguleringen av den totale beskatningen bør imidlertid foregå på regionalt og lokalt nivå (se beskatningsråd i Anon. 2015). Det er ingen klare kriterier som angir hvor stort et minstemål bør være, og det er ingen biologiske grunner til å differensiere mellom regioner. En differensiering bør eventuelt skje på lokalt nivå.

Vi foreslår et minstemål på 40 cm for hele landet. Et slikt minstemål medfører at individer av alle bestander er vernet mot beskatning fram til de når smoltstadiet, og for mange av bestandene at en stor andel av individene ikke beskattes før de når første kjønnsmodning.

*Alternativ anbefaling for minstemål fra Morten Falkegård:*

Størrelsesfordeling og livshistorie varierer både mellom art (sjørøye og sjørøret) og fra vassdrag til vassdrag, slik gjennomgangen i dette kapitlet viser. Dette er selve grunnlaget for en bestandsspesifikk tilnærming, og en konsekvens er at både minstemål og maksimumsmål bør etableres lokalt/regionalt. Et nasjonalt minstemål vil ikke være et treffsikkert virkemiddel. Et høyt minstemål vil i småvokste bestander føre til at fisket blir spesifikt rettet mot de aller største individene og det vil bli en høy grad av gjenutsetting dersom minstemålet respekteres. I en slik sammenheng er ikke minstemål en god tilnærming når det kommer til å sikre beskyttelse av små bestander (se for eksempel Johnston mfl. 2015). Det finnes klare indikasjoner på retningslinjer som kan benyttes for lokal/regional etablering av minstemål. Optimal minstemålstørrelse, som er best for eksempel for rekruttering, vil variere med de ulike bestandenes livshistoriestruktur. Modellresultat for ørret viser at et minstemål på rundt 50 % av bestandens maksimale kroppsstørrelse gir best reguleringsresultat (Johnston mfl. 2013). I tillegg kan en retningslinje være at minstemålet settes så høyt at en stor andel av individene i en bestand ikke beskattes før de når første kjønnsmodning, for eksempel lengden der 50 % av individene er blitt kjønnsmodne. Disse to punktene kan fungere som gode kriterier ved fastsetting av lokale/regionale minstemål for sjørøret og sjørøye.

*Maksimumsmål:*

Formålet med et maksimumsmål er å sikre at de største gytefiskene, primært hunnene, beskyttes siden disse antas å bidra med mange egg av god kvalitet. I tillegg bidrar et maksimumsmål i kombinasjon med et minimumsmål til en jevnere størrelsesfordeling i bestanden (Gwinn mfl. 2015) og ikke minst i gytebestanden, og dermed reduseres faren for beskatningsdrevet seleksjon. Det er imidlertid vanskelig å komme fram til et maksimumsmål som virker etter hensikten i alle bestander og over hele landet. I noen bestander av sjørøret vil svært få individer bli større enn det foreslåtte minstemålet på 40 cm. Et maksimumsmål vil ha liten relevans i slike bestander. Et landsdekkende maksimumsmål vil være et lite treffsikkert og dermed et lite egnet virkemiddel. Det er imidlertid grunn til å tro at lokale maksimumsmål kan innføres med godt utbytte, spesielt for elvefisket der det fiskes på en eller få bestander med god oversikt over størrelsesfordelingen. Fordi både økt minstemål og eventuelle bestemmelser om maksimumsmål vil medføre at flere fisk må gjenutsettes, anbefaler vitenskapsrådet at det gjennomføres studier av overlevelse og repetert fangst for gjenutsatt sjørøret og sjørøye.

## REFERANSER

- Aldrin, M. 2016. Havforskningsinstituttets spredningmodell for kopepoditter validert mot burdata fra 2014. Rapport fra Norsk Regnesentral.
- Allan, B.J.M., Domenici, M.I., Wataon, S-A. & Munday, P.L. 2013. Elevated CO2 affects predator-prey interactions through altered performance. PLOS ONE 8: 1-7.
- Anderson, C.N.K., Hsieh, C.-H., Sandin, S.A., Hewitt, R., Hollowed, A., Beddington, J., May, R.M. & Sugihara, G. 2008. Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. Nature 452: 835-839.
- Anon. 2006-2007. Om vern av villaksen og ferdigstilling av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder St.prp. nr. 32: 1-143. Det kongelige miljøverndepartement.
- 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. 2010. Status for norske laksebestander i 2010. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2, 213 s.
- Anon. 2011a. Kvalitetsnormer for laks - anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1, 105 s.
- Anon. 2011b. Prognoser for lakseinnslag, regnbueørret og klimaendringer: utfordringer for forvaltningen. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2, 45 s.
- Anon. 2011c. Status for norske laksebestander i 2011. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2, 285 s.
- Anon. 2012a. Lakselus og effekter på vill laksefisk - fra individuell respons til bestandseffekter. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr. 3, 56 s.
- Anon. 2012b. Status for norske laksebestander i 2012. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 4, 103 s.
- Anon. 2012c. Status of the River Tana salmon populations. Report 1-2012. Working group on salmon monitoring and research in the Tana River system. 99 s.
- Anon. 2013. Status for norske laksebestander i 2013. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 5, 136 s.
- Anon. 2014. Status for norske laksebestander i 2014. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 6, 225 s.
- Anon. 2015a. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkningsprogrammet 2014. Fisken og Havet, særnr. 2b-2015: 1-36.
- Anon. 2015b. Status for norske laksebestander i 2015. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 8, 300 s.
- Anon. 2016a. Klassifisering av 104 laksebestander etter kvalitetsnorm for villaks. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 4: 1-85.
- Anon. 2016b. Rømt oppdrettslaks i vassdrag. Rapport fra det nasjonale overvåkningsprogrammet 2015. Fisken og havet, særnr. 2b-2016.
- Anon. 2016c. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 9b.
- Ayllon, F., Kjærner-Semb, E., Furmanek, T., Wennevik, V., Solberg, M.F., Dahle, G., Taranger, G.L., Glover, K.A., Almen, M.S., Rubin, C.J., Edvardsen, R.B., Wargelius, A. 2015. The vgl3 locus controls age at maturity in wild and domesticated Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) males. Plos Genetics 11(11): e1005628. doi:10.1371/journal.pgen.1005628.
- Bakken, T.H., Forseth, T. & Harby, A. (red.). 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. NINA Temahefte 62: 1-203.

- Bakketeig, I.E., Gjosæter, H., Hauge, M., Sunnset, B.H. & Toft, K.Ø. (red.) 2015. Havforskningsrapporten 2015. Fisken og havet, særnummer I-2015. 216 s.
- Barson, N.J., Aykanat, T., Hindar, K., Baranski, M., Bolstad, G.H., Fiske, P., Jacq, C., Jensen, A.J., Johnston, S.E., Karlsson, S., Kent, M., Moen, T., Niemelä, E., Nome, T., Næsje, T.F., Orell, P., Romakkaniemi, A., Sægvog, H., Urdal, K., Erkinaro, J., Lien, S., Primmer, C.R. 2015. Sex-dependent dominance at a single locus maintains variation in age at maturity in salmon. *Nature* 528: 405-408.
- Beaugrand, G. & Reid, P.C. 2012. Relationships between North Atlantic salmon, plankton, and hydroclimatic change in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 69: 1549-1562.
- Berg, O.K. & Berg, M. 1989. Sea growth and time of migration of anadromous Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from the Vardnes River, in Northern Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 955-960.
- Bergan, M.A. 2014. Problemkartlegging i anadrome vassdrag i Søndre Fosen Vannområde. Fiskeregistreringer, historiske opplysninger og hydromorfologiske inngrep etter vannforskriften på Frøya og Sunde i Sør-Trøndelag. NINA Rapport 1077: 1-96.
- Bergan, M.A. 2012. Anadrome vassdrag på Hitra, Sør-Trøndelag; Vurderinger av vandringshindre, - barrierer og andre hydromorfologiske inngrep etter vannforskriften. Norsk institutt for vannforskning Rapport L.NR. 6405-2012: 1-153.
- Besnier, F., Glover, K.A., Lien, S., Kent, M., Hansen, M.M., Shen, X. & Skaala, Ø. 2015. Identification of quantitative genetic components of fitness variation in farmed, hybrid and native salmon in the wild. *Heredity* 115: 47-55.
- Bicskei, B., Taggart, J.B., Glover, K.A. & Bron, J.E. 2016. Comparing the transcriptomes of embryos from domesticated and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) stocks and examining factors that influence heritability of gene expression. *Genetics, Selection, Evolution* 48: 20.
- Bjørn, P.A., Nilsen, R., Serra Llinares, R.M., Asplin, L., Boxaspen, K.K., Finstad, B., Uglem, I., Berg, M., Kålås, S., Barlaup, B. & Wiik Vollset, K. 2012. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs Norskekysten i 2012. Sluttrapport til Mattilsynet. Rapport fra havforskningen nr. 31-2012: 1-45.
- Bjørn, P.A., Nilsen, R., Serra Llinares, R.M., Asplin, L., Johnsen, I.A., Karlsen, Ø., Finstad, B., Berg, M., Uglem, I., Barlaup, B. & Wiik Vollset, K. 2013. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs Norskekysten i 2013. Sluttrapport til Mattilsynet. Rapport fra havforskningen nr. 32-2013: 1-34.
- Bossdorf, O., Richards, C.L. & Pigliucci, M. 2008. Epigenetics for ecologists. *Ecology Letters* 11: 106-115. doi: 110.1111/j.1461-0248.2007.01130.x.
- Box, G.E.P. & Jenkins, G.M. 1976. Time series analysis, forecasting and control. Holden-Day, San Fransisico, 575 s.
- Caldeira, K. & Wickett, M.E. 2005. Ocean model predictions of chemistry changes from carbon dioxide emissions to the atmosphere and ocean. *Journal of Geophysical Research-Oceans* 110: C09S04.
- Carlson, S.M. & Seamons, T.R. 2008. A review of quantitative genetic components of fitness in salmonids: implications for adaptatin to future change. *Evolutionary Applications* 1: 222-238. doi:210.1111/j.1752-4571.2008.00025.x.
- Chaput, G. 2012. Overview of the status of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the North Atlantic and trends in marine mortality. *ICES Journal of Marine Science* 69: 1538-1548. doi: 10.1093/icesjms/fss1013.
- Chittenden, C.M., Fauchald, P. & Rikardsen, A.H. 2013a. Important open-ocean areas for northern Atlantic salmon - as estimated using a simple ambient-temperature approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 101-104.

- Chittenden, C.M., Ådlandsvik, B., Pedersen, O.P. & Rikardsen, A.H. 2013b. Testing a model to track marine fish migrations in polar regions using pop-up satellite archival. *Fisheries Oceanography* 22: 1-13.
- Chivers, D.P., McCormick, M.I., Nilsson, G.E., Munday, P.L., Watson, S-A., Meekan, M.G., Mitchell, M.D, Corkill, K.C. & Ferrari, M.C.O. 2013. Impaired learning of predators and low prey survival under elevated CO<sub>2</sub>: a consequence of neurotransmitter interference. *Global Change Biology* 2013: 1-8.
- Cripps, I.L., Munday, P.L. & McCormick, M.I. 2011. Ocean acidification affects prey detection in a predator reef fish. *PLOS ONE* 7: 1-7.
- Debes, P.V., Fraser, D.J., Yates, M. & Hutchings, J.A. 2014. The between-population genetic architecture of growth, maturation, and plasticity in Atlantic salmon. *Genetics* 196: 1277-1291.
- Diserud, O.H., Fiske, P. & Hindar, K. 2012. Forslag til kategorisering av laksebestander som er påvirket av rømt oppdrettslaks NINA Rapport 782: 1-32 (+ vedlegg).
- Diserud, O., Fiske, P. & Hindar, K. 2013. Forslag til kategorisering av laksebestander som er påvirket av rømt oppdrettslaks - Oppdatering for perioden 1989-2012. NINA Rapport 976: 1-24.
- Miljødirektoratet 2016. Plan for kalking av vassdrag i Noreg 2016-2021. Rapport M-488. 24 s.
- Edeline, E., Carlson, S.M., Stige, L.C., Winfield, I.J., Fletcher, J.M., James, J.B., Haugen, T.O., Vøllestad, L.A. & Stenseth, N.C. 2007. Trait changes in a harvested population are driven by a dynamic tug-of-war between natural and harvest selection. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 104: 15799-15804.  
doi/15710.11073/pnas.0705908104.
- Einum, S. & Fleming, I.A. 1999. Maternal effects of egg size in brown trout (*Salmo trutta*): norms of reaction to environmental quality. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 266: 2095-2100.
- Einum, S. & Nislow, K.H. 2011. Variation in population size through time and space: Theory and recent empirical advances from Atlantic salmon. I: *Atlantic Salmon Ecology* (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. red), s. 277-298. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Einum, S., Thorstad, E.B. & Næsje, T.F. 2002. Growth rate correlations across life-stages in female Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 60: 780-784.  
doi:710.1006/jfbi.2002.1895.
- Elliott, J.M. 1993. A 25-year study of production of juvenile sea trout, *Salmo trutta*, in an English lake district stream. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 118: 109-122.
- Elliott, J.M. 1994. *Quantitative ecology and the brown trout*. Oxford University Press, Oxford.
- Elvik, K.M.S. 2016. Migration of sea trout *Salmo trutta* in relation to environmental factors and catch-and-release angling in a topographically complex river. MSc thesis. UiT Norges arktiske universitet.
- Falkegård, M., Foldvik, A., Fiske, P., Erkinaro, J., Orell, P., Niemelä, E., Kuusela, J., Finstad, A.G. & Hindar, K. 2014. Revised first generation spawning targets for the Tana/Teno river system. NINA Report 1087: 1-68.
- Fangel, K., Andersen, O. & Aas, Ø. 2008. Sjølaksefiske med faststående redskap i Norge i 2007. Kjennetegn ved fiskere, fiskeutøvelse og holdninger til regulering av fiske. NINA Rapport 406: 1-56.
- Finstad, A.G., Einum, S. & Sættem, L.M. 2013. Historical abundance and spatial distributions of spawners determine juvenile habitat accessibility in salmon: implications for population dynamics and management targets. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 70: 1339-1345.

- 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 Freshwater 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., 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 postsmolt 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., Salbu, B., Fiske, P. & Ebbesson, L.O.E. 2012. Salmon lice-induced mortality of Atlantic salmon postsmolts experiencing episodic acidification and recovery in freshwater. *Aquaculture* 362-363: 193-199.
- Fiske, P. 2013. Overvåking av rømt oppdrettslaks i elv om høsten 2010 - 2012. NINA Rapport 989: 1-33.
- Fiske, P., Aronsen, T. & Hindar, K. 2014. Overvåking av rømt oppdrettslaks i elver om høsten 2013. NINA Rapport 1063: 1-44.
- Fiske, P., Lund, R.A. & Hansen, L.P. 2006. Relationships between the frequency of farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in wild salmon populations and fish farming activity in Norway, 1989-2004. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1182-1189.
- Fiske, P., Kvingedal, E., Jensen, A.J. & Finstad, B. 2014. Sjøoverlevelse hos laks. Forslag til nasjonalt overvåkingssystem. NINA Rapport 1026: 1-115.
- 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., Baardsen, S., Stensland, S., Hvidsten, N.A. & Aas, Ø. 2012. Sluttrapport og evaluering av oppleieprosjektet i Trondheimsfjorden (korrigert versjon av NINA rapport 546). NINA Rapport 854: 1-70.
- Fiske, P., Wennevik, V., Jensen, A.J., Gjørseter, H. & Bolstad, G.H. 2016. Atlantic salmon; National Report for Norway 2015. ICES/WGNAS working paper WP23: 1-29.
- Fleming, I.A. 1996. Reproductive strategies of Atlantic salmon: ecology and evolution. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 379-416.
- Fleming, I.A. & Einum, S. 2011. Reproductive ecology: a tale of two sexes. I: Atlantic salmon ecology (Aas, Ø. Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J., red.), s. 33-65. Blackwell Publishing Ltd., Oxford.
- Fleming, I.A., Hindar, K., Mjølnerød, I.B., Jonsson, B., Balstad, T. & Lamberg, A. 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proceedings of the Royal Society of London series B* 267: 1517-1523.
- Foldvik, A., Einum, S., Finstad, A. & Ugedal, O. 2016. Linking watershed and microhabitat characteristics: effects on production of Atlantic salmonids (*Salmo salar* and *Salmo trutta*). *Ecology of Freshwater Fish* doi: 10.1111/eff.12272.
- Forseth, T. & Harby, A. (red) 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevassdrag. NINA Temahefte 32: 1-90.
- Forseth, T., Fiske, P., Gjørseter, H. & Hindar, K. 2013. Reference point based management of Norwegian Atlantic salmon populations. *Environmental Conservation* 40: 356-366.
- Fraser, D.J., Minto, C., Calvert, A.M., Eddington, J.D. & Hutchings, J.A. 2010a. Potential for domesticated-wild interbreeding to induce maladaptive phenology across multiple populations of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 1768-1775.

- Fraser, D.J., Houde, A.L.S., Debes, P.V., O'Reilly, P., Eddington, J.D. & Hutchings, J.A. 2010b. Consequences of farmed-wild hybridization across divergent wild populations and multiple traits in salmon. *Ecological Applications* 20: 935-953.
- Friedland, K.D., Shank, B.V., Todd, C.D., McGinnity, P. & Nye, J.A. 2013. Differential response of continental stock complexes of Atlantic salmon (*Salmo salar*) to the Atlantic Multidecadal Oscillation. *Journal of Marine Systems* 133: 77-87.
- Garcia de Leaniz, 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: implication for conservation. *Biological Reviews* 88: 173-211.
- Gargan, P.G., Stafford, T., Økland, F. & Thorstad, E.B. 2015. Survival of wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) after catch and release angling in three Irish rivers. *Fisheries Research* 161: 252-260.
- Gjelland, K.Ø. & Sandlund, O.T. 2012. Pukkellaks, *Oncorhynchus gorbusha*. Artsdatabanken faktaark nr. 283, ISSN 1504-9140.
- Glover, K.A., Pertoldi, C., Besnier, F., Wennevik, V., Kent, M. & Skaala, Ø. 2013. Atlantic salmon populations invaded by farmed escapees: quantifying genetic introgression with a Bayesian approach and SNPs. *BMC Genetics* 14:74.
- Glover, K.A., Quintela, M., Wennevik, V., Besnier, F., Sørvik, A.G.E. & Skaala, Ø. 2012. Three decades of farmed escapees in the wild: a spatio-temporal analysis of Atlantic salmon population genetic structure throughout Norway. *PLoS ONE* 7(8): e43129.
- Glover, K.A., Bos, J.B., Urdal, K., Madhun, A.S., Sørvik, A.G.E., Unneland, L., Seliussen, B.B., Skaala, Ø., Skilbrei, O.T., Tang, Y. & Wennevik, V. 2016. Genetic screening of farmed Atlantic salmon escapees demonstrates that triploid fish display reduced migration to freshwater. *Biological Invasions* doi: 10.1007/s10530-016-1066-9.
- Grøntvedt, R.N., Jansen, P.A., Horsberg, T.A., Helgesen, K., & Tarpai, A. 2016. The surveillance programme for resistance to chemotherapeutants in *L. salmonis* in Norway 2015. Surveillance programmes for terrestrial and aquatic animals in Norway. Annual report 2015. Veterinærinstituttet.
- Gutierrez, A., Lubieniecki, K., Fukui, S., Withler, R., Swift, B. & Davidson, W. 2014. Detection of quantitative trait loci (QTL) related to grilising and late sexual maturation in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Marine Biotechnology* 16: 103-110.
- Gwinn, D.C., Allen, M.S., Johnston, F.D., Brown, P., Todd, C.R. & Arlinghaus, R. 2015. Rethinking length-based fisheries regulations: the value of protecting old and large fish with harvest slots. *Fish and Fisheries* 16: 259-281.
- 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 sider vedlegg.
- Harvey, A.C., Glover, K.A., Taylor, M.I., Creer, S. & Carvalho, G.R. 2016. A common garden design reveals population-specific variability in potential impacts of hybridization between populations of farmed and wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Evolutionary Applications* 9: 435-449.
- Hauser, L., Adcock, G.J., Smith, P.J., Bernal Ramírez, J.H. & Carvalho, G.R. 2002. Loss of microsatellite diversity and low effective population size in an overexploited population of New Zealand snapper (*Pagrus auratus*). *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99: 11742-11747.
- Havn, T.B., Uglem, I., Solem, Ø., Cooke, S.J., Whoriskey, F. & Thorstad E.B. 2015. The effect of catch-and-release angling at high water temperatures on behavior and survival of Atlantic salmon during spawning migration. *Journal of Fish Biology* 87: 342-359.

- Heggberget, T.G., Staldvik, F., Saksgård, R., Sandlund, O.T., Hesthagen, T. & Kjellberg, G. 2015. Kartlegging av fiskearter i og nær Tunnsjøen, med spesiell vekt på forekomst av hvitfinnet steinulke, *Cottus gobio* L. NINA Rapport 1118: 1-17(+ 2 vedlegg).
- Heino, M., Svåsand, T., Wennevik, V. & Glover, K.A. 2015. Genetic introgression of farmed salmon in native populations: quantifying the relative influence of population size and frequency of escapees. *Aquaculture Environment Interactions* 6: 185-190.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2016. Spredning av ferskvannsfisk i Norge. En fylkesvis oversikt og nye registreringer i 2015. NINA Rapport 1205: 1-54.
- Hesthagen, T., Larsen, B.M. & Fiske, P. 2011. Liming restores Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations in acidified Norwegian rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 224-231.
- Hindar, K. & Taranger, G.L. 2012. Påvirkning fra rømt oppdrettslaks på ville laksebestander – tilbakemelding fra NINA og HI på henvendelse fra Miljøverndepartementet og Fiskeri- og kystdepartementet av 16.11.2012. Notat: 1-10.
- Hindar, A. & Wright, R.F. 2005. Long-term records and modeling of acidification, recovery and liming at Lake Hovvatn, Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2620-2631.
- Hindar, K., Fleming, I.A., McGinnity, P. & Diserud, O. 2006. The genetic and ecological effects of salmon farming on wild salmon: modelling from experimental results. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1234-1247.
- Hindar, K., Hutchings, J.A., Diserud, O. & Fiske, P. 2011. Stock, recruitment and exploitation. I: *Atlantic Salmon Ecology* (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. red.), s. 299-332. Wiley-Blackwell, Oxford.
- 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.
- Hixon, M.A., Johnson, D.W. & Sogard, S.M. 2014. BOFFFFs: on the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 71: 2171-2185.
- Hutchings, J.A. 2004. Norms of reaction and phenotypic plasticity in salmonid life histories. I: *Evolution illuminated. Salmon and their relatives* (Hendry, A.P. & Stearns, S.C., red.), s. 154-174. Oxford University Press, Oxford.
- Hutchings, J.A. 2011. Old wine in new bottles: reaction norms in salmonid fishes. *Heredity* 106: 421-437. doi: 410.1038/hdy.2010.1166.
- ICES 2016. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). 30 March-8 April 2016. Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM: 10. 321 s.
- Jensen, A.J., Finstad, B., Fiske, P. & Saksgård, L. 2016a. Smoltutvandring, marin vekst og sjøoverlevelse hos sjørret, sjørøye og laks i Halselva, Finnmark. NINA Rapport 1225: 1-33.
- Jensen, A.J., L'Abée-Lund, J.H., Moen, K. & Møkkelgjerd, P.I. 1990. Sjøaure i Tanavassdraget. *Fauna (Oslo)* 43: 57-61.
- Jensen, A.J., Diserud, O.H., Finstad, B., Fiske, P. & Rikardsen, A.H. 2015. Between-watershed movements of two anadromous salmonids in the Arctic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 855-863.
- Jensen, A.J., Sægrov, H., Hansen, L.P., Fiske, P. & Gjøsæter, H. 2013. Rainbow trout and pink salmon in Norway, and their potential threat to Atlantic salmon. ICES Working paper 2013/17 North Atlantic Salmon Working Group. 10 s.
- Jensen, A.J., Finstad, B., Fiske, P., Hvidsten, N.A., Rikardsen, A.H. & Saksgård, L. 2012. Timing of smolt migration in sympatric populations of Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout

- (*Salmo trutta*), and Arctic char (*Salvelinus alpinus*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69: 711-723 doi: 710.1139/F2012-1005.
- Jensen, A.J., Fiske, P., Hansen, L.P., Johnsen, B.O., Mork, K.A. & Næsje, T.F. 2011. Synchrony in marine growth among Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 68: 444-457. doi:410.1139/F1110-1156.
- Jensen, A.J., Berg, M., Bremset, G., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O. & Lund, E. 2016b. Passing a seawater challenge test is not indicative of hatchery-reared Atlantic salmon *Salmo salar* smolts performing as well at sea as their naturally produced conspecifics. Journal of Fish Biology doi:10.1111/jfb.12984.
- Jensen, J.L.A., Halttunen, E., Thorstad, E.B., Næsje, T.F. & Rikardsen, A.H. 2010. Does catch-and-release angling alter the migratory behaviour of Atlantic salmon? Fisheries Research 106: 550-554.
- 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.
- Johnson, D. 1997. The triangular distribution as a proxy for the beta distribution in risk analysis. Journal of the Royal Statistical Society: Series D (The Statistician) 46: 387-398.
- Johnston, F.D., Arlinghaus, R. & Dieckmann, U. 2013. Fish life history, angler behaviour and optimal management of recreational fisheries. Fish and Fisheries 14: 554-579.
- Johnston, F.D., Beardmore, B. & Arlinghaus, R. 2015. Optimal management of recreational fisheries in the presence of hooking mortality and noncompliance - predictions from a bioeconomic model incorporating a mechanistic model of angler behaviour. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 72: 37-53.
- Johnston, S.E., Orell, P., Pritchard, V.L., Kent, M.P., Lien, S., Niemelä, E., Erkinaro, J. & Primmer, C.R. 2014. Genome-wide SNP analysis reveals a genetic basis for sea-age variation in a wild population of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Molecular Ecology 23: 3452-3468.
- Jonsson, B. 1985. Life history patterns of freshwater resident and sea-run migrant brown trout in Norway. Transactions of the American Fisheries Society 114: 182-194.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011. Ecology of Atlantic salmon and brown trout. Habitat as a template for life histories. Springer.
- Jonsson, B. & L'Abée-Lund, J.H. 1993. Latitudinal clines in life-history variables of anadromous brown trout in Europe. Journal of Fish Biology 43 (Supplement A): 1-16.
- Jonsson, B., Finstad, A.G. & Jonsson, N. 2012a. Winter temperature and food quality affect age at maturity: an experimental test with Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69: 1817-1826.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Albretsen, J. 2016. Environmental change influences the life history of salmon *Salmo salar* in the North Atlantic Ocean. Journal of Fish Biology 88: 618-637
- Jonsson, B., Jonsson, N., Finstad, A.G. 2013. Effects of temperature and food quality on age and size at maturity in ectotherms: an experimental test with Atlantic salmon. Journal of Animal Ecology 82: 201-210. doi: 210.1111/j.1365-2656.2012.02022.x.
- Jonsson, B., Jonsson, N. & Finstad, A.G. 2014. Linking embryonic temperature with adult reproductive investment in Atlantic salmon *Salmo salar*. Marine Ecology Progress Series 515: 217-226.
- Jonsson, B., Jonsson, N., Brodtkorb, E. & Ingebrigtsen, P.-J. 2001. Life-history traits of brown trout vary with the size of small streams. Functional Ecology 15: 310-317.
- Jonsson, B., L'Abée-Lund, J.H., Heggberget, T.G., Jensen, A.J., Johnsen, B.O., Næsje, T.F. & Sæتن, L.M. 1991. Longevity, body size, and growth in anadromous brown trout (*Salmo trutta*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 1838-1845.
- Jonsson, N., Hansen, L.P. & Jonsson, B. 1991. Variation in age, size and repeat spawning of adult atlantic salmon in relation to river discharge. Journal of Animal Ecology 60: 937-947.
- 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.



- Karlsen, L.R. 2015. 20 år med el-fiske av sjøørretbekker i Østfold (1996-2015). Rapport 3: 2015, Fylkesmannen i Østfold.
- Karlsen, Ø., Finstad, B., Ugedal, O & Svåsand, T. 2016. Kunnskapsstatus som grunnlag for kapasitetsjustering innen produksjonsområder basert på lakselus som indikator. Rapport fra Havforskningen Nr. 14-2016: 1-137.
- Karlsson, S., Diserud, O.H., Fiske, P. & Hindar, K. 2016. Widespread genetic introgression of escaped farmed Atlantic salmon in wild salmon populations. ICES Journal of Marine Science, akseptert.
- Karlsson, S., Moen, T., Lien, S., Glover, K. & Hindar, K. 2011. Generic genetic differences between farmed and wild Atlantic salmon identified from a 7K SNP-chip. Molecular Ecology Resources (Supplement 1) 11: 247-253.
- Kittelsen, A., Rosten, T., Ulgenes, Y., Selvik, J.R. & Alne, H. 2006. Tilgjengelige ferskvannsressurser 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.
- Kristoffersen, A.B., Jimenez, D., Viljugrein, H., Grøntvedt, R., Stien, A. & Jansen, P.A. 2014. Large scale modelling of salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis*) infection pressure based on lice monitoring data from Norwegian salmonid farms. Epidemics 9: 31-39.
- 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: 1229-1246.
- Krkošek M., Revie C., Gargan P., Skilbrei O.T., Finstad B. & Todd C.D. 2013. Impact of parasites on salmon recruitment in the Northeast Atlantic Ocean. Proceedings of the Royal Society B 280, 20122359. doi: 10.1098/rspb.2012.2359.
- Kraabøl, M., Johnsen, S.I., Museth, J., Skurdal, J. & Dervo B.K. 2013. Telemetristudie av ørret i Hemsil - Kartlegging av leveområder, effekter av fang-og-slipp fiske og kraftverkstekniske inngrep i vassdraget. NINA Rapport 906: 1-39
- L'Abée-Lund, J.H. 1991. Variation within and between rivers in adult size and sea age at maturity of anadromous brown trout, *Salmo trutta*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 1015-1021.
- L'Abée-Lund, J.H., Vøllestad, L.A. & Beldring, S. 2004. Spatial and temporal variation in the grilse proportion of Atlantic salmon in Norwegian rivers. Transactions of the American Fisheries Society 113: 743-761.
- L'Abée-Lund, J.H., Jonsson, B., Jensen, A.J., Sættem, L.M., Heggberget, T.G., Johnsen, B.O. & Næsje, T.F. 1989. Latitudinal variation in life-history characteristics of sea-run migrant brown trout *Salmo trutta*. Journal of Animal Ecology 58: 525-542.
- Lennox, R.J., Uglem, I., Cooke, S.J., Næsje, T.F., Whoriskey, F.G., Havn, T.B., Ulvan, E.M., Solem, Ø. & Thorstad, E.B. 2015. Does catch-and-release angling alter the behavior and fate of adult Atlantic salmon during upriver migration? Transactions of the American Fisheries Society 144: 400-409.
- Lewin, W.-C., Arlinghaus, R. & Mehner, T. 2006. Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. Reviews in Fisheries Science 14: 305-367.
- Lien, S., Koop, B.F., Sandve, S.R., Miller, J.R., Kent, M.P., Nome, T., Hvidsten, T.R., Leong, J.S., Minkley, D.R., Zimin, A., Grammes, F., Grove, H., Gjuvsland, A., Walenz, B.,

- Hermansen, R.A., von Schalburg, K., Rondeau, E.B., Di Genova, A., Samy, J.K.A., Vik J.O., Vigeland, M.D., Caler, L., Grimholt, U., Jentoft, S., Våge D.I., de Jong, P., Moen, T., Baranski, M., Palti, Y., Smith, D.R., Yorke, J.A., Nederbragt, A.J., Tooming-Klunderud, A., Jakobsen, K.S., Jiang, X., Fan, D., Hu, Y., Liberles, D.A., Vidal, R., Iturra, P., Jones, S.J.M., Jonassen, I., Maass, A., Omholt, S.W., Davidson, W.S. 2016. The Atlantic salmon genome provides insights into rediploidization. *Nature* 533: 200-205.
- Lønnstedt, O.M., Munday, P.L., McCormick, M.I., Ferrari, M.C.O. & Chivers, D.P. 2013. Ocean acidification and response to predators: can sensory redundancy reduce the apparent impacts of elevated CO<sub>2</sub> on fish? *Ecology and Evolution* 3: 2565-3575.
- Lund, R.A. & Hansen, L.P. 1991. Identification of wild and reared Atlantic salmon, *Salmo salar* L., using scale characters. *Aquaculture and Fisheries Management* 22: 499-508.
- Lund, R.A., Hansen, L.P. & Järvi, T. 1989. Identifisering av oppdrettslaks og villaks ved ytre morfologi, finnestørrelse og skjellkarakterer. NINA forskningsrapport 001: 1-54.
- Maneja, R.H., Dineshram, R., Thiyagarajan, V., Skiftesvik, A.B., Frommel, A.Y., Clemmesen, C., Geffen, A.J. & Browman, H.I. 2014. The proteome of Atlantic herring (*Clupea harengus* L.) larvae is resistant to elevated pCO<sub>2</sub>. *Marine Pollution Bulletin*, 86: 154-160.
- Maneja, R.H., Frommel, A.Y., Browman, H.I., Clemmesen, C., Geffen, A.J., Folkvord, A., Piatkowski, U., Durif, C.M.F., Bjelland, R. & Skiftesvik, A.B. 2012. The swimming kinematics of larval Atlantic cod, *Gadus morhua* L., are resilient to elevated seawater pCO<sub>2</sub>. *Marine Biology*, 160: 1963-1972.
- Maneja, R.H., Frommel, A.Y., Browman, H.I., Geffen, A.J., Folkvord, A., Piatkowski, U., Durif, C.M.F., Bjelland, R., Skiftesvik, A.B. & Clemmesen, C. 2015. The swimming kinematics and foraging behavior of larval Atlantic herring (*Clupea harengus* L.) are unaffected by elevated pCO<sub>2</sub>. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 466: 42-48
- Mangel, M. & Satterthwaite, W.H. 2008 Combining proximate and ultimate approaches to understand life history variation in salmonids with application to fisheries, conservation, and aquaculture. *Bulletin of Marine Science* 83: 107-130.
- Mathisen, O.A. & Berg, M. 1968. Growth rate of the char, *Salvelinus alpinus* (L.), in the Vardnes River, Troms, Northern Norway. Report of the Freshwater Research Institute Drottningholm 48: 177-186.
- 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 interactions with escaped farm salmon. *Proceedings of the Royal Society of London Ser. B* 270: 2443-2450.
- Merovich Jr, G.T. & Petty, J.T. 2007. Interactive effects of multiple stressors and restoration priorities in a mined Appalachian watershed. *Hydrobiologia* 575: 13-31.
- Mills, K.E., Pershing, A.J., Sheehan, T.F. & Mountain, D. 2013. Climate and ecosystem linkages explain widespread declines in North American Atlantic salmon populations. *Global Change Biology* 19: 2046-3061.
- 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.
- Moe, K., Næsje, T.F., Haugen, T.O., Ulvan, E.M., Aronsen, T., Sandnes, T. & Thorstad, E.B. 2016. Area use and movement patterns of wild and escaped farmed Atlantic salmon before and during spawning in a large Norwegian river. *Aquaculture Environment Interactions* 8: 77-88.
- 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.

- Moran, P. & Perez-Figueroa, A. 2011. Methylation changes associated with early maturation stages in the Atlantic salmon. *BMC Genetics* 12: 86. doi: 10.1186/1471-2156-12-86.
- Munday, P.L., Warner, R.R., Monro, K., Pandolfi J.M. & Marshall, D.J. 2013. Predicting evolutionary responses of climate change in the sea. *Ecology Letters* 16: 1488-1500.
- Munday, P.L., Dixon, D.L., Donelson, J.M., Jones, G.P., Pratchett, M.S., Devitsnia, G.V & Døving, K.B. 2009. Ocean acidification impairs olfactory discrimination and homing ability of a marine fish. *PNAS* 106: 1848-1852.
- Murawski, S.A. 2000. Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 57: 649-658.
- Mørkved, O.J. & Krokan, P.S. 1997. Innteksts- og kostnadsforhold i det norske sjølaksefisket med faststående redskap. Rapport til Havbeiteprogrammet PUSH og Direktoratet for naturforvaltning.
- 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 2004. NASCO guidelines on the use of stock rebuilding programmes in the context of the precautionary management of salmon stocks. CNL(04)55.
- NASCO 2009. NASCO Guidelines for the Management of Salmon Fisheries. CNL(09)43, 6 s.
- Nilsen, R., Bjørn, P.A., Serra Llinares, R.M., Asplin, L., Johnsen, I.A., Skulstad, O.F., Karlsen, Ø., Finstad, B., Berg, M., Uglem, I., Barlaup, B. & Vollset, K.W. 2014. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs Norskekysten i 2014. Sluttrapport til Mattilsynet. Rapport fra havforskningen nr. 36-2014: 1-42 + appendiks.
- Nilsen, R., Bjørn, P.A., Serra Llinares, R.M., Asplin, L., Sandvik, A., Johnsen, I.A., Skulstad, O.F., Karlsen, Ø., Finstad, B., Berg, M., Uglem, I., Barlaup, B., Vollset, K.W. & Lehmann, G. 2016. Lakselusinfeksjonen på vill laksefisk langs Norskekysten i 2015. En fullskala test av modellbasert varslings og tilstandsbekreftelse. Sluttrapport til Mattilsynet. Rapport fra havforskningen nr. 2-2016: 1-55 + appendiks.
- Nordeng, H. 1961. On the biology of char (*Salmo alpinus* L.) in Salangen, North Norway. I. Age and spawning frequency determined from scales and otoliths. *Nytt Magasin for Zoologi* 10: 67-123.
- Nordeng, H. 1983. Solution to the "char problem" based on Arctic char (*Salvelinus alpinus*) in Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 9: 1372-1387.
- Næsje, T.F., Aronsen, T., Ulvan, E.M., Moe, K., Fiske, P., Økland, F., Østborg, G., Diserud, O., Skorstad, L., Sandnes, T. & Staldvik, F. 2015. Villaks og rømt oppdrettslaks i Namsfjorden og Namsenvassdraget: Fangst, atferd og andeler rømt oppdrettslaks. 2012-2014. NINA Rapport 1138: 1-106.
- Næsje, T.F., Barlaup, B.T., Berg, M., Diserud, O.H., Fiske, P., Karlsson, S., Lehmann, G.B., Museth, J., Robertsen, G., Solem, Ø. & Staldvik, F. 2013. Muligheter og teknologiske løsninger for å fjerne rømt oppdrettsfisk fra lakseførende vassdrag. NINA Rapport 972: 1-84.
- Næsje, T.F., Aronsen, T., Ulvan, E.M., Moe, K., Økland, F., Østborg, G., Skorstad, L., Fiske, P., Thorstad, E.B., Holm, R., Sandnes, T. & Staldvik, F. 2014. Innvandring, fangst og atferd til villaks og rømt oppdrettslaks i Namsfjorden og Namsenvassdraget i 2013. NINA Rapport 1059: 1-63.
- Olsen, E.M., Heino, M., Lilly, G.R., Morgan, M.J., Brattey, J., Ernande, B. & Dieckmann, U. 2004. Maturation trends indicative of rapid evolution preceded the collapse of northern cod. *Nature* 428: 932-935.
- Olsen, R.E., Næsje, T.F., Poppe, T., Sneddon, L. & Webb, J. 2010. Risk assessment of catch and release. Vitenskapskomiteen for mattrygghet.

- Otero, J., Jensen, A.J., L'Abée-Lund, J.H., Stenseth, N.C., Storvik, G.O. & Vøllestad, L.A. 2011. Quantifying the ocean, freshwater and human effects on year-to-year variability of one-sea-winter Atlantic salmon angled in multiple Norwegian rivers. *PLoS ONE* 6(8): e24005. doi:10.1371/journal.pone.0024005.
- Otero, J., Jensen, A.J., L'Abée-Lund, J.H., Stenseth, N.C., Storvik, G.O. & Vøllestad, L.A. 2012. Contemporary ocean warming and freshwater conditions are related to later sea age at maturity in Atlantic salmon spawning in Norwegian rivers. *Ecology and Evolution* 2: 2190-2203. doi: 2110.1002/ece2193.2337.
- Otero, J., L'Abée-Lund, J.H., Castro-Santos, T., Leonardsson, K., Storvik, G.O., Jonsson, B., Dempson, B., Russell, I.C., Jensen, A.J., Baglinière, J.-L., Dionne, M., Armstrong, J.D., Romakkaniemi, A., Letcher, B.H., Kocik, J.F., Erkinaro, J., Poole, R., Rogan, G., Lundqvist, H., MacLean, J.C., Jokikokko, E., Arnekleiv, J.V., Kennedy, R.J., Niemelä, E., Caballero, P., Music, P.A., Antonsson, T., Gudjonsson, S., Veselov, A.E., Lamberg, A., Groom, S., Taylor, B.H., Taberner, M., Dillane, M., Arnason, F., Horton, G., Hvidsten, N.A., Jonsson, I.R., Jonsson, N., McKelvey, S., Næsje, T.F., Skaala, Ø., Smith, G.W., Sægrov, H., Stenseth, N.C. & Vøllestad, L.A. 2014. Basin-scale phenology and effects of climate variability on global timing of initial seaward migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Global Change Biology*, 20, 61-75.
- Potter, E.C.E., Crozier, W.W., Schon, P.J., Nicholson, M.D., Maxwell, D.L., Prevost, E., Erkinaro, J., Gudbergsson, G., Karlsson, L., Hansen, L.P., MacLean, J.C., Maoileidigh, N.O. & Prusov, S. 2004. Estimating and forecasting pre-fishery abundance of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in the Northeast Atlantic for the management of mixed-stock fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 61: 1359-1369.
- Prytz, Å. 1997. Et økonomisk studie av sjølaksefisket i Namdalen. - Institutt for økonomi og samfunnsfag, Norges Landbrukshøgskole Ås-NLH.
- Qviller, L., Kristoffersen, A.B. & Jansen, P.A. 2016. Validering av Havforskningsinstituttets luselarvespredningsmodell. Veterinærinstituttet.
- Raven, J., Caldeira, K., Elderfield, H., Hoegh-Guldberg, O., Liss, P.S., Riebesell, U., Sheperd, J., Turley, C. & Watson, A. 2005. Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide. Policy document 12/05 The Royal Society ([www.royalsoc.ac.uk](http://www.royalsoc.ac.uk)). 60 s.
- Renkawitz, M.D., Sheehan, T.F., Dixon, H.J., & Nygaard, R. 2015. Changing trophic structure and energy dynamics in the Northwest Atlantic: implications for Atlantic salmon feeding at West Greenland. *Marine Ecology Progress Series* 538: 197-211.
- Richard, A., Dionne, M., Wang, J. & Bernatchez, L. 2013. Does catch and release affect the mating system and individual reproductive success of wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.)? *Molecular Ecology* 22: 187-200.
- 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.
- Roff, D.A. 1997. Evolutionary quantitative genetics. New York: Chapman & Hall.
- Segner, H., Schmitt-Jansen, M. & Sabater, S. 2014. Assessing the impact of multiple stressors on aquatic biota: The receptor's side matters. *Environmental Science and Technology* 48: 7690-7696.
- Serbezov, D., Bernatchez, L., Olsen, E.M. & Vøllestad, L.A. 2010. Mating patterns and determinants of individual reproductive success in brown trout (*Salmo trutta*) revealed by parentage analysis of an entire stream living population. *Molecular Ecology* 19: 3193-3205 doi: 3110.1111/j.1365-3294x.2010.04744.x.

- Skaala, Ø., 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., Glover, K.A., Barlaup, B.T., Svåsand, T., Besnier, F., Hansen, M.M. & Borgstrøm, R. 2012. Performance of farmed, hybrid and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) families in a natural river environment. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 69: 1994-2006.
- Skilbrei, O.T., Heino, M. & Svåsand, T. 2015. Using simulated escape events to assess the annual numbers and destinies of escaped farmed Atlantic salmon of different life stages from farm sites in Norway. ICES Journal of Marine Science 72: 670-685. doi: 10.1093/icesjms/fsu133.
- Sundt-Hansen, L., Huisman, J., Skoglund, H. & Hindar, K. 2015. Farmed Atlantic salmon *Salmo salar* L. parr may reduce early survival of wild fish. Journal of Fish Biology 86: 1699-1712. doi:10.1111/jfb.12677.
- Svenning, M.A., Smith-Nilsen, A. & Jobling, M. 1992. Sea water migration of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) - correlation between freshwater growth and seaward migration, based on back-calculation from otoliths. Nordic Journal of Freshwater Research 67: 18-26.
- Svenning, M-A., Kanstad-Hansen, Ø., Lamberg, A., Dempson, B. & Fauchald, P. 2015. Oppvandring og innslag av rømt oppdrettslaks i norske lakseelver; basert på videoovervåking, fangstfeller og drivtelling. NINA Rapport 1104: 1-53.
- Svenning, M.-A., Lamberg, A., Dempson, B., Strand, R., Hanssen, Ø.K. & Fauchald, P. 2016. Incidence and timing of wild and escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norwegian rivers inferred from video surveillance monitoring. Ecology of Freshwater Fish doi: 10.1111/eff.12280
- Svenning, M.A., Falkegård, M., Fauchald, P., Yoccoz, N., Niemelä, E., Vähä, J.P., Ozerov, M., Wennevik, V. & Prusov, S. 2014. Region and stock-specific catch and migration models of Barents Sea salmon. Kolarctic ENPI CBC - Kolarctic salmon project (KO 197) report: 1-95.
- Svåsand, T., Boxaspen, K., Karlsen, Ø., Kvamme, B.O., Stien, L.H. & Taranger, G.L. (red.) 2015. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2014. Fisken og havet, særnummer 2-2015, 172 s.
- Svåsand, T., Karlsen, Ø., Kvamme, B.O., Stien, L.H., Taranger, G.L. & Boxaspen, K.K. (red.). 2016. Risikovurdering av norsk fiskeoppdrett 2016. Fisken og havet, særnummer. 2-2016, 189 s.
- Sørensen, J., Brodtkorb, E., Haug, I., Fjellanger, J. 2013. Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022. Nasjonal gjennomgang og forslag til prioritering. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) Rapport nr. 49/2013: 1-311.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen, T. & Boxaspen, K.K. (red.). 2012. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. Fisken og havet, særnummer 2-2012, 129 s.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen, T. & Boxaspen, K.K. (red.). 2013. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2012. Fisken og havet, særnummer 2-2013, 164 s.
- Taranger, G.L., Svåsand, T., Kvamme, B.O., Kristiansen, T. & Boxaspen, K.K. (red.) 2014. Risikovurdering norsk fiskeoppdrett 2013. Fisken og havet, særnummer 2-2014, 158 s.
- Thorpe, J.E., Mangel, M., Metcalfe, N.B. & Huntingford, F.A. 1998. Modelling the proximate basis of salmonid life-history variation, with application to Atlantic salmon, *Salmo salar* L. Evolutionary Ecology 12: 581-599.
- Thorstad, E.B., Heggberget, T.G. & Økland, F. 1998. Migratory behaviour of adult wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., before, during and after spawning in a Norwegian river. Aquaculture Research 29: 419-428.

- Thorstad, E.B., Næsje, T.F. & Leinan, I. 2007. Long-term effects of catch-and-release angling on Atlantic salmon during different stages of return migration. *Fisheries Research* 85: 330-334.
- Thorstad, E.B., Rikstad, A. & Sandlund, O.T. 2006. Kunnskapsstatus for laks og vannmiljø i Namsenvassdraget. Kunnskapscenter for Laks og Vannmiljø, Namsos.
- Thorstad, E.B., Fiske, P., Staldvik, F. & Økland, F. 2011. Beskatning og bestandsstørrelse av laks i Namsenvassdraget. NINA Rapport 747: 1-32.
- Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Fiske, P. & Finstad, B. 2003. Effects of hook and release on Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. *Fisheries Research* 60: 293-307.
- Thorstad, E.B., Forseth, T., Økland, F., Aasestad, I. & Johnsen, B.O. 2004. Oppvandring av radiomerket laks i Numedalslågen i 2003. NINA Oppdragsmelding 835: 1-37.
- Thorstad, E.B., Økland, F., Aasestad, I., Diserud, O. & Forseth, T. 2008a. Oppvandring av laks i Numedalslågen. Påvirker vannføring og andre miljøfaktorer passering av naturlige oppvandringshindre? NINA Rapport 360: 1-46.
- Thorstad, E.B., Fleming, I.A., McGinnity, P., Soto, D., Wennevik, V. & Whoriskey, F. 2008b. 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., Todd, C.D., Bjørn, P.A., Gargan, P.G., Vollset, K.W., Halttunen, E., Kålås, S., Uglem, I., Berg, M. & Finstad, B. 2016. Marine life of the sea trout. *Marine Biology* 163: 47.
- Ugedal, O., Finstad, B., Damsgård, B. & Mortensen, A. 1998. Seawater tolerance and downstream migration in hatchery-reared and wild brown trout. *Aquaculture* 168: 395-405.
- Ugedal, O., Kroglund, F., Barlaup, B. & Lamberg, A. 2014. Smolt - en kunnskapsoppsummering. Miljødirektoratets rapport M136-2014: 1-128.
- Uglem, I., Foldvik, A., Solem, Ø., Thorstad, E.B., Johansen, M.R. & Havn, T.B. 2015. Gjenfangst av gjenutsatt laks i Otra, Osen Vestre Hyen, Orkla, Gaula, Verdalselva, Ranaelva og Lakselva i 2012-2014. NINA Minirapport 537: 1-30.
- Vollset, K.W., Barlaup, B.T., Skoglund, H., Normann, E.S. & Skilbrei, O.T. 2014. Salmon lice increase the age of returning Atlantic salmon. *Biology Letters* 10: 20130896. doi: 10.1098/rsbl.2013.0896.
- Vollset, K.W., Krontveit, R.I., Jansen, P.A., Finstad, B., Barlaup, B.T., Skilbrei, O.T., Krkošek, M., Romundstad, P., Aunsmo, A., Jensen, A.J. & Dohoo, I. 2016. Impacts of parasites on marine survival of Atlantic salmon: a meta-analysis. *Fish and Fisheries* doi: 10.1111/faf.12141
- Vøllestad, L.A. & Lillehammer, T. 2000. Individual variation in early life-history traits in brown trout. *Ecology of Freshwater Fish* 9: 242-247.
- Vøllestad, L.A., Skurdal, J. & L'Abée-Lund, J.H. 2014. Evaluation of a new management scheme for Norwegian Atlantic salmon *Salmo salar*. *Fisheries Management and Ecology* 21: 133-139.
- Weber, L.P., Dube, M.G., Rickwood, C.J., Carrie, J., Driedger, K., Portt, C., Brereton, C. & Janz, D.M. 2008. Effects of multiple effluents on resident fish from Junction Creek, Sudbury, Ontario. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 70: 433-445.
- Williams, T.M. 1992. Practical use of distributions in network analysis. *Journal of the Operational Research Society* 43: 265-270.
- Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. 2011. Atlantic salmon ecology. Blackwell Publishing Ltd., Oxford.

## VEDLEGG

### Vedlegg 1. Gytebestandsmål for norske laksevassdrag.

Det er ikke Vitenskapelig råd for lakseforvaltning som er ansvarlig for utarbeidelsen av disse gytebestandsmålene, men vitenskapsrådets rolle er å vurdere måloppnåelse i forhold til målene i ulike vassdrag. Vassdragene er plassert i ulike grupper av eggtebeter (< 1,5; 1,5-3; 3-5; > 5 med midtverdier 1, 2, 4 og 6 egg), og det er midtverdien for eggtebetsgruppen som oppgis her. 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 eggtebetsgruppen). Nedre og øvre grense for gytebestandsmålet er gitt som vekt av hunnlaks (nedre og øvre GBM). De 180 største vassdragene som ble vurdert i vitenskapsrådets første rapport er listet først (Anon. 2009a, b). Gytebestandsmålene er nylig revidert i Tanavassdraget (Falkegård mfl. 2014) og i noen andre vassdrag (Hindar mfl. 2015, under utarbeidelse). I tabellen er det vist med 'fet' skrifttype hvorvidt det er eggtebeteren eller arealet (eventuelt begge) som er endret.

Vassdrags nr.	Elv	Gytebestandsmål (egg/m <sup>2</sup> )	Areal (m <sup>2</sup> )	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
<b>001.1Z</b>	ENNINGDALSELVA	2	328120	<b>656240</b>	<b>453</b>	<b>339</b>	<b>680</b>
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
<b>019.Z</b>	NIDELVA I ARENDAL	<b>1*</b>	<b>2000200</b>	<b>2282200</b>	<b>1574</b>	<b>787</b>	<b>2361</b>
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
<b>055.7Z</b>	OSELVA	2	307830	<b>615660</b>	<b>425</b>	<b>319</b>	<b>637</b>
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
<b>063.Z</b>	EKSO	2	<b>159000</b>	<b>318000</b>	<b>219</b>	<b>164</b>	<b>328</b>
070.Z	VIKJA	2	30920	61840	43	32	64

Vassdrags nr.	Elv	Gytebestandsmål (egg/m <sup>2</sup> )	Areal (m <sup>2</sup> )	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
071.Z	NÆRØYELVI	2	371710	743420	513	385	769
072.2Z	FLÅM	2	141890	283780	196	147	294
072.Z	AURLANDESELVA	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
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
<b>085.Z</b>	<b>ØSENELVA I FLORA</b>	<b>4</b>	<b>369320#</b>	<b>1477280</b>	<b>1019</b>	<b>764</b>	<b>1274</b>
<b>086.Z</b>	<b>ÅELVA OG OMMEDALSELVA</b>	<b>4</b>	<b>157800</b>	<b>631200</b>	<b>436</b>	<b>326</b>	<b>545</b>
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	STØRELVA (SØRE VARTDAL)	4	117310	469240	324	243	405
095.4Z	BARSTADVIKELVA	4	59800	239200	165	124	206
095.Z	ØRSTÆLVA	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	AURELVA	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	KORSBREKKEELVA	6	<b>38910</b>	<b>233460</b>	<b>161</b>	<b>134</b>	<b>188</b>
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	TENNFIJORDELVA	4	125425	501700	346	260	433
102.11Z	HILDREELVA	4	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
<b>104.Z</b>	<b>EIRA</b>	<b>2</b>	<b>551537</b>	<b>1103075</b>	<b>761</b>	<b>571</b>	<b>1142</b>
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
<b>126.6Z</b>	<b>LEVANGERELVA</b>	<b>2</b>	<b>374290</b>	<b>748580</b>	<b>516</b>	<b>387</b>	<b>774</b>
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



Vassdrags nr.	Elv	Gytebestandsmål (egg/m <sup>2</sup> )	Areal (m <sup>2</sup> )	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
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	2	187300	<b>374600</b>	<b>258</b>	<b>194</b>	<b>388</b>
138.5Z	AURSUNDA	2	236970	<b>473940</b>	<b>327</b>	<b>245</b>	<b>490</b>
138.6Z	BOGNA	2	<b>631033</b>	1855980	1280	960	1920
<b>138.Z</b>	ÅRGÅRDSVASSDRAGET	4	<b>1275400</b>	<b>5101600</b>	<b>3518</b>	<b>2639</b>	<b>4398</b>
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	BEIARELVA	1	2470240	2470240	1704	852	2555
163.Z	SALTDALSELVA	1	3458820	3458820	2385	1193	3578
<b>165.7Z</b>	FJÆREVASSDRAGET	4	27320	<b>109280</b>	<b>75</b>	<b>56</b>	<b>94</b>
167.Z	KOBBELV	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	ELVEGÅRDESELVA (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
<b>178.62Z</b>	ROKSØYELVA	2	<b>38460</b>	<b>76920</b>	<b>53</b>	<b>40</b>	<b>80</b>
178.6Z	GÅRDESELVA	4	115810	423880	292	219	372
178.7Z	BUKSNESVASSDRAGET	4	207690	830760	573	430	716
185.1Z	ALSVÅGVASSDRAGET	2	150495	348830	241	180	344
186.2Z	ROKSDALVASSDRAGET	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*	<b>904337</b>	<b>1591090</b>	<b>1055</b>	<b>791</b>	<b>1582</b>
196.5Z	LAKSELVA (AURSFJORD)	4	32690	130760	90	68	113
<b>196.Z</b>	MÅSELV	1	<b>7774790</b>	<b>7774790</b>	<b>5362</b>	<b>2681</b>	<b>8043</b>
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
<b>233.Z</b>	LANGFJORDVASSDRAGET	2	<b>812700</b>	<b>1625400</b>	<b>1121</b>	<b>841</b>	<b>1682</b>
<b>234.Z</b>	TANA	2*	<b>41394966</b>	<b>99102817</b>	<b>60372</b>	<b>45279</b>	<b>90558</b>
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
<b>240.Z</b>	VESTRE JAKOBSELV	1	<b>2782600</b>	<b>2782600</b>	<b>1919</b>	<b>959</b>	<b>2878</b>
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

Vassdrags nr.	Elv	Gytebestandsmål (egg/m <sup>2</sup> )	Areal (m <sup>2</sup> )	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
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
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	VEGÅRSVASSDRAGET	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	BLÅELVA	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	KINSO	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	HAUGSDALVASSDRAGET	2	100420	200840	139	104	208
067.3Z	MATREVASSDRAGET	2	108620	217240	150	112	225
067.6Z	YNDESALSVASSDRAGET	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	SKORDELVA	4	55050	220200	152	114	190
103.2Z	INNFJORDSELVA	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

Vassdrags nr.	Elv	Gytebestandsmål (egg/m <sup>2</sup> )	Areal (m <sup>2</sup> )	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
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	BATNFJORDELVA	4	317160	1268640	875	656	1094
109.4Z	USMA	2	268590	537180	370	278	556
109.5Z	LITLEDALSELVA	2	182920	365840	252	189	378
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	VENEELVA	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	TENNELELVA	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	OSAEELVA	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	IMSELVA	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	STORELVA (JØSSUND)	4	30140	120560	83	62	104
137.72Z	SITTERELVA	2	6960	13920	10	7	14
137.7Z	LAUVSNESVASSDRAGET	4	9690	0	0	0	0
140.3Z	VETRHUSELVA	2	26820	53640	37	28	55
140.511Z	AUSVASSELVA	4	2970	0	0	0	0

Vassdrags nr.	Elv	Gyte- bestandsmål (egg/m <sup>2</sup> )	Areal (m <sup>2</sup> )	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
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	LANGBOGAEELVA	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
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	HESTDAESELVA	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	1	123770	247540	171	128	256
153.3Z	STILLELVA-RANELVA	4	20460	81840	56	42	71
153.6Z	BARDAESELVA	2	137980	275960	190	143	285
155.4Z	BJERKA TIL STUPFOSSEN	1	270380	297950	205	112	308
157.42Z	FLOSTRANDVATN-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	AUSTERDAESELVA	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 (GULLESFJORD)	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	HEGGEDAESELVA	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	FISKEFJORDELVA	2	5600	11200	8	6	12
178.43Z	BLOKKELVA	2	7090	14180	10	7	15
178.54Z	SØRDAESELVA	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	LANGVASSSELVA	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

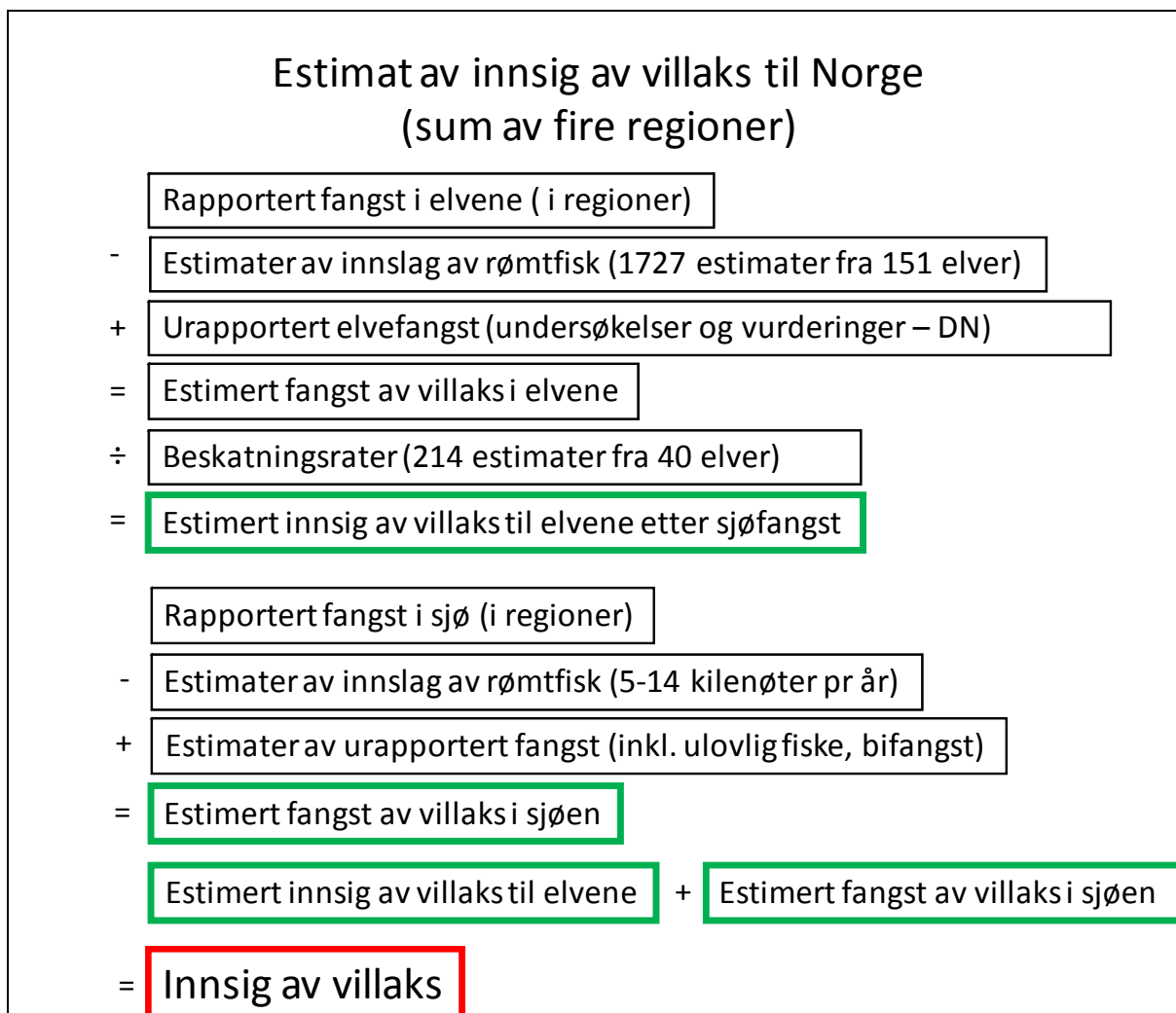
Vassdrags nr.	Elv	Gytebestandsmål (egg/m <sup>2</sup> )	Areal (m <sup>2</sup> )	Antall egg for å møte GBM	Totalvekt hunnlaks for å møte GBM (kg)	Nedre GBM	Øvre GBM
180.4Z	ELV FRA FARSTADVATNET	4	45090	180360	124	93	155
180.6Z	BORGELVA	2	27710	55420	38	29	57
185.2Z	VIKELVA	4	5370	21480	15	11	19
185.3Z	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
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	MELÆLVA	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	STAVAELVA	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	RENSÆLVA	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 KVANNÅSBUKTA- 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	NORDKJOSELVA	1	375190	375190	259	129	388
199.2Z	TØNSVIKELVA	1	369190	258433	178	89	267
199.3Z	SKITENELVA	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	SIGNALDALDELVA	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	FISKELVA-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

\*Blandet gytebestandsmål sammensatt av ulike delarealer

#Delt mellom ovenfor Gyrefossen (255 580 m<sup>2</sup>) og nedenfor Gyrefossen (113 720 m<sup>2</sup>)

**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 til Fylkesmennenes miljøvernavdelinger.**

*Skjema er sendt til alle fylker som har laksevassdrag med fastsatte gytebestandsmål med spørsmål om å fylle ut skjemaet for 237 av de største laksevassdragene. 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 1. FEBRUAR 2016**

OPPLYSNINGER OM FISKESESONGEN 2015 OG KULTIVERING ØNSKES FRA ALLE DE 237 VASSDRAGENE MED GYTEBESTANDSMÅL SOM DERE TIDLIGERE HAR FYLT UT SKJEMA FOR (oversikt over hvilke vassdrag dette gjelder er gitt i vedlagte fil: "oversikt vassdrag til spørreskjema 2015.xls").

FORMÅL: FÅ BEDRE INFORMASJON OM BESKATNINGSRATER I VASSDRAGET FOR AT VITENSKAPELIG 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 LAKS

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

Navn på vassdrag og fylke:

HVIS ENDRING FRA I FJOR: 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 2015:

Hvordan var fisket faktisk regulert, inkludert reguleringer som grunneierne selv bestemte? Det bør framkomme hva som er fiskeregler gitt i forskrift, 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.

1 Var fisket regulert (gjennom forskrift og lokale reguleringer) på samme måte i 2015 som i 2014?

Hvis endringer i reguleringene: besvar spørsmål 2-7, hvis ikke endringer: hopp over spørsmål 2-7 og gå videre til spørsmål 8.

2 Hva var faktisk fiskesesong for laks i vassdraget (x-x dato) i 2015 (inklusive lokale bestemmelser og eventuelle innkortinger bestemt underveis)?

3 Var det endring fra 2014 til 2015 i tidsmessige begrensninger på laksefisket i vassdraget (fredningsperioder og fiske kun mellom enkelte klokkeslett eller på bestemte dager)? Hvis ja: beskriv på hvilken måte.

4 Ble nye fredningssoner innført i 2015? Hvis ja: var dette på tradisjonelt gode fiskeplasser hvor mye laks tidligere har blitt fanget?

5 Var det endring fra 2014 til 2015 i hva slags fiskeredskaper var tillatt å benytte i vassdraget? Hvis ja: beskriv på hvilken måte.

6 Var det endring fra 2014 til 2015 i kvotereguleringer av laksefisket i vassdraget (sesongkvoter, døgnkvoter etc.)? Hvis ja: beskriv på hvilken måte.



7 Var det endring fra 2014 til 2015 i gjenutsettingspålegg (utsetting av stor laks, hunnlaks etc.)? Hvis ja: beskriv på hvilken måte. Finnes informasjon om hvor mye laks som ble satt ut på grunn av gjenutsettingspålegg i 2015?

8 Ble det gjennomført endringer i reguleringen av fisket etter midtsesongevaluering i 2015? Hvis ja: spesifiser på hvilken måte.

9 Var det spesielle forhold som du tror påvirket beskatningsraten i 2015-sesongen (for eksempel uvanlig lange perioder med svært lav eller høy vannføring)?

10 Tror du antall solgte og innrapporterte kort i fangstrapp.no gir et godt bilde på kvaliteten på fangststatistikken i vassdraget (Ja/Nei)?

Hvis nei svar på spørsmål 11, hvis ja hopp over spørsmål 11 og gå videre til spørsmål 12.

11 Hvor god er fangststatistikken for vassdraget i 2015, målt i forhold til hvor stor andel av reell fangst som blir rapportert? Kryss av ett av alternativene nedenfor.

- Fangststatistikken for 2015 har svært store mangler
- Fangststatistikken for 2015 har store mangler
- Fangststatistikken for 2015 er god, men med noen mangler
- Fangststatistikken for 2015 er god
- Fangststatistikken for 2015 er svært god

Sett inn utfyllende kommentar om fangststatistikken, hvis ønskelig:

**SPØRSMÅL OM TELLINGER AV FISK I 2015:**

12 Har det vært tellinger av voksenfiskbestanden i vassdraget i 2015 (fyll inn ja/nei for hver rute)? (Legg ved resultatene fra tellingene i egen rapport, eller legg ved henvising til hvor tellingene kan finnes)

	Gytefisktellinger
	Tellinger i fisketrapp
	Annet, spesifiser: _____

**SPØRSMÅL OM PUKKELLAKS OG REGNBUEØRRET I VASSDRAGET I 2015:**

13 Er det fanget eller observert pukkellaks i vassdraget i 2015? Hvis ja, hvor mange?

14 Er det fanget eller observert regnbueørret i vassdraget i 2015? Hvis ja, hvor mange?

**SPØRSMÅL OM KULTIVERING I VASSDRAGET I 2015:**

15 Foregikk kultivering av laks, sjørørret, eller sjørøye i vassdraget i 2015? I så fall, spesifiser hvilke(n) art(er) dette gjelder.

16 Gi nærmere opplysninger om kultiveringen som foregikk i 2015.

For laks, fyll ut tabell 1 (se nederst), og/eller svar på de to første kulepunktene nedenfor. Hvis kunnskapen om kultivering i vassdraget ikke passer inn i tabellen, så ønskes en så nøyaktig beskrivelse av kultiveringen som mulig.

- Hvilke livsstadier og antall ble satt ut (laks)?

- Hvor mange laks ble tatt opp gjennom stamfiske (opplysninger om eksakt antall hunner og hanner av ulike størrelsesgrupper ønskes).

- Foregår annen kultivering i vassdraget?

17 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?

18 Hva er bakgrunnen for og formålet med kultiveringen i vassdraget i 2015 (frivillig utsetting for å styrke bestander, gjenoppbygging av reduserte eller truede bestander, reetablering hvor den opprinnelige bestanden har gått tapt eller annet, beskriv)?

Tabell 1. Fyll ut opplysninger om kultivering av laks i vassdraget i 2015 i høyre kolonne i tabellen.

LAKS	2015
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 rogn (mengde)	
Utsetting yngel og settefisk (stadium og antall)	
Utsetting av smolt (alder og antall)	

Når fila er fylt ut, gi den gjerne navn som inneholder vassdragsnavn, forkortelse på fylke og eget navn: OrklaSTGuttvik.doc. Returner fila til Laila Saksgård, NINA: [laila.saksgard@nina.no](mailto:laila.saksgard@nina.no) (tlf 73 80 14 00).

Har du spørsmål eller kommentarer til skjemaet, kontakt Eva Thorstad ([eva.thorstad@nina.no](mailto:eva.thorstad@nina.no), tlf 91 66 11 30), NINA.

## Vedlegg 4. Påvirkningsanalyse av vassdragsregulering

---

# Påvirkningsanalyse av vassdragsregulering

Notat utarbeidet av Gunnbjørn Bremset, Norsk institutt for naturforskning, på oppdrag fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

### Vassdragsvis gjennomgang

Den vassdragsvise gjennomgangen nedenfor omhandler bare laksevassdrag med regulering for kraftformål. I tillegg finnes det laksevassdrag med uttak av vann for andre formål; industri med bruk av prosessvann, kommersielle oppdrettsanlegg med til dels betydelig vannuttak og settefiskanlegg for kultiveringsformål med begrenset vannuttak. Omfanget av vannuttak fra slike vassdragsinngrep medfører vanligvis ikke merkbar påvirkning av laks i vassdrag av en viss størrelse. Ut fra foreliggende kunnskap er det vurdert at laksebestandene i Enningdalselva, Rosendalselva, Arnaelva og Roksdalsvassdraget ikke er påvirket av vannkraftutbygging i nevneverdig grad, og disse fire vassdragene er følgelig ikke omhandlet i den vassdragsvise gjennomgangen.

### 002.Z Glomma

Glommavassdraget er landets største vassdrag med et samlet nedbørsfelt på 41 917 km<sup>2</sup>, som utgjør om lag 13 % av Norges landareal. Middelvannføringen ved Sarpsfossen er om lag 680 m<sup>3</sup>/s (Bremset med flere 2011b). Det er en rekke elvekraftverk langs hovedstrengene av Glomma og Gudbrandsdalslågen, samt flere magasinkraftverk i sidevassdragene til de to hovedstrengene av Glommavassdraget. I lakseførende deler av Glomma er det tre elvekraftverk i tilknytning til den 20 meter høye Sarpsfossen. Ågårdselva er et lengre sideløp på vestsida av Glomma som gjør det mulig for sjøvandrende laksefisk å vandre opp i områdene oppstrøms det naturlige vandringshinderet i Sarpsfossen. Ågårdselva er uregulert men likevel påvirket av driften i elvekraftverk oppstrøms lakseførende strekning. De viktigste reguleringseffektene på laks i Glomma og Ågårdselva er endringer i vannføring og vanddekt areal. Fylkesmannen i Østfold vurderte i elektronisk brev av 08.02.11 at laksebestanden i Glommavassdraget har tre hovedproblemer; i tillegg til rømt oppdrettsfisk og forurensning nevner Fylkesmannen i Østfold (sitat): «*Effektkjøring og uhell som fører til raske vannstandseneringer og mulig stranding av laksunger*» (sitat slutt). Det er i perioden 1997-2010 gjennomført enkle fiskebiologiske undersøkelser i lakseførende deler av Glomma og Ågårdselva (Karlsen 1997, Saltveit med flere 1999, Aasestad 2008, Haugen med flere 2010, Rustadbakken med flere 2010). Flere av disse undersøkelsene er gjennomført i forbindelse med utslipp fra Borregaard fabrikker, og resultatene er sammenfattet i en utslippsrelatert konsekvensutredning som nylig ble utarbeidet (Bremset med flere 2011b). Nedstrøms Sarpsfossen har de negative effektene av utslipp fra industrien trolig over tid vært så omfattende at negative effekter av kraftverksdrift har blitt maskert. Følgelig er det vanskelig å isolere reguleringseffekter fra effektene av andre påvirkningsfaktorer. Ut fra en samlet vurdering basert på et relativt mangelfullt kunnskapsgrunnlag er smolttapet som følge av regulering trolig inntil 15 %.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

**011.Z Lierelva**

Lierelva har naturlig nedbørsfelt på 309 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 5 m<sup>3</sup>/s ved utløpet i Drammensfjorden. Det er ingen vannkraftverk i lakseførende deler av vassdraget, men to mindre kraftverk i øvre deler av vassdraget. Det øverste er et mindre magasinkraftverk og det nederste er et mindre elvekraftverk. De viktigste reguleringseffektene er magasinering av vann og redusert vanndekt areal nedstrøms magasinkraftverket og endrete vannføringsforhold nedstrøms elvekraftverket. Det er trolig minimale effekter av vassdragsregulering på lakseproduksjon på grunn av begrenset omfang av reguleringsinngrep og stor avstand fra kraftverk til lakseførende strekning. Siden begynnelsen av 1990-tallet har laksebestanden i Lierelva vært infisert av *Gyrodactylus salaris* etter smittespredning fra Drammensvassdraget (Johnsen med flere 2008). De svært negative effektene av parasittangrep på laksunger har i de senere tiår utvilsomt hatt av et vesentlig større omfang enn eventuelle negative reguleringseffekter på lakseproduksjon. Ut fra en samlet vurdering er det derfor vurdert at vassdragsregulering ikke har noen merkbar effekt på smoltproduksjonen i Lierelva. Dersom det likevel skulle være et smolttap som følge av regulering vil dette være ubetydelig.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

**012.Z Drammenselva**

Drammensvassdraget har naturlig nedbørsfelt på 17 113 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 314 m<sup>3</sup>/s ved utløpet i Drammensfjorden. Det er en rekke kraftverk i Drammensvassdraget. Oppstrøms lakseførende strekning er det flere magasinkraftverk og elvekraftverk. På lakseførende strekning er det et elvekraftverk i Hellefossen, som etter utbygging hindrer fri oppvandring av sjøvandrende laksefisk. Flere fisketrapper på begge sider av kraftverksdammen har hatt varierende virkningsgrad, men etter etablering av fisketrapp midt i fossepartiet har oppvandringsforholdene blitt noe bedret. De viktigste reguleringseffektene på laks er raske vannstandsfluktasjoner med påfølgende strandingsdødelighet, reduserte oppvandringsmuligheter og endrete vannførings- og temperaturforhold. I perioder har det blitt rapportert om omfattende strandingsdødelighet hos laksunger i strandnære områder nedstrøms Hellefoss kraftverk (fiskeforvalter Erik Garnås, personlig meddelelse). Drammensvassdraget har vært infisert av *Gyrodactylus salaris* siden 1980-tallet, slik at nåværende lakseproduksjon opprettholdes ved omfattende utsetninger av smolt og settefisk (Johnsen med flere 2008). I mangel av spesifikke undersøkelser av reguleringseffekter er det vanskelig å isolere reguleringseffekter fra andre betydelige påvirkningsfaktorer som parasittrelatert dødelighet og omfattende kultiveringsvirksomhet. Ut fra en samlet vurdering med vektlegging av strandingsdødelighet og vandringsproblemer er smoltproduksjon trolig redusert i området 15-25 % som følge av regulering. Ut fra mangelfullt kunnskapsgrunnlag og stor kompleksitet kan det ikke utelukkes at det reelle smolttapet er lavere eller høyere.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

**015.Z Numedalslågen**

Numedalslågen har et naturlig nedbørsfelt på 5 670 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 111 m<sup>3</sup>/s. Naturlig lakseførende strekning er på 72 kilometer opp til vandringshinder i Vittingfossen, der en laksetrapp åpner for ytterligere 35 kilometer lakseførende strekning. Vassdraget er utbygd for kraftformål i flere etapper siden 1920, men ingen av kraftverkene er lokalisert innenfor naturlig lakseførende strekning. Det er til sammen seks magasinkraftverk og sju elvekraftverk oppstrøms lakseførende strekning (Thorstad med flere 2004). De viktigste reguleringseffektene er endringer i vannføringsforhold og vanntemperatur som følge av magasinering av vann i øvre del av vassdraget. Endringer i vannføring påvirker utvandringsforholdene for laksesmolt og oppvandringsforholdene for voksen laks. I 2001 ble det gjort endringer i reguleringskonsesjonen som i større grad tok hensyn til laksebestanden, som erstattet en tidligere konsesjon som vektla fløtningsinteressene i vassdraget. I perioden 2003-2010 ble det gjennomført fiskebiologiske undersøkelser for å evaluere effekter av nytt reglement på fiskebestandene generelt og laksebestanden spesielt (Sundt-Hansen 2012). Høyere vintervannføring etter regulering (Asvall 1993) gir grunnlag for en positiv effekt på produksjonen av laksunger (Johnsen med flere 2010). Ut fra en samlet vurdering basert på gode grunnlagsdata synes vassdragsregulering ikke å ha medført noen negativ effekt på produksjon av laksesmolt i Numedalslågen.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Ingen effekt

**0.16.Z Skienselva**

Skiensvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 10 772 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 263 m<sup>3</sup>/s ved utløp i Frierfjorden. Vassdraget består av tre hovedgreiner som samles i Norsjø med utløp i Skienselva. Etter trappebygging kan sjøvandrende laksefisk vandre opp til Norsjø og tilløpselvene Bøelva, Heddøla, Tinnåa, Eidselva og Bliva (Hvidsten 2010). I Skienselva er det to kraftverk som påvirker sjøvandrende laksefisk. I senere år er det gjort undersøkelser av oppvandringsforhold for voksenfisk i Skienselva (Skåre med flere 2006, Forseth med flere 2007), smoltundersøkelser i Skienselva (Hvidsten 2010) og ungfiskundersøkelser i Bøelva, Heddøla, Tinnåa og Bliva (Hvidsten 2010). De viktigste effektene på laks av regulering er endringer i vannføringsforhold, påvirkning av oppvandringsforhold for voksenfisk og turbindødelighet på utvandrende laksesmolt og vinterstøinger. Av disse faktorene er det turbindødelighet som har de mest direkte, negative effektene på lakseproduksjon. Skåre med flere (2006) estimerte en dødelighet på 20-25 % på laksesmolt som passerer turbinene i Skotfoss kraftverk. Det er imidlertid knyttet usikkerhet til hvor stor andel av utvandrende laksesmolt og vinterstøinger som havner i turbinene. Ut fra en samlet vurdering av alle negative påvirkningsfaktorer, er trolig smoltproduksjon redusert med 15-25 % som følge av regulering. På grunn av mangelfullt grunnlag fra førsituasjonen kan det ikke utelukkes at det reelle produksjonstapet kan være større eller mindre.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

## 022.Z Mandalselva

Mandalselva har et naturlig nedbørsfelt på om lag 1 800 km<sup>2</sup>, og en årlig middelvannføring på om lag 88 m<sup>3</sup>/s (Hvidsten med flere 2003). Mandalsvassdraget er utbygd for vannkraftformål i flere omganger. Etter at det første kraftverket ble etablert i 1932 ble det i perioden 1955-1985 bygd ytterligere fem kraftverk. To av disse kraftverkene er på lakseførende strekning. Magasineringskapasitet i vassdraget er moderat slik at om lag 14 % av tilsiget i et normalår kan lagres i magasiner. På grunn av effekter av forsuring har den lokale laksebestanden dødd ut (Hesthagen & Larsen 2003), men etter omfattende kalkingsvirksomhet er det reetablert en selvreproduserende laksebestand i Mandalsvassdraget (Hesthagen med flere 2011). Det er i senere år gjort en rekke undersøkelser av ungfisk, smolt og voksenfisk i forbindelse med reetableringsprosjektet på Sørlandet og reguleringsundersøkelser knyttet til Laudal kraftverk. Følgelig er det et svært godt kunnskapsgrunnlag med hensyn til status for og regulerings effekter på laksebestanden i Mandalselva. Ugedal med flere (2006) har tidligere anslått at kraftutbyggingen i vassdraget har redusert produksjonskapasiteten for smolt med 20-40 %, primært på grunn av redusert habitatkvalitet i de to minste vannstrekningene og tap av smolt i Laudal Kraftverk. I løpet av vurderingsperioden har det blitt gjennomført tiltak som reduserer smolttapet i kraftverket (Økland mfl. 2014). Det er gitt et nytt manøvreringsreglement for Laudal kraftverk med større vannslipp hele året, men dette ble ikke utført før i juni 2013. En samlet vurdering tilsier at smolttapet som følge av regulering var mellom 20 og 35 % i vurderingsperioden.

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

## 027.6Z Oгна

Ognavassdraget har et naturlig nedbørsfelt på om lag 117 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 7 m<sup>3</sup>/s ved utløp i sjøen (Enge & Nordland 1989). Det har vært vannkraftproduksjon i vassdraget siden 1915, og magasinkraftverket ble modernisert i 1982. I forbindelse med reguleringen ble vannet fra et sidefelt på 39 km<sup>2</sup> overført. De viktigste regulerings effektene er fraføring og magasinering av vann med tilhørende reduksjon i vanndekt areal og endringer i vannføringsforhold og temperaturregime. I likhet med flere andre laksevassdrag i denne regionen er Ognavassdraget negativt påvirket av forsuring som følge av sur nedbør og lav bufferkapasitet. Årlige meldinger om fiskedød på 1980-tallet gjorde at laksebestanden ble vurdert som truet (Sivertsen 1989, Larsen med flere 1992), og fra og med 1991 har det vært vassdragskalking for å bedre vannkvaliteten i lakseførende deler av vassdraget. Som en del av den årlige effektkontroll av kalkingsvirksomheten har det vært gjennomført årlige ungfiskundersøkelser i lakseførende deler av Oгна (Saksgård & Larsen 2015). På grunn av kompleksitet knyttet til effekter av vassdragsregulering, forsuringseffekter, kalkingsvirksomhet og reetableringsaktiviteter er det svært vanskelig å isolere effekter av reguleringsinngrep fra andre menneskeskapt påvirkningsfaktorer. Ut fra en samlet vurdering med hovedvekt på fraføring av vann og redusert vanndekt areal har trolig smoltproduksjonen blitt redusert med 15-25 % etter regulering. Ut fra usikkerhet knyttet til kompleksitet og manglende kunnskap fra førsituasjonen kan det ikke utelukkes at det reelle smolttapet er høyere enn 25 %.

Vassdragsinngrep 1: Moderat effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt



### 030.22 Dirdalselva

Dirdalsvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på om lag 158 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 13 m<sup>3</sup>/s ved utløpet i Frafjorden. Vassdraget har vært utbygd for kraftformål siden 1987. Det er til sammen sju kraftverk knyttet til Dirdalsvassdraget, hvorav ingen har utløp på lakseførende strekning. Ett av magasinkraftverkene er et pumpekraftverk, mens det nederste magasinkraftverket har utløp direkte i sjø. Om lag 25 % av nedbørsfeltet er overført til to nabovassdrag. De viktigste reguleringsseffektene er fraføring av vann, magasinering av vann, redusert vanndekt areal og endringer i vannføringsforhold og temperaturregime. Det er ikke gjennomført regulerings-spesifikke undersøkelser på lakseførende strekning som gir noe godt grunnlag for å vurdere regulerings-effekter på lakseproduksjon, og vurdering av smolttap må derfor gjøres skjønnsmessig. Ut fra en samlet vurdering med hovedvekt på fraføring av vann og reduksjon i vanndekt areal, er smolttapet som skyldes regulering trolig 15-25 % av naturlig produksjonspotensial i vassdraget.

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

### 030.Z Frafjordelva

Frafjordelva har et naturlig nedbørsfelt på om lag 171 km<sup>2</sup>, og en årlig middelvannføring på om lag 14 m<sup>3</sup>/s. Det er en innsjø i midtre deler av lakseførende strekning. Omtrent 10 % av nedbørsfeltet er overført til nabovassdrag i forbindelse med vassdragsregulering. De viktigste regulerings-effekter er redusert vanndekt areal samt endringer i vannføring, temperatur og vannkvalitet. Frafjordvassdraget er påvirket av forsuring og det har foregått kalkingsvirksomhet av varierende omfang i vassdraget siden 1993. Under en gytetelling høsten 2008 ble mesteparten av gytelaksene registrert i øvre del av vassdraget (Lehmann med flere 2009). Som en del av effektkontroll knyttet til kalkingsvirksomheten ble det i 1994 igangsatt regelmessige ungfiskundersøkelser i Frafjordelva (Larsen 1995). På grunn av forsuringproblematikken i Frafjordvassdraget er det svært vanskelig å isolere regulerings-effekter fra forsuringseffekter på laksebestanden. Til tross for regelmessige ungfiskundersøkelsene i de siste par tiår har disse begrenset verdi som kunnskapsgrunnlag, siden de er gjennomført i en periode med reetablering og gjenoppbygging etter forsuring-relatert fiskedød. Med utgangspunkt i relativ andel av naturlig nedbørsfelt som er fraført etter kraftutbygging, er smolttapet som skyldes regulering skjønnsmessig vurdert å være inntil 15 % av naturlig produksjonspotensial i vassdraget.

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

**033.Z Årdalselva**

Årdalsvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på om lag 522 km<sup>2</sup>, og hadde før regulering en årlig middelvannføring på om lag 40 m<sup>3</sup>/s ved utløpet i Årdalsfjorden (Lehmann med flere 2013a). Deler av nedbørsfeltene til begge sidegreinene i øvre deler av Årdalsvassdraget er overført til nabovassdrag i forbindelse med kraftutbygging i henhold til konsesjoner gitt i perioden 1948-1974. De viktigste regulerings effektene er fraføring av vann, reduksjon i vannføring og vanddekt areal, samt magasinering av vann med tilhørende endringer i vannføringsforhold og temperaturregime. Det har vært gjennomført regelmessige fiskebiologiske undersøkelser i Årdalselva fra og med 1994. I 1998 ble det fremmet krav om revisjon av miljøvilkår i 1948-konsesjonen. I forbindelse med revisjonsprosessen ble det fremmet relativt høye krav om slipp av minstevannføring i lakseførende deler av Årdalsvassdraget. Revisjonsprosessen i Årdalsvassdraget hadde stor prinsipiell verdi og ga juridisk presedens siden dette var den første revisjonssaken i et større laksevassdrag. Etter 17 år ble det i 2015 fattet en ny kongelig resolusjon om revisjon av konsesjonsvilkår, som blant annet innførte krav om minstevannføring som var en god del lavere enn hva fagetatene hadde foreslått. I begrunnelsen for de nye bestemmelsene ble det lagt til grunn at smoltproduksjonen hadde økt etter regulering. Denne antakelsen har ikke tilstrekkelig faglig belegg i form av forundersøkelser og regulerings spesifikk effektundersøkelser. Ut fra en samlet miljøfaglig vurdering med vekt på fraføring av vann, har smoltproduksjonen i Årdalselva trolig blitt redusert med 15-25 % etter regulering.

Vassdragsinngrep 1: Stor effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

**036.Z Suldalslågen**

Suldalslågen har et naturlig nedbørsfelt på 1 463 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 91 m<sup>3</sup>/s ved utløpet av Suldalsvatnet. Etter at vann ble fraført nedre deler av vassdraget i forbindelse med Ulla-Førra-utbyggingen på 1980-tallet, har årlig middelvannføring ved utløpet av Suldalsvatnet blitt redusert til 50 m<sup>3</sup>/s (Sægrov & Urdal 2008). De viktigste regulerings effektene for laks er redusert vanddekt areal, endringer i vannføringsforhold og endret temperaturregime i Suldalslågen. Det er gjennomført regelmessige undersøkelser av ungfisk og smolt i Suldalslågen fra og med 1978 (Saltveit 2004a, Saltveit 2004b, Sægrov & Hellen 2004, Sægrov & Urdal 2008b). Det er i senere år også utført undersøkelser av voksenfisk under oppvandring og i gyteperioden (Hellen & Sægrov 2004, Lura 2006, Lura 2007, Lura 2008). Til tross for omfattende fiskebiologiske undersøkelser over et lengre tidsrom er det ikke beregnet noe smolttap som følge av regulering, og slike beregninger må derfor gjøres skjønsmessig på grunnlag av foreliggende hydrologiske og fiskebiologiske data. Med utgangspunkt i den betydelige reduksjonen i vannføring og vanddekt areal etter fraføring av vann, er smolttapet som skyldes regulering betydelig større enn 25 % (skjønsmessig vurdert å være i området 40-60 %).

Vassdragsinngrep 1: Stor effekt

Vassdragsinngrep 2: Stor effekt

**041.Z Etneelva**

Etnevassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 254 km<sup>2</sup>, og en årlig middelvannføring på 48 m<sup>3</sup>/s ved utløp i Etnefjorden (Bjørklund & Brekke 2000). Vassdraget har vært utbygd for kraftproduksjon siden 1920. I perioden 1950-1985 har det skjedd etablering av et nytt kraftverk samt flere opprustinger og utvidelser av eksisterende kraftverk. Begge nåværende kraftverk er lokalisert oppstrøms lakseførende strekning og omfatter magasinering av vann. De viktigste regulerings effektene er magasinering av vann med tilhørende endringer i vannføringsforhold og temperaturregime på

lakseførende strekning. I senere år er det gjennomført årlige gytefisktellinger i Etneelva (Skoglund med flere 2014), samt iverksatt tiltak for å begrense innslaget av rømt oppdrettslaks i gytebestandene i Etneelva (Lehmann med flere 2013b). Det har ikke blitt gjennomført spesifikke reguleringsundersøkelser i lakseførende deler av vassdraget, slik at vurderinger av effekter på lakseproduksjon må være skjønnsmessig. Ut fra en samlet, skjønnsmessig vurdering av regulerings effekter på laks har smoltproduksjonen i Etnevassdraget trolig blitt redusert med inntil 15 % etter regulering. I og med at det mangler fullgode grunnlagsdata for vannføringsforhold og fiskeproduksjon fra førsituasjonen, og det heller ikke foreligger regulerings spesifikke undersøkelser fra lakseførende deler av vassdraget, kan det ikke utelukkes at det reelle smolttapet som følge av utbygging er noe høyere.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

### **050.Z Eidfjordvassdraget**

Eidfjordvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 1 173 km<sup>2</sup>, og består av sidevassdragene Bjoreio og Veig samt Eidfjordvatnet og utløpselva Eio. Eidfjordvassdraget er utbygd for kraftformål i flere etapper i perioden 1946-1980. I Eio er vannføringen etter siste regulering redusert med til sammen 40 % (Berger med flere 2002). I 1975 ble det pålagt årlige utsettinger av 15 800 laksesmolt for å kompensere for tapt smoltproduksjon som følge av reguleringsene. I en fiskerisakkyndig uttalelse av John W. Jensen og Ivar Steine fra 1990 ble det konkludert med at den årlige oppgangen av laks og sjøaure i Eidfjordvassdraget hadde blitt redusert med 10 % som følge av kraftutbyggingen (Jensen & Steine 1990). I perioden 2004-2015 er det gjennomført omfattende fiskebiologiske undersøkelser i lakseførende deler av vassdraget som omfatter både ungfisk og voksenfisk. Resultatene er omfattet i en samlerapport der det konkluderes med at gjennomførte kompensasjonstiltak har bidratt til at miljøbetingelsene i vassdraget har blitt bedre (Skoglund med flere 2015). Ut fra en samlet vurdering har smoltproduksjonen i Eidfjordvassdraget trolig blitt redusert med 15-25 % etter regulering. Før iverksetting av vannslipp og andre kompensasjonstiltak har trolig det årlige smolttapet vært enda høyere (mer enn 25 %).

Vassdragsinngrep 1: Stor effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

### **061.Z Daleelva i Vaksdal**

Bergsdalsvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 141 km<sup>2</sup> med en årlig middelvannføring på 20 m<sup>3</sup>/s ved utløp i sjø. Det har vært gjennomført vannkraftutbygging i flere trinn i perioden 1927-1964, og oppgraderinger og utvidelser i perioden 1987-1990. Det er fire magasinkraftverk i Bergsdalsvassdraget, hvorav det nederste har utløp på lakseførende strekning i Daleelva. Etter utbygging har Bergsdalsvassdraget fått overført vann fra delfelt i flere nabovassdrag, slik at nedbørsfeltet har økt til 249 km<sup>2</sup> etter regulering (Gabrielsen med flere 2011). De viktigste regulerings effektene er overføring av vann, fraføring av vann fra vassdragsavsnitt, endret vannføring og variabel kraftverksdrift som kan gi stranding, endret vanndekt areal og endringer i temperaturregime og vannkvalitet. Laksebestanden i Daleelva har i perioder vært sterkt påvirket av andre inngrep som industriutslipp i elva og lakselusproblemer i fjorden. Gjentatte uhell med utslipp av lut fra Dale fabrikk på 1980- og 1990-tallet medførte omfattende laksedød og gjorde det nødvendig å sikre laksebestanden i genbank for laks. Trusselbildet for den lokale laksestammen er derfor sammensatt, noe som gjør det vanskelig å isolere regulerings effekter fra andre negative påvirkningsfaktorer. Ut fra en samlet vurdering med hovedvekt på endringer i vannføring og

vanndekt areal har smoltproduksjonen i Daleelva trolig blitt redusert med inntil 15 % som følge av regulering. Usikkerheter knyttet til kompleksitet i nåværende og tidligere trusselbilde tilsier at det ikke kan utelukkes at smolttapet er noe større (15-25 %).

Vassdragsinngrep 1: Moderat effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

### 062.Z Vosso

Vossovassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 1 492 km<sup>2</sup> med en årlig middelvannføring på om lag 108 m<sup>3</sup>/s ved utløpet i Bolstadfjorden. I perioden 1963-1986 ble det gjennomført vannkraftutbygging med fraføring av deler av naturlig nedbørsfelt (om lag 105 km<sup>2</sup>) og overføring av deler av to nabovassdrag til Vossovassdraget (om lag 254 km<sup>2</sup>). Nettoeffekt av de ulike overføringer er at nedbørsfeltet til Vossovassdraget har økt til 1 641 km<sup>2</sup> etter regulering (Barlaup 2013). De viktigste effektene av reguleringsinngrep på lakseproduksjon er redusert vannføring, redusert vanndekt areal, magasinering av vann samt endringer i vannkvalitet, vannføringsforhold og temperaturregime. Teigdalselva er den del av Vossovassdraget som er klart mest negativt berørt av reguleringsinngrep gjennom 70 % reduksjon i vannføring uten at det er innført slipp av minstevannføring (Barlaup 2013). I tillegg har nedre del av Vossovassdraget (Evangervatnet og Bolstadelva) fått forringet vannkvalitet etter tilførsel av surt vann fra Eksovassdraget gjennom Evanger kraftverk (Kaste med flere 1998, Kroglund med flere 1998). Vannet fra Evanger kraftstasjon ble derfor kalket fra 1994 og fram til 2006 da kalkingen ble avsluttet grunnet en positiv utvikling i vannkjemiske forhold som følge av redusert sur nedbør. Det ble observert en dramatisk nedgang i laksebestanden i Vosso på slutten av 1980-tallet (Barlaup 2008). Sannsynligvis har flere påvirkningsfaktorer av nyere dato innenfor og utenfor vassdraget samvirket med mer langsiktige trusselfaktorer og forårsaket den observerte bestandsnedgangen. I et slikt komplekst system er det spesielt vanskelig å isolere regulerings effekter fra andre negative påvirkningsfaktorer. Ut fra en samlet vurdering basert på endringer i vannføring og vannkvalitet har smoltproduksjonen trolig blitt redusert med inntil 15 % etter regulering. Usikkerheter knyttet til vassdragets kompleksitet samt uklare årsakssammenhenger, tilsier at det ikke kan utelukkes at smolttapet er større (15-25 %).

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

### 070.Z Vikja

Viksvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 119 km<sup>2</sup> med en årlig middelvannføring på om lag 7 m<sup>3</sup>/s ved utløpet i Sognefjorden. I perioden 1954-1968 ble det etablert tre kraftstasjoner i Viksvassdraget. De viktigste regulerings effektene i Vikja er redusert lengde på lakseførende strekning, overføring av vann, redusert vanndekt areal, magasinering av vann, senkning av elvebunn, kanalisering og endringer i vannførings- og temperaturforhold. Etter regulering er vanndekt areal i Vikja redusert med nesten 72 % (Andersen & Gabrielsen 2012). Dette skyldes for en stor del at lengden på elvestrekningen som er tilgjengelig for sjøvandrende laksefisk ble vesentlig redusert etter utbygging. Laksebestanden i Vikja har tidligere vært infisert av *Gyrodactylus salaris*, og ble kraftig redusert som følge av ekstraordinær dødelighet knyttet til parasittangrep og påfølgende utryddingsaksjon i 1981 (Johnsen med flere 2008). Det har vært gjennomført omfattende kompensasjonstiltak i form av blant annet konsesjonspålagte utsettinger av laksesmolt (1975-2005) samt utlegging av lakserogn (2003-2015). Det er i tillegg gjennomført ulike biotopjusterende tiltak for å bedre produksjonsforholdene for sjøvandrende laksefisk. Det er gjennomført årlige ungfiskundersøkelser i perioden 2002-2015 (Gabrielsen med flere 2016). Ut fra en samlet vurdering

med hovedvekt på endringer i vanddekt areal har potensialet for naturlig smoltproduksjon etter regulering blitt redusert med mer enn 25 % (skjønnsmessig vurdert til området 60-80 %).

Vassdragsinngrep 1: Stor effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

### **071.Z Nærøydalselva**

Nærøydalselva har et naturlig nedbørsfelt på 290 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 14,3 m<sup>3</sup>/s. Etter regulering ble et feltareal på 22 km<sup>2</sup> overført til nabovassdrag, noe som innebærer en om lag 10 % reduksjon i årlig middelvannføring. Om lag 83 % av tilgjengelige gyte- og oppvekstområder for sjøvandrende laksefisk er påvirket av reguleringsinngrep. Ifølge en skjønnsmessig vurdering av Vasshaug (1972) er det årlige smolttapet av laks og sjøaure som følge av redusert vannføring i størrelsesorden 1500 individer. På grunnlag av omfattende reguleringsundersøkelser på lakseførende strekning i perioden 2006-2008 er det beregnet at ungfiskproduksjon er redusert med i størrelsesorden 12-25 % (Bremset med flere 2010). Det er grunn til å anta at smolttapet er i samme størrelsesorden. Ut fra en samlet vurdering er det sannsynlig at smoltproduksjonen i Nærøydalselva er redusert med inntil 15 % etter regulering. I og med at det mangler fullgode grunnlagsdata for vannføringsforhold og fiskeproduksjon fra førsituasjonen, kan det ikke utelukkes at det reelle smolttapet som følge av utbygging er noe høyere.

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

### **072.Z Aurlandselva**

Aurlandsvassdraget har et naturlig nedbørsfelt 773 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 40 m<sup>3</sup>/s. Vassdraget er utbygd for vannkraftproduksjon i flere etapper i perioden 1969-1983. Som følge av magasinerings av vann i høyfjellsmagasin er både vannføringsforhold og vanntemperatur endret etter regulering (Sægrov med flere 2000). Vannføring og vanddekt areal i elvestrekningen nedstrøms Vassbygdvatnet er betydelig redusert som følge av fraføring av vann. I konsesjonsbehandlingen ble det vurdert at smoltproduksjonen ville bli redusert med 60 % etter regulering. Med utgangspunkt i reduksjon i vanddekt areal om sommeren beregnet Sægrov med flere (2000) at smoltproduksjonen var redusert med 28 % etter regulering. På bakgrunn av at det er registrert en kraftig nedgang i laksebestanden etter regulering, er det grunn til å anta at smoltproduksjonen i Aurlandselva er redusert betydelig. Det har i de senere år blitt gjennomført betydelige habitattiltak, men disse har liten effekt for perioden 2010-14. En samlet vurdering av alle regulerings effekter er at smoltproduksjonen etter regulering er redusert med mer enn 25 % (smolttapet er trolig større enn 50 %).

Vassdragsinngrep 1: Moderat effekt

Vassdragsinngrep 2: Stor effekt

### **077.Z Årøyelva**

Årøyvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 441 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 35 m<sup>3</sup>/s. Vassdraget har vært regulert for kraftproduksjon siden 1940-tallet, og siste utbygging ble gjennomført i 1983. De viktigste regulerings effektene på lakseproduksjon er endringer i vannføringsforhold, endret temperaturregime og påvirkning av oppvandringsforholdene for voksenfisk. En regulerings effekt med ukjent betydning for lakseproduksjon er at en stor andel av tilbakevandrende voksenfisk oppholder seg i kraftverkstunnelen fram mot gyteperioden om høsten (Urdal med flere 2004). I perioden 1997-2003 ble det gjennomført årlige ungfiskundersøkelser, og i

perioden 1999-2002 ble det gjennomført årlige gytefisktellinger. Resultatene fra disse undersøkelsene er sammenfattet i en samlerapport (Urdal med flere 2004). Miljømyndighetene har nylig pålagt regulanten omfattende reguleringsundersøkelser i perioden 2014-2018, og sluttrapport fra det pålagte undersøkelsesprogrammet vil foreligge først i løpet av 2019. Ut fra en samlet, skjønnsmessig vurdering har smoltproduksjonen i Årøyelva trolig blitt redusert med inntil 15 % etter regulering. I mangel av fullgode grunnlagsdata fra førsituasjonen kan det ikke utelukkes at det reelle smolttapet som følge av utbygging er noe høyere (15-25 %).

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

### **079.Z Daleelva i Høyanger**

Daleelva i Høyanger har et naturlig nedbørsfelt på 172 km<sup>2</sup>. Vassdraget er utbygd for vannkraftformål i flere omganger ved konsesjoner gitt i 1936, 1963, 1977 og 2008, slik at om lag 90 % av nedbørsfeltet er reguleringspåvirket. Feltareal i flere sidefelt er overført til andre vassdrag. Etter siste regulering er det innført krav om slipp av 6 m<sup>3</sup>/s i sommerhalvåret og 1,5 m<sup>3</sup>/s i vinterhalvåret, noe som medfører et noe større vannslipp til Daleelva enn før tilleggsregulering. På bakgrunn av flerårige undersøkelser er det beregnet et årlig smolttap på 3 000-4 000 individer som følge av reguleringsinngrep, noe som utgjør 25-30 % av den teoretiske produksjonsevnen i vassdraget (Bremset med flere 2011a). Det er sannsynlig at lakseproduksjonen er negativt påvirket av både forsuring og ulike fysiske inngrep som kanalisering og terskelbygging, og det er følgelig vanskelig å isolere negative effekter av regulering fra andre produksjonsbegrensende faktorer. Selv om kunnskapsgrunnlaget fra fiskebestandene i Daleelva vurderes å være svært godt, er det flere påvirkningsfaktorer som delvis maskerer negative effekter av vassdragsregulering. Ut fra en samlet vurdering er smoltproduksjonen etter regulering med rimelig stor grad av sikkerhet redusert med mer enn 25 %.

Vassdragsinngrep 1: Moderat effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

### **082.5Z Dalselva**

Dalselvvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på om lag 68 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 7 m<sup>3</sup>/s ved utløp i sjø. Dalselvvassdraget ble utbygd for kraftformål i 1955, da det ble etablert et magasinkraftverk som har utløp oppstrøms lakseførende strekning. De viktigste regulerings effektene er magasinering av vann med tilhørende endringer i vannføringsforhold og temperaturregime. Det foreligger ikke regulerings spesifikk undersøkelse fra lakseførende strekning, slik at vurderinger av regulerings effekter på lakseproduksjon må være skjønnsmessige. Ut fra en samlet vurdering med hovedvekt på magasinering av vann er det antatt at smolttapet er mindre enn 15 % etter regulering. Selv om kunnskapsgrunnlaget er mangelfullt er det rimelig sikkert at det reelle smolttapet ikke kan være større enn 15 %.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

### **084.Z Jølstra**

Jølstravassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 717 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 30 m<sup>3</sup>/s ved utløpet i Førdefjorden. Det er to elvekraftverk i Jølstra som har vært bygd ut i flere etapper. Det ene kraftverket er på lakseførende strekning og er etter etablering i 1914 oppgradert og utvidet i 1934 og 1989. I de første årene etter siste utvidelse med betydelig økning i driftsvannføring var det en serie med utfall som medførte rask reduksjon i vannstand og omfattende stranding av ungfisk. Etter én slik

hendelse i november 1989 vurderte Sættem & Steine (1990) at strandingsdødelighet medførte en inntil 75 % reduksjon i ungfiskbestand av laks. Det ble registrert en kraftig nedgang i elvefangst av laks fra 1990-1991, noe som medførte at det ble innført fredning i Jølstra fra og med 1993 (Johnsen med flere 2010). Etter at det i perioden 2002-2004 ble iverksatt ulike tekniske tiltak som nye styringssystem og omløp i kraftverket, har både hyppighet og omfang av utfall blitt mindre (Sægrov med flere 2008). I perioden fra 1989 og utover 1990-tallet med gjentatte utfall med stor strandingsdødelighet var det trolig et betydelig smolttap som følge av reguleringsinngrep (anslagsvis 40-60 %). Etter at det er iverksatt tiltak som har redusert hyppighet, varighet og omfang av strandingsepisoder, synes situasjonen å ha stabilisert seg i lakseførende deler av Jølstra. Ut fra en samlet vurdering av nåværende reguleringseffekter på lakseproduksjon er trolig det årlige smolttapet i Jølstra trolig inntil 15 %.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

### **085.Z Osenelva**

Osenvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 288 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 22 m<sup>3</sup>/s ved utløpet av Blåmannsvatnet (Sægrov & Urdal 2008a). Osenvassdraget er et lavlandsvassdrag bestående av en rekke innsjøer med mellomliggende elvestrekninger. Etter etablering av fisketrappet i 1971 og 1986 (Saksgård med flere 1992) økte lakseførende strekning fra om lag 10 km til om lag 22 km. Av den samlede strekning som er tilgjengelig for sjøvandrende laksefisk er det i underkant av seks kilometer elvestrekning. Rennende vann utgjør bare om lag tre prosent av samlet areal på lakseførende strekning (Gabrielsen med flere 2010). I perioden 1986-1988 ble det etablert to mindre kraftverk oppstrøms lakseførende strekning. I forbindelse med etablering av disse kraftverkene ble det i perioden 1985-1990 gjennomført fiskebiologiske undersøkelser i Osenvassdraget (Saksgård med flere 1992). Det ble også gjennomført ungfiskundersøkelser i 1999-2000 (Sægrov med flere 2000) og 2008 (Sægrov & Urdal 2008a). De viktigste reguleringseffektene er endringer i vannføringsforhold og temperaturregime. På bakgrunn av økt vintervannføring og krav om minstevannføring etter regulering vurderte Saksgård med flere (1992) at tetthet av ungfisk og smoltproduksjon trolig ville være uendret eller øke noe.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Ingen effekt

### **086.8Z Hopselva**

Hopselva har et naturlig nedbørsfelt på om lag 71 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 8 m<sup>3</sup>/s nedstrøms Skordalselva (Urdal & Sægrov 2000). Vassdraget har vært påvirket av regulering siden 1997, ved at deler av nedbørsfeltet til Skordalselva ble overført til et nabovassdrag. Etter reguleringen ble nedbørsfeltet til Skordalselva redusert med 4,1 km<sup>2</sup>, noe som tilsvarer om lag 30 % av nedbørsfeltet til dette sidevassdraget (Urdal & Sægrov 2000). De viktigste reguleringseffektene er fraføring av vann, redusert vanddekt areal og endringer i vannføringsforhold og temperaturregime. Middelvannføringen i Skordalselva er redusert med om lag 25 % etter regulering, mens middelvannføringen i Hopselva er redusert med om lag 5 %. Ut fra en samlet vurdering av kjente reguleringseffekter i vassdraget har smoltproduksjonen trolig blitt redusert med inntil 15 % etter regulering. Denne vurderingen er skjønnsmessig og basert på et noe mangelfullt kunnskapsgrunnlag.

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

**087.Z Gloppenelva**

Breimsvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på om lag 638 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 44 m<sup>3</sup>/s ved utløpet i Gloppenfjorden. Breimsvassdraget har vært utbygd for kraftformål siden 1909, og det er i dag tre større kraftverk som utnytter fallet på elvestrekningen nedstrøms Breimsvatnet. Det øverste kraftverket er et magasinkraftverk som utnytter Breimsvatnet som reguleringsmagasin, mens de to nederste kraftverkene er elvekraftverk. Det nederste elvekraftverket har utløp nedstrøms en foss som var naturlig vandringshinder for sjøvandrende laksefisk. Etter at det ble etablert laksetrapp i tilknytning til denne fossen kan sjøvandrende laksefisk vandre forbi elvekraftverket. Denne utvidelsen av anadrom strekning kompenseres for reduksjon i vanddekt areal i opprinnelig strekning. I senere år er det etablert flere minikraftverk og småkraftverk som har utløp i sidevassdrag oppstrøms leveområde for sjøvandrende laksefisk. De viktigste reguleringsseffektene er magasinering av vann, reduksjon i vanddekt areal (som er kompensert), endringer i oppvandringsforhold samt endringer i vannføringsforhold og temperaturregime. Det er ikke gjennomført regulerings-spesifikke undersøkelser på lakseførende strekning i senere år. Ut fra en samlet vurdering er det sannsynlig at smolttap som følge av reguleringsinngrep er i området 15-25 %.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

**104.Z Eira**

Auravassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 1 085 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 41 m<sup>3</sup>/s. Vassdraget ble i perioden 1953-1975 utbygd for kraftformål i tre omganger, hvorav den største utbyggingen skjedde ved overføringer av vann til Litledalselva i 1953. Etter siste utbygging er samlet reduksjon i middelvannføring om lag 58 % ved utløp av Eikesdalsvatnet. Det er gjennomført årlige fiskebiologiske undersøkelser i Eira i perioden 1986-2015. De viktigste reguleringsseffektene er tørrlegging av produksjonsområder i Aura, redusert vannføring og vannhastighet i Eira som over tid har medført en vesentlig habitatdegradering. I 1974 ble det utformet et pålegg om årlige utsetninger av 40 000 laksesmolt i Eira, som skulle kompensere for smolttapet som følge av utbyggingene i 1953 og 1962. Etter siste utbygging i 1975 ble pålegget i 1976 økt til 50 000 laksesmolt (Møkkelgjerd & Jensen 1987). Smoltundersøkelser i perioden 2009-2015 har estimert produksjon til 15 000-20 000 laksesmolt (Jensen med flere 2016). Gitt et smolttap på om lag 50 000 individer har smoltproduksjonen etter utbygging følgelig blitt redusert med 70-80 %. Ut fra en samlet vurdering av et svært godt kunnskapsgrunnlag er smolttap etter regulering vesentlig høyere enn 25 %.

Vassdragsinngrep 1: Stor effekt

Vassdragsinngrep 2: Stor effekt

**111.Z Toåa**

Toåa har et naturlig nedbørsfelt på 255 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 6,4 m<sup>3</sup>/s ved utløp i Todalsfjorden. I forbindelse med kraftutbygging i Drivavassdraget i 1974 ble 44 km<sup>2</sup> av øvre deler av nedbørsfeltet fraført. Fraføring av vann medfører 28 % reduksjon i vannføring øverst på lakseførende strekning og 16 % reduksjon ved utløp i sjøen (Korsen 1984). De viktigste reguleringsseffektene er redusert vannføring og vanddekt areal. For å kompensere for redusert vanddekt areal er det etablert ti terskler på lakseførende strekning. Det er ikke gjennomført reguleringsstilknyttete undersøkelser i Toåa i nyere tid. I ulike forbindelser er det i perioden 2005-2014 gjennomført ungfiskundersøkelser og gytefiskregistreringer (Koksvik med flere 2007, Bremset & Sæter 2010, Bremset & Ulvan 2011, Bremset med flere 2015). På grunnlag av boniteringer i 1994 og 2006 er det estimert et samlet produksjonsareal på 170 000 m<sup>2</sup> (Eklo 1994) og en naturlig produksjonsevne i størrelsesorden



10 000-12 000 laksesmolt før regulering (Bremset 2006). På grunnlag av utvikling i elvefangst, vanddekt areal og nåværende ungfiskproduksjon vurderte Bremset (2006) at produksjonstapet trolig ligger mellom 3 000 og 8 000 laksesmolt. Ut fra en samlet vurdering av alle kjente reguleringseffekter er smolttapet etter regulering vesentlig høyere enn 25 %.

Vassdragsinngrep 1: Moderat effekt

Vassdragsinngrep 2: Stor effekt

### 112.Z Surna

Surnavassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 1 201 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 56 m<sup>3</sup>/s. Vassdraget ble utbygd for kraftformål i 1968, da vannføringen i to tredjedeler av lakseførende strekning ble reguleringspåvirket. Etter regulering er det fraført vann på sju kilometer av naturlig lakseførende strekning. Magasinering av vann i høyfjellsmagasin medfører betydelige endringer i vannføringsforhold og temperaturforhold på en om lag to mil lang strekning nedstrøms Trollheim kraftverk. Det er gjennomført årlige fiskebiologiske undersøkelser i Surna siden 2002. Resultatene fra disse undersøkelsene er sammenfattet i en samlerapporter for perioden 2002-2009 (Johnsen med flere 2011) og perioden 2009-2013 (Ugedal med flere 2014). De fiskebiologiske undersøkelsene har hatt en generell innretning og har i liten grad vært reguleringsspesifikke. I forbindelse med utredning av konsekvenser av ekstra aggregat i Trollheim kraftverk har Ugedal med flere (2016) gjort nærmere vurderinger av reguleringseffekter på fiskesamfunn. I forbindelse med vurdering av behov for kompensasjonsutsettinger estimerte Johnsen & Hvidsten (1995) et årlig smolttap på 65 000-70 000 som følge av redusert vanddekt areal etter regulering. Gitt en naturlig smoltproduksjon på fem smolt per 100 m<sup>2</sup> før regulering tilsvarer dette en reduksjon i smoltproduksjon i størrelsesorden 40-45 %. Nyere undersøkelser i Surna tyder på at produksjonspotensialet har vært noe overestimert, men det er likevel rimelig sikkert at det reelle smolttapet er høyere enn 25 %.

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

### 121.Z Orkla

Orklavassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 3 092 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 71 m<sup>3</sup>/s ved utløp i Trondheimsfjorden. I perioden 1978-1985 ble det etablert til sammen fem kraftverk hvorav tre har utløp på lakseførende strekning. Reguleringene omfatter om lag 39 % av nedbørsfeltet. De viktigste reguleringseffektene er magasinering av vann, fraføring av vann fra elvestrekninger og endringer i vannførings- og temperaturforhold. Det er gjennomført omfattende fiskebiologiske undersøkelser i lakseførende deler av vassdraget siden 1979, som er omhandlet i samlerapporter for perioden 1979-2002 (Hvidsten med flere 2004) og perioden 2007-2011 (Hvidsten med flere 2012). På grunn av positive effekter av økt vintervannføring og økt tilførsel av fosfor vurderte Hvidsten med flere (2004) en netto positiv reguleringseffekt for laks og en estimert økning i smoltproduksjon i størrelsesorden 9-29 %. Senere undersøkelser har vist en avtakende trend i smoltproduksjon (Hvidsten med flere 2012), og det er indikasjoner på at produksjonsforholdene ikke har stabilisert seg etter regulering. Ut fra et svært godt kunnskapsgrunnlag synes det klart at vassdragsregulering ikke har hatt noen netto negativ effekt på produksjon av laksesmolt i Orkla.

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Ingen effekt

**122.22 Vigda**

Vigda har et naturlig nedbørsfelt på 150 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 3 m<sup>3</sup>/s ved utløp i Trondheimsfjorden. Vassdraget er utbygd for kraftproduksjon med et magasinkraftverk oppstrøms lakseførende strekning. De viktigste regulerings effektene er endring i vannføring og vanntemperatur som følge av magasinering av vann, samt raske endringer i vannstand som følge av kraftverksdrift. Det har ikke vært noe konsesjonspålagt minstevannføringskrav i Vigda, men etter en avtale mellom regulant og miljømyndigheter har det vært frivillig slipp av en begrenset minstevannføring. Det er gjennomført ungfiskundersøkelser i perioden 2002-2007 (Johnsen & Hvidsten 2005, Johnsen & Hvidsten 2007) samt i 2015 (Solem med flere 2016). I forbindelse med etablering av et nytt elvekraftverk i Vigda er det gjennomført konsekvensutredninger som blant annet omfatter laks og øvrig fiskesamfunn (Bergan med flere 2009). Ungfiskundersøkelsene i perioden 2002-2015 har vist høye tettheter av laksunger, og det er også påvist store mengder gytelaks under gytedefiskregistreringer om høsten (Solem med flere 2016). Ut fra foreliggende kunnskapsgrunnlag er det vurdert at vassdragsregulering mest trolig ikke har hatt noen negativt effekt på produksjon av laksesmolt i Vigda. Imidlertid kan det på grunn av noe mangelfullt kunnskapsgrunnlag ikke utelukkes at kraftverksdrift generelt og effektkjøring spesielt har medført inntil 15 % reduksjon i smoltproduksjon.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

**122.Z Gaula**

Gaula har et naturlig nedbørsfelt på 3 653 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 97 m<sup>3</sup>/s ved utløp i Trondheimsfjorden. Det er lange tradisjoner for drift av bygdemøller og kraftverk i Gaulavassdraget, og i perioden 1912-1960 var det 43 små kraftverk i drift (Solem med flere 2014). I perioden 1962-1978 ble det gitt konsesjoner til større kraftverk i Gaulavassdraget. I sidevassdraget Lundesokna er det tre kraftverk som også påvirker vannførings- og temperaturforhold i hovedstrengen av Gaula. Som følge av overføring av vann fra sidevassdraget Holta er vannføringen i Gaula mellom Singsås og Ler redusert. Lundesokna er kraftig reguleringspåvirket som følge av magasinering av vann og effektkjøring. Hovedstrengen av Gaula nedstrøms Lundesokna er også reguleringspåvirket, men endring i vannføring og temperatur er svært begrenset og blir ytterligere redusert ettersom vann tilføres fra sidevassdrag. Det er gjennomført regelmessige ungfiskundersøkelser i vassdraget siden Gjøvik (1981) undersøkte 25 stasjoner i perioden 1977-1980. Senere ble det gjennomført ungfiskundersøkelser i perioden 1986-1998 (L'Abeé-Lund med flere 1987, Arnekleiv med flere 1989) og perioden 2013-2015 (Solem med flere 2014, Solem med flere 2015). Alle disse undersøkelsene har et generelt preg og har ikke vurdert hvilke effekter vannkraftutbygging har på lakseproduksjon. Hvidsten & Johnsen (2001) gjennomførte enkle beregninger av smolttap som følge av blant annet endringer i vanddekt areal, og kom fram til et samlet årlig smolttap i størrelsesorden 10 000 laksesmolt. Selv om det reelle smolttapet skulle være noe høyere vil det være svært begrenset sammenlignet med samlet smoltproduksjon i Gaulavassdraget. Ut fra en samlet vurdering er smolttap som følge av regulering trolig mindre enn 15 % i Gaula.

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Ingen effekt

**123.Z Nidelva**

Neavassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 3 178 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 94 m<sup>3</sup>/s ved utløpet i Trondheimsfjorden. Vassdraget har vært utbygd for kraftformål siden slutten av 1800-tallet.

Det er til sammen etablert 11 kraftverk i Neavassdraget, hvorav seks kraftverk er i Nidelva nedstrøms Selbusjøen. De viktigste reguleringseffektene er endringer i vannførings- og temperaturforhold som følge av magasinering av vann og kjøremønster i kraftverkene. På lakseførende strekning er det i første rekke effektkjøring og stranding av ungfisk som påvirker ungfiskbestandene negativt. Det er med jevne mellomrom gjennomført ungfiskundersøkelser i Nidelva siden 1980-tallet, og i de senere år er det også gjennomført gytefiskregistreringer i forbindelse med konsesjonspålagte undersøkelser. Undersøkelser på 1980-tallet viste at det strandet betydelige mengder ungfisk når Bratsberg kraftverk stanset (Johnsen med flere 2010). Det ble estimert at det strandet i størrelsesorden en kvart million årsyngel av laks i løpet av ett år (Hvidsten & Koksvik 1984, Arnekleiv med flere 1995). Senere undersøkelser har vist en nedgang i tettheten av laksunger (Arnekleiv & Koksvik 2002), noe som har ført til at det siden 2002 har vært pålegg om årlige utsetninger av 7 500 laksesmolt. Ut fra en samlet vurdering er smolttap som følge av regulering trolig i området 15-25 %. Ut fra at kunnskapsgrunnlaget fra førsituasjonen er utilstrekkelig kan det ikke utelukkes at smolttapet er høyere (mer enn 25 %).

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

#### **124.Z Stjørdalselva**

Stjørdalselva har et naturlig nedbørsfelt på 2 130 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 79 m<sup>3</sup>/s. Vassdraget har vært påvirket av vassdragsreguleringer siden begynnelsen av 1900-tallet, og en større regulering som omfatter flere magasiner ble fullført i 1994 (Johnsen med flere 2010). De viktigste regulerings-effektene er endringer i vannføringsforhold og temperaturregime som følge av magasinering av vann. Det har også i perioder vært hyppige vannstands- endringer som følge av kraftverksdrift. Det er gjennomført omfattende reguleringsstilknyttete undersøkelser siden 1990. Reguleringsundersøkelsene er omhandlet av samlerapporter for perioden 1990-1999 (Arnekleiv med flere 2000) og for perioden 1990-2006 (Arnekleiv med flere 2007). Hovedkonklusjonen fra disse undersøkelsene er at reguleringsinngrepene har hatt en betydelig negativ effekt på ungfiskproduksjon i de øvre delene av lakseførende strekning, mens effektene av reguleringen avtar nedover hovedstrengen (Arnekleiv med flere 2007). Større sidevassdrag på lakseførende strekning som Forra, Sona og Gråelva er upåvirket av reguleringsinngrep, og bidrar med en utjevnende effekt på vannføring og vanntemperatur i Stjørdalselva. Ut fra en samlet vurdering med hovedvekt på endringer i vannføring og vanntemper samt habitatdegradering har trolig smoltproduksjon blitt redusert med inntil 15 % etter regulering. I og med at de mest produktive områdene av hovedelva er mest påvirket av reguleringsinngrep, kan det likevel ikke utelukkes at smolttapet er høyere (15-25 %).

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

#### **134.Z Teksdalselva**

Teksdalsvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på om lag 105 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 6 m<sup>3</sup>/s ved utløp i sjø. Vassdraget ble utbygd for kraftformål allerede i 1941 (Bjølstad & Bale 2013), da det ble etablert et magasin kraftverk med utløp om lag 500 meter nedstrøms absolutt vandringshinder for sjøvandrende laksefisk. Kraftverket utnytter vannet i tre større innsjømagasiner i øvre del av vassdraget. De viktigste regulerings-effektene for laks er magasinering av vann, fraføring av vann, redusert vanddekt areal og endringer i vannføringsforhold og temperaturregime. Ifølge Korsen (2004) er Teksdalselva tørrlagt i om lag 1 kilometer fra dammen i utløpet av Teksdalsvatnet og ned til avløpet fra kraftverket. Den drøye kilometer lange strekningen fra kraftverket og ned til sjøen

er påvirket av reguleringen, og den kan til sine tider ha meget liten vannføring. Det foreligger imidlertid en avtale med regulanten om slipp av mindre vannmengder i forbindelse med driftsstans. Det er i senere tid gjort enkle boniteringer og ungfiskundersøkelser i forbindelse med planer om et større settefiskanlegg med uttak av vann fra Teksdalsvassdraget (Bjølstad & Bale 2013, Gregersen med flere 2013). Ut fra en samlet vurdering med hovedvekt på redusert vanddekt areal oppstrøms kraftverket har smoltproduksjonen i Teksdalselva med rimelig stor grad av sikkerhet blitt redusert med mer enn 25 % etter regulering.

Vassdragsinngrep 1: Stor effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

### **139.Z Namsen**

Namsenvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 6 265 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 290 m<sup>3</sup>/s ved utløp i sjø. Vassdraget er utbygd for kraftformål i flere etapper i perioden 1946-1986. Det er etablert til sammen åtte kraftverk i øvre deler av vassdraget, hvorav alle ligger ovenfor naturlig tilgjengelig strekning for sjøvandrende laks. Det nederste av disse kraftverkene, Nedre Fiskumfoss kraftverk, er etablert i fossen som er det første naturlige vandringshinderet for sjøvandrende laks i hovedelva. Etter etablering av fisketrapper i Nedre Fiskumfoss og Øvre Fiskumfoss ble strekningen tilgjengelig for sjøvandrende laks utvidet, slik at nå har de tre nederste kraftverkene utløp på elvestrekninger med sjøvandrende laksefisk. Namsenvassdraget har en spesiell elvelevende ferskvannsstasjonær laksebestand, småblank, som har utbredelse øverst i vassdraget, oppstrøms Nedre Fiskumfoss. I områder med småblank vil det i perioden 2014-2018 gjennomføres omfattende reguleringsundersøkelser, og de foreløpige resultater tyder på at den elvelevende laksebestanden er kraftig påvirket av ulike regulerings effekter som fraføring av vann og habitatdegradering (Sundt-Hansen med flere 2016). Sannsynligvis er småblank også negativt påvirket av at sjøvandrende laks har fått tilgang til deler av småblankens leveområde ved bygging av laksetrapper. Vurderingen for kvalitetsnormen gjelder imidlertid ikke småblankbestanden, men kun bestanden av sjøvandrende laks i vassdraget. De viktigste regulerings effektene på sjøvandrende laks er endringer i vannføringsforhold og endret temperaturregime som følge av kraftverksdrift og magasinering av vann. Det er ikke gjennomført reguleringsstilnyttete undersøkelser i områder med sjøvandrende laksefisk, slik at det ikke er noe godt grunnlag for å vurdere hvordan lakseproduksjon påvirkes av regulering. Ut fra en samlet vurdering er det vurdert at produksjon av laksesmolt ikke er påviselig påvirket av regulering i de naturlig lakseførende delene av Namsenvassdraget. Samlet sett har produksjonskapasiteten for laksesmolt i Namsenvassdraget trolig blitt redusert med inntil 15 %.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

### **155.Z Røssåga**

Røssågavassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 2 096 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 115 m<sup>3</sup>/s ved utløp i sjø. Vassdraget er utbygd for kraftformål i flere etapper i perioden 1961-2014. Det er etablert fire kraftverk i vassdraget, hvorav de tre nederste har utløp i lakseførende deler av Røssåga og sidevassdraget Leirelva. De viktigste regulerings effektene er overføring, fraføring og magasinering av vann, med tilhørende endringer i vanddekt areal, vannføringsforhold og temperaturregime. Nedstrøms de tre kraftverkene med utløp på lakseførende strekning er det også raske vannstands endringer med potensial for stranding av ungfisk. Røssågavassdraget ble infisert av *Gyrodactylus salaris* på slutten av 1970-tallet, og laksebestanden i vassdraget ble kraftig redusert utover 1980- og 1990-tallet. Røssågavassdraget og fem andre vassdrag i Ranaregionen ble friskmeldt

i 2009 etter gjennomføring av vellykkete utryddingstiltak i perioden 2003-2004 (Johnsen med flere 2008). Det er ikke gjennomført regulerings-spesifikke undersøkelser i Røssåga i senere år, der hovedfokus har vært å reetablere og bygge opp bestandene av laks og sjøaure. I sidevassdraget Leirelva har det vært pålagt enkle reguleringsundersøkelser i perioden 2013-2015, men sluttrapport fra undersøkelsesprogrammet foreligger ikke ennå. I mangel av spesifikke undersøkelser av regulerings-effekter i Røssåga er det vanskelig å isolere regulerings-effekter fra andre betydelige påvirkningsfaktorer som parasittrelatert dødelighet og gjennomførte utryddingstiltak. Ut fra en samlet vurdering av alle kjente regulerings-effekter er smoltproduksjon med rimelig stor grad av sikkerhet redusert med mer enn 25 % etter regulering.

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Stor effekt

### 161.Z Beiarelva

Beiarvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 1 067 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 39 m<sup>3</sup>/s ved utløp i Beiarfjorden. Vassdraget er utbygd for kraftformål i to etapper i perioden 1961-1994. Det er etablert to kraftverk som begge har utløp ovenfor lakseførende deler av Beiarelva. De viktigste regulerings-effektene er knyttet til fraføring av vann, som fører til redusert vanndekt areal og endringer i vannføringsforhold og temperaturregime. Etter fraføring av vann fra sidevassdraget Arstadåga er middelvannføringa i Beiarelva redusert med i underkant av 20 % ved utløp i sjø (Hemminghytt med flere 2013). Beiarelva ble infisert av *Gyrodactylus salaris* på begynnelsen av 1980-tallet, og laksebestanden i vassdraget ble kraftig redusert fram mot midten av 1990-tallet. Beiarelva ble friskmeldt i 2001 etter gjennomføring av vellykkete utryddingstiltak i 1994 (Johnsen med flere 2008). Det er ikke gjennomført regulerings-spesifikke undersøkelser i Beiarelva i senere år, der hovedfokus har vært å reetablere og bygge opp bestandene av sjøvandrende laksefisk. I mangel av spesifikke undersøkelser av regulerings-effekter i Beiarelva er det vanskelig å isolere regulerings-effekter fra andre betydelige påvirkningsfaktorer som parasittrelatert dødelighet og gjennomførte utryddingstiltak. Ut fra en samlet vurdering med hovedvekt på fraføring av vann er smoltproduksjon trolig redusert med inntil 15 % som følge av regulering. Ut fra mangelfullt kunnskapsgrunnlag og stor kompleksitet kan det ikke utelukkes at det reelle smolttapet er høyere (15-25 %).

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

### 196.Z Målselva

Måselvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 6 011 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 171 m<sup>3</sup>/s ved utløp i Måselvfjorden. I perioden 1951-1970 ble det gitt fire konsesjoner til utbygging av vannkraft i to sidevassdrag av Måselvassdraget. To av kraftverkene i Måselvassdraget har utløp på lakseførende strekning. De viktigste regulerings-effektene er overføring av vann, magasinering av vann, redusert vanndekt areal og endringer i vannføringsforhold og temperaturregime. I perioden 1998-2012 er det gjennomført en rekke undersøkelser av ungfisk, oppvandrende voksenfisk og gytefisk i flere deler av Måselvassdraget (Svenning med flere 1998, Svenning 2007a, Svenning & Kanstad-Hanssen 2008, Johansen 2010, Svenning med flere 2011, Kanstad-Hanssen 2012). Imidlertid er disse undersøkelsene i liten grad innrettet for å belyse regulerings-effekter på laks. Miljødirektoratet har på dette grunnlag pålagt reguleringsundersøkelser for perioden 2013-2017. Dette pålegget er imidlertid ikke effektivt ennå. Effekter av regulering på lakseproduksjon i form av smolttap må derfor vurderes skjønnsmessig. Ut fra en samlet vurdering med hovedvekt på overføring

av vann og redusert vanndekt areal i viktige produksjonsområder, har smoltproduksjonen i Måselvassdraget trolig blitt redusert med mer enn 25 % etter regulering.

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

### 205.Z Skibotnelva

Skibotnassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 760 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 20 m<sup>3</sup>/s ved utløp i Lyngenfjorden. Vassdraget ble utbygd for kraftformål i perioden 1980-1982, da det ble etablert et mindre magasinkraftverk oppstrøms lakseførende strekning og et større magasinkraftverk med utløp på lakseførende strekning. De viktigste reguleringseffektene på laks er endringer i vannføringsforhold og temperaturregime som følge av magasinering av vann, samt gassovermetning og raske vannstandsfluktasjoner nedstrøms det nederste kraftverket. Laksebestanden i Skibotnelva har vært infisert av *Gyrodactylus salaris* siden 1980, noe som har medført en betydelig bestandsnedgang hos laks (Johnsen med flere 1999). Det blir gjennomført omfattende utryddingstiltak mot lakseparasitten i perioden 2016-2017. Planlagte reguleringsundersøkelser i perioden 2014-2018 er derfor utsatt på ubestemt tid. Fravær av spesifikke reguleringsundersøkelser i kombinasjon med et komplekst trusselbilde innebærer at man ikke har noe godt grunnlag for å isolere reguleringseffekter fra andre menneskeskapt påvirkninger. Det store negative potensialet som ligger i reguleringseffekter som stranding, gassovermetning, redusert vanndekt areal samt endringer i vannføring og vanntemperatur tilsier likevel et betydelig smolttap. Ut fra en samlet vurdering er det rimelig sikkert at smolttapet etter regulering er vesentlig høyere enn 25 %.

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Stor effekt

### 208.Z Reisaelva

Reisavassdraget har et naturlig nedbørsfelt på om lag 2 706 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 84 m<sup>3</sup>/s ved utløp i Reisa fjorden. Det ble gitt konsesjoner til utbygging av vannkraft i to sidevassdrag av Reisavassdraget i 1957 og 1964. Det ene kraftverket har utløp oppstrøms lakseførende strekning, mens det andre kraftverket har utløp i sjø. De viktigste reguleringseffektene er fraføring av vann, magasinering av vann, redusert vanndekt areal og endringer i vannføringsforhold, temperaturregime og isforhold. Det ble gjennomført forholdsvis omfattende fiskebiologiske undersøkelser i Reisaelva på begynnelsen av 1990-tallet (Halvorsen med flere 1994). I perioden 2000-2011 ble det gjennomført flere ungfiskundersøkelser og gytefiskundersøkelser i lakseførende deler av vassdraget (Svenning 2000, Svenning 2004, Svenning 2007b, Svenning 2009, Svenning 2011). Tilstanden for laksebestanden i Reisavassdraget var svært dårlig på 1990-tallet (Halvorsen med flere 1994), men senere undersøkelser har vist en bedring i ungfiskproduksjon og mengde tilbakevandrende laks (Svenning 2011, Gravem med flere 2013). Miljødirektoratet har pålagt nye reguleringsundersøkelser for perioden 2013-2017. Dette pålegget er imidlertid ikke effektivt ennå. Effekter av regulering på lakseproduksjon i form av smolttap må derfor vurderes skjønnsmessig. Ut fra en samlet vurdering med hovedvekt på fraføring av vann og redusert vanndekt areal har smoltproduksjonen blitt redusert med inntil 15 % etter regulering. Det er knyttet vesentlig usikkerhet til dette overslaget, og det reelle smolttapet kan være høyere (15-25 %).

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Moderat effekt

**212.Z Altaelva**

Altavassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 7 389 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 88 m<sup>3</sup>/s ved utløp i Altafjorden. Altaelva ble utbygd i 1987 med magasinkraftverk med utløp like oppstrøms naturlig vandringshinder for sjøvandrende laksefisk. De viktigste regulerings effektene er endringer i vannføringsforhold og vanntemperatur som følge av magasinering av vann. I anleggsperioden var det også midlertidige negative effekter på lakseproduksjon, og i de første årene etter regulering var det flere omfattende utfallsepisoder med påfølgende stranding av ungfisk (Forseth med flere 1996). De viktigste regulerings effektene på lakseproduksjon er endring i temperatur- og isforhold i øvre deler (lokal negativ effekt), redusert vårflokk (generell negativ effekt) og økt vintervannføring i hele lakseførende strekning (generell positiv effekt). Det er gjennomført omfattende ferskvannsbiologiske undersøkelser på lakseførende strekning siden 1981. Resultater fra undersøkelsesperioden 1981-2006 er sammenfattet i en samlerapport (Ugedal med flere 2007). På bakgrunn av smoltundersøkelser i perioden 2004-2006 ble årlig produksjon av presmolt estimert til å være mellom 420 000 og 660 000. Ut fra en samlet vurdering av alle regulerings effekter vurderte Ugedal med flere (2007) at det har skjedd en 16 % økning i smoltproduksjon etter regulering. Ut fra et svært godt kunnskapsgrunnlag synes det klart at regulering samlet sett ikke har hatt noen netto negativ effekt på smoltproduksjon i Altaelva.

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Ingen effekt

**224.Z Lakselva**

Lakselvvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 1 539 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på 27 m<sup>3</sup>/s ved utløpet i Porsangerfjorden. Det ble gitt konsesjon til kraftutbygging i Lakselvvassdraget i 1955, og konsesjonen til regulering ble fornyet i 2008. Det er etablert et magasinkraftverk som har utløp på lakseførende deler i vassdraget. De viktigste regulerings effektene er overføring av vann, magasinering av vann, redusert vanndekt areal og endringer i vannføringsforhold og temperaturregime. Det synes å være betydelig negativ påvirkning av lakseproduksjon i den øverste delen av lakseførende strekning. Miljødirektoratet har varslet pålegg om reguleringsundersøkelser i Lakselva i perioden 2013-2017, men det er ikke utformet noe endelig pålegg om undersøkelser. Det er gjennomført årlige gytefisktellinger i Lakselva siden 2002. Ut over dette foreligger det liten kunnskap om status for laksebestand og ingen kunnskap om effekter av vassdragsregulering på lakseproduksjon. Effekter av regulering på lakseproduksjon i form av smolttap må derfor vurderes skjønnsmessig. Ut fra en samlet vurdering med hovedvekt på overføring av vann og redusert vanndekt areal har smoltproduksjonen trolig blitt redusert med mer enn 25 % etter regulering. Det er knyttet vesentlig usikkerhet til dette overslaget, og det reelle smolttapet kan være noe lavere (15-25 %).

Vassdragsinngrep 1: Liten effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

**236.Z Kongsfjordelva**

Kongsfjordvassdraget har et naturlig nedbørsfelt på om lag 277 km<sup>2</sup> og en årlig middelvannføring på om lag 8 m<sup>3</sup>/s ved utløpet i Kongsfjorden. Vassdraget ble første gang utbygd for vannkraftformål i 1946. I forbindelse med en ny konsesjon i 1974 ble Kongsfjordvassdraget ytterligere regulert og tilført vann fra deler av nedbørsfeltet til to nabovassdrag. Det er ett magasinkraftverk i vassdraget med utløp oppstrøms vandringshinder for sjøvandrende laksefisk. De viktigste regulerings effektene er endringer i vannføringsforhold, vanntemperaturregime og vanndekt areal. I de senere år er det

gjennomført årlige gytefisktellinger på lakseførende strekninger i regi av Berlevåg jeger- og fiskerforening (Schulstad & Vistnes 2012). Miljødirektoratet har pålagt regulanten omfattende reguleringsundersøkelser for perioden 2014-2018. Undersøkellesprogrammet omfatter ungfiskundersøkelser, skjellanalyser, gytefiskregistreringer og habitatkartlegging, som skal være grunnlag for å vurdere regulerings effekter og eventuelle behov for kompensasjonstiltak. De endelige resultater og konklusjoner fra reguleringsundersøkelsene vil foreligge i 2019. Inntil videre må derfor vurderinger av regulerings effekter på laks være rent skjønnsmessige. Ut fra en samlet vurdering med hovedvekt på endringer i vannføring og vanntemperatur er smolttapet trolig inntil 15 %. Det er knyttet vesentlig usikkerhet til dette overslaget, og det reelle smolttapet kan være noe høyere (15-25 %).

Vassdragsinngrep 1: Ingen effekt

Vassdragsinngrep 2: Liten effekt

## Referanser

Andersen, G.L. & Gabrielsen, S.E. 2012. Hydromorfologiske endringer i Vikja som følge av regulering. – LFI Uni Miljø Rapport nr. 209, 18 sider.

Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. 2002. Leirfossene kraftverk – konsekvensvurdering for ferskvannsbiologi og fisk. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2002-3, 60 sider.

Arnekleiv, J.V., L'Abée-Lund, J.H. & Koksvik, J.I. 1989. Forsknings- og referansevasdrag Gaula. Biologi og habitatutnyttelse til laks og ørret i Gaula. – MVU-rapport nr. B62, 53 sider.

Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J. 1995. Virkninger av Bratsbergreguleringen på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk serie 1994-7, 56 sider.

Arnekleiv, J.V., Kjærstad, G., Rønning, L., Koksvik, J.I. & Urke, H.A. 2000. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-1999. Del I. Vassdragsregulering, hydrografi, bunndyr, ungfisktettheter og smolt. – Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 2000-3, 91 sider.

Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Koksvik, J., Kjærstad, G., Alfredsen, K., Berg, O.K. & Finstad, A.G. 2007. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Stjørdalselva 1990-2006. Faglig oppsummering: kraftverksregulering, bunndyr, drivfauna, bunndyr, ungfisk og smolt. – Zoologisk rapport 2007-1, 141 sider.

Asvall, R.P. 1993. Nytt manøvreringsreglement for Nore-verkene. Virkninger på vanntemperatur- og isforhold. – Rapport 05-1993, Norges vassdrags- og energidirektorat.

Barlaup, B.T. 2008. Nå eller aldri for Vossolaksen - anbefalte tiltak med bakgrunn i bestandsutvikling og trusselfaktorer. – DN-utredning 2008-9, 172 sider.

Barlaup, B.T. 2013. Redningsaksjonen for Vossolaksen. – DN-utredning 2013-1, 224 sider.



Bergan, M.A. & Arnekleiv, J.V. 2009. Vurdering av økologisk tilstand i bekker og mindre elver i vannområdene Nidelva og Gaula i Sør-Trøndelag 2008. – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk notat 2009-2, 112 sider.

Bergan, P.I., Nastad, A.T., Berger, H.M.B & Heimstad, R. 2009. Vigda kraftverk i Skaun og Melhus kommuner - Sør-Trøndelag. Sweco biologisk mangfold-rapport nr. 1 2009, 34 sider.

Berger, H.M., Johnsen, B.O., Jensen, A.J. & Lamberg, A. 2002. Fiskebiologiske undersøkelser i Eidfjordvassdraget, Hordaland fylke 2001-2002. – NINA Oppdragsmelding 743, 42 sider.

Bjølstad, O.K.H. & Bale, S.S. 2013. Miljøundersøkelser i øvre del av Teksdalselva, Bjugn kommune, Sør-Trøndelag. Undersøkelser av strekningen mellom Teksdalsvatnet og Teksdal kraftstasjon. – Rapport utarbeidet av Sweco, 32 sider.

Bjørklund, A.E. & Brekke, E. 2000. Vassdrag i Hordaland 2000. Beskrivelse av vannkvalitet i 26 utvalgte vassdrag. – Rådgivende Biologer AS rapport nr. 436, 115 sider.

Bremset, G. 2006. Potensial for økt lakseproduksjon i Toåvassdraget. – Rapport utarbeidet av Sweco Grøner AS, Trondheim, 37 sider.

Bremset, G. & Sæter, A.O. 2010. Fiskebiologiske undersøkingar i Toåa og Romåa hausten 2010. – NINA Rapport 723, 24 sider.

Bremset, G., Sættem, L.M. & Johnsen, B.O. 2010. Status for bestandene av laks og sjøaure i Nærøydalselva, Sogn og Fjordane. Samlerapport fra fiskebiologiske undersøkelser i perioden 2006-2008. – NINA Rapport 475, 105 sider.

Bremset, G., Johnsen, B.O. & Bongard, T. 2011a. Bestandsstatus for sjøvandrende laksefisk i Daleelva i Høyanger. Samlerapport fra ferskvannsbiologiske undersøkelser i perioden 2003-2010. – NINA Rapport 602, 122 sider.

Bremset, G., Olstad, K., Berg, M. & Sandlund, O.T. 2011b. Effekter på laksen i Glomma av Borregaard fabrikkers aktiviteter. Skrivebordsvurdering basert på litteraturstudium og feltmålinger utført i perioden 2007-2010. – NINA Rapport 670, 41 sider.

Bremset, G., Berg, M. & Saksgård, L. 2015. Fiskebiologiske undersøkingar i Toåa. Ungfiskundersøkingar og gytefiskregistreringar i 2014. – NINA Rapport 1198, 17 sider.

Eklo, M. 1994. Bonitering og kultiveringsplan for laks i Surna- og Toåvassdraget. Fylkesmannen i Møre og Romsdal, Miljøvernavingdelinga. – Rapport nr. 4-1994, 122 sider.

Enge, E. & Nordland, J. 1989. Kalkingsplan for Rogaland. – Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernavingdelinga, Rapport nr. 2/89.

Forseth, T., Næsje, T.F., Jensen, A.J., Saksgård, L. & Hvidsten, N.A. 1996. Ny forbitappingsventil i Alta kraftverk: betydning for laksebestanden. – NINA Oppdragsmelding 392, 26 sider.

Gabrielsen, S.E., Wiers, T. & Sandven, I. 2010. Bonitering av Osenvassdraget med vekt på gyteområder og etablering av nytt gyteområde på utløpet av Svardalsvatnet (Osvatnet) 2009. – LFI Uni Miljø Rapport nr. 175, 26 sider.

Gabrielsen, S.E., Barlaup, B.T., Halvorsen, G.A., Sandven, O.R., Wiers, T., Lehmann, G.B., Skoglund, H., Skår, B. & Vollset, K.W. 2011. «LIV – Livet i vassdragene». Langsiktige undersøkelser av laks og aure i Daleelva i perioden 2006-2011. LFI Uni Miljø Rapport nr. 185, 43 sider.

Gabrielsen, S.E., Skår, B., Halvorsen, G.A., Barlaup B. T., Lehman, G. B, Wiers, T., Normann, E. & S. Skoglund, H. 2015. Vikja - Fiskebiologiske undersøkelser i perioden 2002-2015. Utlegging av rogn som kultiveringsmetode. – LFI Uni Miljø Rapport nr. 175, 76 sider.

Gjøvik, J.A. 1981. Fiskeriundersøkelser i Gaulavassdraget (Sør-Trøndelag) 1978-80. – Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Fiskerikonsulentene i Midt-Norge, 74 sider.

Gravem, F.R., Seierstad, D.T., Bergan, P.I., Gregersen, H. & Kaasa, H. 2013. Fiskebiologisk vurdering av varsel om pålegg om reguleringsundersøkingar i Mollisjohka, Reisaelva og Kildalselva. – Rapport utarbeidet av Sweco Norge AS, 53 sider.

Gregersen, H., Bjølstad, O.K.H. & Bale, S.S. 2013. Gullvika settefiskanlegg, Bjugn kommune, Sør-Trøndelag. Søknad om konsesjon for uttak av vann etter Vannressursloven. – Sweco Rapport nr. 583791, 47 sider.

Halvorsen, M., Kristoffersen, K. & Gravem, F.R. 1994. Fiskeribiologiske undersøkelser i Reisaelva. – Fylkesmannen i Troms rapport nr. 58, 54 sider.

Haugen, T., Bækken, T. & Rustadbakken, A. 2010. Zoologiske undersøkelser i Glomma nedenfor Sarpsfossen oktober 2009. Undersøkelser i forbindelse med Borregaards økte utslipp av finpartikulært materiale. – NIVA-notat, 8. mars 2010, 14 sider.

Hellen, B.A. & Sægvog, H. 2004. Gytefiskteljinger på Vestlandet i perioden 1996 til 2003. – Rådgivende Biologer AS rapport nr. 763, 21 sider.

Hemminghytt, B., Hansen, F., Carlsen, A., Høyaås, H. & Svendsen, O.S. 2013. Beiarelva SA. Driftsplan for anadrom laksefisk 2013-2017. – Driftsplan utarbeidet av Beiarelva SA, 35 sider.

Hesthagen, T., & Larsen, B.M. 2003. Recovery and re-establishment of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in limed Norwegian rivers. – Fisheries Management and Ecology 10, 87-95.

Hesthagen, T., Larsen, B.M. & Fiske, P. 2011. Liming restores Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations in acidified Norwegian rivers. – Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 68, 224-231.

- Hvidsten, N.A. 2010. Smolt- og ungfiskundersøkelser i Skiensvassdraget. Smoltutvandring i Skotfoss og ungfisk i Bøelva, Heddøla, Tinnåa og Bliva. – NINA Rapport 556, 31 sider.
- Hvidsten, N.A. & Koksvik, J.I. 1984. Virkninger av døgnregulering på næringsfauna og fisk i Nidelva. – Presenterte foredrag på Vassdragsregulantenenes fiskesymposium høsten 1983., 93-107.
- Hvidsten, N.A. & Johnsen, B.O. 2001. Effekter av vannkraftutbygging på smoltproduksjonen i Gaula. – NINA Oppdragsmelding, 26 sider (ikke publisert manuskript).
- Hvidsten, N.A. Kroglund, F., Holst, J. Chr. & Johnsen, B.O. 2003. Undersøkelser av smoltøkologi i Mandalselva. I Laksen tilbake i kalkede Sørlandselver. Reetableringsprosjektet 1997-2002 (Haraldstad, Ø. & Hesthagen, T., red.). – DN-utredning 2003-5.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Jensen, A.J., Fiske, P., Ugedal, O., Thorstad, E.B., Jensås, J.G., Bakke, Ø. & Forseth, T. 2004. Orkla - et nasjonalt referansevassdrag for studier av bestandsregulerende faktorer hos laks. Samlerapport for perioden 1979-2002. – NINA Fagrapport 79, 94 sider.
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Økland, F., Ugedal, O., Jensås, J.G. & Saksgård, L. 2012. Reguleringsundersøkelser i Orkla for perioden 2007-2011. – NINA Rapport 866, 65 sider.
- Jensen, A.J., Berg, M., Bremset, G., Eide, O., Finstad, B., Havn, T. & Jensås, J.G. 2016. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Årsrapport for 2015. – NINA Rapport 1249, 52 sider.
- Jensen, J.W. & Steine, I. 1990. Eidfjord-nord utbyggingen og fisket etter laks og sjøaure i Eidfjordvatnet, Bjoreio og Veig. – Fiskerisakkyndig uttalelse, 53 sider.
- Johansen, N.S. 2010. Atlanterhavslaks (*Salmo trutta*) i Målselva. Gytevandring og fordeling av gytefisk. – Masteroppgave i biologi ved Universitetet i Tromsø, 68 sider.
- Johnsen, B.O. & Hvidsten, N.A. 1995. Evaluering av utsettingspålegg i Surna og Bævra. – NINA Oppdragsmelding 338, 30 sider.
- Johnsen, B.O. & Hvidsten, N.A. 2005. Vassdragsregulering og sikringstiltak mot kvikkleireskred i Vigda og Børsaelva. Effekter på laks og laksefiske. – NINA Rapport 35, 36 sider.
- Johnsen, B.O. & Hvidsten, N.A. 2007. Vassdragsregulering og sikringstiltak mot kvikkleireskred i Vigda og Børsaelva. Effekter på laks og laksefiske. Årsrapport 2006. – NINA Rapport 228, 45 sider.
- 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, 31 sider.
- 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. – Kunnskapssenter for laks og vannmiljø 3, 111 sider.

Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A., Bongard, T. & Bremset, G. 2011. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Surna. Fagrapport 2010. – NINA Rapport 700, 118 sider.

Kanstad-Hanssen, Ø. 2012. Oppvandring av sjøvandrende laksefisk i fisketrappa i Målselvfossen. – Rapport utarbeidet av Ferskvannsbiologen AS, 11 sider.

Karlsen, L.R. 1997. Rapport fra el-fiske i Glomma nedenfor Sarpsfossen den 26.08.1997. – Rapport utarbeidet av fiskeforvalteren hos Fylkesmannen i Østfold, 2 sider.

Kaste, Ø., Hindar, A. & Kroglund, F. 1994. Miljøtiltak for bevaring av laksen i Vossovassdraget – kalkingsplan. – NIVA-rapport 2992, 23 sider.

Koksvik, J., Rønning, L. & Arnekleiv, J.V. 2007. Ungfiskundersøkelser i Toåa, Møre og Romsdal 2005 og 2006. NTNU Vitenskapsmuseet. – Zoologisk notat 2007-4, 19 sider.

Korsen, I. 1984. Laks og aure i Todalselva (Toåa) på Nordmøre etter regulering og bygging av terskler. – Informasjon fra terskelprosjektet nr. 24, 34 sider.

Korsen, I. 2004. Kultiveringsplan for vassdrag i Sør-Trøndelag. Del 2: Anadrome laksefisk. – Rapport utarbeidet av Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, Miljøvernavdelingen, 347 sider.

Kroglund, F., Hindar, A., Kaste, Ø. & Rosseland, B.O. 1998. En vurdering av vannkvaliteten i Vossovassdraget i perioden 1967-1997. – NIVA-rapport 3823- 98, 71 sider.

L'Abée-Lund, J.H., Arnekleiv, J.V. & Heggberget, T.G. 1987. Utbredelse, tetthet, habitatvalg og vekst hos laks og ørretunger i Gaula i 1986. I Saltveit, S.J. (red.): Forsknings- og referansevassdrag (FORSKREF). Årsrapport 1986. – MVU-rapport nr. B29.

Larsen, B.M. 1995. Frafjordelva. Fiskeundersøkelser. - I: Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1994. – DN-notat.

Larsen, B.M., Hesthagen, T. & Lierhagen, S. 1992. Vannkvalitet og ungfisk av laks og aure i Oгна, Rogaland. – NINA Oppdragsmelding 130, 37 sider.

Lehmann, G.B., Wiers, T. & Gabrielsen, S.-E. 2008. Uttak av rømt oppdrettslaks i vassdrag – undersøkelser høsten 2007. – LFI Uni Miljø Rapport nr. 149, 31 sider.

Lehmann, G.B., Sandven, O.R., Wiers, T., Barlaup, B.T. & Gabrielsen, S.E. 2009. Bonitering, gytefisktelling og rognplanting i Frafjordelven i Ryfylke, 2008-2009. – LFI Uni Miljø Rapport nr. 161, 24 sider.

Lehmann, G.B., Wiers, T., Skår, B., Pulg, U., Normann, E.S., Gabrielsen, S.E., Halvorsen, G.A. & Eriksen, K.S. 2013a. Undersøkelser og tiltak i Årdalselven, 2011-2012. – LFI Uni Miljø Rapport nr. 208, 76 sider.

Lehmann, G., Normann, E.S., Wiers, T. & Barlaup, B. 2013b. Uttak av oppdrettslaks i vassdrag i Hardanger og Sunnhordland i 2012. – LFI Uni Miljø Rapport nr. 215, 22 sider.

Lura, H. 2006. Registrering av laks og sjøaure i fisketrappene i Sandsfossen i 2005. – AMBIO Miljørådgivning AS Rapport nr. 25111-1, 28 sider.

Lura, H. 2007. Registrering av laks og sjøaure i fisketrappene i Sandsfossen i 2006. – AMBIO Miljørådgivning AS Rapport nr. 25520-1, 30 sider.

Lura, H. 2008. Registrering av laks og sjøaure i fisketrappene i Sandsfossen i 2007. – AMBIO Miljørådgivning AS Rapport nr. 25529-1, 31 sider.

Møkkelgjerd, P.I. & Jensen, A.J. 1987. Reguleringer i Auravassdraget. Oppsummering og forslag til tiltak for fisket. – DN-rapport 10-1987, 158 sider.

Rustadbakken, A., Bækken, T., Kile, M.R. & Haugen, T. 2010. Økologisk status i Glomma nedenfor Sarpsfossen 2009-2010. Undersøkelser i forbindelse med Borregaards utslipp av finpartikulært organisk materiale. – NIVA-notat, 22. desember 2010, 26 sider.

Saksgård, L., Jensen, A.J., Johnsen, B.O. & Hokstad, O. 1992. Fiskeribiologiske undersøkelser i Osenvassdraget, Sogn og Fjordane, 1985-1990. – NINA Oppdragsmelding 105, 59 sider.

Saksgård, R. & Larsen, B.M. 2015. Kalking i laksevassdrag skadet av sur nedbør. Tiltaksovervåking i 2014. Kapittel 15 Ogna, del 3 Fisk. – Miljødirektoratet Rapport nr. M-412, 348 sider.

Saltveit, S.J. 1998. Kartlegging av gytebestand og naturlig rekruttering i Enningdalselva, Østfold. – LFI Rapport nr. 173-1998, 19 sider.

Saltveit, S.J. 2002. Tetthet, vekst og naturlig rekruttering hos laks i Enningdalselva, Østfold. – LFI Rapport nr. 214-2002, 17 sider.

Saltveit, S.J. 2004a. Bestandsforhold hos laks i Enningdalselva, Østfold. Årsrapport for 2002 og 2003. – LFI Rapport nr. 231-2004, 13 sider.

Saltveit, S.J. 2004b. Effekter av ulike manøvrering på alderssammensetning, tetthet og vekst hos ungfisk av laks og ørret i Suldalslågen i perioden 1998 til 2003. Delrapport. – Suldalslågen-miljørapport nr. 34, 58 sider.

Saltveit, S.J. 2004c. Smoltutvandring og smoltproduksjon hos laks i Suldalslågen i perioden 1998-2003. Delrapport. – Suldalslågen-miljørapport nr. 35, 34 sider.

Saltveit, S.J. 2004d. Smoltutvandring hos laks i Suldalslågen i 2004. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske. – LFI Rapport nr. 235-2004. 30 sider.

Saltveit, S.J. 2006. Laks og ørret i Enningdalselva, Østfold. Årsrapport for 2004 og 2005. – LFI Rapport nr. 244-2006, 16 sider.

Saltveit, S.J. Pavels, H., Heggenes, J. & Bremnes, T. 1999. Oppvekst- og produksjonsmuligheter for laks i Glomma nedstrøms Vamma og i Ågårdselva, Østfold. – LFI Rapport nr. 186-1999, 22 sider.

Schulstad, T. & Vistnes, H. 2012. Videreføring av adferdsdokumentasjon av gytelaks i Kongsfjordelva. – Rapport utarbeidet av Berlevåg jeger- og fiskerforening, 70 sider.

Sivertsen, A. 1989. Forsuringstruede anadrome laksefiskbestander og aktuelle mottiltak. – NINA Utredning 10, 28 sider.

Skoglund, H., Barlaup, B.T., Lehmann G.B., Normann, E.S., Wiers, T., Skår, B., Pulg. U., Vollset, K.W., Velle, G. & Gabrielsen, S.E. 2014. Gytetelling og registrering av rømt oppdrettslaks i elver på Vestlandet høsten 2013. – LFI Uni Miljø Rapport 231, 40 sider.

Skåre, P.E., Hvidsten, N.A., Forseth, T. & Fjeldstad, H.-P. 2006. Smoltutvandring forbi Skotfoss kraftverk i Skiensvassdraget ved bygging av et nytt flomkraftverk. – NINA rapport 193, 19 sider.

Solem, Ø., Bergan, M.A., Jensås, J.G., Ugedal, O., Rognes, T., Foldvik, A., Heggberget, T.G. & Borgos T. 2014. Ungfiskundersøkelser i Gaulavassdraget 2013. – NINA Rapport 1027, 98 sider.

Solem, Ø., Holthe, E., Bergan, M.A., Berg, M., Bremset, Foldvik, A., Nielsen, L.E., Nøstum, B.L., Saksgård, L. & Ulvan, E.M. 2016. Fiskeundersøkelser i Børsaelva og Vigda. Årsrapport 2015. – NINA Rapport 1239, 29 sider.

Sundt-Hansen, L., Forseth, T., Kvingedal, E., Thorstad, E.B., Larsen, B.M., Hvidsten, N.A. & Fiske, P. 2012. Laksen i Numedalslågen - evaluering av manøvreringsreglement. – NINA Rapport 793, 89 sider.

Sundt-Hansen, L.E., Berg, O.K., Davidsen, J.G., Hellen, B.A., Bremset, G., Eikaas, L., Kambestad, M., Karlsson, S., Rønning, L., Sægrov, H. & Heggberget, T.G. 2016. Fiskebiologiske undersøkelser i Øvre Namsen. Årsrapport 2015 og planer for videreføring av undersøkelsene. – NINA Kortrapport 1, 30 sider.

Svenning, M.A. 2000. Etterundersøkelser i Reisaelva, Troms, med hensyn på tetthet av laksunger og steinulke. – NINA Oppdragsmelding 663, 16 sider.

Svenning, M.A. 2004. Etterundersøkelser i Reisaelva. Tetthet av laksunger og steinulke. – NINA Minirapport 61, 15 sider.

Svenning, M.A. 2007a. Målselva som storlakselv. Radiomerking av laks i Målselvvassdraget. – Rapport utarbeidet til RDA-sekretariatet, Troms Fylkeskommune, 20 sider.

Svenning, M.A. 2007b. Undersøkelser i Reisaelva i 2006. Elektrofiske og eksperimentelle drivtelling av gytetisk. – NINA Minirapport 196, 13 sider.

Svenning, M.A. 2009. Undersøkelser i Reisaelva i 2005-08. Tetthet av laksunger og registrering av høstbestand, samt forslag for oppfølging for sesongen 2011. – NINA Minirapport 335, 16 sider.

- Svenning, M.A. 2011. Reisaelva 2005-2011. Tetthet av laksunger, fangst av voksen laks og registrering av høstbestand. – NINA Minirapport 372, 19 sider.
- Svenning, M.A. & Johansen, M. 2001. Bonitering av Målselvassdraget med hensyn på produksjon av laksunger. – NINA oppdragsmelding 711, 17 sider.
- Svenning, M.A. & Kanstad-Hanssen, Ø. 2008. Fiskebiologiske undersøkelser i Målselvassdraget 2006-2007. – NINA Rapport 418, 25 sider.
- Svenning, M.A., Hanssen, Ø.K. & Halvorsen, M. 1998. Etterundersøkelser i Målselvassdraget med hensyn på tetthet av laksunger og fangst av voksen laks. – NINA oppdragsmelding 526, 24 sider.
- Svenning, M.A., Johansen, N.S. & Thorstad, E.B. 2011. Oppvandring, bestandsstørrelse og fangstrater av laks i Målselvassdraget. – NINA Rapport 648, 45 sider.
- Sægrov, H. & Urdal, K. 2008a. Fiskeundersøkingar i Osenelva våren 2008. – Rådgivende Biologer AS rapport nr. 1103, 35 sider.
- Sægrov, H. & Urdal, K. 2008b. Ungfiskundersøkingar i Suldalslågen i oktober 2007 og februar 2008. – Rådgivende Biologer AS rapport nr. 1090, 63 sider.
- Sægrov, H., Hellen, B.A., Jensen, A.J., Barlaup, B.T. & Johnsen G.H. 2000. Fiskebiologiske undersøkelser i Aurlandsvassdraget 1989-1999. Oppsummering av resultater og evaluering av tiltak. – Rådgivende Biologer AS Rapport nr. 450, 73 sider.
- Sægrov, H., Hellen, B.A., Kålås, S., Urdal, K. & Johnsen, G.H. 2007. Endra manøvrering i Aurland 2003-2006. Sluttrapport - fisk. – Rådgivende Biologer AS Rapport nr. 1000, 101 sider.
- Sægrov, H., Sættem, L.M., & Steine, I. 2008. Bestandssituasjonen for laks og aure i Jølstra i perioden 1999-2008. – Rapport frå dei fiskerisakkunnige i Sak nr. 88-001971SKJ-FJOR i Fjordane tingrett, 90 sider.
- Sægrov, H., Urdal, K., Hellen, B.A., Johnsen, G.H. & Kålås, S. 2000. Fiskeundersøkingar og biologisk delplan for Osenvassdraget. – Rådgivende Biologer AS rapport nr. 471, 48 sider.
- Thorstad, E.B., Johnsen, B.O., Forseth, T., Alfredsen, K., Berg, O.K., Bremset, G., Fjeldstad, H.-P., Grande, R., Lund, E., Myhre, K. O. & Ugedal, O. 2001. Fiskesperrer som supplement eller alternativ til kjemisk behandling i vassdrag infisert med Gyrodactylus salaris. – DN-utredning 2001-9, 66 sider.
- Thorstad, E.B., Forseth, T., Økland, F., Aasestad, I. & Johnsen, B.O. 2004. Oppvandring av radiomerket laks i Numedalslågen i 2003. – NINA Oppdragsmelding 835, 37 sider.
- Ugedal, O., Larsen, B.M., Forseth, T. & Johnsen, B.O. 2006. Produksjonspotensial for laks i Mandalselva og vurdering av tap som følge av kraftutbygging. – NINA Rapport 146, 45 sider.
- Ugedal, O., Thorstad, E.B., Finstad, A.G., Fiske, P., Forseth, T., Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Reinertsen, H., Saksgård, L. & Næsje, T.F. 2007. Biologiske undersøkelser i Altaelva 1981-2006:

oppsummering av kraftreguleringens konsekvenser for laksebestanden. – NINA Rapport 281, 106 sider.

Ugedal, O., Berg, M., Bongard, T., Bremset, G., Kvingedal, E., Diserud, O., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A. & Østborg, G. 2014. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Surna. Sluttrapport for perioden 2009-2013. – NINA Rapport 1051, 129 sider.

Ugedal, O., Bremset, G., Forseth, T., Kvingedal, E., Fjeldstad, H.-P. & Sundt, H. 2016. Ekstra aggregat i Trollheim kraftverk. Konsekvensvurdering for fisk på lakseførende strekning av Surna. – NINA Rapport 1099, 72 sider.

Urdal, K., Sægrov, H., Hellen, B.A.H. & Kålås, S. 2004. Fiskeundersøkingar i Årøyelva 1997-2003. – Rådgivende Biologer AS rapport nr. 637, 46 sider.

Urdal, K. & Sægrov, H. 2000. Ungfiskundersøkingar i Hopselva, Hyen, i 1999. – Rådgivende Biologer AS rapport nr. 451, 15 sider.

Urdal, K. & Sægrov, H. 2007. Fiskeundersøkingar i Årøyelva i 2006 og 2007. – Rådgivende Biologer AS rapport nr. 1067, 33 sider.

Økland, F., Kvingedal, E., Lamberg, A., Kroglund, F., Forseth, T., Diserud, O.H. & Uglem, I. (2014). Smoltutvandring forbi Laudal Kraftverk i Mandalselva i 2013. NINA Rapport 1067, 38 s. (In Norwegian).

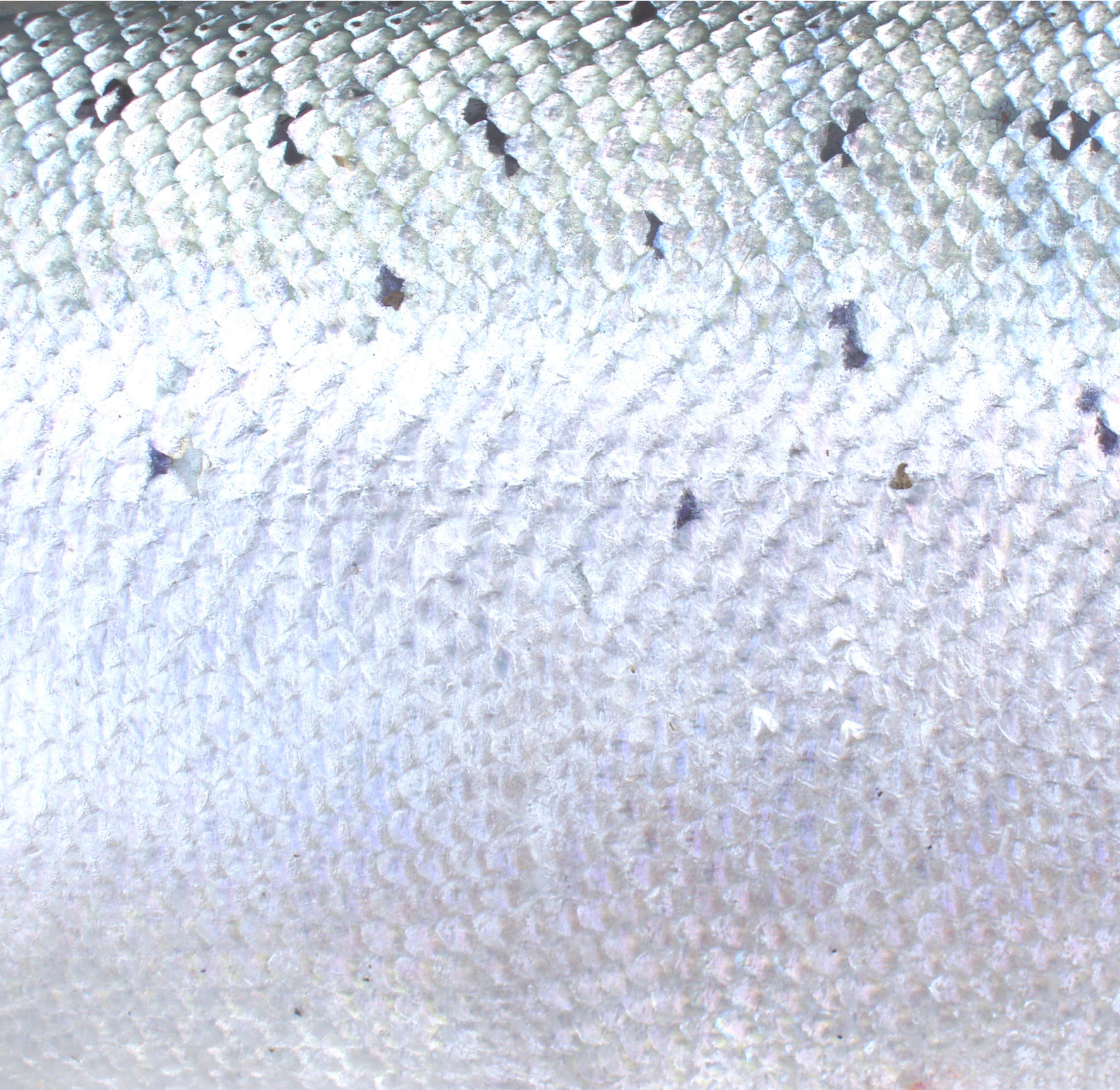
Aasestad, I. 2008. Rapport fra el-fisket nedstrøms Sarpsfossen og Aagaardselva, 2008. – Rapport utarbeidet av Naturplan, 11 sider.











**KONTAKTINFO:**

**Vitenskapelig råd for lakseforvaltning**

Torbjørn Forseth, NINA, [torbjorn.forseth@nina.no](mailto:torbjorn.forseth@nina.no) (leder)

Eva B. Thorstad, NINA, [eva.thorstad@nina.no](mailto:eva.thorstad@nina.no) (sekretariat)

[www.vitenskapsradet.no](http://www.vitenskapsradet.no), tlf 73 80 14 00

ISSN: 1891-442X

ISBN: 978-82-93038-17-7

