

# TEMARAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING

NR 1

Kvalitetsnormer for laks –  
anbefalinger til system for  
klassifisering av villaksbestander





TEMARAPPORT FRA  
VITENSKAPELIG RÅD  
FOR LAKSEFORVALTNING

NR 1

Kvalitetsnormer for laks –  
anbefalinger til system for  
klassifisering av villaksbestander

## RAPPORTEN REFERERES SOM

Anon. 2011. Kvalitetsnormer for laks – anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1, 105 s.

Trondheim januar 2011

ISSN: 1891-5302

ISBN: 978-82-93038-04-7

## RETTIGHETSHAVER

© Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

## REDAKSJON

Torbjørn Forseth, Eva B. Thorstad & Peder Fiske

## TILGJENGELIGHET

Åpen

## PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

## NØKKELOORD

Laks - *Salmo salar* - kvalitetsnormer - påvirkningsfaktorer - måleparametre - gytebestandsmål - genetisk mangfold - genetisk integritet - *Gyrodactylus salaris* - vannkvalitet - forsuring - rømt oppdrettsfisk - lakselus - vassdragsinngrep - overbeskatning - infeksjonssykdommer - klima - fremmede arter - småblank - bleke

## Sammendrag

Anon. 2011. Kvalitetsnormer for laks – anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander. Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1, 105 s.

### Bakgrunn

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning fikk i oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) å utrede det faglige grunnlaget for kvalitetsnormer for laks. Vitenskapsrådet ble bedt om å foreta en naturfaglig vurdering til gytebestandsmål og bestandenes genetiske integritet som kvalitetsnormer for villaks, samt til valg av måleparametre og grenseverdier for menneskeskapte påvirkninger. Vurderingene skal ta utgangspunkt i målsettingene i St.prp. nr. 32, samt til Lakse- og innlandsfiskloven, som henviser til Naturmangfoldloven. På grunn av kort tidsfrist og faglig kompleksitet ble påvirkningsfaktorene vurdert enkeltvis i denne omgang, selv om mange av faktorene samvirker.

### Kvalitetsnormene

St.prp. nr. 32 og Lakse- og innlandsfiskloven henviser til bevaring, utnyttelse av produksjonskapasitet og forvaltning for økt produksjon og nytte for samfunn, rettighetshavere og allmennhet. Kvalitetsnormene må således både ta *bevaringsbiologiske hensyn* og ta hensyn til *bærekraftig bruk*. I forslag til kvalitetsnormer er derfor langsiktige bevaringsbiologiske hensyn lagt i bunn, og vurderinger knyttet til bærekraftig bruk og økt avkastning er benyttet etter at bevaringsaspektet er tatt hensyn til.

Vitenskapsrådet mener at en femdelte skala med gruppene *Svært god*, *God*, *Moderat*, *Dårlig* og *Svært dårlig* er nyansert og håndterbart i forhold til plassering av de enkelte bestandene i henhold til de to kvalitetsnormene gytebestandsmål og genetisk integritet. Når en bestand for *én av de to kvalitetsnormene* er klassifisert som *Moderat*, *Dårlig* eller *Svært dårlig* er det fare for at normen ikke er nådd. Grensen for om kvalitetsnormen for laks ikke er nådd eller ikke går således mellom *God* og *Moderat*.

Avvik fra oppnåelse av gytebestandsmål (GBM) er i utgangspunktet en godt egnet parameter for beskrivelse av status i laksebestander. En fordel er at den ikke tar utgangspunkt i endring i bestandsstørrelse over tid, men til avvik fra bærekapasiteten til vassdraget. Endringer i oppnåelse av gytebestandsmål vil gjenspeile endringer i laksebestandene som skjer både i ferskvann, fjord eller havmiljø. Av bevaringsbiologiske årsaker foreslås det at bestandene deles inn i forhold til bestandsstørrelse, med ulike grenseverdier for store, små og svært små bestander. Vitenskapsrådets forslag til grenseverdier for de fem klassene for gjennomsnittlig oppnåelse av GBM målt over gjennomsnittlige generasjonstider (minimum fem år) for henholdsvis store, små og svært små bestander er som følger:

<b>GBM &gt; 250 hunner:</b>					
	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse	< 50	50-69	70-79	80-90	> 90
<b>GBM 25-250</b>					
	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse	< 60	60-69	70-89	90-95	> 95
<b>GBM &lt; 25 hunner:</b>					
	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse	-	-	<100	100	100

For bestander med gytebestandsmål mellom 25 og 250 innføres et tilleggskriterium hvor tidsutvikling og variasjon i måloppnåelse i perioden vurderes, fordi effektiv bestandsstørrelse er sterkt påvirket av bestandsfluktasjoner. Dersom måloppnåelsen er kraftig fluktuerende i perioden (kriterium: minste oppnåelse i perioden er halvparten eller lavere av grenseverdien for klassen) eller måloppnåelsen er i negativ utvikling, nedskives vurderingen en klasse. Dette gjelder bestander som i utgangspunktet ble plassert i klassene god, moderat eller dårlig. For alle gruppene av bestandsstørrelser foreslås det at der fiskekultivering gir redusert effektiv bestandsstørrelse nedjusteres kvalitetsnormen en klasse. I vassdrag hvor inngrep har ført vann bort fra vassdraget slik at gytebestandsmålet er redusert i forhold til det opprinnelige, foreslår rådet videre at måloppnåelsen nedklassifiseres 1-4 klasser avhengig av hvor mye det vanddekte arealet er redusert etter inngrepet.

Dersom andre menneskeskapte faktorer enn beskatning reduserer bestandens størrelse så kan man gjennom restriksjoner på fiske fortsatt nå gytebestandsmålet. En slik bestand kan karakteriseres som å være i en god tilstand til tross for at det høstbare overskuddet er betydelig redusert av andre menneskeskapte påvirkninger. Uten å ta hensyn til beskatningsnivå er dermed oppnåelse av gytebestandsmål en måleparameter med begrenset gyldighet som kvalitetsnorm. For å løse dette problemet foreslås det at beskatningsnivå tas inn som et kriterium for kvalitetsnorm slik at man *samtidig* vurderer måloppnåelse i forhold til gytebestandsmålet og beskatningsnivået. Dette innebærer at det må etableres nivåer for hvor stort det høstbare overskuddet i bestandene normalt bør være, og hva som er ønsket bærekraftig beskatning. Størrelsen på det høstbare overskuddet i en bestand som når gytebestandsmålet varierer med sjøoverlevelsen. Vitenskapsrådets foreslår at normalt beskatningsnivå for regioner eller enkeltbestander fastsettes retrospektivt ut fra størrelsen på sjøoverlevelsen. Deretter klassifiseres beskatningsnivået på bestandene i forhold til avvik fra normal beskatningsnivå fastsatt for samme periode for regioner eller bestander:

	Svært lavt	Lavt	Redusert	Normal
Beskatningsnivå som prosent av normalt	< 60	60-79	80-89	> 90

Vitenskapsrådet foreslår videre at oppnåelse av gytebestandsmål og klassifisering av beskatningsnivå i forhold til definert normalbeskatning kombineres i et todimensjonalt system for endelig fastsettelse av kvalitetsnorm gytebestandsmål (vist her for store bestander):

Beskatningsnivå i % av normalt (korrigert for ikke utnyttet potensial)		Oppnåelse av gytebestandsmål i % (trunkert på 100 %)				
		Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
		< 50	50-69	70-79	80-90	> 90
Normalt	> 90					
Redusert	80-89					
Lavt	60-79					
Svært lavt	< 60					

Vitenskapsrådet anbefaler å bruke generasjonstiden i bestandene som utgangspunkt for måleperioden som gytebestandsmål oppnåelse skal måles over. Generasjonstiden i norske laksebestander varierer i hovedsak mellom tre og åtte år. En tre års måleperiode framstår som for kort i forhold til svingninger i naturlige produksjonsforhold. Det anbefales derfor at gjennomsnittlig generasjonstid brukes som måleperiode, men at fem år settes som minimum.

Kvalitetsnorm for genetisk integritet vurderes på flere ulike måter og med ulike måleparametre, hvorav det er gitt kvantitative grenseverdier for rømt oppdrettslaks, mens de andre foreløpig bare er gitt kvalitative grenser, dels basert på mer skjønsmessige vurderinger:

	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
<b>Artshybridisering (med aure)</b>					
Artshybrider blant gytefisk	Funn av diploid avkom av artshybrider	Funn av triploid avkom av artshybrider	Registrert flere ganger	Registrert men sjelden	Ikke registrert
<b>Innblanding av rømt oppdrettslaks (innenartshybridisering)</b>					
% oppdrett 1989-dd	> 20	9,1-20	3,1-9	1-3	< 1
<b>Endret seleksjon</b>					
Selektiv fangst	Betydelige dokumenterte endringer i livshistorie/ Bestandsstruktur	Endring i livshistorie/ bestandsstruktur dokumentert	Endring sannsynlig ut fra fangstregime	Ikke dokumentert/ lite sannsynlig	Ikke dokumentert/ ikke sannsynlig
Endret seleksjon grunnet miljøendringer	Betydelige dokumenterte endringer i livshistorie/ bestandsstruktur	Endring i livshistorie/ bestandsstruktur dokumentert	Endring sannsynlig ut fra miljøendring	Ikke observert/lite sannsynlig	Ikke observert/ikke sannsynlig

Samlet kvalitetsnorm for genetisk integritet er basert på at dårligste klassifisering er styrende.

Innslag av rømt oppdrettsfisk i bestandene foreslås beregnet ut fra et gjennomsnitt, fra 1989 til dags dato, av andel rømt oppdrettslaks i sportsfisket om sommeren og i en høstprøve før gyting. En genetisk markør som kan avsløre at tilsynelatende villfisk har oppdrettsbakgrunn er under utarbeidelse, og kan gi et betydelig mer presist anslag for faktiske genetiske endringer og mulige effekter enn vurderinger av prosent rømt oppdrettslaks i gytebestanden. I framtida bør derfor kvalitetsnorm for genetisk itegritet baseres på en slik markør. Fiskeutsettinger, redusert bestandsstørrelse og variasjoner i bestandsstørrelse kan også påvirke genetisk integritet og mangfold, og disse faktorene er inkludert som tilleggskriterium i kvalitetsnorm GBM (se ovenfor).

Vitenskapsrådet anbefaler at de to kvalitetsnormene gytebestandsmål og genetisk integritet kombineres i en samlet kvalitetsnorm. Vi foreslår at dette gjøres ved å anse de to kvalitetsnormene som to dimensjoner av klassifisering (akser). Når disse kombineres bør den dårligste av de to vurderingene være styrende for den samlede kvalitetsnormen, slik at for eksempel der en av de to kvalitetsnormene er klassifisert som svært dårlig så blir bestanden samlet klassifisert som svært dårlig, uavhengig av klassifiseringen langs den andre aksens. Samlet kvalitetsnorm for laks blir således:

	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Genetisk integritet					
Svært dårlig					
Dårlig					
Moderat					
God					
Svært god					

### Menneskeskapt påvirkningsfaktorer

Det faglige grunnlaget for og forslag til måleparametre og grenseverdier for påvirkningsfaktorene *Gyrodactylus salaris*, ulike vannkvalitetsparametre, rømt oppdrettslaks, fremmede fiskearter (regnbueørret og pukkellaks), lakselus, vassdragsinngrep og overbeskatning diskuteres og presenteres i rapporten. Infeksjonssykdommer, klima, andre fremmede fiskearter, menneskepåvirket predasjonstrykk og miljøforhold i havet er påvirkningsfaktorer som beskrives og diskuteres, men som av ulike grunner ikke er gitt grenseverdier.

Påvirkningefaktorene deles inn i de fire klassene *Stor påvirkning*, *Moderat påvirkning*, *Liten påvirkning* og *Ingen påvirkning*. Som for kvalitetsnormene forslås det at grensen for påvirkning er overskredet når påvirkningen er *Moderat* eller *Stor*. Grenseverdier for de fleste av de menneskeskapt påvirkningsfaktorene er indirekte eller direkte knyttet til kvalitetsnormene. Klassifisering av påvirkningsfaktorene bør derfor i utgangspunktet basere seg på samme måleperiode som kvalitetsnormene.



# Innhold

Sammendrag .....	3
Innhold .....	7
Vitenskapelig råd for lakseforvaltning .....	8
Medlemmer av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning .....	9
<b>1 Bakgrunn.....</b>	<b>11</b>
<b>2 Kvalitetsnormene .....</b>	<b>13</b>
2.1 Måleparametre og skala for kvalitetsnormene for laks.....	13
2.1.1 Gytebestandsmål.....	13
2.1.2 Genetisk integritet.....	13
2.1.3 Skala .....	16
2.2 Faglig grunnlag for grenseverdier for gytebestandsmål og genetisk integritet .....	16
2.2.1 Bevaringsbiologiske hensyn .....	16
2.2.2 Bevaring av genetisk mangfold og genetisk integritet.....	20
2.2.3 Hensyn til bærekraftig bruk.....	27
2.2.4 Beskatningsnivå.....	27
2.3 Vurderinger før klassifisering etter kvalitetsnormene gytebestandsmål og genetisk integritet.....	30
2.4 Kvalitetsnorm gytebestandsmål .....	30
2.5 Kvalitetsnorm genetisk integritet.....	33
2.6 Samlet kvalitetsnorm.....	38
<b>3 Menneskeskapte påvirkningsfaktorer .....</b>	<b>39</b>
3.1 Skala og måleperiode.....	39
3.2 Påvirkningsfaktorer med forslag til grenseverdier .....	39
3.2.1 Gyrodactylus salaris .....	39
3.2.2 Vannkvalitet.....	40
3.2.3 Rømt oppdrettslaks .....	58
3.2.4 Fremmede fiskearter.....	60
3.2.5 Lakselus .....	61
3.2.6 Vassdragsinngrep .....	66
3.2.7 Overbeskatning .....	68
3.3 Påvirkningsfaktorer som ikke er gitt grenseverdier .....	72
3.3.1 Infeksjonssykdommer.....	72
3.3.2 Klima.....	81
3.3.3 Miljøforhold i havet.....	81
3.3.4 Menneskepåvirket predasjonstrykk.....	81
<b>4 Ferskvannsstasjonære bestander: småblank og bleke .....</b>	<b>82</b>
<b>5 Referanser .....</b>	<b>84</b>
<b>Vedlegg.....</b>	<b>96</b>
Vedlegg 1 .....	96
Vedlegg 2 .....	100
Vedlegg 3 .....	103

## Vitenskapelig råd for lakseforvaltning

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

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

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

Leder og medlemmer av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning er oppnevnt av DN. Rådet er sammensatt slik at de viktigste problemstillingene som skal belyses er dekket med minst ett medlem med spesialkompetanse innenfor feltet. Medlemmene er personlig oppnevnt og representerer således ikke den institusjonen de er ansatt i. Vitenskapsrådets medlemmer oppnevnes for fem år av gangen. Norsk institutt for naturforskning (NINA) ivaretar sekretariatsfunksjonen. Vitenskapsrådet kan ved behov hente inn bidrag fra eksperter utenfor rådet. Disse svarer ikke for de råd som gis ut over sitt identifiserte bidrag.

I 2010 hadde rådet følgende sammensetning:

### LEDER:

Torbjørn Forseth

### MEDLEMMER:

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

### SEKRETARIAT:

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

### ANDRE BIDRAGSYTERE TIL TEMARAPPORTEN

Sissel B. Ranneklev og Torstein Kristensen (NIVA) på kapittel 3.2.2.

## 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. 41 internasjonale publikasjoner og 68 tekniske rapporter.



**Bjørn T. Barlaup, Dr. scient.**

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

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

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

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



**Bengt Finstad, Dr. scient.**

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

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

**Hovedarbeidsområder, laksefisk:** Økofysiologi, smoltproduksjon og utsettinger av fisk, forurensing og forsurening, biotelemetri (fiskevandring), oppdrett og havbeite, laks i åpent hav og fiskesykdommer og parasitter. Arbeid både i felt og på laboratoriet og sammen med nasjonale og internasjonale samarbeidspartnere innen forskning, forvaltning og industri. 77 internasjonale publikasjoner og 97 tekniske rapporter.



**Peder Fiske, Dr. scient.**

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

**e-post:** peder.fiske@nina.no

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

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



**Kjetil Hindar, Dr. philos.**

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

**e-post:** kjetil.hindar@nina.no

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

**Har også jobbet med:** Effekter av fiske, vassdragsreguleringer, parasitter og sykdommer, og andre laksefisk. 68 internasjonale publikasjoner og > 100 tekniske rapporter og populærvitenskapelige artikler.



**Morten Johansen, Dr. scient.**

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

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

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

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



**Frode Kroglund, Cand. real.**

**Stilling:** Forsker, Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

**e-post:** frode.kroglund@niva.no

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

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



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

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

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

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



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

**Stilling:** 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, EU's vanndirektiv, egnethetsanalyser for oppdrettsanlegg, rømt oppdrettsfisk, konsekvensanalyser. 36 internasjonale publikasjoner og > 50 tekniske rapporter.



**Eva B. Thorstad, PhD**

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

**e-post:** eva.thorstad@nina.no

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

**Har også jobbet med:** Effekter av introduserte arter, interaksjoner mellom arter og energetikk. 74 internasjonale publikasjoner og > 90 tekniske rapporter.



**Vidar Wennevik, PhD**

**Stilling:** Forsker, Havforskningsinstituttet

**e-post:** vidar.wennevik@imr.no

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

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

# 1 Bakgrunn

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning har fått i oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) å utrede det faglige grunnlaget for kvalitetsnormer for laks (brev vedlagt e-post av 23/9 2010). Bakgrunnen for oppdraget til rådet er at DN har fått oppdrag fra Miljøverndepartementet om å utrede og anbefale kvalitetsnormer for hva som er god økologisk tilstand for villaks. Oppdraget til rådet er spesifisert som følger:

“Spørsmål til vitenskapelig råd:

Vitenskapelig råd for lakseforvaltning bes om å foreta en naturfaglig vurdering og tilrådning til følgende:

- Gytebestandsmål og bestandenes genetiske integritet som kvalitetsnormer for villaks.
- Hva bør grenseverdier være for kategoriene “*Svært god*”, “*God*”, “*Moderat*”, “*Dårlig*” og “*Svært dårlig*” for normene? Bør det alternativt være færre eller flere kategorier, hvordan bør inndelingen og grenseverdiene i så fall være?
- Hvor lang tidsperiode bør normene vurderes over? (Herunder må det tas høyde for naturlig variasjon i økologiske rammebetingelser).
- Valg av måleparametre for menneskeskapt påvirkninger.
- Hva som årlig og enkeltvis (kort sikt) bør anses som “*Stor*”, “*Moderat*” eller “*Liten/Ingen*” påvirkning for faktorene som påvirker måloppnåelsen.
- Hva som over tid og enkeltvis (lang/mellomlang sikt) bør anses som “*Stor*”, “*Moderat*” eller “*Liten/Ingen*” påvirkning for faktorene som påvirker måloppnåelsen. Hvilken tidshorisont bør her de ulike påvirkningsfaktorene betraktes over?

Vitenskapelig råd står fritt til å komme med ytterligere forslag til utvikling av kvalitetsnormer for villaks.”

I utviklingen av kvalitetsnormer for laks ble vitenskapsrådet bedt om å ta utgangspunkt i:

- Målsettingene i St.prp. nr. 32
- Lakse- og innlandsfiskloven, som henviser til
- Naturmangfoldloven

Både St.prp. nr. 32 og Lakse- og innlandsfiskloven henviser til bevaring, utnyttelse av produksjonskapasitet og forvaltning for økt produksjon og nytte for samfunn, rettighetshavere og allmennhet. Kvalitetsnormene må således både ta *bevaringsbiologiske hensyn* og ta hensyn til *bærekraftig bruk*. Både St.prp. nr. 32 og Lakse- og innlandsfiskloven peker på ønsket om gjenoppbygging av (reduerte) bestander og økt avkastning. I vitenskapsrådets forslag til kvalitetsnormer har vi derfor lagt langsiktige bevaringsbiologiske hensyn i bunn og benyttet vurderinger knyttet til bærekraftig bruk og økt avkastning etter at bevaringsaspektet er tatt hensyn til.

I tillegg til kvalitetsnormene er vitenskapsrådet bedt om å foreta en naturfaglig vurdering og tilrådning for måleparametre for menneskeskapt påvirkninger samt å foreslå grenseverdier for påvirkning (*Stor*, *Moderat* eller *Liten/Ingen*) i forhold til kvalitetsnormene. Dette innebærer slik vi forstår det at vitenskapsrådet skal vurdere ved hvilke nivåer av måleparameterene for påvirkningsfaktorene (grenseverdier) det er sannsynlig at oppnåelse av kvalitetsnormene blir negativt påvirket. På grunn av kort tidsfrist og faglig kompleksitet ble det presisert i oppdraget fra DN at påvirkningsfaktorene skal vurderes enkeltvis. Mange av faktorene samvirker, både additivt og synergetisk (Anon. 2010a), men slike effekter blir altså ikke vurdert i denne omgang. I tillegg skal vitenskapsrådet i henhold til oppdraget vurdere grenseverdiene både i et årlig og et mer langsiktig perspektiv, og foreslå tidshorisonten påvirkningsfaktorene bør vurderes over. Følgende påvirkningsfaktorer er spesielt nevnt: *Gyrodactylus salaris*, forsuring, rømt oppdrettsfisk, lakselus, vassdragsinngrep og overbeskatning. Vitenskapsrådet kan selv ta inn andre faktorer med

utgangspunkt i vurderinger av trusselfaktorer i siste rapport (Anon. 2010a). Alle faktorer som er vurdert i Anon. (2010a) er også vurdert her, men det er ikke utarbeidet forslag til måleparametre og grenseverdier for alle. Det presiseres, i samsvar med oppdragsbrev, at vitenskapsrådets forslag må “betraktes som en første runde i en dynamisk prosess med kvalitetsnormer for villaks i tiden som kommer”. Dette innebærer at vitenskapsrådet med utgangspunkt i tilgjengelig kunnskap og rådets samlede kompetanse gir forslag som kan revideres etter hvert som det publiseres ny kunnskap.

I kapittel 2 presenteres vitenskapsrådets vurderinger og forslag til selve kvalitetsnormene, mens i kapittel 3 presenteres forslag til måleparametre og grenseverdier for de ulike påvirkningsfaktorene. I kapittel 4 presenteres forslag til kvalitetsnorm også for ferskvannsstasjonære laksebestander.

## 2 Kvalitetsnormene

Nedenfor går vi først gjennom måleparametrene og skala for kvalitetsnormene. Deretter drøfter vi det faglige grunnlaget for grenseverdiene i normene, foreslår vurderinger som bør gjøres før klassifisering etter normene og avslutter med å presentere forslag til kvalitetsnormer for laks.

### 2.1 Måleparametre og skala for kvalitetsnormene for laks

#### 2.1.1 Gytebestandsmål

Avvik fra oppnåelse av gytebestandsmål er i utgangspunktet en godt egnet parameter for beskrivelse av status i laksebestander. En fordel er at den ikke tar utgangspunkt i endring i bestandsstørrelse over tid, men til avvik fra bærekapasiteten til vassdraget. Endringer i bestandsstørrelse kan være vanskelig å dokumentere på grunn av dårlig kunnskap om historiske bestandsstørrelser. Videre er antall gytefisk i en laksebestand den bestandsparameteren som er enklest å måle eller estimere. Alternativer som tetthet av ungfisk på ulike stadier eller smoltproduksjon har betydelige utfordringer i forhold til representativitet og metodikk (Forseth & Forsgren 2009, Forseth mfl. 2009). Gytefisk kan telles både under oppvandring (Lamberg mfl. 2001, Borgstrøm mfl. 2010) og i elva under gyting (Sættem 1995; Svenning 2007, Young & Hayes 2001), eller estimeres ut fra kunnskap om beskatningsrater i fiske, slik vitenskapsrådet gjør i de årlige bestandsvise vurderingene (Anon. 2010a,b).

Endringer i oppnåelse av gytebestandsmål vil gjenspeile endringer i laksebestandene som skjer både i ferskvann, fjord eller havmiljø. Dersom en bestand utsettes for betydelige negative påvirkninger i ett eller flere av disse miljøene, vil dette kunne måles som redusert oppnåelse av gytebestandsmål. Vi har således en måleparameter (gytebestand i forhold til gytebestandsmål) som både er relativt enkel å måle eller estimere, og som er egnet til å fange opp endringer i bestandsstatus uten å gjøre store antagelser om historiske bestandsstørrelser.

Laksebestandene i Norge er beskattet, både i sjø og i elver, og beskatning vil også påvirke oppnåelsen gytebestandsmål. Som det framgår ovenfor (kapittel 1) er beskatning av ressursen et mål for lakseforvaltningen i Norge. Det er en forutsetning at beskatningen skal være bærekraftig ("høsting av et overskudd"). Beskatning er imidlertid en ikke-definert størrelse. Dersom andre menneskeskapte faktorer enn beskatning reduserer bestandens størrelse (reduert smoltproduksjon eller redusert sjøoverlevelse) så kan man gjennom restriksjoner på fiske, fortsatt nå gytebestandsmålet. En slik bestand vil kunne karakteriseres som å være i en god tilstand til tross for at det høstbare overskuddet er betydelig redusert av andre menneskeskapte påvirkninger, gitt at beskatningen er tilstrekkelig redusert til at gytebestandsmålet er nådd. Uten å ta hensyn til beskatningsnivå er således oppnåelse av gytebestandsmål en måleparameter med begrenset gyldighet. For å løse dette problemet foreslår vitenskapsrådet at beskatningsnivå tas inn som et kriterium for kvalitetsnorm slik at man *samtidig* vurderer måloppnåelse i forhold til gytebestandsmålet og beskatningsnivået. Dette innebærer at det må etableres nivåer for hvor stort det høstbare overskuddet i bestandene er.

#### 2.1.2 Genetisk integritet

Det er ikke umiddelbart enkelt å sette kvalitetsnormer eller finne måleparametre for genetisk integritet. Begrepet *genetisk integritet* brukes vanligvis om integriteten til biologiske arter og deres

totale genetiske materiale (genom). Fokus er først og fremst på beskyttelse av artens genetiske integritet i forhold til hybridisering med andre arter og inkorporering av gener fra én art i genomet til en annen (Templeton 1992), eller også i forhold til genmodifikasjon der enkeltgener flyttes over artsgrenser ved hjelp av genteknologi. Genetisk integritet er også brukt om intraspecific hybridisering, det vil si om konsekvensene av samavling mellom genetisk forskjellige bestander på innenartsnivå (Allendorf mfl. 2001).

I sammenheng med oppdraget gitt til vitenskapsrådet, bruker vi her begrepet genetisk integritet i en vid forstand, slik at vi i utgangspunktet kan vurdere alle menneskeskapt trusler mot laksens genom og genetiske variasjon.

På gen-nivå kan mennesker påvirke alle de prosessene som genererer, opprettholder og eroderer genetisk variasjon: mutasjon, migrasjon (genstrøm), genetisk drift (tilfeldigheter) og seleksjon. Vi gir ikke en fyllestgjørende presentasjon av mulige påvirkninger, men fokuserer på de som vitenskapsrådet mener er viktigst i nåtid og nær framtid, og gir forslag til kvalitetsnormer for dem.

*Mutasjon* er en spontan genetisk endring i et gen eller i et kromosom og er grunnlaget for all genetisk variasjon. Mutasjoner inkluderer punktvisse (enkeltnukleotider) endringer i DNA-sekvensen eller også større forandringer som rekkefølgen på genene på et kromosom og antall kromosomer. Mutasjoner kan skje gjennom feil i DNA-replikasjonen eller ved dannelsen av kjønnsceller. Mutasjoner er sjeldne og er oftere skadelige enn fordelaktige for et individ. På DNA-nivå skjer mutasjoner med en hastighet på  $10^{-8}$  til  $10^{-9}$  per nukleotid per generasjon. I såkalte DNA-mikrosatellitter er mutasjonshastigheten høyere – ca  $10^{-4}$  per locus per generasjon. I egenskaper som påvirker livshistorie og levevis, såkalte ”kvantitative egenskaper”, er mutasjonshastigheten anslått til  $10^{-3} \times V_E$  per egenskap per generasjon, der  $V_E$  er miljøvariansen i egenskapen. Årsaken til at mutasjonshastigheten for en egenskap er såpass høy, er at et gen består av én eller flere DNA-sekvens(er) med mange nukleotider og at mange gener påvirker egenskapen. Den kumulative betydningen av mutasjoner kan være betydelig, selv om mutasjonshastigheten er lav. I små bestander er det en forhøyet risiko for at skadelige mutasjoner blir ”synlige”, det vil si at de forekommer i dobbel dose gjennom nedarving fra begge foreldre. Mutasjonshastigheter regnes ofte som upåvirkelige av mennesker, siden de varierer lite selv under høyt miljøstress slik som bestråling.

To typer laks kan lages gjennom prosesser som likner på mutasjon: genmodifisert laks og kromosom-manipulert laks.

Ved genmodifikasjon isoleres ett eller noen få gener fra én art og settes inn i genomet til samme art eller en annen art. Gener kan flyttes mellom arter som er helt ubeslektede. I løpet av én generasjon er det med genmodifikasjon mulig å endre organismen på en måte som andre prosesser vil ta mange generasjoner å endre. En genmodifisert laks med forhøyet veksthastighet fins på forsøksstadiet (<http://www.aquabounty.com/>), og amerikanske miljømyndigheter vurderer i disse dager hvorvidt den kan settes i kommersiell produksjon. Denne genmodifiserte laksen har fått innsatt et veksthormon-gen fra kongelaks (*Oncorhynchus tshawytscha*) og en genbryter (som sikrer avlesing av genet) fra ålekone (*Zoarcetes americanus*). Vitenskapsrådet vurderer genmodifisert laks i forhold til potensialet for påvirkning av ville laksebestander. Det ligger utenfor vitenskapsrådets mandat å vurdere genmodifikasjonen som sådan.

Kromosom-manipulert laks kan produseres på flere måter, men er først og fremst aktuelt der hensikten er å produsere en steril laks. Ved å gi eggene et temperatur- eller trykksjokk like etter



befruktningen, beholdes begge kromosomsett fra hunnfisken som sammen med det ene fra hannfisken gir en triploid laks. Denne er steril. Vitenskapsrådet vurderer triploid laks i forhold til påvirkning av villaks, og ikke i forhold til triploid eller steril laks som sådan.

*Migrasjon* (genstrøm) er forflytning av gener mellom bestander. Migrasjon bidrar til å opprettholde den genetiske variasjonen innen bestand og kan redusere variasjonen mellom bestander. I små bestander medvirker migrasjon til at bestandene unngår innavl og tap av genetisk variasjon. Når bestandene som utveksler migranter er genetisk forskjellige nok, kan genstrøm mellom dem bryte ned bestandenes genetiske tilpasninger og levedyktighet. På artsnivå kan samavling (hybridisering) og inkorporering av gener fra én art til den andre (introgresjon) føre til at den ene arten mister sin genetiske integritet, eller også dør ut (Rhymer & Simberloff 1996). Mens artshybridisering vanligvis er enkelt å kvantifisere, er hybridisering mellom bestander (på innenartsnivå) vanskeligere å studere. Utviklingen av nye molekylærgenetiske metoder, der tusenvis av genetiske markører kan studeres, gjør nå slike beregninger mulig (Karlsson mfl. til trykking). I vitenskapsrådets behandling av genetisk integritet er fire fenomener viktige, siden de kan gi menneskepåvirkete, genetiske endringer i ville bestander av laksefisk: (1) artshybridisering mellom laks og ørret, (2) innkryssing av rømt oppdrettslaks i bestander av villaks, (3) innkryssing av utsatt laks (kultivering) og annen påvirkning av feilvandringssrater, og (4) innkryssing av genmodifisert laks i bestander av villaks. Vi legger størst vekt på det andre punktet i forslaget til kvalitetsnormer.

*Genetisk drift* er tilfeldige endringer i den genetiske sammensetningen, som skyldes begrenset bestandsstørrelse. Den genetiske driften (og graden av tilfeldigheter i reproduksjonen) øker med reduksjon i bestandsstørrelsen, og fører til tap av genetisk variasjon og økt grad av innavl. Graden av genetisk drift kan kvantifiseres og er omvendt proporsjonal med den såkalte *effektive bestandsstørrelsen*, som er et teoretisk begrep for hvor godt en idealisert bestand opprettholder genetisk variasjon. I en idealisert bestand har kjønnsmodne individer samme forventede reproduksjonssuksess, og samme forventede familiestørrelse. I naturlige bestander fører skjjevheter i kjønnsfordeling og reproduksjonssuksess til at den effektive bestandsstørrelsen er betydelig mindre enn den faktiske. Siden genetisk drift påvirker alle gener på samme måte, er de prosessene som skyldes begrenset bestandsstørrelse godt forstått. En rekke menneskeskapte prosesser reduserer den naturlige bestandsstørrelsen til laksefisk, enten direkte gjennom høsting eller indirekte gjennom habitat- og miljøendringer, og kan også påvirke forholdet mellom aktuell og effektiv bestandsstørrelse. Tap av genetisk variasjon som skyldes begrenset bestandsstørrelse er en viktig del av vitenskapsrådets behandling og setting av kvalitetsnormer.

*Seleksjon* er differensiell overføring til neste generasjon av noen genvarianter framfor andre (alternative) genvarianter. Bestandenes og artenes evolusjonære potensiale er avhengig av graden og typen av genetisk variasjon som er tilgjengelig for seleksjon. Den arvbare variasjonen er den som akkumuleres over generasjoner (ved at én genvariant har en større verdi i miljøet enn en annen genvariant). Denne kalles ofte additiv genetisk varians. I tillegg er det genetisk variasjon som skyldes dominans (kombinasjon av genvarianter innen gen) og interaksjon (kombinasjoner mellom gener). Seleksjonen virker kraftigst i store bestander, når genvarianten(e) som selekteres er vanlige, og når seleksjonskreftene er sterke. Menneskeskapte prosesser påvirker seleksjon på en rekke ulike måter: (1) endrete bestandsstørrelser, (2) fangst, spesielt der den er selektiv med hensyn til kroppsstørrelse eller vandringstidspunkt, (3) endrete seleksjonskrefter i naturen gjennom habitat- og miljøendringer, og (4) kunstig befruktning og utsetting. I tillegg representerer utviklingen av oppdrettslaks en rekke laksestammer som er kunstig selektert for egenskaper som er viktige i oppdrett og som er naturlig selektert til et kunstig miljø. Når de rømmer, representerer

de et endret miljø i forhold til tetthet og type laks som villaksen sameksisterer med. Seleksjon som følge av menneskeskapte prosesser utgjør en viktig del av vitenskapsrådets behandling.

Mens kunstig seleksjon har et mål (for eksempel økt veksthastighet eller endret fettinnhold), er det ikke tilfellet for naturlig seleksjon som gjennom hver generasjon favoriserer de individene (og genotypene) som er best tilpasset de aktuelle (naturlige og menneskeskapte) miljøforholdene. Egenskapene som er viktige i én generasjon trenger ikke være det i neste. På gen-nivå virker seleksjonen ulikt på ulike gener, og er i liten grad kvantifisert eller forstått. På lengre sikt er det sannsynlig at molekylærgenetiske undersøkelser av store antall gener kan brukes til å forstå bedre både naturlig seleksjon og andre prosesser på gen- og bestandsnivå (Allendorf mfl. 2010).

I teksten vil vi også gjøre bruk av begrepet *genetisk mangfold*, fordi det er lettere å definere (se kap. 2.2.2), og har en bruk som er egnet for bevaringsbiologiske vurderinger.

### 2.1.3 Skala

I oppdraget til vitenskapsrådet er det antydnet en femdelt skala for kvalitetsnormene for laks. Vitenskapsrådet har vurdert dette forslaget og finner at en femdelt skala med gruppene *Svært god*, *God*, *Moderat*, *Dårlig* og *Svært dårlig* både er nyansert nok og håndterbart i forhold til plassering av de enkelte bestandene i henhold til de to kvalitetsnormene. Vi foreslår at når en bestand for *én av de to kvalitetsnormene* (gytebestandsmål og genetisk integritet) er klassifisert som *Moderat*, *Dårlig* eller *Svært dårlig*, er det fare for at normen ikke er nådd. Grensen for om kvalitetsnormen for laks er nådd eller ikke går således mellom *God* og *Moderat*.

## 2.2 Faglig grunnlag for grenseverdier for gytebestandsmål og genetisk integritet

### 2.2.1 Bevaringsbiologiske hensyn

I en oppsummering av genetikk, bevaring og forvaltning av laks (Verspoor mfl. 2007) er det, basert på kartlegging av genetisk struktur hos laks og forekomsten av genetisk baserte tilpasninger mellom bestander, gitt anbefalinger om at laks må forvaltes på bestandsnivå (vår oversettelse):

- Anta at laks i forskjellige elver tilhører atskilte genetiske bestander, og at de fleste elvesystemene har flere genetiske bestander (King mfl. 2007).
- Den fundamentale forvatningsenheten for laks er bestanden, og forvaltningen må ta hensyn til potensielt komplekse bestandsstrukturer både mellom og innen vassdrag (King mfl. 2007).
- Anse hver gytebestand som i hovedsak, men ikke fullstendig isolert fra andre, og forvalt hver enhet på den minste (romlige og tidsmessige) mulige skala (sidevassdrag, sjøalder osv.) (García de Leániz mfl. 2007).
- Hold bestandene på deres maksimale størrelse for å ta vare på genetisk variasjon og potensialet for tilpasninger, spesielt i små bestander i ekstreme eller marginale habitater (García de Leániz mfl. 2007).

I Norge har det vært anerkjent at laks bør forvaltes på bestandsnivå siden midten av 1800-tallet. Forvaltningen har antatt at det er en laksebestand i alle vassdrag hvor det er eller har vært en selvreproduserende bestand (kategoriseringssystemet for vassdrag med laks, Direktoratet for naturforvaltning 2005). Utsetting av fisk for kultivering har vært bestandsrettet siden 1986. Da ble det i forskrifts form (og i lovs form fra 1992) bestemt at laks bare kan settes ut i vassdrag der

stamfisken var tatt fra, og at alle slike tiltak må ha tillatelse fra Fylkesmannen. Det er gitt en gjennomgang av fiskeutsettinger i vitenskapsrådets rapport nr. 2 (Anon. 2010a).

Med en selvreproduserende bestand menes en bestand som er i stand til å opprettholde seg selv over lang tid ved egen reproduksjon, det vil si ved hjelp av gytefisk som er klekket i vassdraget (Direktoratet for naturforvaltning 2005). Denne bestandsdefinisjonen er ikke særlig presis, og er en forenkling fordi det er vist at større vassdrag kan ha genetisk forskjellige bestander (King mfl. 2007), og fordi det er sannsynlig at bestander i noen vassdrag er del av større bestandskomplekser, såkalte metapopulasjoner (Levins 1969, Hanski & Gilpin 1991).

Struktureringen av bestander er foreløpig dårlig kartlagt, selv om prinsippene som ligger til grunn for anbefalingene over, også er vist for norske laksebestander. Det er vist at norske laksebestander er genetisk forskjellige (Ståhl & Hindar 1988, Skaala mfl. 2004, 2005, 2006 og Wennevik upublisert), og at noen vassdrag, slik som Tanavassdraget, har flere genetisk forskjellige bestander (Vähä mfl. 2007). Det er videre vist at forskjeller mellom norske laksebestander i utseende og levevis, delvis er genetisk basert (Hindar 1992, Anon. 2009). I de studiene man har testet for adaptive forskjeller mellom bestander, er slike påvist (veksteffektivitet: Jonsson mfl. 2001; sårbarhet for parasitter: Glover mfl. 2004; fysiologiske tilpasning til isdekke: Finstad & Forseth 2006; atferdsmessig tilpasning til vinterlengde: Finstad mfl. 2010). Det er derfor rimelig å anta at ulike laksebestander er tilpasset det miljøet de lever i.

Ingen anadrom laksebestand lever i total isolasjon fra andre bestander. En begrenset feilvandring mellom bestander fører til at genetisk variasjon opprettholdes innen bestand, samtidig som noen egenskaper kan utvikle seg forskjellig mellom bestander, dersom den lokale seleksjonen er sterk nok. Dette gjør det hensiktsmessig å gjøre vurderinger både på enkeltbestandnivå og på flerbestandsnivå (såkalte metapopulasjoner eller bestandskomplekser).

Vitenskapsrådet har i sitt forslag til kvalitetsnormer tatt høyde for at den faktiske struktureringen av norske laksebestander skal kartlegges for å få best mulig grunnlag for en bestandsvis vurdering av kvalitetsnormene. Denne kartleggingen er underveis og vil foreligge for flere typer genetiske markører om 1-2 år. I utgangspunktet forholder imidlertid vitenskapsrådet seg til den gjeldende bestandsdefinisjonen (Direktoratet for naturforvaltning 2005).

Effektiv bestandsstørrelse ( $N_e$ ) er et sentralt konsept innen bevaringsbiologi som danner grunnlag for flere internasjonale klassifiseringssystemer. Effektiv bestandsstørrelse har ingen enkel definisjon (se kap. 2.1.2 og Frankham mfl. 2002 for en formell definisjon), men er mindre enn den faktiske bestandsstørrelsen blant annet fordi gytesuksessen til individene er ulik, kjønnsforholdet kan avvike fra 1:1 og bestandsstørrelsen varierer mellom år. I bevaringsgenetisk sammenheng har "50-500 regelen" blitt en ledesnor for hvor stor den effektive bestandsstørrelsen må være for å sikre den genetiske variasjonen til en bestand (Franklin 1980, Frankel & Soulé 1981).  $N_e$  50 angir den minste effektive bestandsstørrelsen som hindrer negative effekter av innavl i en lukket bestand. Ved en slik bestandsstørrelse er det antatt at kortsiktig naturlig seleksjon balanserer negative innavlseffekter, men at innavlsdepresjon vil forekomme over lengre sikt slik at isolerte bestander med  $N_e < 50$  vil risikere å gå tapt.  $N_e$  500 er brukt som en grense for hvor stor den effektive bestandsstørrelsen må være for å unngå tap av genetisk variasjon (som sådan) slik at bestandens tilpasningsevne (evolusjonære potensial) bevares (Franklin 1980). Denne regelen er basert på at tap av genetisk variasjon i økologiske egenskaper kan balanseres ved nye mutasjoner i ett av de mange genene som ligger under den økologiske egenskapen, så lenge  $N_e > 500$ . Selv om "50-500 regelen" har vært debattert (f.eks. Lande 1995),

har den fått bred internasjonal anvendelse (Allendorf mfl. 1997). Når slike grenser brukes på artsnivå, må man også ta hensyn til at de fleste mutasjoner er skadelige. Lynch & Lande (1998) foreslo derfor at bevaring av arter i et evolusjonært perspektiv bør ha en  $N_e$  5000-regel som en rettesnor.

Siden laksebestander ikke er helt isolert fra hverandre, er det ikke enkelt å beregne effektiv bestandsstørrelse. I merkestudier er normal “feilvandring” (dvs. at en laks vandrer til en annen elv som kjønnsmoden enn der den ble klekket) beregnet til ca 4 % i gjennomsnitt (Stabell 1984), noe som betyr at små bestander i nærheten av større bestander trolig har betydelige innslag av ikke-stedegen laks i gytebestanden og at det derfor kan være riktig å vurdere disse som del av bestandskomplekser (Hindar mfl. 2004). Dette innebærer at forutsetningen for “50-500 regelen” om en lukket bestand er brutt. Det er under visse forutsetninger mulig å beregne den effektive bestandsstørrelsen til bestander som utveksler feilvandrere, både med numerisk analyse (Tufto & Hindar 2003) og på bakgrunn av molekylærgenetiske mønstre (f.eks. sjøørret, Hansen mfl. 2007a). Vitenskapsrådet har i denne rapporten brukt “50-500-regelen” som utgangspunkt for noen av de bevaringsbiologiske vurderingene, og vurderer også på hvilken måte bestandskomplekser kan behandles.

Vitenskapsrådet anser at det av bevaringsbiologiske årsaker vil være viktig å identifisere og bevare enkeltbestander eller bestandskomplekser over  $N_e$  500 i ulike geografiske og økologiske regioner (García de Leániz mfl. 2007). Med en gjennomsnittlig generasjonstid som varierer mellom 3 og 8 år i norske laksebestander, tilsvarer  $N_e$  500 mellom 167 og 63 gytefisk som aktivt bidrar i gytingen hvert år (Consuegra & Nielsen 2007). Regnestykket er basert på forenklingen at den effektive bestandsstørrelse per generasjon er lik den effektive bestandsstørrelsen per år multiplisert med generasjonstiden (Nei & Imaizumi 1966). Tar vi utgangspunkt i en generasjonstid på 5 år (treårig smolt og ensjøvinter gytefisk, dvs 3,5 + 1,5 år fra gyting til gyting) må gytebestanden hvert år være “effektivt 100” fisk for å tilsvare  $N_e$  500. Antar vi at kjønnsforholdet er 1:1 (gyteparr inkludert) må “effektivt 50” hunner bidra i gytingen hvert år for å nå  $N_e$  500. Som tidligere nevnt er  $N_e$  betydelig mindre enn den faktiske bestandsstørrelsen (Consuegra & Nielsen 2007). Det finnes få estimater for forholdet mellom faktisk ( $N$ ) og effektiv bestandsstørrelse ( $N_e$ ) hos laksefisk (Consuegra & Nielsen 2007). De foreliggende estimatene for  $N_e/N$  varierer fra over 0,8 i kultiveringsbestander av laks til 0,1 hos stillehavslaks (Fraser 2008, Palstra mfl. 2009).

Vi har brukt et  $N_e/N$  forhold på 0,2 (Waples 2002, Hindar mfl. 2004). Dette innebærer at effektiv bestandsstørrelse er 20 % av den faktiske bestandsstørrelse, og at 250 hunner ( $50/0,2$ ) må bidra i gytingen hvert år for at den effektive bestandsstørrelsen skal være minst 500, forutsatt en gjennomsnittlig generasjonstid på 5 år. Vi knytter dette målet opp mot gytebestandsmålet (GBM) som nå er satt for alle norske laksebestander (Hindar mfl. 2007, Anon. 2010a). I en bestand med gytebestandsmål på 250 hunner vil man med forutsetningene som er gitt over og 100 % måloppnåelse over en generasjon sannsynligvis ha en effektiv bestandsstørrelse nær 500. (En huskeregel er at når  $N_e/N = 0,2$  og generasjonstiden er lik 5 år, er den effektive bestandsstørrelsen per generasjon  $N_e$  omtrent lik antallet gytefisk i en gytesesong.) Grovt regnet klassifiserer en slik grense med gytebestandsmål likt eller mindre enn 250 hunner over 300 av de 433 bestandene som små bestander (etter gjeldende definisjon av én bestand per vassdrag).

For de små bestandene (GBM < 250 hunner) er bevaringsbiologiske hensyn (García de Leániz mfl. 2007) viktig for å sette grenseverdiene for de ulike klassene. Vi karakteriserer små bestander med gjennomsnittlig måloppnåelse på under 60 % som *Svært dårlig*. Fordeler vi verdiene fra 60 % opp til 100 % jevnt mellom de fire gjenværende klassene får vi 10 % intervaller. Vi velger

imidlertid ut fra at små bestander generelt er særlig sårbare for negative menneskeskapt påvirkningsfaktorer (García de Leániz mfl. 2007) å sette grensen mellom gruppene *God* og *Moderat* på 90 %, slik at klassen *Moderat* dekker intervallet 70-89 % oppnåelse. Som det vil framgå nedenfor (kap 2.2.2 og 2.4) tar vi for denne gruppen av bestander også hensyn til variasjon og tidstrender i måloppnåelse som kan påvirke effektiv bestandsstørrelse.

Hva så med de minste bestandene med effektive bestandsstørrelse under 50 fisk? Vitenskapsrådet anbefaler at det for de minste laksebestandene ( $N_e < 50$  og  $GBM < 25$  hunner) kan være hensiktsmessig å vurdere levedyktigheten til bestandene både enkeltvis, og som en del av større bestandskomplekser. En innavlsøkning på 10 % (som ville ta 10 generasjoner med  $N_e 50$ ) er hos laksefisk vist å medføre en reduksjon i 'fitness' på 3-15 % ved rask innavlsøkning og 1-5 % ved sen innavlsøkning (Wang mfl. 2002). Siden disse observasjonene med bare ett unntak er gjort i fangenskap, er det sannsynlig at isolerte bestander med  $N_e 50$  i naturen vil kunne ha større 'fitness'-reduksjon med økende innavl, og at de neppe er levedyktige over lengre tidsperspektiv. Dette utelukker imidlertid ikke at det finnes fullt levedyktige og isolerte bestander med  $N_e < 50$ , og det kan være viktig å identifisere disse. Allendorf & Ryman (2002) foreslår at bevaringsvurderinger av små bestander uansett er viktig i korte tidsperspektiv.

Mer sannsynlig er det imidlertid at de små bestandene ikke er isolert fra andre bestander, og at de kan ha en betydning delvis som semi-isolerte, lokale bestander, og delvis som en del av et større bestandskompleks. Det er for eksempel vist at en lav, symmetrisk genstrøm mellom bestander, gir et bestandskompleks en større total effektiv bestandsstørrelse enn summen av bestandsstørrelsene i de semi-isolerte bestandene (Tufto & Hindar 2003). Asymmetrisk genstrøm vil føre til at den største bestanden (som sender ut flere migranter enn den mottar) vil være bestemmende for den effektive bestandsstørrelsen til et bestandskompleks, men det kan likevel være slik at – fisk for fisk – er de små og mest isolerte bestandene i komplekset viktigere for den totale effektive bestandsstørrelsen (Hindar mfl. 2004, Kuparinen mfl. 2010).

Vi foreslår derfor at svært små bestander ( $N_e < 50$  og  $GBM < 25$  hunner) bør vurderes for seg i tillegg til at de vurderes som del av større bestandskomplekser. Akkurat hvor store disse bestandskompleksene bør være, og hvordan de kan avgrenses geografisk, bør avvente resultatene av molekylærgenetiske studier koblet sammen med vurderinger av likheter og forskjeller i økologisk-genetiske egenskaper. For den bestandsvise vurderingen av så små bestander vil hensynet til bevaring av genetisk variasjon innen bestanden være dominerende slik at det bør være et mål at gytebestanden overskyter  $GBM$ , selv om det i en ren bestandsdynamisk vurdering ikke er like viktig. Slike bestander bør derfor oppnå gytebestandsmålet hvert år og vi foreslår at kvalitetsnormen bare er oppfylt når gjennomsnittlig oppnåelse er 100 %. Knappe 90 bestander i Norge har  $GBM$  under 25 hunner.

Forholdet mellom faktisk bestandsstørrelse, antall deltagende gytefisk per år og effektiv bestandsstørrelse er avhengig av generasjonstiden (Consuegra & Nielsen 2007). Ved samme faktiske bestandsstørrelse er således en bestand med lang generasjonstid mer robust enn en bestand med kortere generasjonstid, fordi den effektive bestandsstørrelsen er større jo lengre generasjonstiden er. Vi har derfor valgt å bruke generasjonstiden i bestandene som utgangspunkt for forslag til måleperiode. Ut over dette bør måletiden være et kompromiss mellom behovet for å oppdage negative utviklinger på et tidlig tidspunkt og en robust klassifisering som ikke påvirkes for mye av kortsiktige naturlige variasjoner i produksjonsforhold i vassdrag eller sjøen. Generasjonstiden i norske laksebestander varierer i hovedsak mellom tre og åtte år (gjennomsnittlig smoltalder pluss gjennomsnittlig alder på gytefisken). En tre års måleperiode

framstår i utgangspunktet som for kort i forhold til svingninger i naturlige produksjonsforhold. Vi anbefaler derfor at man bruker gjennomsnittlig generasjonstid som måleperiode, men setter fem år som minimum, slik at den varierer fra 5 år i vassdrag dominert av ung gytefisk til 8 år i vassdrag dominert av gammel gytefisk. Dette betyr at vurderingene i de fleste norske laksebestander vil gå over 1-2 laksegenerasjoner. IUCN (2001) bruker det lengste av tre generasjoner eller 10 år når de vurderer bestandsreduksjon som ett av flere kriterier for å klassifisere arter i forhold til sårbarhet for utdøing. De baserer seg på populasjonsdynamiske beregninger av risiko for utdøing, som kan vise stor variasjon avhengig av hvordan trendene for bestandsutvikling ser ut (Mace mfl. 2008). Vitenskapsrådets noe kortere tidsperspektiv vil raskere fange opp de mest uheldige trendene.

### 2.2.2 Bevaring av genetisk mangfold og genetisk integritet

Genetisk mangfold kan defineres som variasjonen av alleler (genvarianter) og genotyper i den gruppen som studeres, og gruppen kan være en bestand eller en art (Frankham mfl. 2002). Genetisk mangfold kan måles på flere nivåer fra DNA-sekvenser til bestander, og kan kvantifiseres som graden av polymorfisme, heterozygositet eller allelrikdom innen bestander, og som genetiske forskjeller mellom bestander. Det betyr at genetisk mangfold kan brukes til å sette og vurdere normer for flere typer endringer i laksebestander, slik som tap av genetisk mangfold innen en bestand, tap av genetisk mangfold mellom bestander, og tap av tilpasninger og 'fitness' (relativ reproduksjonssuksess, målt over hele livssyklus).

Som måleparameter er genetisk mangfold godt egnet fordi den er av betydning for en rekke forhold som er viktige for en bestands eksistens på kort (økologisk) og lang (evolusjonær) sikt. Genetisk mangfold bidrar til en arts eller bestands evne til å tilpasse seg klimaendringer eller andre miljøpåvirkninger, gjennom å utgjøre et bredt genetisk råmateriale som selektive prosesser kan forme fram mot en ny lokal tilpasning. Redusert genetisk mangfold kan redusere bestandens potensial til å respondere på slike påvirkninger, og i ekstreme tilfeller føre til utryddelse (Lande 1995, Spielman mfl. 2004, Fraser 2008).

Vi vet lite om hvilken type genetisk variasjon som er viktig for laksen i dag, og ingenting om framtidig viktighet. Med nye molekylærgenetiske teknikker og kraftigere datamaskiner kan vi i økende grad rekonstruere bestandenes historie, måle viktige populasjonsgenetiske parametre, og også i noen grad finne genetisk variasjon som er viktig for bestandens 'fitness' og levedyktighet i dag (Allendorf mfl. 2010). Selv med perfekt kunnskap om nåtidige bestander, vil vi imidlertid ha svært begrenset kunnskap om genetisk variasjon som blir viktig i framtiden (Ryman 1991). Vår tilnærming til å ta vare på genetisk variasjon må derfor være bred, og vi tar følgende utgangspunkt:

*“Opprettholdelse av så mye som mulig av det naturlig forekommende genetiske mangfoldet innen og mellom bestander” (etter Ryman 1991).*

Denne formuleringen innebærer et tosidig hensyn som både fokuserer på at genetisk mangfold innen bestanden kan sikre tilpasningsevne, og at genetisk mangfold mellom bestander blant annet reflekterer bestandens tilpasninger til sitt lokale miljø. Mønsteret av genetisk mangfold innen og mellom bestander av en art kalles ofte for artens (populasjons) *genetiske struktur*. Denne kan være forskjellig for gener som er utsatt for seleksjon og selektivt nøytrale gener, og kan derfor variere over ulike deler av genomet. Den genetiske strukturen hos en art er et resultat av både historiske prosesser, slik som geografisk plassering av refugier under istidene og innvandringsveier fra disse,

og nåværende prosesser, slik som bestandsstørrelser, feilvandringsmønster og seleksjon. For laks er den genetiske strukturen forholdsvis godt beskrevet for noen genetiske markører (King mfl. 2007), og betydningen av både historiske prosesser og nåværende naturlige og menneskeskapt prosesser er godt kjent sammenliknet med de fleste viltlevende arter (flere kapitler i Verspoor mfl. 2007).

#### *Genetisk mangfold innen bestand*

Innen bestand er den sentrale parameteren *effektiv bestandsstørrelse* (se over). Den kan måles med demografiske eller genetiske metoder, der den mest anvendte er beregning av bestandens genetiske variasjon, heterozygositet, og endring av heterozygositet over tid (generasjoner). Når bestandens effektive bestandsstørrelse – eller også graden av genetisk variasjon – er beregnet, kan kvalitetsnormer fastsettes i forhold til en utgangsverdi for graden av genetisk variasjon. Å karakterisere et punkttestimat av genetisk mangfold som “godt” eller “dårlig” er imidlertid vanskelig, ikke minst fordi vi ikke kjenner sammenhengen mellom det vi kan måle (i hovedsak nøytrale markører) og den genetiske variasjonen som har betydning for fitness-egenskaper. Det som enkelt kan måles er endringer i genetisk variasjon over tid, relatert til et utgangspunkt som for eksempel en historisk prøve, eller ved etablering av en tidsserie.

Siden det aktuelle nivået for genetisk variasjon hos laksebestander er dårlig kjent, og foreløpig er basert på forholdsvis lave antall genetiske markører, er den mest praktiske tilnærmingen å bruke bestandsstørrelse (direkte eller via vurderinger av effektiv bestandsstørrelse) som en måleparameter for genetisk mangfold innen bestand. *Ut fra dette foreslår vitenskapsrådet at bevaring av genetisk mangfold innen bestander inkorporeres i kvalitetsnorm gytebestandsmål (GBM), og at måleparametrene knyttes til forenklede betraktninger av effektiv bestandsstørrelse.*

Når slike vurderinger gjøres, er det viktig å være oppmerksom på hvilke faktorer som reduserer forholdet mellom effektiv og absolutt bestandsstørrelse. Blant disse er skjevt kjønnsforhold og skjev fordeling av familiestørrelsen i neste generasjon (Frankham mfl. 2002). Bestandsfluktuasjoner er også viktig, siden det er generasjonene med lavest bestandsstørrelse som virker sterkest inn på den langsiktige effektive bestandsstørrelsen. Det kommer av at den effektive bestandsstørrelsen over tid er det harmoniske gjennomsnittet av den effektive bestandsstørrelsen i hver generasjon. Vitenskapsrådet foreslår å ta hensyn til dette ved å inkludere tidstrender og variasjon i oppnåelse av GBM i måleperioden som et tilleggskriterium i kvalitetsnorm GBM.

I noen laksebestander blir kunstig reproduksjon og utsetting brukt som kultiveringstiltak, noe som vitenskapsrådet nylig har gjennomgått (Anon. 2010a). Selv når slike tiltak gjennomføres med stedegen stamfisk (påbud fra 1986), kan de påvirke bestandens effektive bestandsstørrelse negativt. Ryman & Laikre (1991) har vist at et fåtall stamfisk som gir opphav til en stor utsetting, kan redusere den genetiske variasjonen til totalbestanden. Årsaken til dette er at avkommet til stamfisken kan utgjøre en betydelig større andel av genene som videreføres til neste generasjon, enn det gytefiskene i naturen bidrar med. Dette kan illustreres ved formelen:

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

der  $N_e$  er den effektive bestandsstørrelsen til totalbestanden,  $N_K$  er den effektive bestandsstørrelsen til stamfisken (kultivert) og  $N_V$  er den effektive bestandsstørrelsen til fisken som gyter naturlig (vill), og  $x$  er andelen utsatt fisk i bestanden på det livsstadium de settes ut. Dersom den effektive bestandsstørrelsen til stamfisken ( $N_K$ ) er liten, og andelen utsatt fisk ( $x$ ) er stor, blir den totale effektive bestandsstørrelsen ( $N_e$ ) liten, og mindre enn om man ikke hadde tatt ut gytefisk til stamfisk (se figur 6.1 i Anon. 2010a). Et regneeksempel kan illustrere dette – la antall stamfisk til kultivering ( $N_K$ ) være 20, og antall ville gytefisk ( $N_V$ ) være 180. La videre kultivering resultere i 10 000 utsatte smolt, mens de 180 ville gytefiskene produserer 10 000 ville smolt. Andelen kultivert fisk i bestanden på smoltstadiet ( $x$ ) er da 0,5. Dermed blir den totale effektive bestandsstørrelsen ( $N_e$ ) etter formelen over, 72, som er kun noe over 35 % av det totale antallet gytefisk. Vitenskapsrådet foreslår å ta hensyn til slike effekter ved vurdering av oppnåelse av GBM i måleperioden som et tilleggskriterium i kvalitetsnorm GBM.

I vurderinger av effektiv bestandsstørrelse i bestandskomplekser, er størrelsen på genstrømmen og graden av asymmetri i bestandsstørrelse og genstrøm viktige faktorer. Total effektiv bestandsstørrelse er vanligvis studert kun i helt idealiserte situasjoner, men nyere modelleringsverktøy gjør det mulig å beregne den effektive bestandsstørrelsen også i realistiske situasjoner. Tufto og Hindar (2003) har for eksempel vist at med sterkt asymmetrisk (énveis i ytterste konsekvens) genstrøm fra én bestand til en annen, vil den totale effektive bestandsstørrelsen i bestandskomplekset etter hvert bli redusert til lik eller svært nær donorbestandens effektive bestandsstørrelse.

#### *Genetisk mangfold mellom bestander*

Når det gjelder genetisk mangfold mellom bestander, er en sentral parameter *grad av genetisk differensiering*, som Sewall Wright kalte “fikseringsindeks” ( $F_{st}$ ). Denne er definert som andelen av den totale genetiske variasjonen som skyldes genetiske forskjeller mellom bestander. Fikseringsindeksen kan beregnes med molekylærgenetiske metoder. I ulike typer bestandsmodeller kan den også oversettes til et antall migranter som utveksles mellom bestandene per generasjon. Hos laks er  $F_{st}$  mellom bestander målt til i størrelsesorden 0,02 til 0,1 (Ståhl 1987, Bourke mfl. 1997). Dersom vi antar at laksebestander er i tilnærmet likevekt med hensyn til selektivt nøytrale genetiske markører (dvs. at tilfeldig genetisk drift innen bestander motvirkes av genstrømmen mellom dem) og bruker  $F_{st}$  verdier på 0,1 og 0,02, tilsier Wright’s (1969) “øymodell”

$$F_{st} = 1 / (4N_e m + 1)$$

at de utveksler mellom 2 og 12 effektive migranter per generasjon ( $N_e m$  representerer da antallet migranter, og  $m$  er migrasjonsraten). Det betyr at selv forholdsvis små målte genetiske forskjeller mellom laksebestander forutsetter at de utveksler få (genetisk effektive) feilvandrerere seg imellom per generasjon.

Ryman mfl. (1995) har foreslått at slike beregninger – som tar utgangspunkt i målbare genetiske forskjeller mellom to bestander – også kan brukes til å sette øvre grenser for utveksling av individer mellom bestandene. Dette kan anvendes både i forhold til fiskeutsettinger og til vurderinger av skranker for innslag av rømt oppdrettslaks. I teorien er det mulig å anslå grenser for gnutveksling mellom ethvert par av bestander. Hindar & Diserud (2007) diskuterer noen andre mulige grenser, som vi kommer tilbake til i kapittel 2.5.



Utvexling mellom bestander kan både økes og reduseres i forhold til den naturlige utvekslingen. For mange arter er fragmentering av habitater, og innsnevring av leveområder, en av de største truslene mot genetisk mangfold. Disse prosessene er forbundet med økt isolasjon mellom bestander, og redusert bestandsstørrelse innen hver delbestand. Disse prosessene er etter vitenskapsrådets vurdering mest aktuelle for de ferskvannsstasjonære laksebestandene (småblanken i Namsen og bleka i Byglandsfjorden), og diskuteres i presentasjonen av disse (kapittel 4). De kan også være aktuelle for anadrome bestander der menneskeskapt vandringshindre reduserer oppvandringen av laks til deler av lakseførende strekning, eller der lokal utdøing (uansett årsak) reduserer naturlig genutveksling mellom bestander. For anadrome laksebestander mener vitenskapsrådet at den altoverskyggende trusselen er forbundet med for stor genstrøm mellom bestander. I dag er dette først og fremst et problem som er forbundet med høye innslag av rømt oppdrettslaks (Anon. 2010a), men det kan også skyldes utsettinger i nærliggende vassdrag fordi kultivert smolt har betydelig høyere grad av feilvandring enn vill smolt (Jonsson & Jonsson 2006).

#### *Lokale tilpasninger og 'fitness'*

På samme måte som innavlsøkning i små bestander kan føre til reduksjon i 'fitness' (innavlsdepresjon), kan hybridisering mellom genetisk forskjellige og ulikt tilpassede bestander føre til en tilsvarende reduksjon i 'fitness' (utavlsdepresjon). I en gjennomgang av litteraturen på utsettinger av laksefisk fant Hindar mfl. (1991) at den generelle observasjonen var at der genetiske effekter av en utsetting var målbare, var de alltid negative i forhold til den upåvirkede naturlige bestanden. Denne observasjonen er forenlig med studier som viser eller antyder at laks og andre arter av laksefisk består av en rekke mer eller mindre genetisk forskjellige bestander som viser genetisk baserte, lokale tilpasninger til sitt miljø (García de Leániz mfl. 2007, og referanser i Anon. 2009).

I en ny studie av rød laks (*Oncorhynchus nerka*) fra Bristol Bay i Alaska, der det fins en rekke lokale bestander med ulik livshistorie og levevis, har Schindler mfl. (2010) vist at denne bestandsvariasjonen representerer en stabiliserende faktor i økosystemet og at bestandskomplekset er betydelig mer produktivt og robust overfor fiske enn det et tilsvarende sett av homogene bestander ville vært. Studiet viste at ikke bare variasjon mellom arter, men også variasjon mellom bestander innen en art, kan være med på å sikre og stabilisere de ressursene (og såkalte økosystemtjenestene) vi kan hente ut av et økosystem.

Naturlig og kunstig seleksjon hos oppdrettslaks fører til betydelige genetiske endringer fra de villaksbestandene de kommer fra (Ferguson mfl. 2007, Karlsson mfl. til trykking). Kontrollerte eksperimenter med oppdrettslaks og lokal, vill laks i naturlige miljø, viser også redusert 'fitness' i naturen til oppdrettsavkom og hybrider mellom oppdrettslaks og villaks, samt redusert produktivitet og tegn til utavlsdepresjon (Fleming mfl. 2000, McGinnity mfl. 2003). Forsøk i Canada viser at effektene varierer med kombinasjonen av oppdrettsstamme og villaksstamme (Fraser mfl. 2010).

Konsekvensene av intraspesifikk hybridisering mellom genetisk forskjellige bestander kan illustreres på følgende måte (Allendorf mfl. 2001). Allendorf mfl. (2001) bruker som eksempel to bestander som skiller seg i frekvensene av to ulike genvarianter (eller alleler, A og a), slik at i den ene bestanden er frekvensen av A-allelet 0,7 og i den andre er den 0,3. Da er fikseringsindeksen i dette genet  $F_{st} = 0,16$ , som i størrelsesorden er det samme som mellom en villaksbestand og en oppdrettslaksbestand (Skaala mfl. 2004, 2005). Fordelingen av genotyper i ett gen er forholdsvis lik mellom de to bestandene: for eksempel er frekvensen av genotypene AA+Aa lik 0,91 i den

ene bestanden og 0,51 i den andre, og det vil være vanskelig å skille ut krysningsavkom mellom bestandene. Men om man ser på fem gener med samme fordeling, er frekvensen av AA+Aa i alle genene henholdsvis 0,62 og 0,03 og med 10 gener er frekvensen av AA+Aa i alle genene henholdsvis 0,39 og < 0,01 (Allendorf mfl. 2001). Dersom man ser på tilpasninger i egenskaper som bestemt av mange gener med disse allelfrekvensene, er det helt klart at lokale tilpasninger kan tapes i en hybridisert bestand.

#### *Mulige måleparametre*

Hvordan kan vi så identifisere bestander hvis genetiske integritet er truet? Genetiske forandringer i viktige egenskaper, er helt klart én mulighet (som vi kommer tilbake til), men slike data foreligger ikke ennå. En annen mulighet er vurderinger basert på andel rømt oppdrettslaks i bestanden. Det er med utgangspunkt i langsiktige data på innslaget av rømt oppdrettslaks i villaksbestander (Fiske mfl. 2001, 2006, Anon. 2010a,b), og ved bruk av eksperimentelle data på gytesuksess og overlevelse i naturen (McGinnity mfl. 1997, 2003, Fleming mfl. 2000) mulig å bruke modeller til å estimere trender i innslaget av avkom av rømt oppdrettslaks i villaksbestander (Hindar mfl. 2006, Hindar & Diserud 2007, Diserud mfl. 2010). Dette er mest interessant for den delen av bestanden som tilsynelatende er villfisk (dvs. klekket i naturen, men har oppdrettslaks som én eller begge foreldrene, eller også i stamtavlen), siden økende innslag av forvillet oppdrettslaks og kryssninger mellom oppdrettslaks og villaks tyder på at bestandens genetiske integritet blir kompromittert. Et sentralt poeng i denne sammenheng er at innslaget av rømt oppdrettslaks i bestandene virker kumulativt (Hindar & Diserud 2007) slik at andelen fisk med ulike former for oppdrettsbakgrunn øker over tid dersom bestanden årlig mottar nye oppdrettslaks. Gjennomsnittlig innslag av rømt oppdrettsfisk i bestandene over tid, eller en modellert prediksjon av hva dette betyr for bestandssammensetningen, er således et egnet utgangspunkt for en kvalitetsnorm.

Det er viktig å understreke at grunnlaget for å predikere genetiske endringer i sammensetningen av villaksbestander fra modellene presentert av Hindar mfl. (2006), er begrenset. Usikkerheten i modellene er presentert og diskutert i detalj av Hindar mfl. (2006) og Hindar & Diserud (2007), og det er mulig med dagens viten å lage modeller som tar høyde for den oververte variasjonen i oppdrettslaksens relative reproduksjonssuksess i naturen (McGinnity mfl. 2003, Fleming mfl. 2000).

I nær framtid vil det bli mulig å beregne innslaget av rømt oppdrettslaks i bestanden med et molekylærgenetisk verktøy, som er under utvikling (Karlsson mfl. til trykking). Da kan man for enhver fisk i prinsippet beregne prosentvis innslag av oppdrettslaks i genomet, gitt kunnskap om molekylærgenetiske forskjeller mellom den opprinnelige villaksbestanden og de ulike avlslinjene av oppdrettslaks. Før dette redskapet kan brukes i stor skala, bør det imidlertid testes ut på bestander med en godt kjent historie i forhold til innslag av rømt oppdrettsfisk.

#### *Artshybridisering*

Artshybrider mellom laks og ørret forekommer naturlig, men er vanligvis sjeldne (under 1 % av laks- og ørretunger). Økt grad av hybridisering mellom laks og ørret er observert i mange vassdrag (Youngson mfl. 1993, Hindar & Balstad 1994) og i enkelte lokaliteter forekommer hybrider i meget høye frekvenser (mer enn 10 %, for eksempel Johnsen mfl. 2005). I hvert fall deler av den forhøyete hybridiseringen mellom laks og ørret har årsaker som er menneskeskapte (oppdrettslaks i gytebestandene [Youngson mfl. 1993, Hindar & Balstad 1994] og sterkt reduserte bestander på grunn av *G. salaris* [Johnsen mfl. 2005]), noe som gjør det nødvendig å vurdere genetisk integritet i forhold til artshybridisering med ørret og innblanding av ørretgener i laks. En

naturlig måleparameter vil da være frekvensen av førstegenerasjonshybrider i forhold til naturlige nivåer for artshybridisering. Det er funnet triploide/sterile – men enn så lenge, ikke diploide/fertile – tilbakekryssninger i situasjoner der antallet førstegenerasjonshybrider er kunstig høyt (Garcia-Vazquez mfl. 2003, K. Hindar & T. Balstad, NINA, upublisert). Dette kan tyde på at artshybridisering i dagens situasjon først og fremst har konsekvenser gjennom redusert bestandsstørrelse og ikke gjennom introgresjon og direkte genetisk påvirkning.

#### *Mutasjoner, genmodifisert laks og kromosom-manipulert laks*

I vitenskapsrådets behandling av genetisk integritet betyr mutasjon lite. Det kan imidlertid bli nødvendig å sette kvalitetsnormer for innslag av genmodifisert laks og kromosom-manipulert laks, dersom produksjon og rømming/utsetting av disse skulle bli realisert.

Den genmodifiserte laksen som nå vurderes for produksjon av amerikanske myndigheter, er tiltent både fysisk og biologisk innelukking. Siden verken lukkede anlegg eller sterilisering er 100 % effektiv, er det imidlertid en mulighet for at genmodifisert laks kan rømme og spre sine gener til ville laksebestander. Siden den genmodifiserte laksen inneholder gener fra andre arter, og siden selve modifikasjonen (forhøyet veksthastighet) kan gi fisken høy konkurransestyrke i deler av livet, må grensene for overskridelse av kvalitetsnormer settes strengt.

Kromosom-manipulert laks har vært på forsøksstadiet i nær 30 år. Den er steril og er gjentatte ganger foreslått som en oppdrettsfisk med minimale genetiske effekter på ville bestander. De direkte genetiske effektene (samavling) må antas å være små, siden sterilisering kan gjennomføres med nær 100 % effektivitet. De indirekte genetiske effektene (konkurranse og sykdomsspredning) ser ut til å likne på tilsvarende effekter hos diploid oppdrettslaks (Cotter mfl. 2000).

#### *Menneskeskapt seleksjon*

Mens bevaring av potensialet for naturlig seleksjon (og evolusjon) i ville bestander er et viktig konsept i bevaringsbiologi, er det også økende bekymring for at mennesket utgjør en selektiv faktor som reduserer bestandenes levedyktighet. Dette er først og fremst knyttet til selektivt fiske, som er vist å ha potensiale til å endre både alder og størrelse ved kjønnsmodning og oppvandringstidspunkt (Ricker 1981, Olsen mfl. 2004, Hindar mfl. 2007b). Menneskeskapt seleksjon kan derfor stå i motsetning til naturlig seleksjon i de samme egenskapene. Dette representerer andre genetiske effekter av fiske enn de som er forbundet med redusert effektiv bestandsstørrelse.

I tillegg vet vi at store endringer kan skje i laksebestander som opplever sterkt endrede miljøforhold, som for eksempel i vassdrag der betydelige deler av naturlig vannføring er regulert vekk (Jensen mfl. 2010). Selv om noen av de genetiske endringene i sterkt modifiserte vassdrag kan representere tilpasninger til endret miljø, bør de vurderes med hensyn til kvalitetsnormer for laksebestandene.

#### *Påvirkningsfaktorer*

Den typen genetiske vurderinger som er gjengitt over gir grunnlag for å klassifisere effekt av ulike typer (menneskeskapte eller naturlige) trusler mot laksens genetiske integritet og tap av genetisk mangfold innen og mellom bestander.

Innen bestand:

- Innkryssing av rømt oppdrettslaks på lang sikt, jf. at den effektive bestandsstørrelsen i et bestandskompleks over tid blir redusert til donorbestandens effektive bestandsstørrelse (Tufto & Hindar 2003).
- Redusert og/eller sterkt fluktuerende bestandsstørrelse, spesielt i forhold til hvordan disse kan redusere den aktuelle og effektive bestandsstørrelsen.
- Fiskekultivering, som er gitt en utførlig behandling i Vitenskapsrådets rapport nr 2 (Anon. 2010a).
- Endret seleksjonsregime, for eksempel som følge av selektiv fangst, endret vannføring og vanntemperatur på grunn av vassdragsreguleringer eller klimaendringer, eller også forekomst av oppdrettslaks eller innførte/utsatte fiskearter i miljøet.

Mellom bestander:

- Innkryssing av rømt oppdrettslaks, som kan redusere mangfoldet mellom bestander og redusere tilpasninger til lokale miljøforhold (Hindar mfl. 1991).
- Fiskekultivering med ikke-stedegen stamme, som kan ha samme effekt som rømt oppdrettslaks, samt kultivering med smolt i nærliggende vassdrag som gir økt feilvandring.
- Klimaendring eller andre faktorer, som kan gi lokal uttørring av vassdrag og økt feilvandring mellom bestander.

Mellom arter:

- Artshybridisering med ørret, og potensielt introgresjon av ørretgener i laks.
- Genmodifisert laks, om de blir en realitet i produksjon.

Av disse prioriterer vitenskapsrådet innkryssing av rømt oppdrettslaks, reduksjon av bestandsstørrelse, endret seleksjonsregime, artshybridisering og kultivering. Kultivering med stedegen fisk ble grundig vurdert i vitenskapsrådets rapport fra 2010 (Anon. 2010a). I tråd med den rapporten vurderes kultivering med stedegen fisk ut fra effekt på effektiv bestandsstørrelse og er inkludert som tilleggskriterium i kvalitetsnorm gytebestandsmål. Kultivering med fremmed fisk ble begrenset ved forskrift fra 1986 og forbudt fra 1992. Kunnskapsgrunnlaget om omfanget av kultivering med fremmed fisk fram til 1986/1992 er dårlig, og vitenskapsrådet har derfor valgt å vurdere disse i tråd med Ståhl & Hindar (1988). De behandlede utsatt, fremmed laks som ikke-stedegen laks på samme måte som rømt oppdrettslaks, og beregnet kilder til ikke-stedegen gytefisk for 1986 av både naturlige (feilvandring) og menneskeskapte årsaker (utsetting og rømming). Baseret på et relativt spinkelt datagrunnlag ble det estimert at ikke-stedegen laks fra kultivering utgjorde omkring 1 % av antallet gytelaks i norske vassdrag, mens naturlige feilvandrerne utgjorde 3,7 % og rømt oppdrettslaks 5,6 % (Ståhl & Hindar 1988). Etter 1986 har innslaget av rømt oppdrettslaks økt mens utsetting av ikke-stedegen kultivert laks er redusert til et minimum.

Effekter av selektiv fangst er bare delvis forstått og kun demonstrert som en mulighet for norske laksebestander (Hindar mfl. 2007b). Endret seleksjonsregime gjennom miljøendringer er etter det vitenskapsrådet kjenner til bare beskrevet for en bestand i Norge (endret bestandssamensetting etter bortføring av vann i Eira; Jensen mfl. 2010). Vitenskapsrådet har likevel forsøkt å inkludere effekter av endret seleksjonsregime på genetisk integritet.

### 2.2.3 Hensyn til bærekraftig bruk

Mange norske laksebestander har effektive bestandsstørrelser som i utgangspunktet er langt større enn de bevaringsgenetiske minstekravene tilsier, og det er ikke like enkelt å sette grenseverdier for bestandsstatus for disse som kan forankres i internasjonale studier og anbefalinger. En mulighet er å ta utgangspunkt i konseptet “maksimum bærekraftig utbytte” (maximum sustainable yield, MSY, Russell 1931, Milner-Gulland & Mace 1998). Dette konseptet er imidlertid sterkt kritisert (f.eks. Punt & Smith 2001), blant annet for å angi et utbytte som ligger for nær en fangst som kan true bestandenes levedyktighet (overbeskatning). Videre finnes få estimater for likevektslinja (der ett egg i en generasjon gir ett egg i neste) fra norske bestander (Prévost mfl. 2003 beregnet denne for Lærdalselva), noe som er nødvendig for å anslå MSY (Hindar mfl. 2007, Mesnil & Rochet 2010). Vi har derfor ikke brukt dette konseptet.

Gytebestandsmål for laksebestandene i Norge bygger på estimater for nødvendig eggdeponering for å fullrekruttere bestandene i ni bestander hvor det er etablert bestand-rekrutteringsmodeller (Hindar mfl. 2007). For bærekraftig bruk av laksebestandene er det nyttig å vite hvor stor reduksjonen i rekruttering blir ved ulike negative avvik fra oppnåelse av gytebestandsmålene. Formen på bestand-rekrutteringskurvene varierer imidlertid mye mellom de ni bestandene (O. Diserud NINA, upubliserte data), slik at i noen bestander tilsier kurvene at små avvik fra gytebestandsmålet har lite å si, mens i andre er endringen større. I det internasjonale arbeidet med bestand-rekrutteringsforhold hos laks blir det ofte benyttet en forenklet modell, som kalles hockey-stick modell (Barrowman & Myers 2000, Mesnil & Rochet 2010). Denne modellen har som egenskap at rekrutteringen avtar lineært fra gytebestandsmålet når gytebestanden reduseres. Det har også vært argumentert for at en slik modell er mer i tråd med føre-var tilnærmingen i lakseforvaltningen (ICES 2003). Vitenskapsrådet har valgt å ta denne modellen som utgangspunkt for vurderingene av bærekraftig bruk, og har antatt at den prosentvise reduksjonen i rekruttering er direkte proporsjonal med den prosentvise reduksjonen i gytebestand i alle norske laksebestander når de ikke når gytebestandsmålet. Dette innebærer for eksempel at en måloppnåelse på 80 % av gytebestandsmålet vil gi en smoltproduksjon på 80 % av bærenivået for vassdraget.

For bestander med GBM større enn 250 hunner foreslår vi at oppnåelse av gytebestandsmålet på mindre enn 50 % i gjennomsnitt vurderes som svært dårlig (halvering av smoltproduksjonen), og at grensen mellom *Moderat* og *God* er på 80 % oppnåelse.

### 2.2.4 Beskatningsnivå

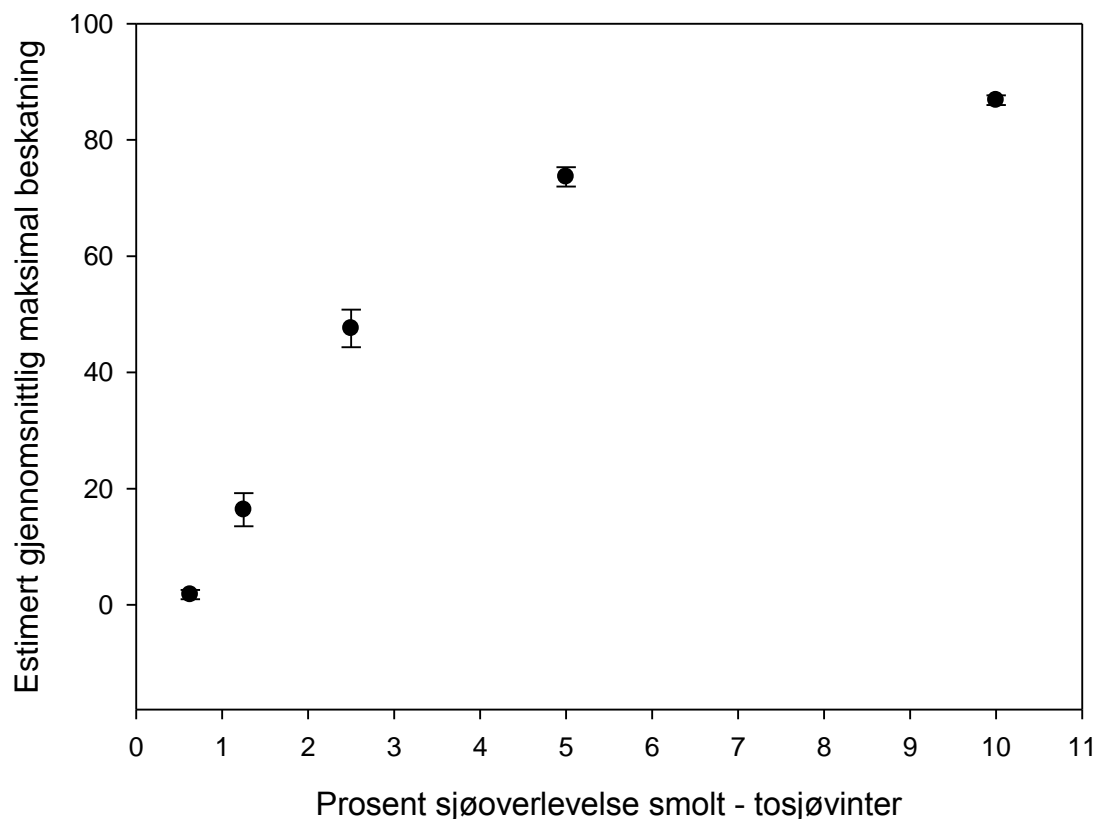
Som nevnt innledningsvis kan ikke oppnåelse av gytebestandsmål benyttes som kvalitetsnorm for laks uten å ta hensyn til beskatningsnivået. Etter det vi kjenner til, har forvaltningen aldri definert et reelt tall (andel) for ønsket beskatningsnivå for laks i Norge, men primært arbeidet etter prinsippet om bærekraftig beskatning eller “høsting av et overskudd”. Dette har vært gjort ved å justerte beskatningsnivået gjennom regulering av fisket slik at den skal være bærekraftig (fra 2008 definert i forhold til GBM). For at GBM skal kunne brukes som en kvalitetsnorm må et normalt beskatningsnivå defineres.

Gitt at en laksebestand har oppnådd GBM, vil det høstbare overskuddet som en forenkling være bestemt av sjøoverlevelsen. Den returnerende fisken kan beskattes ned til GBM uten at bestanden reduseres. En slik beskatning kan defineres som et normalt beskatningsnivå. På grunn

av formen på mange bestand-rekrutteringskurver, vil beskatning ned til GBM (Hindar mfl. 2007) som oftest trolig innebære lavere beskatning enn om man baserer seg på maksimum bærekraftig utbytte (MSY) og således gi større sikkerhetsmargin i forhold til overbeskatning. For å kunne estimere overskuddet (mellom innsig og GBM) trenger vi imidlertid kunnskap om både smoltproduksjonen ved oppnådd GBM og sjøoverlevelsen.

Det finnes noen lange dataserier med estimater av sjøoverlevelse fra både vassdrag i Norge (oppsummert i Anon. 2009) og i andre land (ICES 2010). Ut fra variasjon, minimum- og maksimumverdier og trender for overlevelse i disse seriene er det mulig å klassifisere sjøoverlevelsen som *Svært god*, *God*, *Moderat*, *Dårlig* og *Svært dårlig*, slik vitenskapsrådet gjorde i sin første rapport (Anon. 2009). Vi kjenner heller ikke smoltproduksjonen i vassdragene, med unntak av i Imsa i Rogaland (Jonsson mfl. 1998) og Halsvassdraget i Finnmark, samt fra noen tidsbegrensede estimater (hovedsakelig ved merking og gjenfangst) i andre vassdrag (Hvidsten mfl. 2004, Næsje mfl. 2005, Arnekleiv mfl. 2007, Davidsen mfl. 2005). Flere av disse estimatene er sannsynligvis fra år hvor gytebestandsmålet ikke har vært nådd. Hindar mfl. (2007) gir imidlertid estimater for smoltproduksjon ved oppnådd GBM for 80 norske laksebestander ut fra smoltalder og tommelfingerregler (fra foreliggende studier) for årlig overlevelse fra egg til smolt. Tilsvarende estimater kan lages for resten av bestandene. Som en illustrasjon på hvordan man kan definere et normalt beskatningsnivå har vi tatt utgangspunkt i estimert smoltproduksjon ved oppnådd GBM i 51 av disse bestandene (hvor tosjøvinter hunner dominerer i gytebestanden) og estimert hvor høy totalbeskatningen maksimalt kan være for at GBM skal nås som en funksjon av sjøoverlevelse (**figur 2.2.3.1**). De fem estimatene for gjennomsnittlig maksimal beskatning i figuren kan illustrere normalbeskatning for de fem klassene av sjøoverlevelse (*Svært god* til *Svært dårlig*). Når sjøoverlevelse (fra smolt til tosjøvinter gytefisk) er 10 % kan bestander som oppnår gytebestandsmålet i gjennomsnitt tåle over 80 % beskatning, mens de samme bestandene nesten ikke tåler beskatning ved overlevelser under 1 %. Dette var en enkel regneøvelse som demonstrer hvordan det høstbare overskuddet kan variere med fiskens overlevelse i sjøen, og hvordan man kan fastsette normal beskatning. I det praktiske klassifiseringsarbeidet må det gjøres grundigere analyser basert på faktisk sjøalderfordeling i de enkelte gytebestandene. I klassifiseringssammenheng er det et vesentlig poeng at normalt beskatningsnivå skal settes retrospektivt, slik at man kan benytte eksisterende data for sjøoverlevelse til å estimere normalt beskatningsnivå.

Vitenskapsrådets forslag er at det retrospektivt fastsettes normalt beskatningsnivå i regioner eller for enkeltbestander ut fra slike estimater ved å plassere sjøoverlevelsen i én av de fem klassene (*Svært god*, *God*, *Moderat*, *Dårlig* og *Svært dårlig*). Plasseringen må basere seg på nasjonale og internasjonale måleserier eller estimater for sjøoverlevelse (ICES 2010). Man må ta hensyn til eventuelle lokale eller regionale menneskeskapte faktorer som påvirker sjøoverlevelsen i tidlig marin fase (fjord og kyst), eller faktorer som virker i ferskvann, men som medfører redusert smoltkvalitet og redusert sjøoverlevelse, slik at ikke målinger fra sterkt påvirkede regioner driver klassifiseringen. Målet er å få et best mulig uttrykk for *storskala variasjoner* i levebetingelse for laks i beiteområdene i havet. En slik klassifisering av nivå for sjøoverlevelse vil med dagens tilgjengelige dataserier kreve en relativt høy grad av skjønn. Etablering av nye overvåkingslokaliteter med estimater av sjøoverlevelse vil redusere behovet for skjønn. Vitenskapsrådet anbefaler at slike serier primært etableres i områder hvor det er sannsynlig at menneskelig aktivitet i liten grad påvirker overlevelsen i fjord og kystområdene.



**Figur 2.2.3.1.** Estimert gjennomsnittlig maksimal beskatning (i prosent av innsiget,  $\pm$  SE) i 51 laksebestander (med gjennomsnittsvekt på hunnene over 3 kg) ved ulike sjøoverlevelser (halvert på hvert steg fra et maksimum på 10 % til et minimum på 0,6 %). I denne simuleringen har vi tatt utgangspunkt i beregnet smoltproduksjon fra tabell 4 i Hindar mfl. (2007) og antall gytebunner for å nå gytebestandsmålet (GBM) fra tabell 3 i Hindar mfl. (2007). Vi har antatt at 60 % av smolten er hunner og at alle hunner gyter etter å ha vært to år i havet. Antall tilbakevendende hunner er så beregnet for ulike sjøoverlevelser som Smoltproduksjon\*andel hunner blant smolten\*sjøoverlevelse(målt som andel). Maksimal beskatning ble så beregnet som  $[\text{Antall tilbakevendende hunner} - \text{GBM}(\text{målt i antall hunner})]$  delt på Antall tilbakevendende hunner. Dette ble så omgjort til prosent ved å gange med 100.

Når normalt beskatningsnivå er etablert foreslår vitenskapsrådet at det faktiske beskatningsnivået (sum av sjø- og elvebeskatning) for hver bestand klassifiseres til gruppene *normal*, *reduisert*, *lavt* og *svært lavt*. For beskatning i elv kan systemet som vitenskapsrådet har utviklet (Anon. 2009) benyttes til å sette sannsynlige beskatningsrater der disse ikke estimeres lokalt og kan brukes direkte. For beskatning i sjø kan man benytte beskatningsestimater fra de regionale innsigsestimatene (Anon. 2010a) kombinert med kunnskap om fangsttrykk ut fra innsats og fangster i fisket i fjordene de enkelte vassdraget tilhører. Beskatning langs kysten, som beskatter mange bestander over et vidt geografisk område (Anon. 2009), er nå med unntak av i Finnmark, sterkt redusert og i mange områder helt borte. Dette gjør det enklere å estimere beskatning i sjøfisket på bestandsnivå. Klassifisering av beskatningsnivå vil likevel inneholde elementer av skjønn, basert på tilgjengelig data og kunnskap. Uavhengige data for sjøbeskatning, ved for eksempel merkeforsøk, vil redusere behovet for skjønn.

Vi har ikke inkludert *overbeskatning* i vurderingen av beskatningsnivå. Årsaken til dette er at vi inkluderer overbeskatning som en påvirkningsfaktor (kapittel 3.2.7). Dersom kvalitetsnorm GBM ikke er nådd på grunn av overbeskatning i et vassdrag vil klassifiseringen av truslene identifisere overbeskatning som årsak.

Vitenskapsrådet foreslår at oppnåelse av GBM og klassifisering av beskatningsnivå i forhold til definert normalbeskatning kombineres i et todimensjonalt system for endelig fastsettelse av kvalitetsnorm GBM. Dette innebærer for eksempel at kvalitetsnormen ikke er nådd selv om GBM oppnåelsen er *God* når beskatningsnivået er vurdert som *lavt* i forhold til normalbeskatningen for tidsperioden og eventuelt regionen.

### 2.3 Vurderinger før klassifisering etter kvalitetsnormene gytebestandsmål og genetisk integritet

Når man skal klassifisere bestander etter kvalitetsnormene gytebestandsmål og genetisk integritet er det viktig å identifisere hvilke bestander som kan antas å være genetisk unike. Noen bestander er relativt nylig etablert ved bygging av laksetrapp nær munningen, mens andre er reetablert etter å ha vært vurdert som tapte. Denne reetableringen har enten skjedd ved hjelp av naturlig innvandring (av fremmed fisk) eller ved utsetting av fisk fra nærliggende bestander (styrt reetablering, Hesthagen til trykking). Det er naturlig at de yngste av disse ikke vurderes som genetisk unike bestander, men det er ikke opplagt hvor lenge laks skal ha reproduisert i et vassdrag før laksen der skal vurderes som en unik laksebestand. Unike bestander kan oppstå når bestandene i høy grad er isolert fra andre bestander, når bestanden er stor nok til at genetisk variasjon opprettholdes og når det utvikles tilpasninger til elvemiljøet gjennom evolusjonære endringer. Det er vist at laksefisk kan gjennomgå raske evolusjonære endringer når de introduseres til nye miljø (Hendry mfl. 2000), med endringer over så lite som 13 generasjoner. Studier på andre fisk har påvist evolusjonære endringer over 30-60 generasjoner (Reznick mfl. 1990). For å ta høyde for raske evolusjonære endringer har vi valgt å *anse bestander som ble etablert for minst 100 år siden (i gjennomsnitt 20 generasjoner) som genetisk unike gitt at det er sannsynlig at den effektive bestandsstørrelsen har vært større enn 500 i perioden (mer enn 125 gytebunner årlig).*

Vi foreslår at bestander som er etablert eller reetablert med utgangspunkt i fremmed fisk i løpet av de siste 100 år bare klassifiseres i forhold til kvalitetsnorm gytebestandsmål. I den grad det forekommer rømt oppdrettslaks i bestanden vi dette fanges opp av vurdering av påvirkningsfaktorer.

### 2.4 Kvalitetsnorm gytebestandsmål

Kvalitetsnorm gytebestandsmål klassifiseres først etter gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse over en laksegenerasjon (minimum fem år) ved hjelp av simuleringer som tar hensyn både til usikkerhet i gytebestandsmålet og i gytebestandens størrelse i de enkelte år. Simuleringene som er utviklet av vitenskapsrådet (Anon. 2009 og 2010b) kan danne utgangspunkt for vurderingene. I disse simuleringene trunkeres oppnåelsen på 100 %. Det vil si at alle oppnåelsesprosentene over 100 % blir satt til 100 %. Vi foreslår å holde på en slik tilnærming. Dersom vi skulle ta med den faktiske oppnåelsen vil gjennomsnittet kunne påvirkes sterkt av enkeltår med svært høy oppnåelse, og det er ut fra det teoretiske grunnlaget bak bestand-rekrutteringsforhold hos laks



(Hindar mfl. 2011) ikke grunnlag for å anta at ekstra høy eggdeponering ett år kan kompensere for manglende eggdeponering i andre år.

Vårt forslag til grenseverdier for de fem klassene for gjennomsnittlig oppnåelse av GBM målt over gjennomsnittlige generasjonstider (minimum fem år) for henholdsvis store, små og svært små bestander (se begrunnelse for inndelingen av bestandsstørrelser ovenfor) er som følger:

<b>GBM &gt; 250 hunner:</b>					
	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse	< 50	50-69	70-79	80-90	> 90
<b>GBM 25-250</b>					
	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse	< 60	60-69	70-89	90-95	> 95
<b>GBM &lt; 25 hunner:</b>					
	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Gjennomsnittlig prosentvis måloppnåelse	-	-	<100	100	100

For bestander med gytebestandsmål mellom 25 og 250 innføres et tilleggskriterium hvor tidsutvikling og variasjon i måloppnåelse i perioden vurderes. *Dersom måloppnåelsen er kraftig fluktuerende i perioden (kriterium: minste oppnåelse i perioden er halvparten eller lavere av grenseverdien for klassen) eller måloppnåelsen er i negativ utvikling, nedskives vurderingen en klasse.* Dette gjelder bestander som i utgangspunktet ble plassert i klassene *God*, *Moderat* eller *Dårlig*. Dette tilleggskriteriet innføres fordi effektiv bestandsstørrelse er sterkt påvirket av bestandsfluktasjoner.

For alle gruppene av bestandsstørrelser foreslår vitenskapsrådet at effekten av eventuell fiskekultivering inkluderes som et tilleggskriterium ved å estimere (der dette er mulig) avvik i effektiv bestandsstørrelse ut fra **ligning 1** i kapittel 2.2.2 (Ryman & Laikre 1991). *Der kultivering medfører redusert effektiv bestandsstørrelse (lavt antall stamfisk som gir opphav til høy andel kultivert fisk i smoltbestanden) foreslår vitenskapsrådet at bestanden nedklassifiseres en klasse.*

En siste viktig vurdering i forhold til kvalitetsnorm gytebestandsmål (som også gjelder for alle grupper av bestandsstørrelser) er om dagens gytebestandsmål er likt det opprinnelige. I noen tilfeller har vassdragsinngrep medført at vassdragets produksjonskapasitet har blitt varig redusert, og det etablerte gytebestandsmålet (som gjelder for dagens situasjon; Hindar mfl. 2007) er lavere enn det opprinnelige. Som det vil framgå av gjennomgangen av vassdragsinngrep som påvirkningsfaktor (kap. 3.2.6) foreslår rådet at effekter av vassdragsinngrep som innebærer bortføring av vann fra hele eller deler av vassdraget, klassifiseres etter hvor stor reduksjonen i vanndekt areal er i forhold til totalarealet. Slik gytebestandsmålet er faststatt (Hindar mfl. 2007) innebærer dette i utgangspunktet at endring i gytebestandsmål er direkte proporsjonal med endring i vanndekt areal (10 % redusert vanndekt gir for eksempel 10 % lavere gytebestandsmål). Med henvisning til gjennomgangen i kap. 3.2.6 og klassegrensene ovenfor, foreslår rådet derfor at måloppnåelsen i vassdrag hvor vann er bortført nedklassifiseres en eller flere klasser etter følgende system:

Netto reduksjon i vanddekt areal (%)	<10	11-25	26-50	>50
Antall klasser nedskrivning	1	2	3	4

Andre effekter av miljøendringer etter vassdragsinngrep som påvirker overlevelsen fra egg til smolt og tidlig marin overlevelse (se kap. 3.2.6), ansees å være dekket av vurderingene av oppnåelse av gytebestandsmål. Både denne nedskrivningen og grenseverdiene for vassdragsinngrep som påvirkningsfaktor (kap. 3.2.6) forutsetter en gjennomgang av gytebestandsmålene i vassdrag hvor vann er ført bort.

Deretter klassifiseres beskatningsnivået på bestandene i forhold til avvik fra normal beskatningsnivå fastsatt for samme periode for landet som helhet eller regionalisert:

	Svært lavt	Lavt	Redusert	Normal
Beskatningsnivå som prosent av normalt	< 60	60-79	80-89	> 90

Når beskatningsnivået skal klassifiseres for den enkelte bestand må man ta hensyn til at faktisk beskatning kan være lavere enn normalt – og at en større andel kunne ha vært beskattet. Vi foreslår derfor at man i denne vurderingen bruker den faktiske GBM måloppnåelsen for verdier over 100 % og korrigerer for dette uutnyttede potensial ved å legge overskytende fisk til fangstene slik at et nytt og høyere beskatningsnivå kan estimeres. Fisk som ikke ble fanget, men som kunne ha vært det og gytebestandsmålet likevel bli nådd, regnes således som beskattet.

Selve GBM kvalitetsnormen finnes ved å kombinere de to aksene oppnåelse av gytebestandsmål og beskatningsnivå i forhold til normal beskatning (vist for store bestander):

Beskatningsnivå i % av normalt (korrigert for ikke utnyttet potensial)		Oppnåelse av gytebestandsmål i % (trunkert på 100 %)				
		Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
		< 50	50-69	70-79	80-90	> 90
Normalt	> 90					
Redusert	80-89					
Lavt	60-79					
Svært lavt	< 60					

Fordi oppnåelsen av gytebestandsmål klassifiseres i fem grupper og beskatningsnivået klassifiseres i fire grupper blir bevaringsaspektet gjennom oppnåelse av GBM mer vektlagt enn høstingsaspektet. Dersom GBM-oppnåelsen er svært god er det for eksempel ikke mulig at bestanden blir klassifisert som svært dårlig i den samlede GBM kvalitetsnormen.

## 2.5 Kvalitetsnorm genetisk integritet

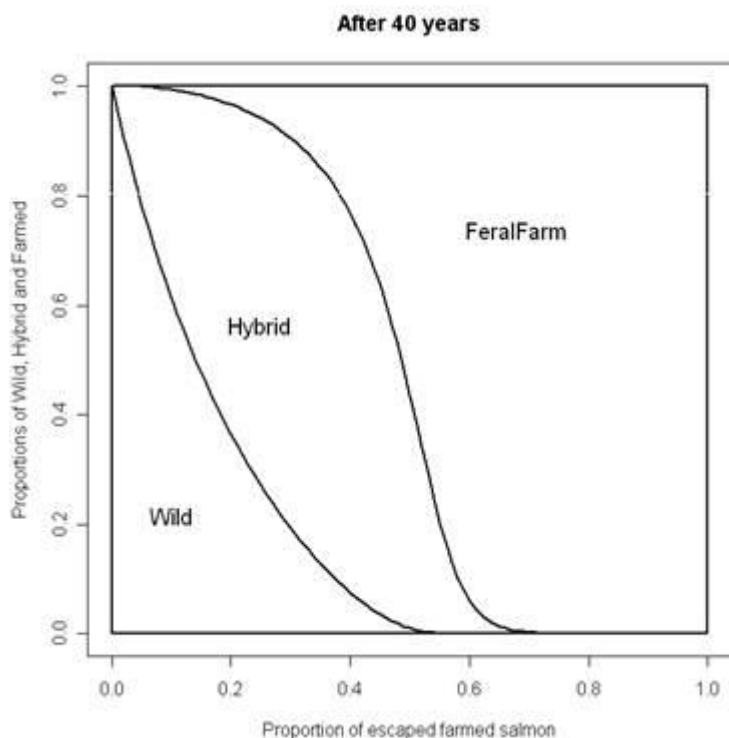
Genetisk integritet vurderes på flere ulike måter og med ulike måleparametre, hvorav noen er kvantifisert og andre på nåværende tidspunkt kun er gitt en kvalitativ beskrivelse. Dersom én av disse sier at en kvalitetsnorm ikke er oppnådd, gjelder også dette for den samlede kvalitetsnormen genetisk integritet (etter prinsippet “én ut = alle ut”).

Artshybridisering kan knyttes til forekomsten av artshybrider i ungfiskbestanden, som er forholdsvis godt kjent. I antatt upåvirkete lokaliteter i Norge, Irland og Skottland er andelen hybrider i ungfiskbestanden i gjennomsnitt 0,6 % (varierende fra 0 til 5 %, Hindar mfl. 2001), men andelen kan øke på grunn av oppdrettslaks i gytebestanden (Youngson mfl. 1993, Hindar mfl. 2001) og når laksebestandene svekkes mye (Hindar & Balstad 1994, Johnsen mfl. 2005). Artshybrider blant ungfisken vil primært bidra til å redusere bestandsstørrelsen av laks (og/eller ørret), siden de konkurrerer godt i ferskvann men ser ut til å ha dårlig sjøoverlevelse. Artshybrider blant gytefisken er sjeldnere og en direkte trussel mot genetisk integritet. Kvalitetsnormen kan derfor knyttes til hvorvidt kjønnsmodne artshybrider er observert eller ikke. Funn av triploide tilbakekrysninger (Hindar & Balstad, NINA, upublisert) tyder på at artshybrider kan reproducere og etterlate seg avkom (som er sterile når de er triploide). Funn av triploid avkom av artshybrider foreslåes som et tilleggskriterium for å sette en bestand i kategorien ‘dårlig’, mens diploid avkom (som ikke er kjent fra naturen, så vidt vi kjenner til) ville medføre plassering i kategorien ‘svært dårlig’:

	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Artshybrider blant gytefisk	Funn av diploid avkom av artshybrider	Funn av triploid avkom av artshybrider	Registrert flere ganger	Registrert men sjelden	Ikke registrert

Høy og eventuelt økende andel artshybrider blant ungfisk (over 3 %) kan tjene som varsel og grunnlag for å starte genetiske undersøkelser blant gytefisken.

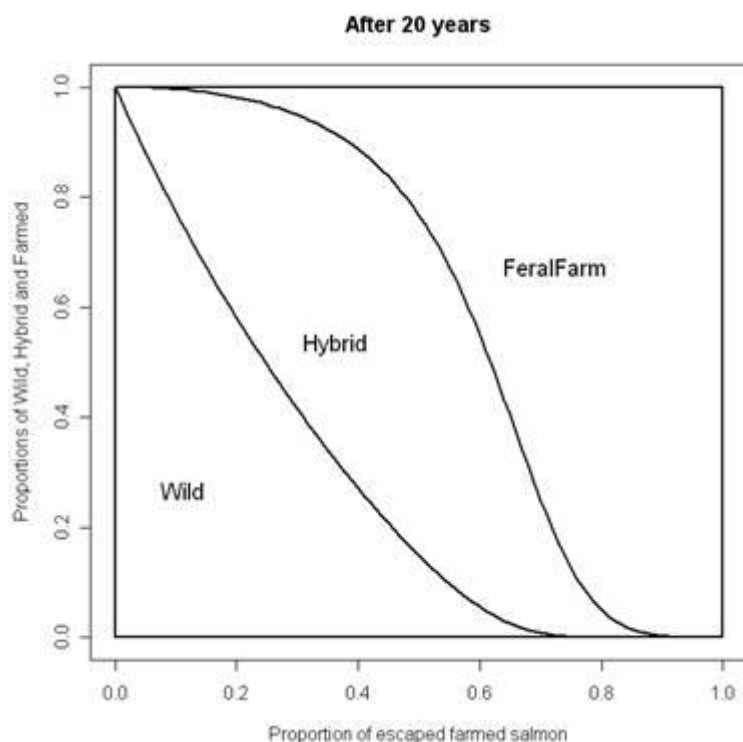
Rømt oppdrettslaks i gytebestanden er antatt å utgjøre en betydelig trussel mot bestandenes genetiske integritet (Hindar mfl. 1991, Ferguson mfl. 2007), og er i kontrollerte eksperimenter under naturlige betingelser vist å påvirke ville laksbestander negativt (McGinnity mfl. 1997, 2003, Fleming mfl. 2000). Beregning av andelen rømt oppdrettslaks i Norge varierte i enkeltbestander fra under 2 % til mer enn 70 % i løpet av 1990-årene (Fiske m. fl. 2006). I **figur 2.5.1** er det gitt en modellbasert prognose for hvordan variasjonen i gjennomsnittlig andel rømt laks påvirker sammensetningen av villaksbestanden etter 40 år (eller 10 laksegenerasjoner med generasjonstid 4 år). Andelen hybrider blir betydelig for gjennomsnittsverdier over 5-10 % rømt oppdrettslaks ved hver gyting, og forvillet laks blir den dominerende gruppen ved gjennomsnittsverdier over 50 % rømt oppdrettslaks i gytebestanden (etter Hindar og Diserud 2007).



**Figur 2.5.1.** Prognose for effekt av andelen rømt oppdrettslaks ved hver gyting på sammensetningen av en villaksbestand etter 40 år (10 generasjoner). FeralFarm = forvillet oppdrettslaks, det vil si laks som er et resultat av naturlig gyting med oppdrettsforeldre. Etter Hindar & Diserud (2007).

Dersom vi halverer tidsbildet vårt til fem laksegenerasjoner (eller 20 år), ser vi fortsatt at det er en betydelig effekt på bestandssammensetningen ved mer enn 10 % innslag av rømt oppdrettslaks ved hver gyting (**Figur 2.5.2**). Den største forskjellen fra situasjonen etter 40 år er at forvillet oppdrettslaks ikke er den dominerende gruppen for det gjennomsnittlige innslaget av rømt oppdrettslaks i bestanden er mer enn 65-70 % (Hindar & Diserud 2007).

Nye simuleringer av Diserud mfl. (2010) viser at det i mange områder allerede har vært en så stor andel rømt oppdrettslaks over mange år at det er vanskelig å anbefale andre grenseverdier enn 0 % innslag av rømt oppdrettslaks i gytebestanden. Prognosene basert på registrering av rømt oppdrettslaks fra 1989 til 2009, viser at rest-andelen villaks allerede er redusert i stor grad der andelen rømt oppdrettslaks har vært høye gjennom hele tidsperioden 1989-2009 (for eksempel i Hordaland). For andre regioner, som i Finnmark, der andelen rømt oppdrettslaks har vært lavere, er situasjonen i dag langt bedre. Men også i disse regionene antyder framskrivingene at det vil skje betydelige reduksjoner i rest-andelen villaks, dersom andelen rømt oppdrettslaks ikke reduseres betydelig. I disse simuleringene, som baserer framskrivingene på en tilfeldig trekning av rømtandeler fra 2000-2009, er det tatt hensyn til at andelen rømt oppdrettslaks er gått ned i de fleste regioner fra 1990-tallet til 2000-tallet.



**Figur 2.5.2.** Prognose for effekt av andelen rømt oppdrettslaks på sammensetningen av en villaksbestand etter 20 år (fem generasjoner). Etter Hindar & Diserud (2007).

For egenskaper som er utsatt for seleksjon, vil de genetiske endringene kunne ta lengre tid enn i modellen over, avhengig av styrken på seleksjonen mot uttrykk som avviker fra det lokale 'optimum' og av hvor mange gener som kontrollerer den selekterte egenskapen. Genetisk teori for den samtidige effekten av seleksjon og genstrøm på en egenskap er svært komplisert, og kun godt forstått for helt enkle situasjoner. Tufto (2001) har utviklet en kvantitativ-genetisk modell som betrakter introduksjon av ikke-tilpassete individer i en vill bestand der tetthetsavhengig bestandsregulering og lokal, stabiliserende seleksjon virker. Ett resultat fra modellen var at ved små forskjeller mellom immigrantene og villfiskbestanden, ville immigrantene bidra til å øke bestandsstørrelsen. På den andre siden ville immigranter som avvek mer enn 2,8 genetiske standardavvik fra det lokale 'optimum', bidra til å redusere den totale bestandsstørrelsen når immigrasjonsraten var over en terskelverdi. Anvendelse av modellen med oppdrettslaks og villaks i Norge tilsier at dette siste scenariet var oppfylt for mange elver når en vurderer en sterkt selektert egenskap i oppdrett som veksthastighet (Tufto 2001). Grenseverdien Tufto (2001) beregnet, var for situasjonen i Norge overskredet ved  $> 1,6\%$  immigrasjon av rømt oppdrettslaks i gytebestander av villaks.

På lengre sikt vil det være mulig å påvise etterkommere av rømt oppdrettslaks i naturen. Dette vil gi en mer direkte måte å måle innslag av individer som tilsier at den genetiske integriteten er kompromittert. En slik metode er under utvikling av Karlsson mfl. (til trykking) og er presentert i noe detalj i kapittel 3.2.3. Metoden er basert på at det ved bruk av et stort antall genetiske markører er mulig å skille ut individer med oppdrettsbakgrunn fra individer med villaksbakgrunn, uavhengig av hvilken avlslinje eller villfiskbestand de stammer fra. Verktøyet er ikke utprøvd ennå på bestander med ulike innslag av rømt oppdrettslaks, og det er derfor for tidlig å si hvor godt det virker. Men om alle de relevante bestandene er genetisk karakterisert (og dette gjelder særlig alle de ulike oppdrettsstammene), ser det ut til at det skal være mulig å identifisere rene

oppdrettsavkom og også 1. generasjonshybrider mellom villaks og rømt oppdrettslaks (Karlsson mfl. til trykking).

Ut fra nåværende kunnskap, foreslår vitenskapsrådet følgende kvalitetsnorm for genetisk integritet basert på gjennomsnittlig innslag av rømt oppdrettsfisk i bestandene, som beregnet ut fra et gjennomsnitt av beregnet andel rømt oppdrettslaks i sportsfisket om sommeren og i en høstprøve før gyting (årsprosent; Diserud mfl. 2010):

	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
% oppdrett 1989-dd	> 20	9,1-20	3,1-9	1-3	< 1
Som tilsvarer:					
% villfisk	< 50	74-50	75-89	90-97	> 97

Årsprosent gir et forsiktig (konservativt) anslag for innslaget av rømt oppdrettslaks i gytebestanden i en elv (Diserud mfl. 2010), siden rømt oppdrettslaks har en tendens til å gå senere opp i vassdraget enn villaksen. I de fleste år og vassdrag gir derfor årsprosent et lavere beregnet innslag av rømt oppdrettslaks enn gjennomsnittsverdiene for rømtlaksandelene om høsten. Årsprosent ble likevel valgt fordi datagrunnlaget totalt sett er bedre når både innslaget i prøver fra sportsfiske og høstbestanden inkluderes, både med hensyn til antall elver og antall år med data. I tabellen er det også angitt hvor stor andel laks med ville foreldre som er igjen i gytebestandene gitt gjennomsnittlig innslag i perioden 1989 til 2009 for klassene. Disse estimatene er basert på modelleringene i Hindar mfl. (2006) og Diserud mfl. (2010). Så lenge vi ikke vet mer om gytesuksess hos rømt oppdrettslaks og differentiell overlevelse hos deres avkom annet enn i fra et fåtall kontrollerte eksperimenter, bør man være forsiktig med å anvende modellert rest-andel villaks – dette er diskutert i Hindar mfl. (2006) og Hindar & Diserud (2007). Vitenskapsrådets forslag bygger på at modellert restinnslag av villfisk ikke benyttes direkte i klassifiseringen av enkeltbestander, men at estimatene fra modellen er et viktig grunnlag for grenseverdiene i forhold til innslag av rømt oppdrettslaks i perioden.

Vitenskapsrådet mener videre at skillet mellom *God* og *Moderat* bør gå ved et innslag av rømt oppdrettslaks som over tid ligger under den naturlige feilvandringssraten hos laks. Vi har derfor foreslått at det over perioden 1989-dd ikke bør ha vært mer enn 3 % rømt oppdrettslaks (> 90 % villfisk i henhold til modellestimater) i gytebestanden for at tilstanden i dag skal vurderes som *God*. Vitenskapsrådet vil advare mot å “styre” reguleringen av rømtandeler i villaksbestander mot et mål på 3 %, siden selv et lavt nivå kan forandre villaksbestander vesentlig når utviklingen ses over et langt tidsperspektiv (Grant 1997, Diserud mfl. 2010). Slik normen er utformet vil det kreve rømtandeler nær null i flere år for at en bestand skal nå en bedre klasse. Dette er i samsvar med modellresultater (Hindar mfl. 2006, Diserud mfl. 2010). Når vi bruker gjennomsnittet for perioden 1989-dd taes det heller ikke hensyn til at tidsutviklingen i innslag av rømt oppdrettslaks i bestandene kan variere mellom regioner og bestander. Årsaken er at vi ikke har god kunnskap om hvordan for eksempel særlig høye innslag tidlig i perioden og lavere mot slutten vil påvirke bestandene i forhold til motsatt utvikling. Noen enkle simuleringer (med snudde tidsserier og jevnt økende og jevnt avtagende innslag) basert på modellen til Hindar mfl. (2006) og Diserud mfl (2010) ga imidlertid små forskjeller i modellert restbestand av villfisk per 2009 (O. Diserud, upubliserte resultater).

Anvendelsen av en genetisk markør som kan avsløre at tilsynelatende villfisk har oppdrettsbakgrunn, vil kunne revolusjonere arbeidet for å måle genetisk innslag av rømt

oppdrettslaks i ville laksebestander. Denne markøren kan gi et betydelig mer presist anslag for faktiske genetiske endringer (og mulige effekter) enn det vi kan få fra vurderinger av prosent rømt oppdrettslaks i gytebestanden. For at den genetiske markøren skal virke optimalt, er den imidlertid avhengig av at de ulike oppdrettsstammene som har bidratt til rømt oppdrettslaks i naturen, er karakterisert genetisk (Karlsson mfl. til trykking). Det er ikke alltid tilfellet, og markøren kan dermed i noen situasjoner underestimere det faktiske innslaget av rømt oppdrettslaks. Disse vurderingene gjør at det må settes strenge grenser for observasjon av genetisk identifisert avkom av oppdrettslaks i naturen:

	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
% genetisk oppdrett i gytebestand	> 10	5-10	< 5	0	0
% genetisk oppdrett i ungfiskbestand	> 20	9-20	3-9	< 3	0

Det er fullt mulig at de framtidige genetiske undersøkelser gir ulike estimater av andel genetisk identifisert oppdrettslaks i ungfiskbestanden, og av andel genetisk identifisert oppdrettslaks i gytebestanden (som vi må anta er lavere som følge av naturlig seleksjon mot oppdrettslaksavkom). Vi har derfor foreslått en strengere grense for funn av genetisk identifisert oppdrettslaks (født i naturen) i gytebestanden, siden dette er genetisk oppdrettsfisk som vil kunne ha høy reproduksjonssuksess og effekt i bestanden. Vi har derfor satt en grense på 0 for genetisk identifisert oppdrettslaks blant antatt vill gytefisk i naturen for både klassene *Svært god* og *God*. Uansett må disse grenseverdiene kun ses på som et første forslag til klassifisering når slik genetisk basert klassifisering blir tilgjengelig. Endelige forslag til klassifisering må avvete faktisk kunnskap om hva den genetiske markøren for oppdrettslaks kan gi svar på.

Menneskeskapt seleksjon er foreløpig lite dokumentert og vitenskapsrådet foreslår foreløpige kvalitetsnormer for dette ut fra en kvalitativ beskrivelse av sannsynlige og dokumenterte endringer som skyldes selektiv fangst eller sterkt modifisert miljø.

	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Selektiv fangst	Betydelige dokumenterte endringer i livshistorie/ bestandsstruktur	Endring i livshistorie/ bestandsstruktur dokumentert	Endring sannsynlig ut fra fangstregime	Ikke dokumentert/ lite sannsynlig	Ikke dokumentert/ ikke sannsynlig
Endret seleksjon grunnet miljøendringer	Betydelige dokumenterte endringer i livshistorie/ bestandsstruktur	Endring i livshistorie/ bestandsstruktur dokumentert	Endring sannsynlig ut fra miljøendring	Ikke observert/lite sannsynlig	Ikke observert/ikke sannsynlig

## 2.6 Samlet kvalitetsnorm

Vitenskapsrådet anbefaler at de to kvalitetsnormene gytebestandsmål og genetisk integritet kombineres i én samlet kvalitetsnorm. Vi foreslår at dette gjøres ved å anse de to kvalitetsnormene som to dimensjoner av klassifisering (akser), hvor oppnåelse av gytebestandsmål i forhold til beskatningsnivå utgjør x-aksen og genetisk mangfold utgjør y-aksen. Når disse kombineres bør den dårligste av de to vurderingene være styrende for den samlede kvalitetsnormen, slik at for eksempel der én av de to kvalitetsnormene er klassifisert som *Svært dårlig* så blir bestanden samlet klassifisert som *Svært dårlig*, uavhengig av klassifiseringen langs den andre aksen.

		GBM og beskatning				
		Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Genetisk integritet	Svært dårlig					
	Dårlig					
	Moderat					
	God					
	Svært god					



### 3 Menneskeskapte påvirkningsfaktorer

I dette kapitlet presenteres det faglige grunnlaget for og forslag til måleparametre og grenseverdier for påvirkningsfaktorene. Det er utviklet forslag for mange av de kjente påvirkningsfaktorene. De andre faktorene er omtalt og det er gitt begrunnelser for hvorfor det ikke er gitt forslag til måleparametre og grenseverdier.

Grenseverdiene for de enkelte påvirkningsfaktorene er i utgangspunktet basert på den effekt de er antatt å ha på gytebestandsstørrelse, som igjen påvirker oppnåelse av kvalitetsnormene, etter følgende effektstørrelser:

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

I noen tilfeller (for eksempel for næringssalter) kan påvirkningsfaktorer bli klassifisert som å ha negativ effekt uten at det har påvirket oppnåelse av kvalitetsnormene. Dette kan skyldes at påvirkningen ikke har vært sterk nok ennå eller at effekten er for liten til å bli oppdaget. I alle tilfeller vil slik klassifisering uten målbar effekt identifisere trusler mot bestandsstatus.

#### 3.1 Skala og måleperiode

I oppdraget til vitenskapsrådet ble det for de negative menneskeskapte påvirkningsfaktorene foreslått inndeling i de tre gruppene *Stor effekt*, *Moderat effekt* og *Liten/Ingen effekt*. Vitenskapsrådet mener at det er viktig å angi når en påvirkningsfaktor er fraværende. Vi foreslår derfor at gruppa *Liten/Ingen* splittes i to grupper. Påvirkningeffektorene deles dermed inn i de fire gruppene *Stor effekt*, *Moderat effekt*, *Liten effekt* og *Ingen effekt*. Som for kvalitetsnormene foreslår vi at grensen for påvirkning er overskredet når effekten er *Moderat* eller *Stor*.

Som det vil framgå nedenfor er grenseverdier for de fleste av de menneskeskapte påvirkningsfaktorene indirekte eller direkte knyttet til kvalitetsnormene. Klassifisering av påvirkningsfaktorene bør derfor i utgangspunktet basere seg på samme måleperiode som kvalitetsnormene. Dette innebærer at måleperioden er én generasjonstid (som varierer mellom bestander) og minimum fem år. Vitenskapsrådet har i denne omgang av kapasitetsårsaker ikke vurdert forskjellige grenseverdier på kort og lengre sikt, men presenter i utgangspunktet grenseverdier basert på én generasjonstid og minimum fem år. Det må utredes videre hvordan samlet effektvurdering over tidsperioden skal gjennomføres.

#### 3.2 Påvirkningsfaktorer med forslag til grenseverdier

##### 3.2.1 *Gyrodactylus salaris*

*Gyrodactylus salaris* er innført til Norge og ble første gang ble påvist i 1975. Kunnskap om import av levende laksefisk og genetiske undersøkelser, viser at vi har hatt minst fire introduksjoner av parasitten til Norge (Anon. 2009). Spredningen av *G. salaris* til lakseelver i såkalte smitteregioner, har skjedd ved utsetting av infisert fisk og deretter med infisert fisk som svømmer til andre elver

innenfor smitteregionene (Anon. 2009). Per 20.11.2010 er *G. salaris* påvist i 48 norske lakseelver (<http://www.vetinst.no>).

*G. salaris* forårsaker eller har forårsaket (parasitten er utryddet fra 21 elver) svært høy dødelighet blant laksunger i alle norske lakseelver der parasitten har blitt påvist. Johnsen mfl. (1999) beregnet en gjennomsnittlig dødelighet i laksungebestanden på 85,5 % med en variasjon på 59,1-99,2 % i 14 elver. Det kan være flere årsaker til denne variasjonen i dødelighet blant laksunger. Det kan være forskjeller mellom elvene som ulik vannføring, vanntemperatur, vannkvalitet, ernæring, predasjon med mer, men variasjonen kan også skyldes variabel mottakelighet og immunitet mellom laksebestandene.

Selv om det er påvist en variasjon i dødelighetsprosent hos laksebestander mellom elver på grunn av *G. salaris*, betraktes dødeligheten som svært høy i alle elver. Dersom *G. salaris* blir påvist på laksunger i en norsk elv, vil dødeligheten blant laksungene alltid være svært høy, smoltproduksjonen vil være svært lav og tilstanden for laksebestanden må betegnes som "svært dårlig". I og med at gyrodactylose epizootien<sup>1</sup> ser ut til å vedvare i mange tiår i alle lakseelver, synes en tilstands-betegnelse som "truert av utryddelse" å være mer beskrivende for effekten av denne påvirkningsfaktoren. For *G. salaris* er kategoriene *Liten effekt* og *Moderat effekt* derfor ikke aktuelle beskrivelser av påvirkningen.

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

Det er etablert et overvåkingsprogram for *Gyrodactylus salaris* der mer enn 100 norske lakseelver undersøkes hvert år. Utvelgelsen baseres på ulike risikokriterier. Det er stort sett de samme elvene som undersøkes årlig. I tillegg skal alle ferskvannanlegg med laks og/eller regnbueørret undersøkes hvert annet år. Mattilsynet er ansvarlig for overvåkingsprogrammet, mens Veterinærinstituttet står for gjennomføringen. Overvåkingsprogrammet for *Gyrodactylus salaris* vil fortsette på ubestemt tid.

### 3.2.2 Vannkvalitet

#### 3.2.2.1 Bakgrunn vannkvalitet

Alle organismer i ferskvann stiller krav til vannkvalitet. Mens enkelte arter vil forekomme over et stort spenn av ulike vanntyper (tolerante arter) stiller andre arter strenge krav til vannkvalitet (sensitive arter). En art kan være tolerant i forhold til visse egenskaper ved vann, men samtidig være sensitiv i forhold til andre egenskaper. Laks avviker ikke fra andre ferskvannsorganismer i dette henseende. Mens arten finnes naturlig i vann med stor spredning i for eksempel ionestyrke og temperatur, er arten lite tolerant i forhold til mange forurensinger (Heath 1995, Rosseland mfl. 2007, Rosseland & Kroglund 2010). På grunn av artsspesifikke forskjeller i toleranse kan ikke grenseverdier som er utarbeidet for andre arter uten videre overføres til laks. Samtidig kan responser påvist hos andre arter være en nyttig indikator for hva som kan forventes hos laks.

Vannkvalitet i elver vil være knyttet til en rekke forhold som inkluderer geologi i nedslagsfeltet (påvirker kjemisk sammensetning og forvittringsrater), nedbør og nedbørsintensitet (påvirker

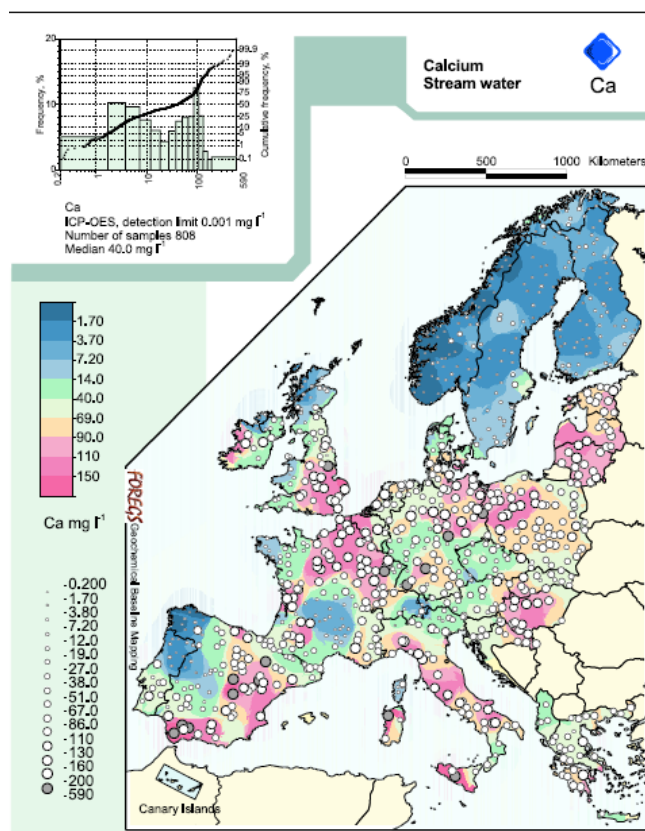
<sup>1</sup> *Epizooti* er en betegnelse på en "epidemi" hos dyr, *epidemi* er utledet av demos som brukes om mennesker.

kjemisk forvitring og fortykning), klimasone (snø om vinteren, snøsmelting om våren), temperatur (forvittringsrater), grad av eksponering i forhold til sjøsalter (bidrag til ioner), grad av lokal forurensing (industri, landbruk, renseanlegg) og langtransporterte luftforurensinger (sur nedbør og ulike persistente organiske mikroforurensninger) (Skjelkvåle mfl. 2007). De enkelte elvene kan naturlig ha en vannkjemi som spenner fra å være ionerike med høy alkalinitet (ofte lavlandselver i landbruksområder) til å være ionefattige og ha lav alkalinitet (ofte elver som drenerer fjell- og heiområder). Foruten dette vil vannkvalitet variere med innholdet av TOC (total organisk karbon), hvor vannfargen kan spenne fra å være klar blå til dyp brun. Vannfarge vil ofte avhenge av vegetasjonssammensetning, jordsmonn og myrreal innenfor vassdraget. Denne variasjonen i kjemiske sammensetning mellom vassdrag har betydning for hvor kraftig en gitt konsentrasjon av en forurensing kan ramme fisk. For de fleste metaller vil en høy kalsium (Ca) og magnesium (Mg) konsentrasjon (normalt høy alkalinitet) redusere den biologiske responsen på eksponering for et stoff. Giftighet kan dermed oppfattes som redusert; alternativt kan responsen bli kraftigere i de mer ionefattige vassdragene i Norge. Vassdrag med høy alkalinitet vil ikke være følsomme for forurensing. Giftighet til metaller vil variere med blant annet pH og TOC. TOC vil binde metaller og dermed redusere deres giftighet til tross for at total konsentrasjonen av metallet kan være høy. Dette skyldes at ikke alle former av metallet er giftige og gjør måling av totalkonsentrasjon lite egnet til fastsettelse av vannkvalitet (Burns mfl. 2008). I USA er derfor giftighet til metaller knyttet til den frie fraksjonen og ikke til total-konsentrasjon som i Norge. Foruten å binde metallioner kan TOC også være en kilde til giftige frie metallioner som kan frigjøres hvis pH avtar eller ionestyrke øker. Giftighet til metaller varierer således med andre fysiske og kjemiske faktorer i vann. Likeledes vil mange organiske miljøgifter gjennomgå endringer i sin kjemiske sammensetning over tid. Nedbrytingsproduktene kan være mer giftig enn det opprinnelige stoffet var (se Rosseland & Kroglund 2010 og referanser i denne). Vurdering av vannkvalitet må derfor knyttes til kunnskap om hvilke prosesser som innvirker på stoffenes biotilgjengelighet. På grunn av det komplekse samspillet mellom kjemiske og biologiske prosesser vil den vannkvalitet det enkelte lakseindivid erfarer avhenge av hvordan alle faktorer samspiller og varierer i tid og rom.

Giftighet til en forurensing vil foruten å variere med generelle vannkjemiske faktorer også variere med konsentrasjon og eksponeringsvarighet (dosen), og biologisk respons avhenger også av hvilket livsstadium som eksponeres. For laks er smolt det mest følsomme livsstadiet for mange forurensinger. Andre stoffer vil påvirke reproduksjon før det oppstår effekter på smolt (Rosseland & Kroglund 2010). På grunn av at giftighet er en fysiologisk respons på en eksponering, og responsen er knyttet til en kompleks samvirkning mellom fysiske og kjemiske faktorer, er det ingen enkel sammenheng mellom dose og respons og en påfølgende bestandsrespons. Det at giftighet vil variere med generell vannkjemi er delvis tatt hensyn til i Vannforskriften ved at det her blant annet settes grenser knyttet til TOC samt kalsiumklasser hvor disse igjen er gjort avhengig av høyderegioner samt vassdragsstørrelse (se veileder 1 og 2 fra Direktoratets gruppa for vanddirektivet; <http://www.vannportalen.no>). Vannforskriften kan leses på <http://www.lovddata.no/for/sf/md/md-20061215-1446.html>. Den ble godkjent av Kongen i statsråd 15. desember 2006.

De fleste norske vannforekomster er imidlertid betydelig mer humus- og ionefattig enn det som benyttes som klassegrenser (se **figur 3.2.2.1** for kalsiumnivåer innenfor Europa). Dette innebærer at stoffer som kan ha liten negativ påvirkning på laks utenfor Norge kan ha store negative effekter innenfor store deler av Norge. For å sette vannkvalitetsgrenser må det imidlertid inngås en rekke kompromisser slik at fokus beholdes på det som antas å være viktigst i første omgang. Vår nåværende kunnskap tillater oss ikke å sette vanntypespesifikke grenser for alle typer

vassdrag i Norge. For å sikre at bestandene er i god økologisk tilstand må vannkvalitet likevel være innenfor nivåer som ikke påvirker en laksebestand i en negativ retning. Vannforskriften er den norske gjennomføringen av EUs rammedirektiv for vann gjort gjeldende fra 1. mai 2009 (FOR 2006). Grenseverdier i Vannforskriften foreslås benyttet også i forhold til kvalitetsnormer for laks såfremt det ikke påvises at verdiene er satt for høyt til at laks beskyttes.



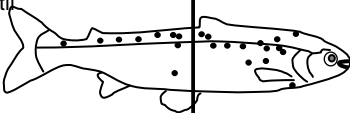
**Figur 3.2.2.1.** Regional variasjon i kalsium (Ca) innenfor Europa. Kartet er laget av FOREGS- Geochemical Baseline Mapping Programme. Landområder farget grønt har en konsentrasjon som er 15X høyere enn normalnivå i Norge, mens områder farget rødt har ca 100x mer enn normalt i Norge. Tilsvarende kart er laget for de fleste kjemiske stoffer i vann

Redusert vannkvalitet er og har vært vurdert som årsak til redusert forekomst av laks i mange vassdrag. Redusert vannkvalitet kan skyldes en lang rekke ulike forurensinger, deriblant diffuse og punktkilder knyttet til landbruk og skogbruksvirksomhet, industri og langtransporterte forurensinger. Vannmiljøbasen er miljømyndighetenes fagsystem for registrering og analyse av tilstanden i vann og utviklet av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) og Direktoratet for naturforvaltning (DN) (<http://vannmiljo.klif.no/>). Utslipp fra landbasert industri, husholdning, transport og landbruk er tilgjengelig på <http://www.norskeutslipp.no>. En lang rekke miljøgifter relevant for laks rapporteres imidlertid ikke. Utslippstallene fra flere av kildene er aggregert og vanskelig overførbart til enkeltvassdrag, og er derfor i stor grad uegnet til å fastslå hvilken dose av et stoff den enkelte bestand eksponeres for.

Vannkjemi i ferskvann skal verken skal påvirke overlevelse fra gyting til smolten utvandrer (smoltproduksjon) eller påvirke egenskaper som reduserer sannsynlighet for overlevelse i saltvann (smoltkvalitet). En forurensing kan imidlertid påvirke en bestand på en rekke måter, samtidig som ikke alle forurensinger trenger å være giftige. Begrenset økning i næringssalter klassifiseres som en forurensing, men kan bidra til å øke lakseproduksjonen som følge av økt næringstilgang

via økt primærproduksjon. Ettersom dette er en menneskeskapt situasjon oppfattes det som en uønsket tilstand, selv om resultatet er økt forekomst av laks. Andre forurensinger innvirker mer direkte på fysiologiske prosesser hos enkeltindividet, hvor responsen kan være alt fra vekstreduksjoner, redusert evne til å sanse eller lukte mat, sanse tilstedeværelse av predatorer eller make, til svikt i viktige fysiologiske prosesser som over tid leder til død (**figur 3.2.2.2**). Mens en høy konsentrasjon av et giftstoff kan forårsake død kan lavere konsentrasjoner av giftstoffet gi samme økologiske effekt, men da ved å påvirke smoltens sannsynlighet for å overleve etter utvandring til saltvann. Smoltstadiet til laks er sær følsomt for mange forurensinger. I dette livsstadiet gjennomgår laks en rekke fysiologiske og atferdsmessige endringer i ferskvann. Samlet utgjør disse endringene en nødvendig tilpasning til det fremtidige livet i saltvann (McCormick mfl. 2009). Hvis en eller flere egenskaper som er viktig for sjøoverlevelsen skades i ferskvannsfasen har denne betydning for den fremtidige overlevelsen i saltvann (Kroglund mfl. 2008a). Tidspunktet fisken ble eksponert for og når den økologisk viktige responsen inntreffer (død) er da forsinket eller skilt i tid og rom (**figur 3.2.2.2**). I et slikt tilfelle kan smoltproduksjonen være normal, men antall returnerende gytelaks bli redusert. Vannkjemiske kriterier for laks må derfor knyttes til både overlevelse i elv (smoltproduksjon) og til overlevelse til postsmolt (smoltkvalitet). Det skilles derfor mellom vannkvalitetskravet knyttet til smoltproduksjon (overlevelse fra gyting til smolten skal utvandre) og smoltoverlevelse i saltvann (overlevelse fra smolt til gyteklar fisk). Det antas at sjøoverlevelse til smolt påvirkes før det påvises redusert smoltproduksjon. Dette vil ikke være riktig for stoffer som har sin primære effekt på kjønnsutvikling (blant annet hormonhemmere).

Vannkvalitetskriterier for de ulike stoffene blir inndelt på livsstadium for å ta høyde for variasjon i toleranse gjennom livssyklus. Det er en lang tradisjon for dette i forbindelse med kalking, hvor motivasjonen er å gjøre kalkingen så økonomisk forsvarlig som mulig uten at dette skal gå ut over det økologiske resultatet (Sandøy & Langåker 2001, Sandøy & Romundstad 1995).

Ferskvanns påvirkninger	Responser individ	Responser individ	Sjøoverlevelse
<b>Forurensinger</b> Forsuring Miljøgifter Metaller	Gyting ↓ Overlevelse egg til smolt ↓		Predasjon ↑ Overlevelse ↓
<b>Klima</b> Temperatur Hydrologi	Smoltproduksjon ↓		Svømmekapasitet ↓ Økt feilvandring ↑
<b>Sykdomsagens</b>	Vekst (smoltstørrelse og alder) ↓		Fluktrespons ↓
<b>Næringstilgang</b>	Tidspunkt for utvandring ↓		Immunstatus ↓
<b>Predatorer</b>			Metabolisme ↓

**Figur 3.2.2.2.** Illustrasjon over hvordan en påvirkning i ferskvannsfasen kan ha direkte effekt på bestanden i ferskvann, men kan også ha forsinkede effekter på bestanden når fisken har utvandret til saltvann. Graden av respons i saltvann kan avhenge av hvilke sekundære påvirkninger som er aktive i saltvannsområdene, som predatorer, lakselus og andre faktorer. Pilene antyder om responsen øker (pil opp) eller avtar (pil ned).

Grenseverdier slik vi her har klassifisert effektklasser er knyttet til gytebestandsstørrelse. Gytebestandsstørrelsen kan reduseres dersom det produseres for få laksesmolt, eller dersom laksesmolten har en redusert sannsynlighet for å overleve i saltvann. Det legges derfor i utarbeidelse av grenseverdiene vekt på overlevelse fra gyting til smolt og på smoltoverlevelse i saltvann. En smolt som er påvirket av et kjemikalium i ferskvann som påvirker sannsynlighet for overlevelse i saltvann har påvirket smoltkvalitet.

Hvis en påvirkningsfaktor ikke er til stede defineres den til å ha ingen effekt (**tabell 3.2.2.1**). En lav effekt kan innebære 10 % reduksjon i smoltproduksjon eller smoltoverlevelse, mens kategoriene moderat og høy representerer økende sannsynlighet for redusert gytebestandsstørrelse (se kapittel 2). Det er for hvert kvalitetselement angitt hvilken konsentrasjon som forventes å medføre redusert gytebestand knyttet til de ulike kategoriene.

Gytebestandsstørrelse påvirkes som nevnt både av smoltproduksjon og av sjøoverlevelse. Begge innebærer redusert antall voksne tilbake til vassdraget. Hvis begge påvirkningselementene er overskredet summeres den prosentvise effekten. I klassifiseringen forslås dette gjort ved summering av klassifisering av de to påvirkningselementene slik at for eksempel liten i begge gir moderat samlet effekt (**tabell 3.2.2.1**).

**Tabell 3.2.2.1.** Effektklasser hvor påvirkningselementer vurderes til å ha fra ingen til stor effekt på gytebestandsstørrelsen. Hvis belastningen påvirker begge påvirkningselementene summeres effekten.

Reduksjon i gytebestand (%)	Ingen Effekt	Liten	Moderat	Stor
Smoltproduksjon	0	<10	10-30	>30
Smoltoverlevelse i saltvann	0	<10	10-30	>30
Sum effekt	Ingen+Ingen	Ingen+Liten	Liten+Liten Moderat+Ingen	Alle andre kombinasjoner

### 3.2.2.2 Næringssalter

Overgjødning oppstår når vannet tilføres mer næringsstoffer enn det vassdraget greier å omdanne på normalt vis. Dette vil i første omgang føre til økt primærproduksjon som gir grunnlag for økt forekomst av fiskens næringsdyr som kan gi bedre vekst og overlevelse hos fisk. Økt forekomst av næringssalter knyttes normalt til landbruksvirksomhet og innebærer en økning i fosfor (P) og nitrogen (N) samt partikler. En økning i disse stoffene vil ikke uten videre påvirke vannets giftighet, men kan heller bidra til økt lakseproduksjon ved at produktivitet økes. Når produktiviteten blir for høy vil vannkvalitet imidlertid kunne forringes, men da som følge av økt oksygenforbruk eller tilslamming. En økning i gytebestandstørrelse som følge av en forurensing vurderes ikke å være i tråd med intensjonene til blant annet vannforskriften. Grenser satt her benyttes derfor som normative også for laks selv om de isolert ikke har en negativ påvirkning. Klassegrenser for TotP er gitt i **tabell 3.2.2.2** og for TotN i **tabell 3.2.2.3**. Ettersom naturtilstanden med hensyn til Tot-P og Tot-N i elver er nært knyttet til vanntype vil det være u hensiktsmessig å følge klassifiseringene benyttet ellers i rapporten. Det angis derfor verdier for

hver vanntype. Det forventes ikke at næringssalter påvirker sjøoverlevelse til smolt. Verdiene gjelder således for smoltproduksjon alene.

Overgjødning i ferskvann er først og fremst et problem i lavereliggende strøk, spesielt i områder med tett bosetting og mye jordbruk. Problemet økte fram til midten av 1990-årene. Etter den tid har vi ikke nok informasjon til å avgjøre utvikling i tilstanden (<http://www.miljostatus.no/no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Overgjodning/>). Det forventes at næringssalter fortsatt er et problem i områder med intensivt jordbruk og i mindre vassdrag med lav renssevne sommerstid når vannføringen er liten og vanntemperaturen er høy. Eksempler på dette finner vi på Jæren og i jordbruksdistriktene i Møre og Romsdal, Trøndelag og Vesterålen. I alt 20 lakseelver hadde jordbruksforurensning anført som trusselfaktor i trusselskategoriseringene utført til og med 2007 (Hansen mfl. 2007b). Antallet laksebestander som faktisk er berørt kan være større en hittil anført hvis økt produksjon som følge av eutrofiering vurderes som negativt.

Når laksen forlater elva vil den påvirkes av vannkvalitet i de nære kystområdene. Tilførselen av fosfor til norske kystområder har økt fra nivåer i underkant av 4000 tonn før år 2000 til 12000 tonn i 2008. For nitrogen har økningen vært mer beskjeden, fra 120000 tonn til 160000 tonn. Økningen i tilførsel av fosfor tilskrives utslipp fra fiskeoppdrett mens økningen i nitrogen skyldes utslipp fra fiskeoppdrett, landbruk, industri og kloakkrensaneanlegg (<http://www.miljostatus.no/no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Overgjodning/>). I hvilken grad næringssalttilførsel til kystvannet innebærer en negativ utvikling for postsmolt er ikke vurdert her, men det kan ha betydning for smolt ved å påvirke oksygenforhold, alge- og byttedyrsammensetning samt forekomst av predatorfisk. Likeledes er P:N ratio forandret i mange elver og fjorder (Skarbøvik mfl. 2009). Dette kan også påvirke artsammensetning av fiskens byttedyr samt deres næringsdyr og -planter i vassdragene.

**Tabell 3.2.2.2.** Klassegrenser for totalt fosfor (TotP, µg/l) for elver. Verdiene er skilt i forhold til høyderegion, vanntype og TOC (humus) samt kalsium (kalkfattig/kalkrik). Det angis derfor verdier for hver vanntype. Det forventes ikke at næringssalter påvirker sjøoverlevelse til smolt. Verdiene gjelder således for smoltproduksjon alene. Tabellen er omarbeidet fra veileder 1:2009 utgitt av Direktoratets gruppa for gjennomføringen av vanddirektivet.

Høyde region	Vanntype	Typebeskrivelse	Ingen	Liten	Moderat	Stor
Lavland	RN2	Kalkfattig, klar	< 11	11-17	17-30	30-60
Lavland	RN3	Kalkfattig, humøs	< 17	17-24	24-45	45-83
Lavland	RN1	Moderat kalkrik, klar	< 15	15-21	21-38	38-75
Lavland		Moderat kalkrik, humøs	< 20	20-29	29-53	53-98
Skog	RN5	Kalkfattig, klar	< 8	8-11	11-23	23-45
Skog	RN9	Kalkfattig, humøs	< 14	14-20	20-36	36-68
Fjell	RN7	Kalkfattig, klar	< 5	5-8	8-17	17-30

**Tabell 3.2.2.3.** Klassegrenser for toalt nitrogen ( $\mu\text{g/l TotN}$ ) for elver og innsjøer. Verdiene er skilt i forhold til høyderegion, vanntype og TOC (humus) samt kalsium (kalkfattig/ kalkrik). Det angis derfor verdier for hver vanntype. Det forventes ikke at næringssalter påvirker sjøoverlevelse til smolt. Verdiene gjelder således for smoltproduksjon alene. Tabellen er omarbeidet fra veileder 1:2009 utgitt av Direktoratetsgruppe for gjennomføringen av vanddirektivet.

Høyde region	Vanntype	Typebeskrivelse	Ingen	Liten	Moderat	Stor
Lavland	RN2	Kalkfattig, klare	< 300	300-400	400-575	575-1000
Lavland	RN3	Kalkfattig, humøs	< 300	400-500	500-800	800-1200
Lavland	RN1	Moderat kalkrik, klar	< 375	375-450	450-700	700-1200
Lavland		Moderat kalkrik, humøs	< 450	450-550	550-900	900-1500
1500Skog	RN5	Kalkfattig, klar	< 275	275-325	325-475	475-800
Skog	RN9	Kalkfattig, humøs	< 350	350-450	450-675	675-1100
Fjell	RN7	Kalkfattig, klar	< 225	225-275	275-400	400-575

### 3.2.2.3 Oksygen

Mengden oksygen ( $\text{O}_2$ ) løst i vann avtar med økende temperatur. Likeledes øker fiskens oksygenbehov med økende temperatur. Dette forholdet gjør at kritisk lave oksygenkonsentrasjoner oftest oppstår ved høye temperaturer. Grenseverdier for oksygen bør derfor knyttes til temperatur. Det er ikke gjort i her (tabell 3.2.2.4). Ved spesielle forhold som for eksempel isdekke over en vannmasse med høy biologisk aktivitet eller høy tilførsel av anoksisk grunnvann til en vannmasse, kan også oksygenkonsentrasjonen oppstå. I vannmasser med høy primærproduksjon vil konsentrasjonen av oksygen variere gjennom døgnet. Konsentrasjonen øker om dagen på grunn av økt fotosyntese og avtar om natta på grunn av respirasjon. I eutrofierte vassdrag vil respirasjon kunne medføre at det blir for lavt  $\text{O}_2$ -innhold om natta. Dette vil primært forekomme i sakteflytende deler av elva og når næringssalttilførselen er høy. Hvis derimot vannturbulensen er høy vil vannet tilføres  $\text{O}_2$  slik at samme eutrofieringsgrad ikke trenger ha samme negative effekt.

Foruten at  $\text{O}_2$ -konsentrasjonen må være tilfredsstillende i selve vannsøylen i elva må konsentrasjonen også være tilfredsstillende i elvesubstratet for å dekke  $\text{O}_2$ -behovet til rogn og nyklekt yngel. Aktiviteter som resulterer i tilslamming av elvebunnen hindrer vannutskiftning, og kan resultere i økt rogn dødelighet. Tilslamming kan være en naturlig prosess i enhver elv og medfører at deler av et vassdrag kan være dekket av sand/leire/slam. Disse delene vil ikke være egnede gyteområder for laks. Den fysiske eller geografiske plasseringen av disse områdene kan endres over tid som følge av naturlige prosesser. Når det pågår graving i og langs elva kan det oppstå midlertidig lokal kortvarig tilslamming. Denne kan drepe rogn i løpet av vinteren for så å forsvinne i løpet av første flom. En tilslammingsepisode kan da ha drept rogn i området.



**Tabell 3.2.2.4.** Klassegrenser for oksygen (mg/l O<sub>2</sub>) for elver og innsjøer. Det forventes ikke at redusert oksygenproduksjon påvirker sjøoverlevelse til smolt. Verdiene gjelder således for smoltproduksjon alene. Tabellen er omarbeidet fra veileder 1:2009 utgitt av Direktorsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet.

Høyde region	Vanntype	Typebeskrivelse	Ingen	Liten	Moderat	Stor
Lavland	RN2	Kalkfattig, klar	> 12	12-9	9-5	5-2

### 3.2.2.4 Temperatur

Temperatur påvirker løseligheten og dermed giftighet og til ulike stoffer i vann, deriblant gasser. Mens temperatur i det enkelte vassdrag normalt varierer innenfor visse maks/min-nivåer, har det de senere 10-år vært gradvise økninger i middelnivået. Endringer i temperatur kan påvirke vannkvalitet samt er rekke biologiske prosesser. Foruten å innvirke på giftighet direkte, vil slike endringer også innvirke på tidspunkt for når snøsmelting inntreffer. Økt snøsmelting om vinteren kan blant annet bidra til at langtransporterte forurensninger destillerer ut av snøen i løpet av vinteren og dermed har lavere påvirkning på smolten om våren. Økt temperatur om sommeren kan samtidig medføre at O<sub>2</sub>-nivået når verdier som påvirker fiskens fysiologi. Sekundære trusler kan da få større effekt og resultere i økt dødelighet. Økt temperatur om våren kan også påvirke utviklingen av saltvannstoleranse, hvor tilpassningene den enkelte bestand har gjennomgått til lokale forhold over mange år blir mistilpasset en ny situasjon (McCormick mfl. 2009). Det er ikke utarbeidet forslag til grenseverdier for temperatur.

### 3.2.2.5 Forsuring

Laksestammene på Sørlandet og Sør- Vestlandet er hardest rammet av forsuring. Minst 25 bestander har dødd ut og minst 20 andre bestander er påvirket av sur nedbør (Hesthagen & Hansen 1991, Kroglund mfl. 2002). Kalkingsvirksomheten har resultert i at disse elvene i dag bidrar til ca 12 % av all laks som fanges i elv i Norge.

Forsuring innebærer en reduksjon i pH, men det er den økte mobiliseringen av metaller, og da særlig aluminium (Al) fra landjorda som medfører at vannet blir giftig (Gensemer & Playle 1999). Al transporteres naturlig ut i vassdrag med humus, men da foreligger Al på en form som ikke er skadelig for vannlevende organismer. Forsuring medfører at mer Al transporteres fra landjorda og ut i vassdragene. I forsuret vann vil Al foreligge på en rekke tilstandsformer, hvor giftighet kun knyttes til de frie, kationiske eller labile formene av metallet (LAl). Disse kan ikke måles direkte i vann og fremkommer analytisk som differanse mellom to andre former (reaktivt og ikke-labilt Al). Konsentrasjon av de frie kationiske formene av metaller kan likevel angis ved å måle konsentrasjon på relevant vev (Teien mfl. 2005). Ved forsuring er akkumulering av Al på gjellevev (gjelle-Al) meget relevant som kvalitetsnorm (Kroglund mfl. 2008b) og er i dag inkludert i Vannforskriften (Direktorsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet, veileder 01:2009). Ved å måle gjelle-Al får man et direkte mål for hvor mye Al som er tilgjengelig i vannet for akkumulering på fiskens gjeller. Måling av gjelle-Al har også en fordel ved at man slipper usikkerheter knyttet til deteksjonsgrenser knyttet til bestemmelse av LAl samt til usikkerheter forårsaket av at fordelingen mellom formene i vann påvirkes av endringer i pH og temperatur. Begge disse kan endres gjennom transport av vannprøver, særlig hvis vannprøven var kald ved prøvetaking (Teien mfl. 2004). Grenseverdier for laks er derfor forankret i pH, LAl samt gjelle-Al (tabell 3.2.2.5).

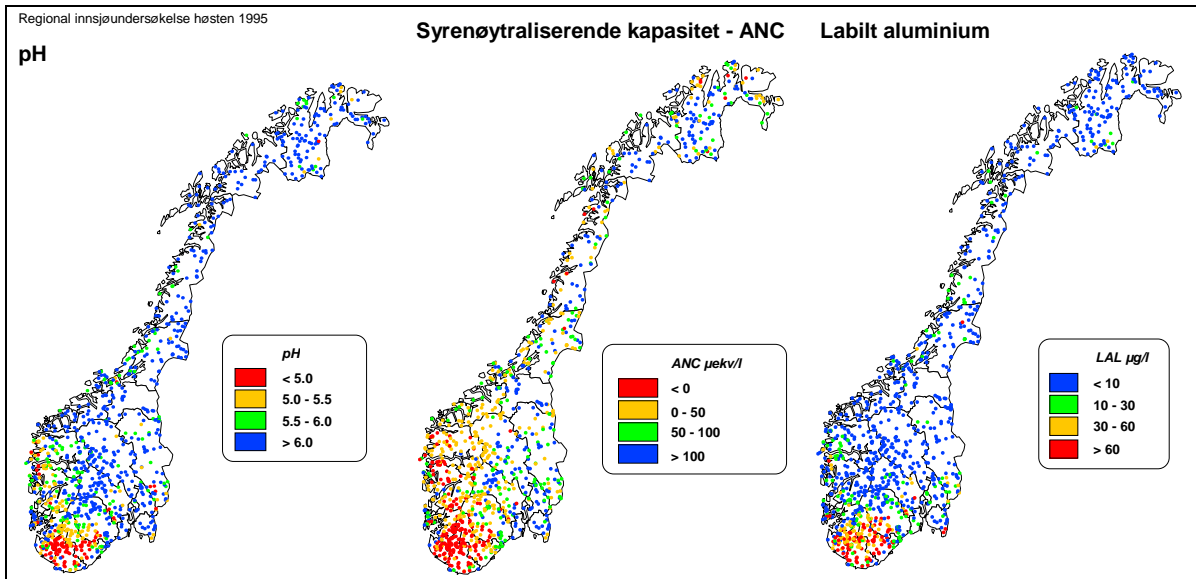
Forsuring påvirker mer enn Al. Forsuring medfører at det blir endringer i kation- og anionsammensetningen (Skjelkvåle mfl. 2005). Denne endringen kan angis ved å beregne ANC verdien (acid neutralizing capacity). ANC verdien kan være lav i store deler av Norge uten at dette nødvendigvis innebærer at vannforekomsten er kritisk forsuret. Lav ANC samtidig med lav pH gjør det rimelig å anta at konsentrasjonen av giftig Al er forhøyet. Grenseverdier for laks er derfor forankret i ANC.

Det måles forhøyde konsentrasjoner av LAI i Agderfylkene, Rogaland, deler av Hordaland og Sogn og Fjordane samt at det måles forhøyde konsentrasjoner i enkelte innsjøer i Trøndelag og Nordland samt Finmark (**figur 3.2.2.3**). Det er ikke undersøkt om LAI konsentrasjoner  $>10 \mu\text{g Al/l}$  nord for Sogn og Fjordane innebærer en belastning for laks, eller om LAI her foreligger på former som ikke er biotilgjengelig, selv om de analytiske verdiene tyder på suboptimale forhold. Hvis Al er biotilgjengelig i Midt- og Nord Norge kan flere vassdrag enn de vi i dag kjenner til ha et forsuringproblem. Det antas her at mens problemet har en kronisk karakter innenfor de tradisjonelle forsuringssområdene vil problemet være mer episodisk utenfor kjerneområdet, men dette bør undersøkes og dokumenteres. Grenseverdier for laks er derfor forankret i pH, LAI samt gjelle-Al.

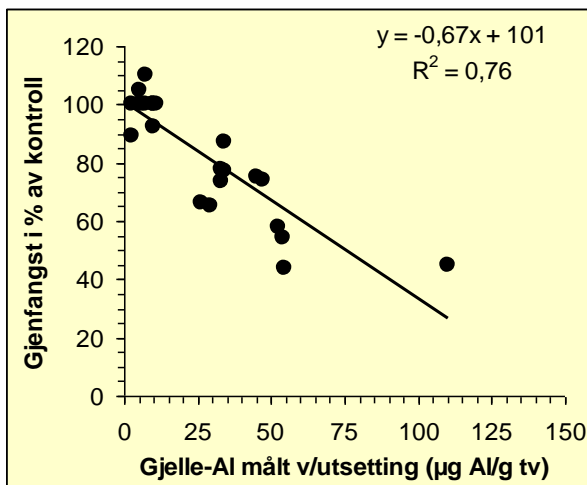
Følsomheten for Al varierer kraftig med livsstadium (Henriksen mfl. 1984, Monette & McCormick 2005, Rosseland & Staurnes 1994). Mens høye konsentrasjoner av Al vil drepe yngel, vil betydelig lavere konsentrasjoner kunne drepe laksesmolt (Kroglund mfl. 2008b). Saltvannstoleranse synes å være den egenskap til laks som er mest følsom, hvor konsentrasjoner som knapt har påviselige effekter på fisken i ferskvann kan redusere sjøoverlevelse (**figur 3.2.2.4**). Redusert sannsynlighet for sjøoverlevelse innebærer at der er en økt risiko for at smolt overlevelse fram til voksen laks reduseres (Kroglund mfl. 2008b). Basert på disse verdiene vil en gjelle-Al konsentrasjon på  $15 \mu\text{g Al/g}$  gjelle tv (tørrvekt) innbære en sannsynlig reduksjon i sjøoverlevelse på 10 % mens en konsentrasjon på  $45 \mu\text{g/g}$  gjelle tv forventes å redusere sjøoverlevelse med 30 %. Tilsvarende lave verdier vil ikke påvirke smoltproduksjon. Dødelighet i ferskvannfasen inntreffer først når gjelle-Al konsentrasjonen overstiger ca.  $300 \mu\text{g Al/g}$  gjelle tørrvekt. Grenseverdier for smoltproduksjon anbefales benyttet fram til mars. Fra mars og frem til når fisken har forlatt elva bør det benyttes klassegrenser for sjøoverlevelse. Perioden fra mars til smoltutvandring antas å være tilstrekkelig lang til at eventuelle skader påført fisken forut kan og vil bli restituert før utvandringen inntreffer.

Laksesmolt eksponert for Al forut for sjøvandringen har redusert immunforsvar og er mer mottaklig og mer følsom for en sekundær stressor i saltvann. Al-eksponert smolt er for eksempel mer følsom for lakselus enn smolt som ikke har erfart Al (Finstad mfl. 2007). Tilsvarende økt følsomhet for lakselus er vist for Zn (Ibrahim mfl. 2000) mens IPN utbrudd i saltvann er for eksempel knyttet til økt  $\text{CO}_2$  i ferskvann (Toften & Johansen 2003). Erfaringer fra forsøk antyder at en eksponering for Al (eller Zn) øker følsomheten for en senere lakselusinfeksjon med en faktor på 2-3. De enkelte laksebestandene utsettes for mer enn én trussel. To trusler som hver for seg er klassifisert som liten kan sammen gi en moderat eller større effekt på overlevelse. Likeledes, hvis to store trusler påvirker en bestand trenger ikke tiltak i forhold til den ene resultere i økt gytebestand da den andre trusselen fortsatt utøver en effekt.

Overvåkingen av forsuringspåvirkte elver er i dag redusert til to vassdrag (Klif 2009). Elver hvor kalking er igangsatt som tiltak ( $n = 22$ ) overvåkes av DN (DN 2010a). Det ansees som sannsynlig at i størrelsesorden 50 lakseelver i Norge er påvirket av forsuring (DN 2010b). Det er dermed ingen vannkjemisk overvåking av de fleste elvene som ansees som påvirket.



**Figur 3.2.2.3.** Regional variasjon i pH, ANC og labilt Al i innsjøer i Norge. For pH og ANC kan oransje og rød farge innebære utilfredsstillende vannkvalitet, mens fargene grønn til rød viser utilfredsstillende vannkvaliteter med hensyn til laks. Kartene er laget av NIVA.



**Figur 3.2.2.4.** Sammenheng mellom gjelle-Al ( $\mu\text{g Al/g gjelle tv}$ ) og reduksjon i sjøoverlevelse basert på forsøk utført i perioden 1999 til 2004 (Kroglund mfl. 2008a, Nilsen mfl. 2010).

**Tabell 3.2.2.5.** Klassegrenser for gjelle-Al ( $\mu\text{g/g}$  gjelle tørrvekt), pH, LAI ( $\mu\text{g Al/l}$ ) og ANC ( $\mu\text{ekv/l}$ ) i elv. Verdiene er delt mellom smoltproduksjon og sannsynlig effekt på sjooverlevelse. Smoltproduksjonsgrensene benyttes frem til mars og etter at smolten har forlatt vassdraget. Grenser for sjooverlevelse gjelder fra mars til smolten har forlatt elva. Forskjellen skyldes forskjeller i følsomhet knyttet til livsstadium. Grensene for gjelle-Al gjelder kun hvis det er reaktivt Al i vannforekomsten. Verdiene for gjelle-Al er innskjerpet i forhold til verdier oppgitt i vannforskriften for å harmonisere forventet skadenivå til de andre påvirkningsfaktorene omtalt i denne rapporten (veileder 1:2009 utgitt av Direktoratetsgruppe for gjennomføringen av vanddirektivet).

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

\* Bruk av gjelle-Al forutsetter at kilden til Al er forsuring. Andre mulige kilder er høyt innhold av leire. Ofte vil pH i slike vassdrag være høy. Bruken av gjelle-Al må vurderes i hvert enkelt tilfelle.

### 3.2.2.6 Miljøgifter og andre forurensninger

Innenfor Europa er det innrapportert bruk av 143 000 ulike kjemikalier (<http://echa.europa.eu/>). De færreste av disse vil skade fisk ved normal bruk. Samtidig er kunnskapen om kritisk kjemisk grense mangelfull for mange stoffer. Mens det for stoffer tatt i bruk etter 1983 har blitt stilt krav til dokumentasjon av giftighet, forelå det ikke et tilsvarende krav om dokumentasjon av eventuell skadelig miljøeffekter for stoffer brukt før 1983. For å bøte på mangelen på kunnskap ble kjemikalieforskriften REACH (se EU regulering 1907/2006) implementert i 2007 innenfor EU og i Norge i 2008 for å sikre at det skal foreligge informasjon om mulige miljøeffekter av kjemikalier som omsettes innenfor Europa. I reguleringen foreligger en egen liste over kjemikalier som er unntatt, samt stoffer underlagt særlig bekymring (Substances of Very High Concern, SVHC). Det er utarbeidet et eget kriteriesett for miljøgifter som skal prioriteres (<http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Kjemikalielister/Prioritetslisten/>). Miljøgifter er kjemikalier som er lite nedbrytbare, de kan oppkonsentreres i levende organismer (bioakkumulere), samt være giftige i lave konsentrasjoner. Når vi bruker begrepet giftig her, omfatter dette også langtidsvirkninger som reproduksjonsskader og arvestoffskader, og ikke kun akutt giftighet som forårsaker at organismen dør. Langtidsvirkninger på reproduksjonssystemet og arvestoffer, såkalte kroniske skader er lite dokumentert hos vannlevende organismer.

De fleste kjemikalier testes og evalueres i dag ut fra OECD protokollen (OECD test protokoll; European Chemicals Bureau (ECB) 2003). Normalt utføres tester på alger, vannlopper (Daphnia) eller fisk (sebrafisk eller regnbueørret). For fisk oppgis giftighetsnivået som den dose som dreper 50 % av fisken i løpet av 4 døgn. Testene utføres som oftest i ionerikt vann med høy pH. Dette er vannkvaliteter som er sjeldne i Norge. Det forventes derfor at fisk i Norge ofte vil ha en lavere toleranse enn det OECD-testene angir. Det at 50 % av fisken dør av dosen innebærer heller ikke at resten av fisken er upåvirket av stoffet. Det benyttes derfor sikkerhetsmarginer før kritisk

kjemisk grense fastsettes for å sikre at man tar tilstrekkelig hensyn til særs følsomme arter (se for eksempel OECD test protokoll; European Chemicals Bureau (ECB) 2003; US Environmental Protection Agency (US EPA) 1994).

Dødelighetstester utført på sebrafisk eller regnbueørret trenger ikke gi grenseverdier som er relevante for laks. Det innvendes ofte at dagens protokoller ikke tester på økologisk relevante responser, som for eksempel effekter på atferd, saltvannstoleranse og andre egenskaper som må beskyttes. Det foreligger ikke metoder for å ekstrapolere responser som død hos test-artene til responser som påvirker smoltproduksjon eller sjøvanntoverlevelse til laks. Det er dermed usikkert om EQS-verdier (environmental quality standards) som i dag benyttes faktisk gir laks den beskyttelse fisken krever for å unngå redusert gytebestand. Samtidig foreligger det lite forsøk på dose-respons sammenhenger for laks (Rosseland & Kroglund, 2010). Vitenskapsrådet har ikke foreslått å endre grenseverdier for noen av miljøgiftene, men vurderer nedenfor de prioriterte giftene og gir en vurdering av om dagens grenseverdier (EQS-verdier) for disse er rimelige.

**Prioriterte miljøgifter:** I Vanddirektivet (2000/60/EC) er det utarbeidet en liste over prioriterte og utvalgte miljøgifter som skal overvåkes i ferskvann og kystvann. For disse miljøgiftene er det videre utarbeidet grenseverdier, EQS-verdier (environmental quality standards), som angir konsentrasjoner som ikke må overskrides i det akvatiske miljøet. Grenseverdiene for disse stoffene er gitt i det såkalte EQS-direktivet 2008/105/EC. (**vedlegg 2**). Grenseverdiene er i første omgang satt for vannsøylen og basert på uttesting med bruk av alger, dyreplankton og fisk. Disse verdiene kan, men trenger ikke være satt tilstrekkelig lavt til at lakseproduksjon og sjøoverlevelse til smolt beskyttes. For å vurdere rimelighet av dagens grenser er det utført et lite litteraturstudium hvor biologisk respons for salmonider i forhold til de prioriterte stoffene, samt dose og EQS-verdier ble vurdert. For seks av 17 stoffer er det utført forsøk på salmonider som kan tyde på at dagens EQS verdi ikke gir tilstrekkelig beskyttelse (**vedlegg 2**). Fra litteraturstudiet viste det seg samtidig at de fleste forsøkene er utført med bruk av irrelevante doser, det vil si doser som er fra 100 til 1000 ganger høyere enn EQS verdien. For de aller fleste miljøgifter vil det være begrenset og manglete litteratur. Det mangler således forsøk utført på relevante doser og hvor økologisk relevante parametere er målt. Det er således vanskelig å konkludere med at dagens EQS-verdier gir laks en tilfredsstillende beskyttelse.

**Pesticider:** Pesticider omfatter en gruppe stoffer hvor bruken er knyttet til å begrense skadevirkningene forårsaket av en uønsket organisme. Hvis pesticidene tilføres vann kan de ha utilsiktede effekter på laks (Rosseland & Kroglund 2010).

For øyeblikket er det 497 aktive stoffer registrert for bruk innenfor EU (Anon. 2). Til tross for en betydelig litteratur på tema fisk og pesticider (4501 artikler i PubMed per 7. juni 2010), er det kun 556 artikler hvor stoff er testet mot salmonider og kun 72 av disse er basert på laks. De fleste stoffene er således aldri testet på laks. Enda færre er uttestet på laksesmolt (Rosseland & Kroglund 2010). Den økologiske betydningen av disse er derfor uklar. Pesticider som er testet har påvirket smoltproduksjon samt sjøoverlevelse ved å påvirke reproduksjon, atferd, vekst (smoltstørrelse), utvandring (tidspunkt og hastighet) og evne til å ioneregulere i saltvann (Rosseland & Kroglund 2010 og referanser i denne). Det er dokumentert skader på laksebestander som spenner fra akutt dødelighet til skader som kun innebærer at smolten har mistet evne til å saltregulere normalt i saltvann (Brown & Fairchild 2003, Fairchild mfl. 1999a).

Til tross for omfattende regulering har ikke forbruket av pesticider avtatt i Europa og i Nord-Amerika mellom 1992 og 2003. I 2003 ble det omsatt ca 300 000 tonn aktive ingredienser til

pesticider i Europa og 450 000 tonn i USA (Gilliom mfl. 2006). I 2008 var det i Norge godkjent 108 virksomme stoffer (ugras-, sopp- insekt- og vekstregulerende midler) og omsetningen av pesticider målt i aktivt stoff var 821 tonn. Dette er noe mer enn gjennomsnittet for siste fem år (737 tonn), men mindre enn forbruket på 90-tallet (Ludvigsen & Lode 2010). En reduksjon i mengde forbrukt stoff innebærer heller ikke nødvendigvis en miljøgevinst hvis redusert bruk innebærer bruk av mer giftige kjemikalier. Rester etter dette forbruket spores i de aller fleste vannforekomster, både i USA, Europa og i Norge (Gilliom mfl. 2006, Anon. 1, Ludvigsen & Lode, 2010).

I Norge overvåkes pesticider gjennom JOVA-programmet ([www.bioforsk.no](http://www.bioforsk.no)). Fra og med 2005 er metoden for å beregne miljøfarlighetsgrensen (MF) for et pesticid endret ved at det nå beregnes en PNEC-verdi (Predicted No Effect Concentration). Tilførsler og forekomst av pesticider overvåkes ikke i lakseførende vassdrag, men er konsentrert til landbrukspåvirkte mindre bekker (<http://jova.bioforsk.no/plv/pesticider.htm>). MF-grensen for de ulike pesticidene, deres nedbrytingsprodukt eller for pesticider i kombinasjon er ikke validert mot eventuelle skader på laks. Det er dermed heller ikke mulig å fastslå om forekomsten av pesticider i norske elver er akseptabel for laks eller ikke. Når forekomst av pesticider heller ikke overvåkes i norske elver er det uklart om dette er et problem. Prøvetakingsmetodikk er angitt i **vedlegg 1**.

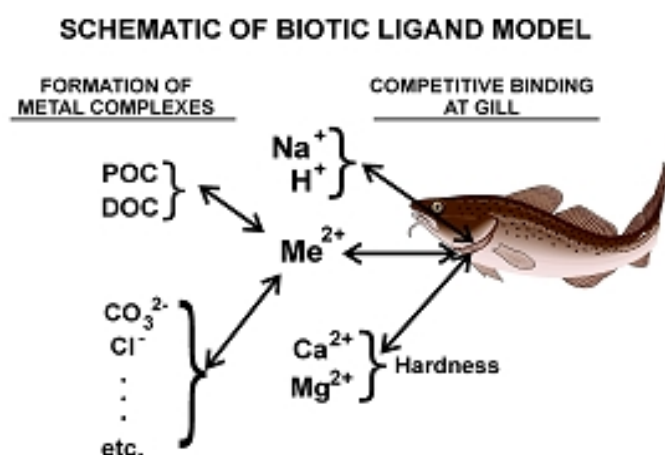
Mengden pesticider i en vannforekomst vil variere episodisk gjennom året og vil variere med tidspunkt for bruk, nedbør og andre faktorer. Konsentrasjon avtar som oftest med størrelse på nedslagsfeltet (Ludvigsen & Lode 2010). Hvilke pesticider som forekommer vil variere med hvilke "pester" som forekommer innenfor vassdragsområdet som igjen vil være knyttet til hva som dyrkes (landbruk, skogbruk og drivhus). I de fleste vassdrag vil det ikke kun forekomme ett pesticid, normalt vil det finnes spor etter flere. Det er fra økotoksikologi tester vist at ulike pesticider i blanding kan få en betydelig synergetisk eller økt negativ innvirkning på forsøksdyrene (Rosseland & Kroglund 2010). En overvåking vil kreve bruk av prøvetakingsteknikker som gir informasjon om episodisk forekomst.

De fleste pesticidene som er listet i vannforskriften er ikke relevante for Norge, siden mange ikke har vært benyttet her, hatt begrenset benyttelse, eller ble forbudt å bruke for mange år siden. For pesticider som benyttes må det fastslås hvilke doser som har effekt på smoltproduksjon og smoltoverlevelse. Vurderingene angitt i **vedlegg 2** tyder på at dagens EQS-verdier ikke kan antas å beskytte laks.

### 3.2.2.7 Metaller

Metaller kan tilføres vassdrag fra en lang rekke kilder. Viktigste er bergverksindustri, samt avrenning fra områder hvor berggrunn bearbeides til veier eller industriområder. Sistnevnte kan medføre en betydelig reduksjon i pH med utlekking av metaller når svovelkis oksyderes etter å ha kommet i kontakt med luft. Dette har resultert i fiskedød i flere vassdrag på Sørlandet. I tillegg tilføres vassdrag metaller via utslipp fra industri, veitrafikk og som langtransportert forurensing. Av prioriterte stoffer i vanddirektivet (200/60/EC) er metallene kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb) og nikkel (Ni) inkludert. EQS (environmental quality standards) verdier er utarbeidet for disse, og for Cd er også hardhetskategorier (oppgitt som mg CaCO<sub>3</sub>/l) inkludert. For de prioriterte metallene kan det være verd å merke seg at spesifisert prøvetakingsmetodikk er filtrert (0,45µm) prøve (348/60/EC). Krav om analyse på en filtrert prøve medfører at man får en mer realistisk verdi, men ikke nødvendigvis den giftige fraksjonen.

Metaller foreligger på en rekke tilstandsformer i vann. Ikke alle former er like giftige. Giftighet vil blant annet variere med ionestyrke, TOC og pH. Grenseverdier for vannkjemi som påvirkningsfaktor bør derfor settes i forhold til de formene som er biologisk relevante. I dag benyttes totalkonsentrasjoner. Dette kan resultere i at grensene settes for høyt i enkelte vassdrag, for lavt i andre. Biologisk aktive konsentrasjoner kan måles kjemisk, måles som akkumulert metall på relevant vev hos fisk samt beregnes med bruk av spesieringsprogrammer (biotisk ligand modeller). Disse beregner hvor mye av metallkonsentrasjonen som vil være på en form som kan akkumuleres på vev og dermed forårsake skade. Det er eller vil bli utviklet en biotisk ligandmodell for kobber, sølv, sink, bly, aluminium nikkell og kadmium. Hovedprinsippet bak en slik modell er vist i figur 3.2.2.5. Modellen er fritt nedlastbar ([http://www.hydroqual.com/wr\\_blm.html](http://www.hydroqual.com/wr_blm.html)).



**Figur 3.2.2.4.** Skjematiske illustrasjon av sammenhenger modellert med bruk av Biotisk Ligand Modell ([http://www.hydroqual.com/wr\\_blm.html](http://www.hydroqual.com/wr_blm.html)). Modellen beregner andel av metallene som foreligger på en fri form gitt generell vannkjemi samt temperatur. POC - partikkelulært organisk materiale, DOC - oppløst organisk materiale, Me<sup>2+</sup> - et metall.

Mye er kjent om enkeltmetallers toksiske mekanismer på fisk, og en god del om ulike fiskearters toleransegrenser for metaller. Det gjøres stadige framskritt også på å overføre denne kunnskapen til modeller som kan predikere effekter på populasjonsnivå i naturen. Likevel er det fortsatt kunnskapsmangel og/eller dokumentasjonsbehov på en del felter. Kompleksitet knyttet til at både vannkjemi og til at ulike fiskearter og deres livsstadier har ulik følsomhet gjør at universelle grenseverdier vanskelig kan settes.

Det er veldokumentert at metaller skader anadrom laksefisk. På samme måte som for forsuring, synes smoltperioden å være et svært følsomt livsstadium. I tillegg er også tidlige livsstadier påvist å være spesielt følsomme (Jeziarska mfl. 2009). Redusert produksjon av smolt i et vassdrag kan skje både som følge av direkte fysiologiske skadeeffekter som medfører redusert overlevelse, og gjennom atferdsendringer (bl.a. som følge av redusert luktesans) som er en godt dokumentert effekt av metalleksponering (Hecht mfl. 2007, Tierney mfl. 2010). For en detaljert beskrivelse av det enkelte metalls geokjemiske og hydrokjemiske egenskaper, henvises det til (Lydersen mfl. 2002).

**Bergverk.** Selv om det per 2010 ikke er aktiv gruvedrift på sulfidholdig malm i Norge, finnes nedlagte gruver med tilhørende deponier, avgangstipper og mer diffust spredte forurensingskilder mange steder i landet (Klif 2010a), og en andel av disse har avrenning til laksevassdrag. Midlertidige tiltak som har begrenset avrenning de siste 10-årene er i ferd med å miste sin effekt. Nye tiltak er derfor under utredning/vurdering. Frigjøring og utlekking av metaller til vannfase, regnes som hovedproblemet, og tiltak er rettet mot å redusere slik utlekking. Avhengig av den aktuelle kildens kjemiske sammensetning, og fysiske egenskaper vil konsentrasjon og sammensetning av metaller som tilføres det ytre miljøet være stedsspesifikk. For å være giftige for fisk må metaller være i en biotilgjengelig form. Frie metallioner regnes for å være mest biotilgjengelig, og dermed mest giftig, mens metaller som er bundet for eksempel til organiske molekyler (humus) eller andre uorganiske kompleksbindere regnes for å være lite biologisk tilgjengelig. Tilstandsformen (og dermed biotilgjengelighet/toksisitet) er avhengig av hvert enkelt metalls kjemiske egenskaper (se Lydersen mfl. 2002), samt av andre vannkjemiske faktorer som vannets pH, alkalinitet/hardhet, ionestyrke, mengden oppløst organisk materiale og tilstedeværelsen av kompleksdannende substanser (Niyogi & Wood 2004). En ytterligere kompliserende faktor er de ulike kjemiske stoffenes reaksjonshastighet. Oksidasjon, hydrolyse, polymerisering, kompleksbinding og utfelling forekommer når frigjorte metaller introduseres til det ytre miljø. Metaller kan være langt mer toksiske før disse reaksjonene har gått til en likevektssituasjon, noe som kan ta timer og dager i enkelte tilfeller (Kroglund mfl. 2001a, Teien mfl. 2004, 2008). Avhengig av de ulike metallenes kjemiske egenskaper, er også konsentrasjonen som skal til for å gi en toksisk effekt på fisk svært ulik.

Tradisjonelt har man i Norge forholdt seg til grenseverdier på kobber alene, selv om også andre metaller i avrenningen har toksisk effekt. Når effekter på laks skal evalueres bør man derfor ikke sette vurderingen for enkeltmetallene isolert, men heller anta at effekten av to metaller er additiv. Inntil det foreligger tilstrekkelig dokumentasjon for kombinasjonseffekter velger vi likevel å angi enkeltstående grenser her. I Norge er ni gruveområder prioritert for tiltak på grunn av størrelsen på utslippene (<http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/>).

### **Kobber**

Fra Klif vurderes årsmiddelkonsentrasjoner i vassdrag lavere enn 20 µg/l som en totalverdi som ser ut til å ha liten skadeeffekt på fisk ([http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Miljogifter\\_vann/Miljogifter\\_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/#A](http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Miljogifter_vann/Miljogifter_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/#A)). Samtidig er kobberverdier over 6 µg per liter likevel betegnet som "meget sterkt forurenset", etter Klima- og forurensningsdirektoratets klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997). Vassdrag i områder som drenerer sulfidholdige bergarter vil kunne ha høye bakgrunnsverdier for metaller, spesielt kobber og sink som naturtilstand. Klif har som målsetning at utslipp av kobber fra gruver skal reduseres, slik at kobberkonsentrasjonen ikke overstiger 10 µg/l i nærmeste vassdrag ([http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Miljogifter\\_vann/Miljogifter\\_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/](http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Miljogifter_vann/Miljogifter_ferskvann/Avrenning-fra-gruver/)). Kritisk kjemisk verdi for metaller bør ikke forankres i totalkonsentrasjon ettersom giftighet som oftest kun forårsakes av den frie fraksjonen (Lydersen mfl. 2002). Så lenge denne grenseverdien for kobber er forankret i totalkonsentrasjon trenger den ikke ha noen biologisk relevans. I enkelte områder vil den forutsette unødig rensing, i andre tilfeller vil en slik grenseverdi medføre at ønsket biologisk mål ikke blir oppnådd. I forsøk utført i ionefattig vann døde 50 % av smolten i ferskvann ved en total Cu-konsentrasjon på 8 µg/l (Kroglund upublisert). I feltforsøk utført i de deler av Stjørdalselva som er påvirket av gruveavrenning, døde 90 % av fisken innen 48 timer ved en total Cu-konsentrasjon på ca 20 µg/l (Kristensen mfl. 2009). Det er sannsynlig at



saltvannstoleranse påvirkes ved betydelig lavere konsentrasjoner enn dette. Grenseverdier for kobber er gitt i **tabell 3.2.2.6**.

### Sink

Sink (Zn) er et essensielt spormetall som er svært vannløselig ved nøytral og sur pH, og dermed kan finnes i relativt høye konsentrasjoner i vann (Lydersen mfl. 2002). Hovedkilder er gruvedrift og metallurgisk industri. Grensverdier for klasse 3 (UN-ECE 1997, effekter på laksefisk) er satt til 61-100 µg/l. Det er vist at 420 µg/l er akutt dødelig dose for juvenile stadier av laks (Sprague & Ramsay 1965). De samme forfatterne fant også en ren additiv effekt av kombinerte sink- og kobbereksponeringer. Pre-eksponering er også vist å øke toleransen for Zn-eksponering (Bradley mfl. 1985). Sink ser ikke ut til å hemme luktrespons hos røye ved eksponering av gruveavrenning med Cd, Ni og Zn (Thompson & Hara 1977). Variabiliteten og bakgrunnsnivåene på gjellekonsentrasjoner av sink er høy (**tabell 3.2.2.7**), trolig grunnet sinks rolle som sentralatom i enzymet karbonsyre anhydrase som det finnes veldig mye av i gjellevev. Det vil derfor være en del usikkerhet knyttet til dette metallet. Grenseverdier for sink er gitt i **tabell 3.2.2.6**.

### Jern

Jern kan naturlig forekomme i betydelige konsentrasjoner i overflatevann, da ofte sterkt assosiert med organisk materiale. I godt oksygenet overflatevann finnes jern oksidert som Fe (III). Som Fe (III) er jern lavt løselig og vil derfor ofte felles ut. Avrenning fra gruver og grunnvann har ofte en stor andel redusert jern (Fe (II)), som har en svært pH- og temperaturavhengig oksidasjonsrate. Akutt giftighet av jern kan tilskrives pågående oksidasjon og utfelling på fiskegjeller (Teien mfl. 2008). EPA angir en grenseverdi for Fe (II) på 1 mg/l for laksefisk. Dette nivået er også vist å gi negative effekter på laksesmolt i forsøk (Åtland upublisert). Grenseverdier for Jern er gitt i **tabell 3.2.2.6**.

### Nikkel

Nikkel (Ni) er et essensielt spormetall med en kompleks vannkjemi (Lydersen mfl. 2002). Grande & Andersen (1983) rapporterte en grenseverdi for laksefisk på 50 µg/l, og grenseverdier for klasse 3 (UN-ECE 1997, negative effekter på laksefisk) er satt til 31-100 µg/l. Ni virker ikke å hemme luktrespons hos røye ved eksponering av gruveavrenning med Cd, Ni og Zn (Thompson & Hara 1977). EQS er satt til 20 µg/l (348/93/EC). Det kan knyttes noe usikkerhet til sammenligning av tallverdiene ved at man opererer med EQS-verdier på filtrerte vannprøver, mens mye av litteraturen baseres på målinger av totalkonsentrasjon. Likevel virker EQS-verdien å være i et konsentrasjonsområde der det ikke forventes akutte effekter, men hvor det for laks er usikkert om smoltproduksjon og sjøoverlevelse er tilstrekkelig beskyttet. Grenseverdier for Nikkel er gitt i **tabell 3.2.2.6**.

### Kadmium

Kadmium (Cd) er et ikke-essensielt, bioakkumulerende metall med kjemiske egenskaper som ligner sink (Lydersen mfl. 2002). Langtransporterte forurensninger fra kilder utenfor Norge bidrar med større tilførsler av kadmium enn utslipp fra norske kilder. I 2007 var langtransportert tilførsel på 3,5 tonn. Undersøkelser av moser, innsjøsedimenter og overvåking av luft og nedbør viser at de lufttransporterte kildene av Cd er redusert med 90 % siden 1980 (Klif 2010b). Under visse betingelser er miljøet spesielt sårbart for kadmium. Dette gjelder for eksempel ved lav pH og lav hardhet i vassdrag, som er en svært vanlig vanntype i nordiske land. I gruveavrenning fra norske kilder er Cd nivåene relativt lave i forhold til Cu, Al og Zn, slik at de akutte effektene i hovedsak skyldes andre metaller. Imidlertid vil kadmiums bioakkumulerende egenskaper kunne gi

både langtidseffekter på fisk, maternell overføring til avkom (Jeziarska mfl. 2009) og avstedkomme kostholdsråd for menneskelig konsum.

For opptak via føde hos laks, er en grense for maksimal tolererbart Cd innhold satt til 11 mg/kg (Berntssen mfl. 2001). EQS AA (årgjennomsnitt) er satt til 0,08 µg/l for hardhetsklasse 1 (< 40 mg CaCO<sub>3</sub>) (348/93/EC). Denne laveste hardhetsklassen dekker det aller meste av norsk overflatevann (Figur 1), og for juvenile stadier av brunørret er det rapportert progressivt større effekter av Cd doser ved ytterligere reduserte hardheter (2,7 og 12,8 mg CaCO<sub>3</sub>/l) som er svært relevante for norske forhold (Haugen mfl. 2007). Det er usikkert hvordan gjeldene EQS vil påvirke smoltproduksjon og sjøoverlevelse. Det er ikke gitt grenseverdier for kadmium.

## Bly

Bly (Pb) er et ikke essensielt, bioakkumulerende metall. Langtransporterte tilførsler er sterkt redusert (70 % siden 1980, Klif 2010b). Bly har en kompleks kjemi i vann, og er assosiert med mengden organisk karbon i vannet (Lydersen mfl. 2002). Bly er akutt giftig for vannlevende organismer og pattedyr. Bly gir også kroniske giftvirkninger hos mange organismer, selv i små konsentrasjoner. Kronisk blyforgiftning kan ha nevrotoksiske og immunologiske virkninger og gi skader på det bloddannende systemet hos varmblodige dyr. Som for Cd, vil andre metaller i gruveavrenning dominere den akutte toksisiteten for laksefisk, men på samme måte vil de bioakkumulerende egenskapene kunne gi mer kroniske effekter. EQS AA (årgjennomsnitt) er satt til 7,2 µg/l (348/93/EC). Det er usikkert hvordan gjeldene EQS vil påvirke smoltproduksjon og sjøoverlevelse. Det er ikke gitt grenseverdier for bly.

**Tabell 3.2.2.6.** Klassegrenser for metaller i eh. Grenseverdier (µg/l) er bare gitt for smoltproduksjon fordi det ikke finnes tilstrekkelig grunnlag for å angi grenser for effekt på sjøoverlevelse Referanser er gitt under tabellen.

	Parameter	Ingen	Liten	Moderat	Stor
Smoltproduksjon	Kobber	> 2	2-4*	4-8	< 8 <sup>#</sup>
Sjøoverlevelse					
Smoltproduksjon	Sink	>1 0			300
Sjøoverlevelse					
Smoltproduksjon	Jern	>300	300-600	600-1000	1000 <sup>□</sup>
Sjøoverlevelse					
Smoltproduksjon	Nikkel	>2		30	50
Sjøoverlevelse					
Samlet metaller		Ingen+Ingen	Ingen+Liten	Liten+Liten, Moderat + Ingen	Alle andre kombinasjoner

\* Basert på atferdsresponser (Hecht mfl. 2007) og inhibering av luktesans hos laksefisk (Tierney mfl. 2010).

<sup>#</sup> Basert på resultat fra Kroglund mfl. upublisert, dødelighet i 96h LC50 verdier, smolt av laks.

<sup>□</sup> Basert på dødelighetsdata og fysiologisk forstyrrelse ved 3-7 dagers eksponering av smolt av laks (Åtland mfl. upublisert)

## Gjellemetaller

Det er sterk korrelasjon mellom beregnet bindingsaffinitet til gjeller av den frie ionekonsentrasjonen av et metall og metallens 96h LC50 verdi (Niyogi & Wood 2004). I motsetning til aluminium er metallakkumulering på gjeller ikke like mye brukt som responsparameter i toksisitetsstudier for andre metaller eller i overvåkingsprogrammer på laksefisk. Det er derfor større usikkerhet knyttet til å definere bakgrunnsnivåer og effektgrenser for disse metallene på fiskegjeller. I **tabell 3.2.2.7** er tentative bakgrunnsverdier for laksefisk

angitt basert på et datasett fra europeiske høyfjellssjøer. Lokalteter der bioakkumulering av Cd og Pb er påvist, er utelatt fra materialet.

Det er langt større usikkerhet knyttet til å sette klassegrenser for andre metaller, sammenlignet med forsuringsrelatert aluminium hvor vi har 30 år med sur nedbørforskning å støtte oss til (**tabell 3.2.2.5, tabell 3.2.2.8**). Dette skyldes både en manglende spesifikk kunnskap på laks, og spesielt smoltstadiet, men også at metaller fra gruveavrenning og andre kilder i mye større grad forekommer som en kompleks blanding der studier av enkeltmetallers effekt. Overføringsverdien fra laboratoriestudier av enkeltmetaller og case-studier på spesifikke forurensingskilder blir da noe begrenset. Der data fra feltstudier med reelle metallkonsentrasjoner finnes, tyder disse så langt på at klassegrenser bør settes konservativt.

**Tabell 3.2.2.7.** Bakgrunnsverdier for gjellmetaller ( $\mu\text{g/g}$  tørrvekt) hos laksefisk basert på prøver fra 10 europeiske høyfjellssjøer (Rosseland, upubliserte data). Medianverdier, samt 2,5 og 97,5 percentiler er angitt. (Bearbeidet fra Rosseland mfl. 2007).

	Median	2,5%	97,5%
Kobber ( $\mu\text{g/g}$ dw)	2.0	1.4	4.5
Sink ( $\mu\text{g/g}$ dw)	235	75	658
Jern ( $\mu\text{g/g}$ dw)	225	108	497
Nikkel ( $\mu\text{g/g}$ dw)	0.2	0.0	2.1
Bly ( $\mu\text{g/g}$ dw)	0.5	0.0	1.5
Kadmium ( $\mu\text{g/g}$ dw)	1.0	0.0	2.7

**Tabell 3.2.2.8.** Klassegrenser for gjellemetall i elv ( $\mu\text{g/g}$  gjelle tørrvekt). Grenseverdier er bare gitt for smoltproduksjon fordi det ikke finnes tilstrekkelig grunnlag for å angi grenser for effekt på sjøoverlevelse.

Parameter	Ingen	Liten	Moderat	Stor
Smoltproduksjon Sjøoverlevelse	Kobber < 5	10	20	< 20 <sup>#</sup>
Smoltproduksjon Sjøoverlevelse	Sink < 650			
Smoltproduksjon Sjøoverlevelse	Jern < 500	500-1000	1000-1500	> 1500*
Smoltproduksjon Sjøoverlevelse	Nikkel < 2			
Samlet metaller	Ingen+Ingen	Ingen+Liten	Liten+Liten, Moderat + Ingen	Alle andre kombinasjoner

<sup>#</sup> Basert på dødelighetsdata fra Kroglund. mfl. upublisert, og Kristensen mfl. (2009) på smolt av laks.

\* Basert på dødelighetsdata og fysiologisk forstyrrelse ved 3-7 dagers eksponering av smolt av laks (Åtland mfl. upublisert)

### 3.2.2.8 Overvåkingsfrekvens

De vannkjemiske elementene kan forekomme som en kronisk eller en episodisk belastning. En kronisk belastning vil påvises i de fleste overvåkingsprogram hvis det analyseres på de riktige stoffene. Episodiske belastninger kan derimot være mer vanskelig å påvise. Disse kan oppstå, skade laks og forsvinne før det blir tatt vannprøver. Det vil da være vanskelig å knytte endringer i bestand til en kjemisk belastning såfremt episoden ikke er kjent av andre årsaker. Det er i en rekke forsøk vist at sjøoverlevelse til laksesmolt skades selv om eksponeringsdosen er lav og varigheten av belastningen er i størrelsesorden timer til dager (Kroglund mfl. 2008b, McCormick mfl. 2009, Nilsen mfl. 2010). Etter en slik belastning forventes det at smolten over tid gjenvinner normalfysiologi. Hvor raskt fisken gjenvinner en normalfysiologi synes avhengig av belastningstype og belastningsnivå, hvor denne prosessen tar uker hvis belastningen er forsurening (Kroglund mfl. 2001b, Kroglund mfl. til trykking). Selv om fisken syntes "frisk" har langtidsstudier vist at fisken har redusert toleranse for lakselus etter en belastning (Finstad mfl. til trykking). En periode på 2 uker var for eksempel ikke tilstrekkelig til å fjerne effektene av en moderat belastning.

En episodisk belastning kan være en "engangs" hendelse. Selv om denne forårsaker stor død trenger ikke laksebestanden være truet selv om det kan ta år å reetablere en normal populasjonsstatus (Korman mfl. 1994, Lacroix & Korman 1996). De vannkjemiske påvirkningsfaktorene utøver sin påvirkning i løpet av eksponeringsperioden, men den fysiologiske responsen på en påvirkning kan vedvare i størrelsesorden uker til år (Lerner mfl. 2007). Det må derfor skilles mellom tidshorisonter knyttet til økologisk effekt og overvåking, hvor økologisk effekt er uavhengig av påvirkningsfaktor. Hvor hyppig en bestand tåler en gitt belastning er diskutert i kapittel 2. Hvor hyppig de ulike truslene må dokumenteres vil avhenge av hvilke stoffer man diskuterer.

Innenfor vannforskriften er det angitt prøvetakingsfrekvens for referansevassdrag samt for vassdrag som er påvirket. Frekvens er knyttet til sannsynlighet for at vannforskriftens kvalitetsnormer ikke oppfylles. Likeledes varierer frekvens med hvilke typer stoffer som omtales. Det vurderes ikke her som nødvendig å fravike vannforskriftens prøvetakingsfrekvenser. Samtidig vil det for laks være nødvendig å endre fokus fra årsgjennomsnitt til maksimumsverdier. Mens fisk som oftest ikke dør av gjennomsnittsverdier, vil derimot den dose fisken opplever i kritiske faser av livet være avgjørende for i hvilken grad gytebestanden reduseres. Ettersom laksesmolt er mest følsom om våren bør prøvetakingshyppigheten økes i perioden forut for og under smoltifiseringen. Denne perioden bør dekkes av minst tre prøver. Med hensyn til hormonhemmere og andre miljøgifter som kan ha effekt på reproduksjon anbefales det at vannforskriftens prøvetakingsfrekvens opprettholdes. Hvis EQS-verdien overskrides øker sannsynlighet for skader på en fiskebestand uten at vi her kan angi hvor mye. For miljøgifter og metaller gjelder det egne prøvetakingsprotokoller. Det må her tas særskilt hensyn til innsamlingsmetoder samt prøveoppbevaring. Slik prøvetaking må utføres av trent personell.

### 3.2.3 Rømt oppdrettslaks

Parallelt med vitenskapsrådets arbeid gjør Havforskningsinstituttet (HI) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) en vurdering for Fiskeridirektoratet og Direktoratet for naturforvaltning av ulike indikatorer på genetiske effekter av rømt oppdrettslaks på villaks. Det følgende avsnittet er utarbeidet i samsvar med disse vurderingene. Forslaget til grenseverdier står vitenskapsrådet for alene.

Den enkleste vurderingen av påvirkningen fra rømt oppdrettslaks, er å beregne deres andel i gytebestander av laks. I Norge har andelen rømt oppdrettslaks vært overvåket i mer enn 20 år, først som del av innsamlingen av laks til genbanken (Gausen & Moen 1991) og deretter (fra 1989) som en egen overvåking i regi av NINA med bidrag fra blant andre Rådgivende Biologer og Veterinærinstituttet (Fiske mfl. 2001, 2006, Anon. 2010a,b). Rømt oppdrettslaks er genetisk forskjellig fra vill laks, og vil, om de gyter, kunne endre lokale villaksbestander genetisk og gi effekter på deres livshistorie, produktivitet og levedyktighet. *En mulig grenseverdi for rømt oppdrettslaks kan derfor knyttes direkte til % innslag av rømt oppdrettslaks i gytebestanden.*

I to vassdrag, Imsa i Rogaland og Burrishoole i Irland, er det gjort forsøk med rømt oppdrettslaks og deres avkom i konkurranse med lokal villaks gjennom én til to generasjoner (McGinnity mfl. 1997, 2003, Fleming mfl. 2000). Kunnskapen om forskjeller i relativ fitness (overlevelse og gytesuksess) fra disse forsøkene er utnyttet i en simuleringsmodell som kombinerer anslag for % rømt oppdrettslaks med variasjon i fitness, og framskriver effekten gjennom modellering av endringer i andelen villaks, andelen oppdrettslaks, og krysninger mellom de to, i et valgt antall generasjoner (Hindar mfl. 2006, Hindar & Diserud 2007, Diserud mfl. 2010). *Resultater fra disse simuleringene – for eksempel rest-andelen av villaks, hvor raskt denne andelen reduseres (Hindar mfl. under utarbeidelse), eller beregnet forekomst av forvillet oppdrettslaks i bestanden – kan gi grunnlag for en annen type grenseverdi for påvirkning av rømt oppdrettslaks.*

Molekylærgenetiske studier kan gi direkte informasjon om hvordan rømt oppdrettslaks påvirker villaks genetisk. Det har lenge vært kjent at gyting av rømt oppdrettslaks kan spores biokjemisk i egg og plommesekkyngel (Lura & Sægrov 1991a,b), og at noen kombinasjoner av rømt oppdrettslaks og villaks kan spores genetisk i neste generasjon (Crozier 1993, 2000, Clifford mfl. 1998a,b). Det har også vært vist at det skjer genetiske endringer over tid i villaksbestander som er utsatt for store innslag av rømt oppdrettslaks (Skaala mfl. 2006) og det er sannsynliggjort at i hvert fall én av årsakene til disse endringene er gyting av oppdrettslaks i vassdraget (Sægrov mfl. 1997, Skaala mfl. 2006).

I løpet av de siste årene har det skjedd en betydelig utvikling av genetiske metoder, og noen av disse er anvendt på laks. Glover mfl. (2008) og Glover (2010) har vist at rømt oppdrettslaks kan gjenkjennes til anlegget de rømte fra, hvis rømmingstilfellet og de mulige kildene er kjent. Nylig er det også utviklet en genetisk markør som kan skille oppdrettslaks fra villaks på en mer generell basis (Karlsson mfl. til trykking). Denne er framkommet ved å lete blant mer enn 4500 enkelt nukleotidpolymorfismer (såkalte SNPs) etter gener som er vesensforskjellige mellom villaksbestander og oppdrettslaksbestander, uavhengig av hvilken villaksbestand eller avlslinje fisken er tatt fra. Et sett av slike genetiske markører ble funnet ved å sammenlikne villfisk fra 13 laksebestander fra Numedalslågen i sørøst til Tana i nord (og utnytte gamle prøver av villfisk der det var mulig at nye prøver var påvirket av oppdrettslaks) med 12 oppdrettsbestander (tre store avlsselskap med fire årsklasser hver). Hver for seg var ikke noen av de SNPene diagnostiske, men et sett med 60 SNPer hadde til sammen mer enn 90-95 % sannsynlighet for å plassere fisken i rett kategori (vill eller oppdrett), selv om fisken ikke selv var med i testpanelet (Karlsson mfl. til trykking). Dette gir grunnlag for å knytte grenseverdier for påvirkning direkte til genetisk verifiserte funn av forvillet oppdrettslaks i en laksebestand, eller også krysninger mellom villaks og oppdrettslaks. Inntil anvendelsen av den SNP-baserte markøren er utprøvd og validert, er det grunn til å bruke den med forsiktighet.

Følgende grenseverdier og klassifisering foreslås:

	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Prosent rømt oppdrettslaks	<1	1-3	3,1-9	> 9

Grenseverdiene for andelen rømt oppdrettslaks er satt ut fra (1) at den ikke bør overstige gjennomsnittsverdier for naturlig feilvandring hos laks (ca 4 %, Stabell 1984), og (2) at de over tid ikke skal føre til sterk reduksjon i rest-andelen villaks. Med dagens kunnskapsnivå antar vi at på lang sikt fører 9 % rømt oppdrettslaks i gytebestanden til at andelen vill gytefisk med villaksbakgrunn reduseres til ca 75 % (Diserud mfl. 2010). Som for kvalitetsnormen estimeres % oppdrettslaks som gjennomsnittet av innslaget i prøver fra fiskesesongen og høstbestanden (Fiske mfl. 2006, Diserud mfl. 2010).

Grenseverdier for påvisning av genetisk identifiserte oppdrettslaks i villaksbestander bør ikke settes for genetiske markører for slik påvisning er brukt sammen med kunnskap om effekter i bestanden.

Genetiske effekter som skyldes én-veis genstrøm fra rømt oppdrettslaks til villaks er kumulative. Det bør derfor være en forutsetning at beregnede eller påvisbare genetiske effekter i villaksbestander fører til at det settes strengere grenser for framtidig påvirkning. Det er gjort noen simuleringer av mulige framtidsscenarioer som kan gi en pekepinn om hvor lavt framtidige tålegrenser bør settes (Diserud mfl. 2010). I Hordaland, der de beregnete innslagene av forvillet oppdrettslaks og kryssninger mellom vill og oppdrettslaks i villaksbestandene er høye, viser scenariene at bare 0 % innslag av oppdrettslaks i bestandene vil bedre situasjonen (Diserud mfl. 2010).

Til tross for at effektene av genstrøm fra rømt oppdrettsfisk er kumulative, og har påvirket bestandene i mange år, har rådet valgt å anbefale at klassifiseringen som for de andre påvirkningsfaktorene måles som gjennomsnitt over en laksegenerasjon og minimum fem år. Dette gjør at endringer, både i positiv og negativ retning, oppdages raskere. Selv om en slik klassifiseringperiode i noen tilfeller (for eksempel ved høye historiske innslag etterfulgt av kraftige reduksjoner) kan gi et for positivt bilde i forhold til denne påvirkningsfaktoren, vil statusen i bestanden beskrives gjennom kvalitetsnorm genetisk integritet som er basert på oppdrettsfisk i bestanden fra 1989 til dags dato.

### 3.2.4 Fremmede fiskearter

Fremmede arter inkluderer i denne sammenheng fiskearter som har blitt introdusert utenfor sitt naturlige utbredelsesområde. Dette kan være i form av arter som har spredt seg fra sitt naturlige opprinnelsessted ved hjelp av mennesker (primær introduksjon), eller dersom arten har spredt seg videre ved egen hjelp (sekundær introduksjon). Blant fremmede fiskearter som kan påvirke laksebestander er regnbueørret (*Oncorhynchus mykiss*), pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*), ørekyt (*Phoxinus phoxinus*), sandkryper (*Cottus gobio*) og hvitfinnet ferskvannsulke (*Cottus gobio*). Vi foreslår grenseverdier for regnbueørret og pukkellaks. Kunnskapen om effekten av introduksjoner av de andre artene på laks er relativt dårlig, og det finnes ingen komplett oversikt over artenes spredning og forekomst i laksevassdrag.

Regnbueørret forekommer ikke naturlig i Norge. Den har vært satt ut i mer enn 100 år, og har dannet bestander noen få steder – oftest i dammer eller lokaliteter høyt til fjells, og meget sjelden i vann og vassdrag med naturlige bestander av laks og ørret (Hindar mfl. 1996, Hesthagen & Sandlund 2007). Siden 1990-tallet har det vært et generelt utsetningsforbud av regnbueørret i Norge. Rømt regnbueørret fra oppdrett er vanlig i noen områder, og man må regne med at rømt regnbueørret gyter i mange vassdrag med laks. Vi kjenner til noen få tilfeller av vellykket gyting av regnbueørret i vassdrag med anadrom fisk (Sægrov mfl. 1996) men ikke til noen etableringer av bestander i slike vassdrag. Regnbueørret kan være konkurrent til både laks og ørret (Fausch 2007) og kan være vektor for spredning av infektive organismer.

Vitenskapsrådet foreslår at kvalitetsnormer for regnbueørret i laksevassdrag knyttes til (1) forekomst i vassdraget, (2) vellykket gyting observert, og (3) etablering av bestand. En viktig grense kan være ved observasjon av avkom etter naturlig gyting i elva. Selv om utsetting av regnbueørret har vært sjelden siden 1990-tallet, tar vi med det som en mulig kilde her.

Følgende grenseverdier og klassifisering foreslås:

	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Forekomst av regnbueørret	ikke observert	sjelden	hyppig	dominerende
Reproduksjon av regnbueørret	ikke observert	gyting men ikke avkom observert	avkom observert men ingen etablering	etablert bestand

Forslaget til klassifisering tar hensyn til at regnbueørret selv uten etablering av en selvreproduserende bestand, kan ha en betydelig effekt på laksebestander, både gjennom konkurranse, predasjon og spredning av sykdomsagens. Effekten av konkurranse og predasjon er sannsynligvis i større grad enn spredning av sykdomsagens, avhengig av antallet rømt/utsatt regnbueørret. Dårligste klassifisering av de to kriteriene anees styrende for klasifisering av samlet påvirkning.

Etablering av selvreproduserende bestander av regnbueørret vil øke muligheten for store effekter på laksebestander. Kunnskapen om etablerte bestander av regnbueørret i Norge, tyder foreløpig på at levetiden til disse bestandene er begrenset (til noen titalls år) når de lever i isolasjon (Hesthagen & Sandlund 2007, Hindar mfl. upublisert).

Pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*) ser nå ut til å være under etablering i deler av Finnmark (Anon. 2010a). Vi foreslår at forekomst av pukkellaks klassifiseres som menneskapt påvirkningsfaktor på samme metode og med samme kriterier som for regnbueørret (se overfor). Dersom man ønsker en samlet klassifisering av fremmede arter som påvirkningsfaktor anbefales at dårligste klassifisering blir styrende uavhengig av art.

### 3.2.5 Lakselus

Lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*) er i utgangspunktet en naturlig tilpasset og spesialisert parasitt på laksefisk. I naturlige systemer er det sjeldent at slike parasitter fører til betydelig sykdom hos vill fisk. For at man skal kunne definere en lakselusinfeksjon som en sykdom, må vertens fysiologi, atferd og overlevelse være påvirket i betydelig grad. Fysiologiske effekter av lakselus på laks, sjørørret og sjørøye har derfor vært grundig studert, og effekter er funnet i form av blant annet

høye nivåer av stresshormonet kortisol, problemer med vann- og saltbalansen og nedsatt immunologisk kapasitet, spesielt når lusa utvikler seg fra fastsittende larver og til bevegelige lus. Seneffekter som redusert vekst, svømmeevne, reproduksjon og dødelighet, har også blitt påvist.

Å undersøke forekomsten av sykdom i ville fiskebestander er en vanskelig oppgave, først og fremst fordi syk villfisk som oftest dør ubemerket i naturen. Dette skaper et fundamentalt problem for innsamling av representative data for påslag av lakselus på vill laksefisk fordi man bare kan samle fisk som har overlevd infeksjonene (Revie mfl. 2009). Det er i de siste tiårene utviklet fangstredskaper og metoder for å fange laks, sjørøret og sjørøye i sjøen (Anon. 2010a), slik at man på en relativt representativ måte kan undersøke lakselusinfeksjoner hos postsmolt av disse artene. På grunn av håndtering og mekanisk påvirkning av fisken i fangstredskapene er lakselusinfeksjonen som regel et underestimat av de reelle infeksjonene. Etter at disse metodene har blitt tilgjengelige, er det gjennomført en rekke undersøkelser av forekomsten av lakselus på vill laksefisk i områder med og uten oppdrett (Bjørn mfl. 2010, Finstad & Bjørn 2011). Det har også blitt mulig, ut fra kunnskap om fysiologiske effekter og dose-respons betraktninger, å vurdere konsekvensene av lakselusinfeksjoner på ville bestander av laksefisk.

Langtidsovervåkingen viser at infeksjonstrykket av lakselus har vært og fortsatt er kronisk forhøyet langs store deler av norskekysten i forhold til historiske nivå og områder uten oppdrett, med en foreløpig topp på slutten av nittitallet (Bjørn mfl. 2010, Finstad mfl. 2011). Et generelt mønster er at produksjonen av oppdrettsfisk øker så mye at effekten av økt bekjempelse i anleggene maskeres av produksjonsøkningen (Bjørn mfl. 2010). Utviklingen i Hardangerfjorden kan være et eksempel på dette (Finstad 2010).

En annen type studier som er gjennomført er utsetting av individmerket laksesmolt fra vassdrag hvor halvparten av gruppene er gitt beskyttelse mot infeksjoner av lakselus, mens de andre gruppene ikke er gitt slik beskyttelse. Slike forsøk hvor laksesmolt er behandlet med lusemidlene Substans EX/Slice® viser i flere tilfeller at både overlevelse og tilvekst er bedre i de behandlede gruppene sammenlignet med ubehandlede grupper (Skilbrei & Wennevik 2006, Finstad mfl. 2011). Dette er resultater som viser at lakselus kan ha bestandsregulerende effekt på laksefisk.

Vi viser ellers til Revie mfl. (2009) for beskrivelse av lakselussituasjonen på ville laksefisk i Canada og Chile.

### **Faglig begrunnelse for grenseverdi**

Basert på en rekke undersøkelser av effekter av lakselus (mobile stadier) på laksefisk under norske forhold (Grimnes & Jakobsen 1996, Grimnes mfl. 1996, Bjørn & Finstad 1997, Holst & Jakobsen 1999, Finstad mfl. 2000, Holm mfl. 2000, Bjørn mfl. 2001, Holst mfl. 2003, Wagner mfl. 2003, 2004, Wells mfl. 2006, 2007, Tveiten mfl. 2010) er det estimert en grenseverdi for effekter på fisk på *0,10 lus/gram fiskevekt* som et mål på begynnende fysiologiske effekter (Wagner mfl. 2003, 2004, Wells mfl. 2006, 2007) og til dels betydelige (Tveiten mfl. 2010) negative effekter på laksefisk. Til grunn for denne grenseverdien ligger følgende funn:

- 0,75 chalimuslarver/gram fiskevekt tar livet av en 40 grams oppdrettssmolt når lusa når de mer patogene mobile stadier (Grimnes & Jakobsen 1996). Videre vil 11,30 chalimuslarver (0,75 chalimuslarver/gram fiskevekt – konservativt mål tatt i betraktning av fiskestørrelse) ta livet av en 15 grams villsmolt når lusa når de mer patogene mobile stadier (Finstad mfl. 2000).
- 50 mobile lus (0,84 mobile lus/gram fiskevekt) kan forårsake dødelighet hos en 60 grams postsmolt av sjørøret (Bjørn & Finstad 1997, Bjørn mfl. 2001). Det foreligger lite data på

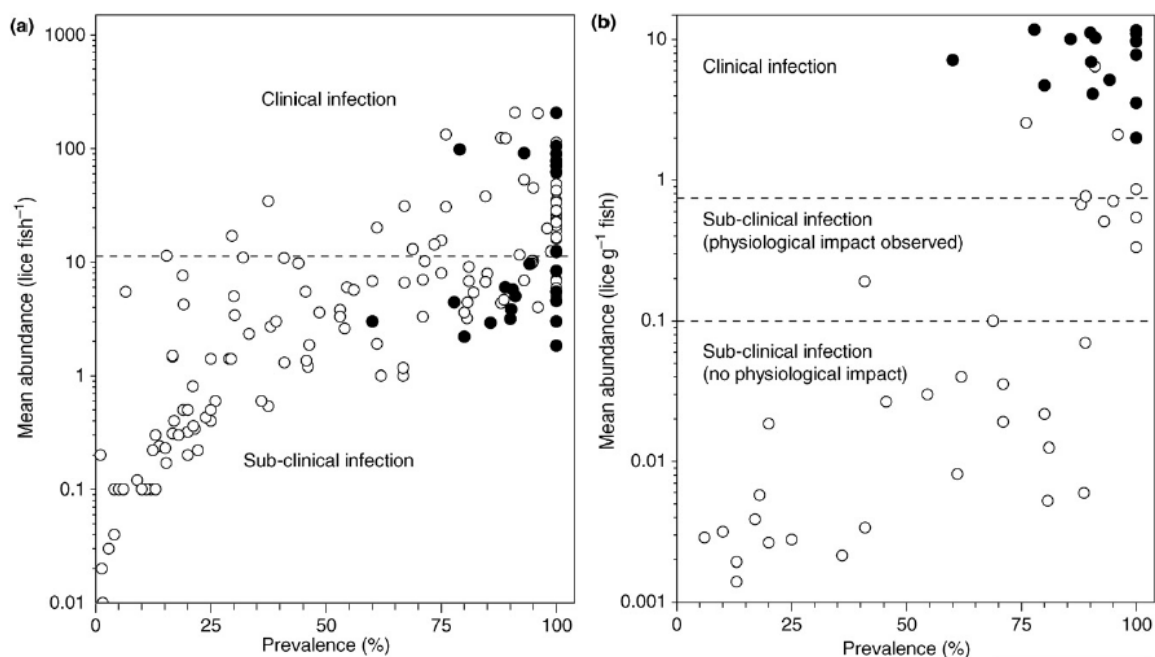


overlevelsen til de ulike utviklingsstadiene fra larver til voksen lus, men det er grunn til å anta at dødeligheten er lav når først larvene har festet seg på fisken.

- Grimnes mfl. (1996) viste i et infeksjonsforsøk at infisert sjørøyesmolt på mellom 100 og 120 gram hadde sterkt redusert vekst sammenlignet med lavt infisert sjørøye og røye uten lus. Gjennomsnittlig spesifikk veksthastighet hos fisken var henholdsvis -0,48, 0,26 og 1,26 % hos fisk som hadde en belastning på henholdsvis 0,25, 0,03 og 0 lus/gram fiskevekt 43 dager etter infisering. Høyt infisert sjørøye hadde også fysiologiske forstyrrelser.
- 300 luseinfiserte postsmolt fanget i trål (FISH-LIFT) i Sognefjorden ble satt inn i kar (Holst & Jakobsen 1999, Holst mfl. 2003). En gruppe ble avlust mens hos den andre gruppen fikk lusa utvikle seg videre. I den avluste gruppen døde 10 % av fisken. I gruppen som ikke ble avlust startet dødeligheten etter ca. syv dager i kar. Etter ca. en måneds tid hadde om lag 100 smolt i luseinfisert gruppe dødd og bare fisken som hadde under 10 lus overlevde. Denne siste observasjonen stemmer også overens med studiene til Holm mfl. (2000) som gjennom en tiårsperiode med innsamling av postsmolt i trål i Norskehavet ikke fant smolt med mer enn 10 lus i juli måned. Fisk med opptil 10 mobile lus ble observert å være i dårlig kondisjon med liten tilvekst og lave hemoglobinnivå.
- Wagner mfl. (2003) viste at laks med en gjennomsnittsvekt på 600 gram hadde redusert svømmeevne og fysiologisk kapasitet i form av osmoregulering ved en infeksjon på 0,13 lus/gram fiskevekt sammenlignet med uinfisert fisk. I et tilsvarende forsøk på laks med en gjennomsnittsvekt på 650 gram ga en infeksjon på 0,08 lus/gram fiskevekt en tilsvarende reduksjon i svømmeevne sammenlignet med uinfisert fisk (Wagner mfl. 2004). Videre viste et infeksjonsforsøk av lus på sjørørret at 13 mobile lus ga begynnende fysiologiske forstyrrelser hos sjørørret i vektclassen fra 19-70 gram (Wells mfl. 2006).
- Forsøk som undersøker effekten av lakselus på reprodutiv suksess hos sjørøye (gjennomsnittsvekt 731 gram) ble utført av Tveiten mfl. (2010). Fisk som hadde en infeksjon på 0,15 mobile lus/gram fiskevekt hadde dødelighet, økt stressrespons, redusert osmoreguleringsevne og nedsatt reprodutiv suksess i form av forsinket kjønnsmodning og eggproduksjon. Effekter ble også funnet på sjørøye som hadde en lavere infeksjon (0,07 mobile lus/gram fiskevekt) i form av økt stress, redusert osmoreguleringsevne og nedsatt reprodutiv suksess i form av forsinket kjønnsmodning og eggproduksjon.

Det finnes også studier fra andre land hvor undersøkelser på større postsmolt av laks har vist at 10-30 lus av forskjellige livsstadier kan forårsake endringer i slimutsondring, slimets biokjemi, makrofagfunksjon og genuttrykk i immunforsvaret (Johnson & Fast 2004, Fast mfl. 2006). Videre er det vist at fem til ti dagers infeksjon av 10 mobile lus per fisk (0,04 lus/gram fiskevekt) forårsaker en stressrespons hos laks (Nolan mfl. 1999).

Wagner mfl. (2008) oppsummerte mange av de norske og internasjonale studiene og ga blant annet en samlet oversikt over fysiologiske grenseverdier og dødelighet ved ulike prevalenser og infeksjonsnivå (abundans) målt som lus per fisk og lus per gram fisk (**figur 3.2.4.1**).



**Figur 3.2.4.1.** To måter å måle gjennomsnittlig abundans (snittverdi av fisk med og uten lus) av lus på vill laksefisk basert på lab- og feltforsøk. A) Bruk av gjennomsnittsverdier per fisk. Stiplet linje viser nivået som forårsaker en klinisk tilstand for fisken. B) Bruk av antall lus/gram fiskevekt. Stiplet linje viser fysiologisk påvirkning basert på laboratorieforsøk. Fylte sirkler angir rapportert dødelighet (Wagner mfl. 2008).

### Grenseverdier på individ- og bestandsnivå

Den tilgjengelige litteraturen, både fra undersøkelser i Norge og internasjonale studier, gir således støtte for at 0,1 lus/gram fiskevekt er en egnet modalgrense (midtverdi) mellom liten og moderat effekt på individnivå. Gitt den variasjon som finnes i effekt, forårsaket av variasjon i miljøforhold, virulens og fiskens tilstand både i eksperimentene og i naturen foreslås det at liten effekt oppstår i intervallet mellom 0,05 og 0,15 lus/gram fiskevekt. Det følger av dette at vi anser at nivåer lavere enn 0,05 lus/gram fiskevekt ikke har negativ effekt. For infeksjonsnivåer over 0,1 lus/gram fiskevekt vil effekten gradvis øke til det oppstår en klinisk infeksjon og dødelighet (**figur 3.2.4.1**). Dødeligheten er i hovedsak registrert i relativt kortvarige forsøk og det kan være grunn til å anta at vill fisk i naturen vil ha økt dødelighet på lavere nivåer enn forsøkene tilsier i forbindelse med additive påvirkningseffekter (Ibrahim mfl. 2000, Finstad mfl. 2007). Vi setter derfor grensen mellom moderat og stor effekt på 0,3 lus/gram fiskevekt. Samlet gir dette følgende grenseverdier for effekt av luseinfeksjoner på individnivå:

	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Antall lus/gram fiskevekt	< 0,05	0,05 - 0,14	0,15 - 0,3	> 0,3

Her må alle stadier av lakselus på fisk medregnes. Påslag av larvestadiene leder ikke til umiddelbar død. I beregningen er det antatt at dødeligheten fra larvestadiene (copepoditter og chalimus) til mobile stadier er tilnærmet lik null. Dødelighet hos fisk vil først inntreffe når larvene har utviklet seg til mobile stadier. Utviklingshastigheten er avhengig av vanntemperaturen slik at en postsmolt som får påslag av lus i kaldt vann, vil få effekter senere enn en postsmolt i varmere vann. Det er

vist at utviklingstiden fra det fritt svømmende naupliestadiet til den infektive copepoditten tar henholdsvis 9,3, 3,6 og 1,9 dager ved temperaturer på 5, 10 og 15 °C (Johnson & Albright 1991). I henhold til

([http://www.ewos.com/portal/wps/wcm/connect/65b2a08040571de8b390f726e0dbc05b/LuseplansjeA3\\_EWOS2009.pdf?MOD=AJPERES&CACHEID=65b2a08040571de8b390f726e0dbc05b](http://www.ewos.com/portal/wps/wcm/connect/65b2a08040571de8b390f726e0dbc05b/LuseplansjeA3_EWOS2009.pdf?MOD=AJPERES&CACHEID=65b2a08040571de8b390f726e0dbc05b)) tar utviklingen fra copepoditt til voksen hunn lus henholdsvis 69, 44 og 18 dager ved 7, 10 og 17 °C. I henhold til Asplin & Sandvik (2009) kan lakselus spres med mer enn 2 km/t i vannmassene i en fjord og kan potensielt spres mer enn 100 km i vannmassene. Ved lavere temperaturer kan man forvente et større spredningspotensiale på grunn av lengre utviklingstid for de ulike frittlevende stadiene.

For at grenseverdier på individnivå skal kunne knyttes opp mot kvalitetsnormene for laks er det nødvendig å vurdere effekten på bestandsnivå. For å gjøre dette må grenseverdier på individnivå kombineres med kunnskap om andelen fisk i de ulike effektgruppene (ingen, liten, moderat og stor effekt). En utfordring er at fiskeparasittpopulasjoner nesten alltid er skjevt fordelt (negativ binomialfordeling) som i praksis betyr at de fleste fiskene har få parasitter mens enkelte fisk har mange parasitter (Costello 1993). For å dokumentere et gjennomsnitt i slike fordelinger må antall fisk som undersøkes være relativt høyt, fordi det er viktig å få med et representativt utvalg av de få (sjeldne) fiskene som har mange parasitter og som igjen er viktige for beregningen av gjennomsnittet.

Med utgangspunkt i at det skaffes et tilstrekkelig stort og representativt utvalg av utvandrende laksesmolt fra en bestand, har vitenskapsrådet vurdert flere strategier for hvordan effekter på individnivå kan overføres til bestandsnivå som grunnlag for klassifisering av påvirkningens effekt på bestandene. Vi har benyttet data fra tråltokt til å evaluere hvordan ulike beregningsmetoder kategoriserer påvirkningsgraden (**vedlegg 3**). Konklusjonen er at medianverdien i prøven nesten alltid gir lik klassifisering som mer komplekse beregningsmetoder. Dette samsvarer med generell statistisk kunnskap som tilsier at medianverdien gir et bra uttrykk for tyngepunktet i en negativ binomialfordeling (se Zar 1999). Ordinært gjennomsnitt (aritmetisk) ga nesten alltid en strengere klassifisering av effekt enn de andre tilnærmingene og ble forkastet. Fordi vi anser enkle systemer som bedre enn komplekse anbefaler vitenskapsrådet at median lus/gram fiskevekt benyttes i klassifisering av effekt. Dette innebærer at median lusenivå i et representativt utvalg av postsmolt fra en bestand plasseres i en av de fire effektklassene i samsvar med grenseverdiene beskrevet ovenfor. For å etablere sammenhengen mellom denne klassifiseringen og oppnåelse av kvalitetsnorm gytebestandsmål må vi vurdere hva slags effekt en gitt median effekt av lus i en bestand har for oppnåelse av gytebestandsmålet.

Det er generelt antatt at laksebestander ikke er tetthetsregulert i marin fase, og det er vist fra Imsa i Rogaland at det er en lineær sammenheng mellom antall smolt som forlater elva og antall gytefisk som returnerer (Jonsson mfl. 1998). Dette innebærer at det er rimelig å anta at det er direkte proporsjonalitet mellom antall smolt som vandrer ut og antall fisk som returnerer, og videre at en 10 % ekstra dødelighet i en bestand av utvandrende smolt reduserer antall gytefisk tilbake til elva med 10 %. Den ekstra dødeligheten kompenseres altså ikke med økt overlevelse på gjenværende fisk.

Med en slik proporsjonalitet kan median lus/gram postsmolt i et representativt materiale knyttes direkte til oppnåelse av gytebestandsmålet. Dersom median lusenivå er høyere enn 0,3 lus/gram fiskevekt i en bestand anser vi det som sannsynlig ut fra gjennomgangen ovenfor at oppnåelsen

av gytebestandsmålet (etter normal beskatning) vil reduseres så mye at kvalitetsnormen blir kategorisert som moderat eller dårligere og effekten av påvirkningsfaktoren lus er stor.

### Forslag til måleparameter og grenseverdier for lakselus

Vitenskapsrådet foreslår derfor at median antall lus (alle stadier)/gram fiskevekt i en mest mulig representativ prøve fra utvandrende laksesmolt brukes som måleparameter for påvirkningsfaktor lakselus. Følgende grenseverdier og klassifisering foreslås:

	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Median antall lus/gram fiskevekt	< 0,05	0,05 - 0,15	0,16 - 0,3	> 0,3

Det forutsettes at prøvestørrelsen er tilstrekkelig stor (forslagsvis minst 100 fisk), at fisken samles i hovedtyngden av utvandningsperioden, og at innsamlingene konsentreres til ytre deler av utvandningsruten slik at det faktiske infeksjonstrykket som fisken opplever blir best mulig representert.

Vitenskapsrådet vurderer ikke hva slags innsamlingsstrategi som bør velges, men påpeker at der det mangler observasjoner bør være mulig å kategorisere ut fra data fra annen laksefisk som garnfiske av sjørret og sjørøye, burforsøk (se Anon. 2010a) og observasjoner fra oppdrettsfisk (volum og lusenivå).

### 3.2.6 Vassdragsinngrep

Med vassdragsinngrep forstår vi fysiske inngrep i vassdragene som påvirker produksjonsforholdene (dammer, terskler, kanalisering, grusgraving og lignende) samt bruk av vann til kraftproduksjon, i akvakultur, til vanning eller andre formål. Bruk av vann inkluderer at vann blir helt eller delvis ført bort fra vassdraget, at vann blir ført gjennom turbiner i elvekraftverk eller at vann blir lagret i magasin. All slikt bruk av vann påvirker vannføringsforhold og ofte påvirkes vanntemperaturen. De ulike vassdragsinngrepene kan grupperes etter om de primært påvirker produksjonsforholdene for laks gjennom å endre habitatkvaliteten eller om de også påvirker produksjonen gjennom å redusere mengden (areal) av tilgjengelig oppveksthabitat. Vitenskapsrådet foreslår at disse to virkemåtene behandles hver for seg med egne måleparametre og grenseverdier, som deretter samles i en todimensjonal vurdering av påvirkning.

Bortføring av vann fra hele eller deler av den lakseførende strekningen medfører i de aller fleste tilfellene at vanddekt areal reduseres. Vitenskapsrådet foreslår at prosentvis netto reduksjon i vanddekt areal (prosent av opprinnelige) brukes som måleparameter. Hvordan dette arealet skal beregnes (gjennomsnitt, vinter eller sommer osv.) bør utredes videre. Et alternativ kunne være mengden bortført vann eller ulike mål for redusert vannføring. Nyere forskning tyder imidlertid på at vannføring *per se* har relativt liten betydning for vekst og overlevelse hos lakseunger (Teichert mfl. 2010).

I de fleste tilfellene vil ikke kvaliteten av det habitatet som er gått tapt i forhold til habitatkvaliteten i resten vassdraget være kjent, og vi foreslår at kvaliteten vurderes som lik. Der det foreligger informasjon om habitatkvalitet kan eventuelt arealene vektet i forhold til kvalitet. I noen tilfeller er vanddekt areal opprettholdt eller delvis opprettholdt etter bortføring av vann ved bygging av terskler som skaper terskelmagasin (ofte grunne) med stort areal. Generelle habitatkrav til laks tilsier at slike terskelmagasin er dårlig egnet for laksunger, og ekstra areal skapt

av slike tiltak bør ikke medregnes i areal etter inngrepet dersom det ikke kan dokumenteres eller sannsynliggjøres at habitatkvaliteten er minst like god som i det opprinnelige arealet. I andre tilfeller er tapt produksjonsareal kompensert gjennom å gi laksebestanden tilgang til nytt produksjonsareal ved å bygge laksetrappet eller lignende, slik at nye deler av vassdraget blir tilgjengelig for gytefisk. Laksetrappet og områder oppstrøms disse kan endre sammensetningen i bestanden og påvirke seleksjonsprosesser, men det mangler dokumentasjon av betydningen av slike endringer. Vitenskapsrådet foreslår under tvil at netto arealtap beregnes som tapt areal minus kompensert areal. I slike tilfeller bør det stilles krav om at kvaliteten på kompensert areal sammenlignes med kvaliteten på tapt areal, og at det kan dokumenteres at det nye arealet er naturlig fullrekruttert.

Et særtilfelle av slik arealkompensasjon er der gytefisken ikke har tilgang til de nye områdene, men hvor det drives ulike former for kultivering i områder oppstrøms anadrom strekning. Selv om slik kultivering kan gi gode resultater i form av smoltproduksjon, anbefaler vi med utgangspunkt i vitenskapsrådets evaluering og råd for fiskeutsettinger (Anon. 2010a) at slik kompensasjon ikke skal medregnes. Det er vår vurdering at fiskeutsettinger oppstrøms anadrom strekning ikke er i samsvar med forvaltningsmålet for laks, dels fordi kultivering kan true genetisk mangfold (Anon. 2010a) og dels fordi det nye arealet ikke er økologisk fullt ut funksjonelt så lenge naturlig gyting ikke kan foregå i området. Det følger av dette, og de generelle økologiske og genetiske problemstillingene knyttet til fiskeutsettinger (Anon. 2010a), at vitenskapsrådet foreslår at kompensasjonsutsetting på generelt grunnlag ikke skal medregnes i vurderingene av noen av påvirkningsfaktorene for laks.

Vitenskapsrådet påpeker i denne sammenheng at det er viktig for vurderingene av vassdragsinngrep med bortføring av vann som påvirkningsfaktor at det fastsette gytebestandsmålet (Hindar mfl. 2007) for slike vassdrag gjelder for dagens situasjon (etter bortføringen). Av kartmessige årsaker er det usikkert om arealene som er benyttet til å fastsette gytebestandsmålene representerer dagens reduserte areal eller historisk areal. Fordi det benyttede kartgrunnlaget baserer seg på vegetasjonsfri sone lang elvestrengen som grunnlag for elveareal, vil både tidspunkt for flyfoto og graden av gjengroing i forhold til når inngrepet ble foretatt påvirke arealberegningene. Vitenskapsrådet anbefaler at en gjennomgang og eventuell revisjon av gytebestandsmålene i disse vassdragene slik at man sikrer at gytebestandsmålene er basert på dagens areal, men med samme kartmessige tilnærming.

Vassdragsinngrep kan påvirke habitatkvaliteten, slik at gyting og ungfiskens vekst og overlevelse påvirkes. Dette kan skje gjennom en rekke mekanismer (se Johnsen mfl. 2010, 2011 for en oppdatert oppsummering og litteraturgjennomgang av disse). Hovedpoenget i denne sammenheng er at vassdragsinngrep kan redusere smoltproduksjonen også der produksjonsarealet er opprettholdt. Vi foreslår at effekter av redusert habitatkvalitet klassifiseres etter påvist eller sannsynlig reduksjon (prosent) i smoltproduksjon. I mange av vassdragene som er regulert for vannkraftproduksjon er det gjennomført undersøkelser for å påvise eventuelle endringer i fiskeproduksjon, målt som endringer i smoltproduksjon eller ungfisktetthet (Johnsen mfl. 2010). Begge måleparameterne (estimert smolttetthet eller tetthet av laksunger på ulike stadier) inneholder betydelig usikkerhet i forhold til å uttrykke bestandsendringer og det er vanskelig å påvise statistisk holdbare endringer, særlig dersom endringene er relativt små. Vi foreslår likevel å benytte disse som måleparametre for klassifisering av faktorens påvirkning. Der det ikke finnes slike overvåkingsdata må klassifiseringen baseres på en vurdering av de miljøendringene som inngrepet har forårsaket og kunnskap fra andre studier om hvordan slike endringer påvirker fiskeproduksjonen (se for eksempel Bremset mfl. 2008) i en skjønsmessig

klassifisering. Kunnskap om effekter av ulike miljøendringer i regulerte vassdrag er relativt god (Johnsen mfl. 2010, 2011) og økende gjennom pågående prosjekter (Anon. 2010a).

Endringer i temperatur- og vannføringsforhold etter vassdragsinngrep kan også påvirke smoltens overlevelse ved at smoltkvaliteten forringes som følge av vannkjemiske endringer, ved endringer i smoltutvikling og/eller utvandringstidspunkt eller ved endringer i miljøforhold i fjordene på grunn av endringer i ferskvannstilførsel (Johnsen mfl. 2010). Når en slik effekt kan dokumenteres eller sannsynliggjøres, foreslår vitenskapsrådet at effekten inkluderes i klassifiseringen av redusert produksjon.

I noen tilfeller er det dokumentert økt fiskeproduksjon etter vassdragsregulering (Hvidsten mfl. 2004). Systemet har ingen klasse bedre enn “ingen effekt” og effekten settes således til null.

Vitenskapsrådets forslag til klassifisering og grenseverdier for vassdragsinngrep som påvirkningsfaktor er som følger:

		Netto reduksjon i vanddekt areal (%)			
		Stor effekt >25	Moderat effekt 11-25	Liten effekt <10	Ingen effekt 0
Redusert produksjon (%)	Stor >25				
	Moderat 11-25				
	Liten <10				
	Ingen 0				

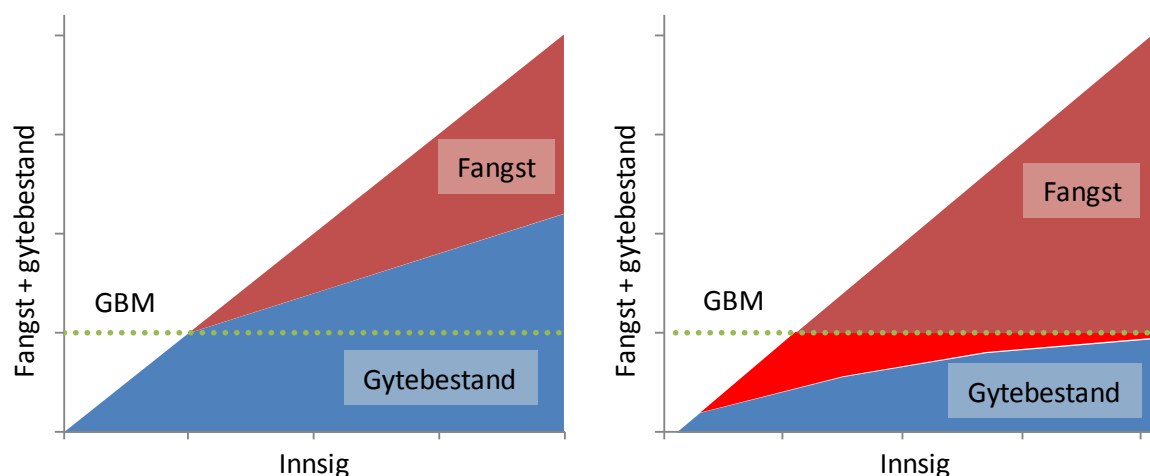
Klassifiseringen baserer seg på at reduksjon i vanddekt areal og redusert produksjon virker additivt slik at for eksempel en liten reduksjon i både areal og produksjon gir en moderat samlet effekt.

### 3.2.7 Overbeskatning

*“Fishery management is an endless argument about how many fish there are in the sea until all doubt has been removed – but so have all the fish.” John Gulland*

Beskatning er, på samme tid, både et mål ved forvaltningen og en påvirkningsfaktor for bestandene. Forvaltningen ønsker å legge til rette for at bestandene produserer opp mot sitt potensial, noe som igjen kan skape grunnlag for et fiske til nytte for samfunnet, rettighetshavere og fritidsfiskere. Gjennom fisket tas fisk som ellers ville vært en del av gytebestanden, med en forutsetning om at fisket er bærekraftig, altså en “høsting av et overskudd”. Slik henger vurderingen av beskatning tett sammen med vurdering av oppnåelse av gytebestandsmål (GBM), ettersom GBM setter en nedre grense for hva man anser som akseptabelt nivå for bestanden. En

fullrekruttert bestand er *overbeskattet* når fisket reduserer gytebestanden under dette nivået (rekrutteringsoverfiske, **figur 3.2.6.1**).



**Figur 3.2.6.1.** Til venstre vises situasjon uten overbeskatning, altså hvor gytebestand ikke er redusert under gytebestandsmål (GBM) på grunn av beskatning. Til høyre vises situasjon med overbeskatning, der gytebestanden reduseres under GBM på grunn av beskatning. Stiplet grønn linje representerer bestandens gytebestandsmål. Klart rødt felt i figur til høyre (mellom blått felt for gytebestand og mørkere rødt for fangst) representerer den delen av fangsten som er overbeskatning. Merk at det kun er den delen av fangsten som ligger mellom gytebestandsmål og gytebestand som regnes som overbeskatning, den delen av fangsten som er over gytebestandsmålet inkluderes ikke.

Overbeskatning defineres dermed som grad av reduksjon i gytebestand under GBM. Dette gjør at grenseverdiene for overbeskatning som påvirkningsfaktor kan defineres ut fra hvor stor reduksjon i prosent under GBM som kan tilskrives beskatning når bestanden ikke når GBM (med andre ord etter at andre bestandsreduserende påvirkninger er trukket fra):

Påvirkningsfaktor	Måleparameter	Stor effekt	Moderat effekt	Liten effekt	Ingen effekt
Overbeskatning	% av GBM	> 30	10-30	< 10	0

Dersom innsiget til kysten i utgangspunktet er lavere enn GBM for en bestand, så vil overbeskatning kunne regnes som  $(\text{fangst}/\text{GBM}) \cdot 100$ . Dersom innsiget til kysten er høyere enn GBM, så vil overbeskatningen være gitt ved  $([\text{GBM}-\text{gytebestand}]/\text{GBM}) \cdot 100$ .

Noen eksempler:

- Vassdrag A: Beregnet størrelse på innsig er 200 % av GBM. Fiske i elv og sjø fører til gytebestand på 50 % av GBM. Overbeskatning blir da 50 % av GBM og vi havner i stor påvirkning fra overbeskatning.
- Vassdrag B: Beregnet størrelse på innsig er 70 % av GBM. Fiske i elv og sjø fører til gytebestand på 50 % av GBM. Overbeskatning blir da 20 % av GBM og vi havner i moderat påvirkning fra overbeskatning.

- Vassdrag C: Beregnet størrelse på innsig er 300 % av GBM. Fiske i elv og sjø fører til gytebestand på 110 % av GBM. Ingen overbeskatning (på tross av høy beskatningsrate) og derfor ingen påvirkning.

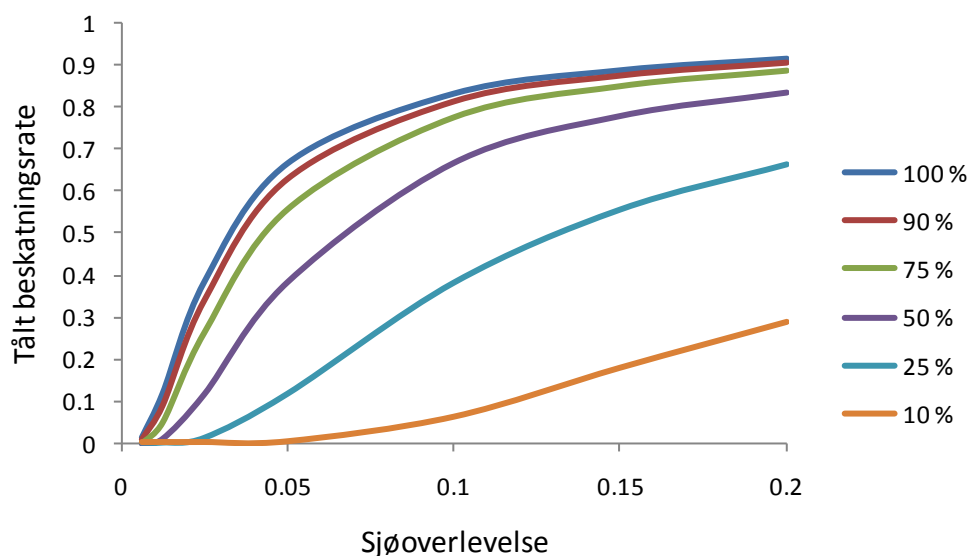
En reduksjon i gytebestand gjennom overbeskatning vil direkte føre til redusert smoltproduksjon og dermed færre returnerende voksne laks. Men overbeskatning har virkninger også utover dette. Fisket fører til at en stor andel av den voksne laksen dør før de får sjansen til å gyte, og denne dødeligheten skaper potensial for et stort seleksjonstrykk som kan gi grunnleggende (genetiske) endringer i bestandene (Hard mfl. 2008). Dette kan inkludere endringer i laksens livshistorie, for eksempel et skifte i retning færre storlaks og flere smålaks, skifte i retning av senere oppvandring i vassdragene, eller endringer i eksempelvis overlevelse, vekst og habitatbruk slik at bestandens produksjonspotensial blir lavere. Alt dette er endringer som er lite ønskelige og som vil være svært vanskelig å reversere. Vi har lite kunnskap om hvilket beskatningsnivå som kan føre til slike evolusjonære endringer i bestandene, men simuleringer kan tyde på at beskatning rundt det som gir størst bærekraftig avkastning ( $F_{msy}$ ) fører med seg lav sannsynlighet for evolusjonære endringer (Hutchings 2009).  $F_{msy}$  er altså beskatning ved “maksimum bærekraftig utbytte” (maximum sustainable yield, MSY) som vi tidligere (kapittel 2.2.3) har beskrevet som oftest vil være en høyere beskatning enn beskatning av det som er overskytende i forhold til GBM. Beskatning ned til GBM slik det er definert i Norge (Hindar mfl. 2007) skal derfor i utgangspunktet være lavere enn største bærekraftige beskatning ( $F_{msy}$ ).

I praksis er det “høstbare overskuddet” ikke en størrelse som ligger fast. Her ligger en stor utfordring for forvaltningen av laks, ettersom produktive bestander skal opprettholdes i en situasjon hvor det er stor usikkerhet rundt flere sentrale faktorer. For det første er laksens overlevelse i ferskvann og hav svært variabel både i rom og tid, noe som gjør det vanskelig å gi prognoser, estimere antall og dermed foreta viktige forvaltningsvalg. For det andre er det stadig usikkerhet knyttet til sammenheng mellom laksens overlevelse og ulike miljøbetingelser, noe som ikke blir lettere å forstå i en situasjon hvor klimaet i seg selv er i endring. For det tredje er det lite kjent i hvilken grad ulike forvaltningstiltak fører til endringer i beskatningsrater og gytebestandstørrelse.

Et overskudd vil altså variere innenfor de rammene som settes av andre påvirkninger i elv og sjø samt oppnåelse av GBM. Påvirkningsfaktorer i elv samt oppnåelse av GBM setter grense for hvor mye smolt som produseres, mens sjøoverlevelsen gir størrelsen på innsiget av voksen laks. Grensene for i hvilken grad hver enkelt bestand av laks, fra år til år, påvirkes av beskatning må derfor beregnes individuelt fra vassdrag til vassdrag ut fra bestandsstruktur i hvert vassdrag og kunnskapen man ellers har om miljøforhold og påvirkningsfaktorer i elv og sjø.

Et forenklet regnestykke kan gi en pekepinn på hvilke beskatningsrater, gitt ulike grader av sjøoverlevelse og forskjellige smoltproduksjonsnivå, en bestand kan tåle før den reduseres under GBM (**figur 3.2.6.2**, se også **figur 2.1**). Ved god sjøoverlevelse ( $> 0.05/5\%$ ) og lite redusert smoltproduksjon ( $> 75\%$ ) vil bestanden kunne tåle over 50 % total beskatning, og ved svært god sjøoverlevelse ( $> 0.1/10\%$ ) vil bestanden kunne tåle så mye som 80-90 % total beskatning. Tålt beskatning synker imidlertid raskt ved dårlig sjøoverlevelse ( $< 0.025/2,5\%$ ) og redusert smoltproduksjon (enten fra gytebestand under GBM eller påvirkningsfaktorer som fører til redusert ungfiskoverlevelse).





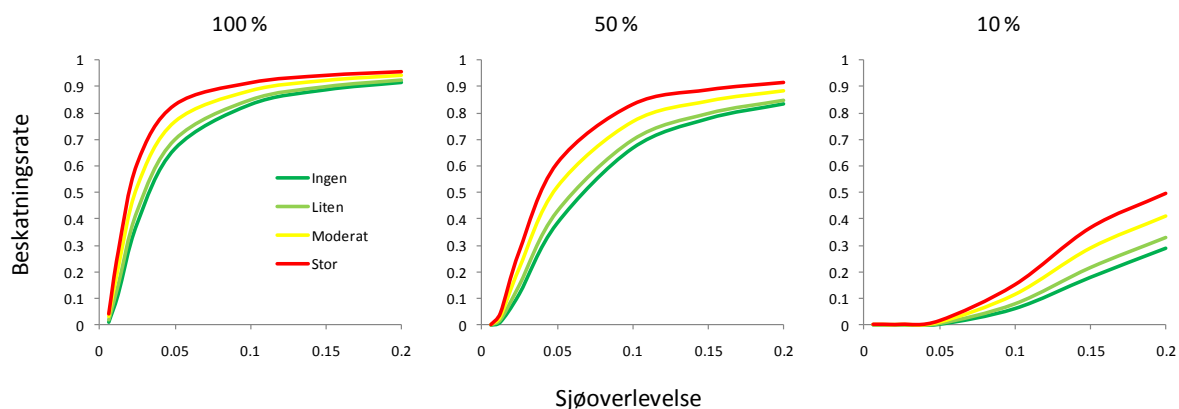
**Figur 3.2.6.2.** Simulert tålt beskatningsrate i et vassdrag med varierende grad av sjøoverlevelse ved seks ulike scenarier for smoltproduksjon, fra 10 til 100 % av kapasiteten i vassdraget. Tålt beskatning er den beskatningsraten som gir gytebestand på nivå med GBM. De ulike linjene (10-100 % smoltproduksjon) tilsvarer redusert smoltproduksjon enten fra gytebestand tilsvarende under GBM og/ eller påvirkningsfaktorer som har ført til redusert ungfiske/ smoltoverlevelse.

Merk at estimatene for tålt beskatning i **figur 3.2.6.2** baserer seg på forutsetninger for bestandsrekruttering (“hockey stick”) og smoltproduksjon fra arbeidet med gytebestandsmål (Hindar mfl. 2007). Maksimal reproduktiv rate i en bestand ligger på sitt høyeste når gytebestanden nærmer seg null, og beskrives av stigningstallet til bestandsrekrutteringskurven nær kurvens startpunkt. En sammenligning av vanlig brukte bestandsrekrutteringskurver tyder på at dette stigningstallet er forholdsvis konsistent blant forskjellige fiskearter, med verdier i området 3-5 for laks (Myers mfl. 1999). Disse verdiene gir en maksimal tålt beskatning, i fravær av andre påvirkninger, på 65-80 %, noe lavere enn de simulerte verdiene i **figur 3.2.6.2**.

Det estimerte tålte beskatningsnivået representerer total beskatning av hunnlaks, altså akkumulert effekt av både sjø- og elvelaksefisket. Beskatningstallene i Norge varierer mye fra region til region (sjølaksefiske) og elv til elv. Estimert totalbeskatning (elv+sjø) er nede i rundt 50 % i Sør-Norge, 40 % i Midt-Norge og 70-80 % i Nord-Norge (Anon. 2010a). I forhold til de beregnede beskatningsgrensene i **figur 3.2.6.2** så er total beskatning i Nord-Norge svært nært estimatet for tålt beskatning ved god sjøoverlevelse og lite eller ingen begrensning i smoltproduksjon i elv. Man har dermed liten buffer i forhold til svingninger i miljøbetingelsene i Nord-Norge, mens reguleringssituasjonen er mer robust i forhold til miljøsvingningene lenger sør i Norge.

**Figur 3.2.6.3** gir en simulering av hvilke beskatningsrater som gir henholdsvis ingen, liten, moderat og stor påvirkning ved forskjellig sjøoverlevelse og tre ulike nivå av smoltproduksjon. Både lav sjøoverlevelse og redusert smoltproduksjon fører til at tålt beskatning synker raskt, og illustrerer hvor store virkninger andre påvirkningsfaktorer kan ha for fiskeinteressene. Videre er det verdt å merke seg fra figuren hvor tett de fire påvirkningskategoriene ligger når sjøoverlevelsen er svært god og det er lite begrensning i smoltproduksjon. I en slik situasjon vil det komme relativt mye fisk tilbake til vassdraget, og en høy beskatningsrate vil da føre til at man

fort prosentmessig beveger seg fra ingen til stor påvirkning (selv om antallet fisk involvert mellom de ulike nivåene kan være betydelig). I forvatningsammenheng er dette imidlertid et viktig poeng, ettersom det understreker viktigheten av en sikkerhetsmargin.



**Figur 3.2.6.3.** Beskatningsrater ved ulike sjøoverlevelse som fører til ingen, liten, moderat eller stor effekt fra påvirkningsfaktoren overbeskatning. Tre ulike scenarier for smoltproduksjon er gitt: 100 % (til venstre), 50 % (midten) og 10 % (til høyre). Redusert smoltproduksjon kan komme fra gytebestand tilsvarende under GBM og/eller påvirkningsfaktorer som har gitt redusert ungfiske/smoltoverlevelse.

Simuleringene av tålt beskatning ved ulike scenarier for sjøoverlevelse og smoltproduksjon understreker betydningen av forsknings- og overvåkningskunnskap som direkte kan brukes i en fleksibel mål- og kunnskapsbasert forvaltning. Overvåkingen må ha kontroll på flere plan gjennom laksens livssyklus, fra mengden rogn som gytes (gytebestandstørrelse) via antall smolt som vandrer ut (smoltproduksjon) til størrelsen på innsiget (som er et resultat av sjøoverlevelse). Erfaringene fra de siste årene viser at vi i prognosesammenheng har god innsikt i dynamikken i vassdragene, mens situasjonen i sjøen har variert og i flere år gitt overraskende og urovekkende lav overlevelse.

**Figurene 3.2.6.2 og 3.2.6.3** viser hvordan tålt beskatning synker raskt ved lav sjøoverlevelse. I reguleringsammenheng er dette en sårbar situasjon, og det er et stort behov for gode indikatorer som kan gi tidlig indikasjon på sjøoverlevelse og dermed utløse sesongspesifikke reguleringer i sjø og elv dersom innsiget er lavt. Den lave bestandsstørrelsen som følger av at påvirkningsfaktorer i elv og sjø skaper lav overlevelse gir også en situasjon hvor bestandene er ekstra sårbare for seleksjon i fisket, og overvåkingen må derfor innrettes slik at den over tid fanger opp viktige demografiske faktorer og livshistorietrekk som størrelse og tidspunkt for innsiget, beskatningsrater i ulike fiskeri, vekst (størrelse ved alder) og reproduksjonstilstand (Kuparinen & Merilä 2007).

### 3.3 Påvirkningsfaktorer som ikke er gitt grenseverdier

#### 3.3.1 Infeksjonssykdommer

##### 3.3.1.1 Innledning

Laks kan bli infisert med en lang rekke ulike organsimer. Bakke & Harris (1998) rapporterte at minst 225 infektive organismer var påvist hos oppdrettede og ville laks i ferskvann og i saltvann. Senere har det blitt påvist mange flere. Antall infektive organismer som er påvist hos laks utgjør

nå trolig mer enn 250. Flercellede dyr utgjør fortsatt flertallet, men det oppdages stadig nye bakterier, protister, sopp og virus, først og fremst som følge av undersøkelser av oppdrettslaks. De fleste infektive organismer hos laks vil i liten eller ingen grad forårsake sykdom og betraktes som harmløse eller ikke-patogene. Det er imidlertid påvist et betydelig antall infektive organismer som kan forårsake sykdommer hos laks, og stedvis eller tidvis kan dødeligheten blant oppdrettslaks eller villaks bli høy (Poppe & Mo 1992). Slike infektive organismer betraktes som sykdomsfremkallende eller patogene. Enkelte patogener forårsaker så stor laksedødelighet at den kan kvantifiseres på bestandsnivå. Den introduserte parasitten *Gyrodactylus salaris* er et velkjent eksempel på dette (kapittel 3.2.1). Andre patogener kan også forårsake en betydelig dødelighet, men dødeligheten det enkelte patogen forårsaker, er vanskelig å kvantifisere fordi årsaken til sykdom eller død kan være et samspill mellom flere negative påvirkninger. Det er kjent at fisk som for eksempel er negativt påvirket av vannkjemi, har økt følsomhet eller redusert immunstatus i forhold til sekundære trusler (Arkoosh mfl. 1998, Wendelaar Bonga 1997). En forringelse i vannkjemi, men også temperatur kan således utløse en sykdom. Det er derfor viktig ved observert fiskedød å ikke bare undersøke fysiokjemiske faktorer i vann, men også å undersøke fisken for eventuelle patogener.

Ved utvikling av måleparametre for infeksjoner og sykdommer hos ville laksefisk, er det naturlig å fokusere på de alvorligste patogenene. Imidlertid kan summen av mange infektive organismer også forårsake laksedød. Derfor bør man også vurdere én eller flere måleparametre som beskriver laksens helsetilstand grunnet en totalbelastning fra infektive organismer. Dokumentasjonen og forskningen på effekt av infeksjonssykdommer hos ville laksefisk er imidlertid så mangelfull at mye arbeid må gjøres før slike måleparametre kan benyttes i en kvalitetsnorm for laks.

Ved utvikling av måleparametre for infeksjonssykdommer hos ville laksefisk, har vitenskapsrådet valg å skille mellom patogener som kan relateres til oppdrettsvirksomhet og patogener som kan kobles til andre menneskeskapte påvirkninger. I de to neste underkapitlene er disse "gruppene" omtalt hver for seg. Ved framtidige undersøkelser av laks for å dokumentere effekten av ulike infeksjonssykdommer, er det imidlertid fornuftig og nødvendig å undersøke den enkelte laks for flere måleparametre samtidig enten de kan relateres til oppdrettsvirksomhet eller andre menneskeskapte påvirkninger.

Vitenskapsrådet har ikke funnet vitenskapelige arbeider som gir grunnlag for å sette grenseverdier for infeksjons- eller sykdomsnivåer i forhold til effekt på individ eller bestandsnivå hos ville laksefisk. Hudparasittene *Gyrodactylus salaris* og lakselus (*Lepeophtheirus salmonis*) er unntak. Det er gjort et betydelig arbeid på å beskrive effekten av ulike antall lakselus på den enkelte laksefisk. For *G. salaris* er det gjort et betydelig arbeid for å dokumentere parasittens effekt på bestandstettheten av laksunger. Derfor er lakselus og *G. salaris* omtalt under kapittel 3.2 "Påvirkningsfaktorer med forslag til grenseverdier".

Vitenskapsrådet kommer ikke her med en anbefaling i forhold til hvordan infeksjonssykdommer bør overvåkes i laksebestandene. For parasitten *Gyrodactylus salaris* er det etablert et omfattende overvåkingsprogram der laksunger fra mer enn 100 lakseelver overvåkes hvert år. Dersom laksunger skal undersøkes andre infeksjonssykdommer, bør man utnytte laksungene som er samlet inn i overvåkingsprogrammet for *G. salaris*. Dersom voksen laks skal overvåkes for infeksjonssykdommer bør dette kombineres med andre undersøkelser, som for eksempel stamfiskundersøkelser. Det vil imidlertid også være behov for å samle inn laks i havet i og med at det er her vi har størst mulighet til å oppdage sykdom forårsaket av marine infektive organismer. Voksen laks som kommer opp i elvene representerer fisk som har overlevd eventuelle sykdommer

og som sannsynligvis er kvitt de fleste av de infektive organismene, både som en effekt av immunresponser som nettopp har gjort at disse fiskene overlever og som en effekt av at fiskene nå lever i ferskvann.

Når ville laksefisk skal undersøkes for forekomst av infektive organismer kan metodene som brukes være slik at man leter etter spesielle navngitte organismer eller metodene kan være generelle eller sammensatte slik at det påvises flere infektive organismer i samme gruppe. Vi vil anbefale slike generelle eller sammensatte metoder blir brukt både fordi det gir større mulighet til å avsløre årsaken til et sykdomsproblem eller det gir mulighet til å vurdere effekten av et samspill mellom flere infektive organismer på individ og bestandsnivå hos ville laksefisk.

I og med at basisundersøkelser for infeksjonssykdommer hos villaks mangler i betydelig grad og menneskeskapte påvirkninger allerede har påvirket villaks i lang tid, vil det kreve omfattende undersøkelser for beskrive et forholdsvis upåvirket system og for å dokumentere de endringer som har skjedd og skjer. Det er også en utfordring å skille naturlige prosesser og endringer fra menneskeskapte påvirkninger. Tidsperioden for å frembringe nødvendig kunnskap, må derfor bli forholdsvis lang, minimum ti år, trolig lenger.

### **3.3.1.2 Infeksjonssykdommer som ikke kan relateres til oppdrettsvirksomhet**

Det er sannsynlig at alvorlige infeksjonssykdommer forekom hos villaks lenge før mennesket begynte å påvirke villaksen på ulike måter. Slik er det sannsynligvis fortsatt. På enkelte steder og til visse tider av året kan høy villakstetthet og stress sammenfalle med høy produksjon (formering) av infektive organismer. Slike kombinasjoner kan føre til alvorlige sykdomsutbrudd og høy dødelighet. Når dette skjer blant gytemodne voksne laks i elver eller elvemunninger, kan utbruddene lett observeres visuelt. Et eksempel på et slikt sykdomsutbrudd synes å være den høye lakselusdødeligheten blant voksen laks som vandret opp i elven Moser, Nova Scotia, Canada, i 1939 (White 1940). Laks som kom opp i elven, hadde svært høye lusetall og huden var synlig skadet på grunn av lusebeitingen. Mange fisk døde kort tid etter at de kom opp i elven. Et annet eksempel synes å være utbruddene med ulcerativ dermal nekrose (UDN) hos laksefisk i østnorske elver på 1980- og 1990-tallet. Denne sykdommen ble nesten utelukkende sett hos fisk på gyteplassene (Poppe 1989) og mange fisk døde før og etter gyting. Det er sannsynlig at sykdomsutbrudd også forårsaker høy dødelighet i andre livsstadier hos laks, for eksempel blant plommeseekkyngel, men slike utbrudd er langt vanskeligere å observere. Selv om naturlige sykdomsutbrudd i ville laksebestander periodevis kan forårsake høy dødelighet, vedvarer dødeligheten sjelden over mange år, og utbruddene får derfor begrenset langvarig effekt på bestandsnivå.

I de siste 10-20 år har det blitt påvist enkelte utbrudd av infeksjonssykdommer hos ville laksefisk som synes å vedvare over mange år. Enkelte av disse synes å ha sammenheng med menneskeskapte påvirkninger uten at de kan relateres til oppdrettsvirksomhet. Grunnen til at slike sykdommer blir oppdaget kan være økt oppmerksomhet blant fiskere, forvaltere og forskere kombinert med nyutviklede påvisningsmetoder. Det er imidlertid grunn til å frykte at de "mer langvarige" sykdomsutbruddene hovedsakelig skyldes at menneskeskapte påvirkninger øker i omfang og styrke.

#### Valg av måleparametre (som ikke kan relateres til oppdrettsvirksomhet)

Mange av de omtrent 250 infektive organismene som er påvist hos laks, er kun påvist hos vill laks. Enkelte av disse kan forårsake sykdom og til tider stor dødelighet i en villaksbestand. Infektive organismer som skal overvåkes og vurderes i forhold til kvalitetsnormer for laks, bør

være forholdsvis vanlig forekommende i laksebestander og de må kunne forårsake sykdom eller påvirke villaksens atferd og overlevelse.

I og med at utbredelsen og forekomsten til infektive organismer i villaksbestander stort sett er ukjent, har vi i dag svært få kandidater å velge mellom. Parasitten *Gyrodactylus salaris* har blitt omfattende studert i forhold til utbredelse i norske elver og effekter på lakseungebestander. Denne påvirkningsfaktoren blir omtalt et annet sted i denne temarapporten. Nylig har det blitt gjennomført omfattende kartleggings-undersøkelser av den patogene parasitten *Tetracapsuloides bryosalmonae* som forårsaker sykdommen PKD (proliferative kidney disease) hos laksunger i norske lever. Parasitten *Anisakis simplex* som forårsaker sykdommen anisakiose eller blodgatt (også kalt “red vend syndrome”) hos laks i havet, har også vært kartlagt i mange elver som renner ut i den østlige del av Atlanterhavet. *T. bryosalmonae* og *A. simplex* synes å være egnet som måleparametre i forhold til sykdomspåvirkning hos villaks som kan relateres til menneskelig aktivitet. Det gjenstår imidlertid mye forskning før det kan etableres grenseverdier for infeksjonsforekomst og sykdom i forhold til effekter på en laksebestand.

#### PKD - *Tetracapsuloides bryosalmonae*

Proliferativ kidney disease (PKD), eller parasittær nyresyke, forårsakes av parasitten *Tetracapsuloides bryosalmonae*. Dette er velkjent sykdom hos oppdrettede laksefisk i ferskvann i Europa og Nord-Amerika (Hedrick mfl. 1993). I Norge har PKD først og fremst blitt påvist i kultiveringsanlegg. I det store settefiskanlegget på Reinsvoll var det nesten årlige PKD-utbrudd fram til anlegget ble nedlagt for få år siden. PKD har også blitt påvist laksunger i elven Figgjo på Jæren rundt 1990 (T. Håstein pers. med.).

*T. bryosalmonae* tilhører en gruppe flercellede dyr som kalles Myxozoer. De fleste myxozoer bruker to verter i sin livssyklus – en vertebrat og en invertebrat. *T. bryosalmonae* bruker laksefisk og mosdyr (Bryozoer). Mosdyr er kolonidannende dyr som oftest har en betydelig bestandsvekst gjennom sommeren og høsten i norske vassdrag. *T. bryosalmonae* lever inne i mosdyrene og danner sporer som er infektive for laksefisk. Antallet sporer som dannes i en lakselv er trolig avhengig av størrelsen på mosdyrbestanden som igjen er avhengig av en rekke forhold i elven som temperatur og næringstilgang. Etter at en laksefisk har blitt infisert med *T. bryosalmonae*, “vandrer” parasitten til ulike organer, men først og fremst til fiskens nyre. Her skjer det en masseproduksjon av forskjellige parasittstadier. Til slutt dannes sporer som er infektive for mosdyrene. Når vanntemperaturen blir høy, over 12-14 °C, skjer produksjonen av parasitter så raskt og antall parasitter blir så høyt at fiskens nyre ødelegges og sykdommen PKD utvikles. Forekomst av sykdom og dødelighet blant laksefisk synes særlig å være koblet til vanntemperaturen, men det er utvilsomt flere faktorer som er av betydning.

I Norge fikk PKD økt oppmerksomhet etter påvisning av denne sykdommen hos laks- og ørretunger i Åbjøravassdraget i Nordland fra tidlig på 2000-tallet (Sterud mfl. 2007). Det er fortsatt nesten årlige utbrudd (Ugedal mfl. 2010). Sterud mfl. (2007) konkluderte med at sykdommen forårsaket en redusert i smoltproduksjon på 50-70 %, mens dødeligheten blant årsyngel var enda høyere. Således synes PKD-dødeligheten blant laksunger i Åbjøravassdraget å være omtrent like stor som dødeligheten hos laksunger i *Gyrodactylus salaris*-infiserte elver.

I Åbjøravassdraget synes PKD-utbruddene å ha sammenheng med overføring av kaldt høyfjellsvann til et annet vassdrag for vannkraftsutnyttelse. Dette har resultert i redusert middelvannføring og høyere gjennomsnittstemperatur om sommeren i Åbjøravassdraget (Sterud mfl. 2007).

Etter at det ble dokumentert at PKD har betydelig negativ effekt på bestanden av laksunger i Åbjøravassdraget, ble det gjennomført en pilotstudie for å undersøke om parasitten også forekom i et utvalg av såkalte risikovassdrag (Forseth mfl. 2007). PKD-parasitten *T. bryosalmonae* ble påvist i 18 av de 19 utvalgte elvene. I en nylig gjennomført undersøkelse av laksunger fra 104 norske elver, ble *T. bryosalmonae* påvist i 76 elver spredt over hele Norge (Mo mfl., upublisert). Laksunger i mange norske elver har høye "parasittverdier" i nyret, og sammenlignet med tilsvarende målinger hos PKD-syke laksunger i Åbjøravassdraget, er det grunn til å anta at *T. bryosalmonae* forårsaker sykdom og dødelighet blant laksunger i flere norske vassdrag.

Nylig er det vist at et flertall av laks- og sjørretsmolt som vandret ut av Nausta, Sogn og Fjordane i 2010 hadde mye *T. bryosalmonae* i nyret. I histologiske snitt ble det ikke påvist vevsforandringer som var forenlige med PKD, men andre funn gav indikasjoner på at fiskene hadde hatt eller hadde en pågående infeksjonssykdom. Det er ikke kjent om disse forandringene eller forekomst av *T. bryosalmonae* hadde betydning for smoltens sjøvannstilpasning eller for smoltens overlevelse de først ukene og månedene i havet (Mo mfl. upublisert).

#### Blodgatt - *Anisakis simplex*

Blodgatt er en nylig oppdaget sykdom og er påvist hos voksen laks som har vandret opp i elver i England, Irland, Island og Skottland (Beck mfl. 2008, Noguera mfl. 2009). Blodgatt synes også å være vanlig forekommende hos voksen laks som kommer opp i norske elver (Mo mfl. 2010). Blodgatt forårsakes av store antall *A. simplex* i området rundt gattåpningen. Så langt er det ikke påvist dødelighet på grunn av blodgatt hos laks etter at de har vandret opp i elver. I havet kan blodgatt likevel forårsake en viss dødelighet eller ha andre negativ effekt hos laks. Hos undersøkte laks er det påvist store vevforandringer og blødninger rundt gattåpningen, og i muskulaturen rundt denne åpningen er det påvist høye antall *A. simplex*-larver. Det er grunn til å hevde at slik fisk har redusert vekst og at atferden endres, for eksempel at svømmeevnen reduseres. Dette kan bety at laks med blodgatt er dårligere til å fange mat samtidig som den er dårligere til flykte fra en predator. Dermed kan laks med blodgatt ha høyere dødelighet på grunn av predasjon enn laks uten denne sykdommen.

*Anisakis simplex* har en kompleks livssyklus med mange ulike verter på flere trofiske nivå. Parasitten bruker hovedsakelig hval, særlig vågehval i våre kystområder, som sluttvert. Det er ukjent om en tilsynelatende økt forekomst av blodgatt kan settes i sammenheng med økte sluttvertbestander eller andre endringer i havet. Generelt observeres økt forekomst av *A. simplex* hos mange fiskearter, og er særlig observert hos kommersielle fiskearter som sild, makrell og torsk. Hos disse fiskeartene observeres imidlertid ikke en opphopning av parasittlarver rundt gattåpningen slik det påvises hos laks. Årsaken til denne uvanlige parasittlokaliseringen er ukjent.

I og med at økt forekomst av *A. simplex*-larver kanskje kan settes i sammenheng med økt forekomst av sluttverter, kan det diskuteres om blodgatt kan betraktes som en menneskeskapt påvirkning, men i og med at årsakssammenhengen ikke er kartlagt kan vi ikke utelukke en slik sammenheng.

#### **3.3.1.3 Infeksjonssykdommer som kan relateres til oppdrettsvirksomhet**

Helt siden starten av lakseoppdrett, har potensialet for interaksjoner mellom de oppdrettede og ville laksefiskene blitt fremhevet. Det er særlig konsekvenser av rømt laksefisk (Heggberget mfl. 1993) og infeksjonssykdommer (Håstein & Lindstad 1991) som har blitt omtalt. Det er gjort et stort antall studier på forekomst, overlevelse, biologi og effekter av rømt laksefisk (Heggberget

mfl. 1993, Gross 1998). Studier på forekomst og effekt av infeksjonssykdommer som følge av økt smittepress fra oppdrettlaks mot ville laksefisk mangler fortsatt. Lakselus er, som nevnt innledningsvis, det eneste unntaket.

Det er mange grunner til at interaksjoner mellom infeksjonssykdommer hos oppdrettede og ville laksefisk i havet i svært liten grad har vært studert. Først og fremst skyldes det at forekomst av infektive organismer hos villaks i havet knapt har vært undersøkt og således finnes det ikke referansestudier eller basisstudier som det kan sammenlignes med. Den historiske årsaken til at slike studier mangler har vært de store utfordringene og kostnadene med å fange laksefisk i havet samt at metoder og teknikker for å påvise infektive organismer og sykdommer har vært dårlig utviklet. Metoder for å fange laks i havet og metoder for å påvise infeksjoner er nå godt utviklet. Årsaken til at det likevel ikke gjennomføres “interaksjonsstudier for fiske sykdommer” på tross av at mulige alvorlige konsekvenser har vært påpekt i lang tid, kan være uklare ansvarsforhold, manglende fokus/interesse og derav manglende finansiering.

Alle infektive organismer som påvises hos oppdrettede laksefisk har sin opprinnelse fra villfisk, først og fremst fra ville laksefisk. På grunn av det store antallet syke laksefisk i oppdrettsmerdene produseres og slippes det fri store antall infektive organismer til omgivelsene. Dette har resultert i at smittepresset mot ville laksefisk nå har blitt mye større enn det var før etableringen av laksefiskoppdrett. Dette er velkjent for lakselus. Tilsvarende økte smittepress mot ville laksefisk gjelder sannsynligvis for flere andre infektive organismer som gjør oppdrettsfisk syke, men så langt er det ikke gjort forsøk på å dokumentere eller avkrefte dette.

Sykdomsutbrudd hos oppdrettsfisk forklares ofte med høye fisketettheter slik at smittestoffene lett overføres fra fisk til fisk. I tillegg blir oppdrettsfiskene stresset som ofte virker immunedsettende slik at fiskene lettere blir syke. Avstanden mellom ville laksefisk er relativt stor og overføringen av smittestoff er langt mindre enn i en oppdrettsmerd. I tillegg er ville laksefisk ikke utsatt for “oppdrettsstress”. Det kan derfor være grunn til å hevde at ville laksefisk ikke blir like syke som laksefisk i oppdrett. Det er imidlertid andre forhold som kan forklare at ville laksefisk dør som følge av økt belastning med infeksjonssykdommer. I oppdrettsmerdene dør et stort antall fisk til tross for at fiskene er vaksinert mot de fleste alvorlige bakteriesykdommene, tildels er vaksinert mot alvorlige virussykdommer og blir behandlet med ulike kjemikalier for å bekjempe ulike infeksjoner. Ville laksefisk har ikke en slik beskyttelse dersom de blir utsatt for smitte. I tillegg er det viktig å ha med at oppdrettsfisk lever beskyttet i en merd og får mat servert uten anstrengelser. Oppdrettslaksen vil kunne overleve og restituere seg selv om de har vært alvorlig syke. Ville laksefisk må aktivt være på matsøk, men dersom de er svekket av en infeksjonssykdom, reduseres evnen til å fange et bytte. Samtidig reduseres evnen til å flykte fra en predator. Det er derfor sannsynlig at infeksjonssykdommer, enten direkte eller indirekte, kan ha langt større betydning som bestandsregulerende faktorer enn det som har vært antatt. Disse mekanismene var helt sikkert til stede før etableringen av lakseoppdrett, men som nevnt er det grunn til å hevde at den høye forekomsten av infeksjonssykdommer hos laksefisk i oppdrett har ført til et økt utslipp av infektive organismer og derav et økt smittepress mot ville laksefisk. Vitenskapsrådet er ikke kjent med vitenskapelige arbeider som påpeker at slike påvirkninger ikke er relevante eller ikke forekommer. Derimot er det publisert en rekke arbeider som påpeker at negative påvirkninger på villaks som følge av infeksjonssykdommer hos oppdrettslaks kan forventes (Egidius mfl. 1991, Håstein & Lindstad 1993, Jonsson mfl. 2006).

### Valg av måleparametre (som kan relateres til oppdrettsvirksomhet)

Ved valg av måleparametre er det naturlig å ta utgangspunkt i de mest alvorlige infeksjonssykdommene. Infektive organismer som har en kompleks livssyklus, som kan "bygges opp" i økosystemet over lang tid, og som kan endre laksens atferd og overlevelse, bør også vurderes. Vitenskapsrådet har først og fremst vurdert infektive organismer som har stor utbredelse og betydning for dagens oppdrettlaks, men vi har også tatt utgangspunkt i tidligere vurderinger og publiserte arbeider. Vitenskapsrådet har under valgt å bare gi noen få eksempler innenfor hovedgruppene (virus, bakterier, parasitter) av infektive organismer.

### Salmon alfa virus (SAV) / Pancreas disease (PD)

Pankreassykdom eller pancreas disease (PD) forårsakes av PD-virus eller Salmonid alphavirus (SAV). Sykdommen har stor utbredelse hos laks og regnbueørret i norske oppdrettsanlegg og har i flere år vært den dominerende sykdommen innen norsk laksefiskproduksjon. Sykdomsutbrudd er til nå bare registrert i sjøvannsfasen og oftest når fisken har stått mer enn 5-7 måneder i sjøen. Det første kliniske tegn på PD er ofte at fisken brått slutter å spise. Det kan gå 2-3 uker før den begynner å dø. Syk fisk står gjerne tett i tett i vannoverflaten mot strømmretningen. Sykdommen har en typisk smittsom opptreden med spredning innen et anlegg, til andre anlegg innen samme fjordsystem og ved transport av infisert fisk. Fiskegrupper kan imidlertid være infisert med virus uten at det utvikler seg til et sykdomsutbrudd. Stress vil kunne utløse eller forsterke et utbrudd. (Kilde: <http://www.vetinst.no/nor/Faktabank/Alle-faktaark/Pankreassykdom>).

Sykdomsutbruddene med PD er ikke under kontroll i norske oppdrettsanlegg og utbredelsen synes å ha økt de seneste år. Det er i dag ingen effektiv behandling mot sykdommen som derfor hovedsakelig bekjempes ved nedslakting og brakklegging. På grunn av det store antallet syke oppdrettsfisk, er det grunn til å anta at det frigjøres store mengder viruspartikler til omgivelsene og at smittepresset mot ville laksefisk er høyt over det som betegnes som normalt.

Det er særlig interessant å merke seg at PD-utbruddene kan ha sammenheng med forekomst av mikrosporidien *Desmozoon lepephtherii* (synonym *Paranucleospora theridion*). Denne parasitten bruker både laks og lakselus i sin livssyklus. I tillegg er det mulighet for at lakselus kan være bærer av PD-viruset, og bidra til spredningen av viruset fra oppdrettsfisk til oppdrettsfisk. Således kan økt forekomst av lakselus forklare økt forekomst av PD og *D. lepephtherii*. ([http://www.kyst.no/index.php?page\\_id=95&article\\_id=89395](http://www.kyst.no/index.php?page_id=95&article_id=89395)). I så fall er det sannsynlig at lakselus kan spre både PD-virus og *D. lepephtherii* til ville laksefisk. Dette gir også grunn til å hevde at mange sykdomsutbrudd hos oppdrettslaks skyldes et samspill mellom flere infektive organismer. Et tilsvarende samspill må påregnes hos villaks. Derfor er det svært viktig at det undersøkes for mange infektive organismer samtidig når effekt av infeksjonssykdommer på villaksbestander skal undersøkes og dokumenteres.

### Infeksiøs lakseanemi (ILA)

Infeksiøs lakseanemi (ILA) forårsakes av ILA-virus som er beslektet med influensavirus. Sykdommen er bare påvist hos oppdrettslaks, og nesten utelukkende i sjøvannsoffdrett. ILA ble første gang påvist i 1984. Antall ILA-tilfeller toppet seg i 1990 med 80 utbrudd. Senere har ulike bekjempelsestiltak hatt god effekt, men fortsatt er det flere utbrudd (1-20) hvert år. Vanligvis starter et sykdomsutbrudd i én merd og sprer seg over uker og måneder til nabomerder. Sykdommen kan karakteriseres som en "ulmebrann" og undersøkelser har vist at mindre enn halvparten av fiskene i et angrepet anlegg infiseres. ILA-viruset ødelegger først og fremst cellelaget som kler innsiden av blodkar og i hjertet. Den alvorlige blodfattigheten mot slutten av sykdomsforløpet kan delvis tilskrives blødninger og blodopphopninger på grunn av skadede kar –



oftest i lever, nyre, tarm eller gjeller. (Kilde: <http://www.vetinst.no/nor/Forskning/Aktuelle-tema/Fiskesykdommer/Infeksioes-lakseanemi-ILA/Infeksioes-lakseanemi-fakta>)

Det er flere kjente tilfeller med rømming eller dumping av oppdrettslaks med ILA eller som var infisert med ILA-virus. Det er imidlertid ikke kjent om viruset har spredt seg til nye områder som følge av rømminger eller dumpinger eller om økt forekomst av ILA-virus har negativ effekt på villaksbestander. I smitteforsøk observerte Nylund mfl. (1995) svært høy dødelighet på grunn av ILA-virus hos to vestnorske villaksstammer (Bjoreio og Vosso) selv om disse var mindre mottakelig for ILA-virus enn oppdrettslaks. Det kan derfor ikke utelukkes at ILA-viruset vil ha en betydelig negativ effekt på villaksebestander selv om det ikke blir observert høy dødelighet under naturlig forhold.

#### Infeksiøs pankreas nekrose (IPN)

Infeksiøs pankreas nekrose forårsakes av IPN-viruset og er historisk en av de mest tapsbringende sykdommene innen norsk laksefiskoppdrett. Fortsatt er det mange IPN-utbudd hvert år på tross av omfattende vaksineringsprogrammer. IPN-viruset forårsaker først og fremst sykdom hos oppdrettssmolt i sjøen noen uker etter utsett. IPN-viruset har en stor utbredelse og er ofte til stede hos oppdrettsfisk uten å forårsake sykdom. Viruset er også påvist hos villaks i mange vassdrag, men det er ikke observert dødelighet på grunn av IPN i ville laksebestander. I Anon. (1999) konkluderes det med at den relativt høye forekomsten av IPN i oppdrettsanlegg ikke ser ut til å ha gitt negative effekter på villlevende bestander, men en kan ikke utelukke at uheldig påvirkning forekommer. Slike konklusjoner blir ofte gjort når påvirkning av infeksjonssykdommer hos oppdrettsfisk blir vurdert i forhold til villfisk. Fordi død fisk på grunn av en navngitt infektiv organisme (her: IPN) ikke blir observert i naturen konkluderes det med at infeksjonene ikke har vesentlig negativ betydning for villaksbestandene. Det finnes imidlertid ikke publiserte undersøkelser som kan bekrefte eller avkrefte slike antagelser. I og med at IPN-viruset kan overføres til rogn i en smittet hunnlaks, kan vi for eksempel ikke utelukke at IPN-viruset har betydning for overlevelsen til nyklekt plommeseekyngel, og vi vet heller ikke om IPN-viruset har betydning for overlevelsen til vill laksesmolt i sjøen.

#### Furunkulose - *Aeromonas salmonicida* subsp. *salmonicida*

Furunkulosebakterien *A. salmonicida* subsp. *salmonicida* har blitt introdusert til Norge to ganger. Første gangs introduksjon skjedde med innførsel av dansk regnbueørret til østnorske damoppdrett på midten av 1960-tallet (Holt & Håstein 1970, Johnsen & Jensen 1994). Sykdommen ble effektivt bekjempet ved nedslakting og brakklegging av oppdrettsanleggene (Jonsson mfl. 2006). Andre gangs introduksjon skjedde med laksesmolt fra Skottland og førte til alvorlig sykdomsutbrudd i mange anlegg (Håstein & Lindstad 1991). Furunkulosebakterien ble spredt, særlig med rømt oppdrettslaks og flytting av fisk, til et stort antall laksevassdrag, og i mange vassdrag ble det påvist betydelig dødelighet blant voksen laks (Johnsen & Jensen 1994). I mange år ble furukulosen bekjempet med antibiotika i oppdrettsanleggene inntil det ble utviklet effektive vaksiner. Etter at man fikk kontroll med furukulosen i oppdrettsanleggene, ble antall sykdomstilfellene i elvene sterkt redusert (Jonsson mfl. 2006). Fortsatt forekommer imidlertid sykdomsutbrudd hos villaks, særlig ved høy vanntemperatur og lav vannføring. Dette viser at den introduserte bakterien har etablert seg i norsk fauna.

Selv om effektive vaksiner gir god kontroll på de alvorligste bakteriesykdommene innen norsk laksefiskoppdrett, er det likevel et betydelig antall utbrudd med ulike bakteriesykdommer hvert år. Dette gjelder særlig flavobakteriose (*Flavobacterium psychrophilum*), yersiniose (*Yersinia ruckeri*),

vintersår (*Moritella viscosa*) og BKD (*Renibacterium salmoninarum*). Det kan ikke utelukkes at disse sykdomsutbruddene, i alle fall lokalt, forårsaker et økt bakteriesmittepress mot ville laksefisk.

*Desmozoon lepeophtherii* (synonym *Paranucleospora theridion*)

Mikrosporidien *Desmozoon lepeophtherii* ble beskrevet som en endoparasitt fra lakselus i 2009 (Freeman & Sommerville 2009). Norske forskere hadde allerede i lengre tid omtalt den samme parasitten under navnet *Paranucleospora theridion* og koblet den til sykdom hos oppdrettslaks, men artsbeskrivelsen med dette navnet kom først i 2010 (Nylund mfl. 2010). I henhold til internasjonale nomenklaturregler får parasitten navn etter den artsbeskrivelsen som ble publisert først.

Mikrosporidier er en gruppe encellede parasitter med stor utbredelse og forekomst hos både landdyr og vanndyr. Mange mikrosporidier har to verter i livssyklus, oftest en vertebrat og en invertebrat. Parasittene spres fra vert til vert ved hjelp av sporer. Alle mikrosporidier lever intracellulært, noen også intranukleært, hos verten. Det er kjent at mikrosporidier kan redusere vertens immunforsvar og gjøre den mer utsatt for andre infeksjonssykdommer.

I følge Nylund mfl. (2010) bruker *D. lepeophtherii* både laks og lakselus i sin livssyklus. Det er to sykluser i laks og minst én syklus i lakselus. Etter en oppformering gjennom flere ulike stadier hos laks, skjer dannelsen av sporer i hudceller hos laks. Lakselusa blir infisert ved å spise infiserte laksehudceller. Etter en oppformering hos lakselus spres parasitten til en ny laks når en infisert lakselus flytter seg som over på en annen laks og beiter på denne. Det ser også ut til at *D. lepeophtherii* kan spres fra en lakselushunn til eggene slik at en lakseluscopepoditt som fester seg til en laks, kan være infisert allerede før den beiter på en laks for første gang.

*D. lepeophtherii* er forholds vanlig hos norsk oppdrettslaks. Selv om parasitten er relativt nyoppdaget, er det grunn til å tro at den har vært av betydning siden slutten av 90-tallet. En tilsynelatende økt forekomst av *D. lepeophtherii* kan ha sammenheng med økt forekomst av lakselus. *D. lepeophtherii* er påvist hos vill laks og sjøørret mange steder. Undersøkelser av gytemoden vill laks og sjøørret viser at dødeligheten som følge av denne parasitten kan være høy. I tillegg til at *D. lepeophtherii* kan være dødelig for laks, kan selv lave infeksjoner ha negativ betydning for den enkelte fisk fordi parasitten synes å påvirke vertens immunapparat og således gjøre den mer mottakelig for andre infeksjonssykdommer.

*Eubothrium* sp.

En bendelmark i slekten *Eubothrium* er vanlig forekommende i norsk oppdrettslaks. Det er ikke påvist dødelighet på grunn av denne bendelmarken, men vitenskapsrådet har likevel tatt med denne påvirkningsfaktoren som et eksempel på en infektiv organisme som *kan ha* betydelig økologisk effekt og langsiktige konsekvenser, men som “ingen legger merke til eller bryr seg om”.

Berland & Bristow (1990) fant at *Eubothrium* sp. i gjennomsnitt utgjorde 0,7 % av vekten til et stort utvalg av laks på gjennomsnittvekt på 0,6 kg. Hos slakteklar laks på ca 4 kg utgjorde parasittenes vekt i gjennomsnitt ca 0,1 % (Bristow & Berland 1991a). Dersom disse tallene fortsatt er representative, vil den totale biomassen til *Eubothrium* sp. være på flere hundre tonn. Uansett hva som er riktige gjennomsnittstall og totalproduksjon, er bendelmarkproduksjonen i norsk laksefiskoppdrett svært stor i forhold til det den var før oppdrett av laksefisk begynte.

*Eubothrium* sp. er velkjent hos voksen laks som kommer inn til kysten (Bristow & Berland 1991b). Selv om laks ikke dør, har laboratorieforsøk vist at laks infisert med *Eubothrium* sp. har signifikant

dårligere vekst enn uinfisert laks (Saksvik mfl. 2001). Med den enorme biomasseøkningen denne parasitten har hatt hos norsk oppdrettslaks, er grunn til å forvente at parasitten har økt sin forekomst hos vill laks og trolig sjørret (som også har mye *Eubothrium* sp. i tarmen). Selv om parasitten neppe har bestandsregulerende effekt i form av økt dødelighet, kan økte infeksjoner resultere i dårligere vekst hos vill laks og sjørret.

*Eubothrium* sp. bruker hoppekreps som første mellomvert i sin livssyklus. Således må vi forvente at en konsekvens av den store biomassen av bendelmark hos oppdrettlaks er økte infeksjoner hos hoppekreps, særlig rundt oppdrettsanleggene. Det er sannsynlig at bendelmarkinfeksjonene hos de relativt små hoppekrepsene har negativ effekt både for individer og bestander av hoppekreps. Således kan den store produksjonen av infektive organismer hos oppdrettsfisk ha større økologiske konsekvenser hos ville dyr enn de sykdomskonsekvenser (mellom ville og oppdrettede artsfrender) man vanligvis er opptatt av.

### 3.3.2 Klima

Fordi klimaendringer påvirker svært mange habitatforhold i vassdragene samt vannkjemi og kan gi storskala endringer i havøkosystemene, er det svært vanskelig både å definere én eller flere måleparametre og å gi grenseverdier for denne påvirkningsfaktoren. Det foregår omfattende forskning på temaet laks og klima (se Anon. 2010a), og det forventes mye ny kunnskap i årene som kommer. Vitenskapsrådet kommer tilbake med en mer omfattende gjennomgang av denne påvirkningsfaktoren i neste års rapport.

### 3.3.3 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 (Anon. 2010a). I samsvar med vitenskapsrådets siste rapport (Anon 2010a) er denne faktoren ikke vurdert som egen menneskeskapt påvirkningsfaktor. 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. Det er sannsynlig at disse endringene kan knyttes opp mot klimaendringer, men dette bør i utgangspunktet behandles under klima som påvirkningsfaktor. Det er også funnet støtte for at næringsforholdene i havet påvirker laksens vekst og overlevelse, 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.

### 3.3.4 Menneskepåvirket predasjonstrykk

Predasjon fra fugl, pattedyr og annen fisk er i utgangspunktet dødelighetsfaktorer som alltid har påvirket laksebestandene. Forekomsten av predatorer kan imidlertid påvirkes av menneskelig aktivitet som påvirker forekomsten av predatorer (direkte gjennom regulering av jakt eller introduksjon og spredning av fremmede arter, indirekte gjennom fiskerier eller andre påvirkninger av forekomsten av alternative byttedyr for predatorene) og gjennom habitatendringer som øker tilgangen til vassdragene (f.eks. redusert isdekke etter vassdragsreguleringer). Predasjon som påvirkningsfaktor ble drøftet i Anon (2010a), hvor det også framgår at kunnskapsnivået om denne faktoren er noe begrenset slik at det ikke er tilrådelig å utvikle grenseverdier.

## 4 Ferskvannsstasjonære bestander: småblank og bleke

Ferskvannsstasjonære laksebestander gjennomfører hele livssyklusen i ferskvann. Det finnes få slike laksebestander. I Norge hadde vi ferskvannsstasjonære laksestammer i fire vassdrag til inn på 1900-tallet: 1) Vänerlaks som gikk opp fra Vänern i Sverige til Trysilelva (Klarälven på svensk side), 2) bleka i Byglandsfjorden i Otravassdraget, 3) bleka i Nelaug og tilhørende deler av Arendalsvassdraget, og 4) småblanken i Namsenvassdraget. I Trysilelva gikk laksen tapt fordi fysiske installasjoner (kraftutbygging, industri) på svensk side tidlig på 1900-tallet hindret gytefisken i å vandre opp til gyteområdene på norsk side, inntil 350 km fra Vänern. Det ble noen år foretatt betydelige utsetninger av laksunger ovenfor dammene, og senere også transportert oppvandrede laks 60 km med tankbil fra svensk til norsk side, hvorfra laks ble gjenfanget opptil 180 km ovenfor utsetningsstedet (Sømme 1941). Denne transporten ble senere avsluttet etter at det ble funnet bakteriell nyresyke i bestanden. I Arendalsvassdraget gikk bleka tapt sannsynligvis på grunn av forsurening. I dag har vi derfor bare bleka i Otravassdraget og småblanken i Namsenvassdraget igjen (Barlaup mfl. 2005, 2009, Thorstad mfl. 2009). Småblanken lever hele livet i elvemiljø, og benytter ikke innsjøer slik de fleste andre ferskvannsstasjonære bestander gjør, inkludert bleka.

Både bleka og småblanken har gjennomgått bestandsreduksjoner på grunn av kraftregulering. Bleka har i tillegg vært negativt påvirket av forsurening. Bleka opprettholdes i hovedsak gjennom utsetninger fra fiskeanlegg.

Både bleka og småblanken er småvokste, og vi har lite kjennskap til deres biologi og livshistorieparametre sammenlignet med sjøvandrede laks. Vi kjenner ikke forholdet mellom gytebestand og rekrutter for verken bleka eller småblanken (dvs. stock recruitment, SR-forhold), og det er ikke fastsatt gytebestandsmål for disse bestandene. Oppnåelse av gytebestandsmål er derfor ikke egnet som kvalitetsnorm. Bleka og småblanken bør derfor kun vurderes etter en kvalitetsnorm basert på genetisk mangfold og at de har en effektiv bestandsstørrelse ( $N_e$ ) av naturlig rekruttering som sikrer langsiktig bevaring av bestandene.

Det er vist at småblanken består av flere ulike bestander, delvis knyttet til at det er flere fosser, stryk og sideelver i Øvre Namsen (Vuorinen & Berg 1989, Thorstad mfl. 2009), og hver av de identifiserte bestandene bør vurderes hver for seg. Det er ikke kjent om bleka består av flere bestander og mulig at dagens bestand stammer fra en liten gruppe fisk som ble tatt vare på i anlegg (Ståhl & Hindar 1988, Barlaup & Hindar, upubliserte data). Siden Byglandsbleka opprinnelig var utbredt i et stort område, er det imidlertid sannsynlig at den kan ha bestått av flere genetisk forskjellige, ferskvannsstasjonære stammer. Blekebestanden har i dag sin hovedutbredelse i Byglandsfjorden, men er fordelt på tre ulike områder adskilt av vandringshinder. I alle disse tre områdene er bestanden i hovedsak opprettholdt av utsetninger fra samme stamfiskbeholdning. I den øvrige delen av det opprinnelige utbredelsesområde er bleka fraværende eller bare sporadisk forekommende. Over tid er målet at iverksatte og planlagte tiltak skal føre fram til en selvreproduserende og høstbar blekebestand. Ettersom det er flere atskilte gyteområder er det nærliggende å anta at det over tid vil bli separate bestander av bleke. På lang sikt er det naturlig at det settes krav til  $N_e > 500$  for hvert av de tre områdene, men inntil det er vist at de tre områdene opprettholder selv-reproduserende og genetisk forskjellige bestander av bleke, er det bedre å se dem under ett.

Vitenskapsrådets forslag til kvalitetsnorm for bleke og småblank er basert på effektiv bestandsstørrelse:

	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Effektiv bestandsstørrelse ( $N_e$ )	< 50	50-224	225-399	400-500	> 500

Både bleka og småblanken er hver for seg helt isolert fra andre laksebestander, med unntak av at småblank og sjøvandrende laks forekommer sammen på den nederste delen av småblankens utbredelsesområde. Den ti kilometer lange strekningen av Namsen fra Nedre Fiskumfoss til Aunfoss (pluss sidevassdrag) hadde opprinnelig kun en småblankbestand, og er oppstrøms det naturlige utbredelsesområdet for sjøvandrende laks. Strekninger er imidlertid åpnet for oppvandring av sjøvandrende laks ved at fisketrapper har blitt bygd. Dette kan potensielt medføre 1) krysning mellom småblank og sjøvandrende laks, 2) konkurranse mellom småblank og sjøvandrende laks, og 3) spredning av infeksjonssykdommer mellom småblank og sjøvandrende laks. Uansett effektiv bestandsstørrelse for småblank i dette området så kan ikke kvalitetsnorm for småblank anses som moderat, god eller svært god så lenge det forekommer sjøvandrende laks i området. Det er sannsynlig at genetiske markører kan identifisere innslag av sjøvandrende laks i dette området, og at en mer presis kvalitetsnorm kan settes etter det.

De ferskvannsstasjonære laksebestandene er spesielt sårbare overfor fragmentering av leveområdet, siden de ikke utveksler noen feilvandrerere med laks fra andre vassdrag. Ødeleggelse av gyte- og oppvekstområder og vandringshindrende strukturer i vassdraget er blant påvirkningsfaktorer som kan øke isolasjonen samtidig som den lokale bestandsstørrelsen reduseres (Thorstad mfl. 2009). Dette gjør de ferskvannsstasjonære bestandene spesielt sårbare overfor fragmentering, og små ferskvannsstasjonære laksebestander sårbare overfor innavlsløkning og tap av genetisk mangfold.

Når det gjelder påvirkningsfaktor overbeskatning, så må all beskatning på ferskvannsstasjonære bestander som ikke når status "svært god" (dvs. oppnå en  $N_e > 500$ ) karakteriseres som overbeskatning. For vannkvalitet, vassdragsinngrep og fremmede arter, så kan de samme måleparametre og klasseinndelinger av påvirkninger benyttes for ferskvannsstasjonære som for sjøvandrende bestander. Når det gjelder vannkvalitet så tas det for sjøvandrende laks hensyn til at smoltstadiet er det mest sårbare stadiet. De ferskvannsstasjonære bestandene har ikke den samme utfordringen i forhold til at de kan oppleve dødelighet etter overgang til saltvann hvis de har en svekket smoltkvalitet når de forlater ferskvann. I forsøk utført på bleka gjennomgår denne imidlertid en smoltifiseringsprosess (Nilsen mfl. 2003, 2007, 2008). Smolt av bleke er mer følsom enn parr, men mindre følsom enn laksesmolt som skal utvandre til havet (Rosseland mfl. 1986). Vi vet generelt lite om sårbarheten for dårlig vannkvalitet hos bleka og småblanken ved ulike livsstadier, og finner det rimelig at de samme kravene settes for disse bestandene som for sjøvandrende laks inntil det eventuelt foreligger kunnskap som tilsier noe annet.

Når det gjelder valg av måleparametre for andre menneskelige påvirkninger, så er det noen måleparametre som kun er aktuelle for sjøvandrende laks og ikke for de ferskvannsstasjonære bestandene. Dette gjelder rømt oppdrettslaks, lakselus og infeksjonssykdommer fra oppdrettsvirksomhet som overføres i saltvann.

## 5 Referanser

- Allendorf, F. W. & Ryman, N. 2002. The role of genetics in population viability analysis. I: Beissinger, S. R. & McCullough, D. R. (red.) *Population Viability Analysis*, s. 50-85. University of Chicago Press, Chicago.
- Allendorf, F. W., Bayles, D., Bottom, D. L., Currens, K. P., Frissell, C. A., Hankin, D., Lichatowich, J.A., Nehlsen, W., Trotter, P.C. & Williams, T. H. 1997. Prioritizing Pacific salmon stocks for conservation. *Conservation Biology* 11: 140-152.
- Allendorf, F. W., R. F. Leary, P. Spruell, and J. K. Wenburg. 2001. The problems with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 613–622.
- Allendorf, F.W., P.A. Hohenlohe & G. Luikart. 2010. Genomics and the future of conservation genetics. *Nature Reviews Genetics* 11: 697-709.
- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. & Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. Klif-rapport; TA-nr. 1468: 31 s.
- Anon. 1. <http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=MEMO/06/278>.
- Anon. 2. [http://ec.europa.eu/sanco\\_pesticides/public/index.cfm?event=substance.selection](http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/index.cfm?event=substance.selection).
- Anon. 1999. Til laks åt alle kan ingen gjera? Om årsaker til nedgangen i de norske villaksbestandene og forslag til strategier og tiltak for å bedre situasjonen. Norges offentlige utredninger 1999: 9.
- Anon. 2009. Status for norske laksebestander i 2009 og råd om beskatning. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1: 1-230.
- Anon. 2010a. Status for norske laksebestander i 2010. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2: 1-213.
- Anon. 2010b. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2b: 1-516.
- Arkoosh, M.R., Casillas, E., Clemons, E., Kagley, N., Olson, R., Reno, P. & Stein, J.E. 1998. Effect of pollution on fish diseases: Potential impacts on salmonid populations. *Journal of Aquatic Animal Health* 10: 182-190.
- Arsenault, J.T.M., Fairchild, W.L., MacLachy, D.L., Burrige, L., Haya, K. & Brown, S.B. 2004. Effects of water-borne 4-nonylphenol and 17[beta]-estradiol exposures during parr-smolt transformation on growth and plasma IGF-I of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquatic Toxicology* 66: 255-265.
- Asplin, L. & Sandvik, A.D. 2009. Fjordmiljøet påvirker lakselusa. *Norsk fiskeoppdrett* 6a: 18-19.
- Bakke, T.A. & Harris, P.D. 1998. Diseases and parasites in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 55(Suppl. 1): 247-266.
- Bangsgaard, K., Madsen, S.S. & Korsgaard, B. 2006. Effect of waterborne exposure to 4-tert-octylphenol and 17[beta]-estradiol on smoltification and downstream migration in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Aquatic Toxicology* 80: 23-32.
- Barlaup, B.T., Kleiven, E., Christensen, H., Kile, N.B., Marinsen, B.O. & Vethe, A. 2005. Bleka i Byglandsfjorden - bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering. DN-utredning 2005-3: 1-72.
- Barlaup, B.T., Sandven, O. R., Skoglund, H., Kleiven, E., Kile, N.B., Vethe, A., Martinsen, B.O., Gabrielsen, S.E. & Wiers, T. 2009. Bleka i Byglandsfjorden – bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering 1999-2008. DN-utredning 5-2009.
- Barrowman, N. J. & Myers, R. A. 2000. Still more spawner-recruitment curves: the hockey stick and its generalizations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 665-676.
- Beck, M., Evans, R., Feist, S.W., Stebbing, P., Longshaw, M. & Harris, E. 2008. *Anisakis simplex* sensu lato associated with red vent syndrome in wild adult Atlantic salmon *Salmo salar* in England and Wales. *Diseases of Aquatic Organisms* 82: 61-65.
- Berland, B. & Bristow, G. 1990. Om bendelmark i laksefisk. *Bulletinen*, 1990 (2): 14-20.
- Berntssen, M. and Lundebye, A.K. 2001. Energetics in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) parr fed elevated dietary cadmium. *Comp. Biochem. physiol.* 128, 311-323
- Birchmeier, K.L., Smith, K.A., Passino-Reader, D.R., Sweet, L.I., Chernyak, S.M., Adams, J.V. & Omann, G.M. 2005. Effects of selected polybrominated diphenyl ether flame retardants on lake trout (*Salvelinus namaycush*) thymocyte viability, apoptosis, and necrosis. *Environmental Toxicology & Chemistry* 24: 1518-1522.
- Bjørn, P.A. & Finstad, B. 1997. The physiological effects of salmon lice infection on sea trout post smolts. *Nordic Journal of Freshwater Research* 73: 60-72.

- Bjørn, P.A., Finstad, B. & Kristoffersen, R. 2001. Salmon lice infection of wild sea trout and Arctic char in marine and freshwaters: the effects of salmon farms. *Aquaculture Research* 32: 947-962.
- Bjørn, P.A., Finstad, B., Nilsen, R., Uglem, I., Asplin, L., Skaala, Ø. & Hvidsten, N.A. 2010. Nasjonal lakselusovervåkning 2009 på ville bestander av laks, sjørøret og sjørøye langs Norskekysten samt i forbindelse med evaluering av nasjonale laksevassdrag og laksefjorder. NINA Rapport 547: 1-50.
- Borgstrøm, R., Opdahl, J., Svenning, M. A., Lansman, M., Orell, P., Niemelä, E., Erkinaro, J. & Dempson, J.B. 2010. Temporal changes in ascendance and in-season exploitation of Atlantic salmon, *Salmo salar*, inferred by a video camera array. *Fisheries Management and Ecology* 17: 454-463.
- Bourke, E. A., J. Coughlan, H. Jansson, P. Galvin & T. F. Cross. 1997. Allozyme variation in populations of Atlantic salmon located throughout Europe: diversity that could be compromised by introductions of reared fish. *ICES Journal of Marine Science* 54: 974-985.
- Bradley, R.W., DuQuesnay, D. & Sprague, J.B. 1985. Acclimation of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, to zinc: kinetics and mechanism of enhanced tolerance induction. *Journal of Fish Biology* 27: 367-379.
- Bremset, G., Forseth, T., Ugedal, O., Gjemlestad, L.J. & Saksgård, L. 2008. Potensial for lakseproduksjon i Kvinavassdraget. Vurdering av tapsfaktorer og forslag til kompensasjonstiltak. NINA Rapport 321: 1-37.
- Bristow, G. & Berland, B. 1991a. The effect of long term, low level Eubothrium sp. (Cestod: Pseudophyllidea) infection on growth in farmed salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture* 98: 325-330.
- Bristow, G. & Berland, B. 1991b. A report on some metazoan parasites of wild marine salmon (*Salmo salar* L.) from the west coast of Norway with comments on their interaction with farmed salmon. *Aquaculture* 98: 311-318.
- Brown, S.B. & Fairchild, W.L. 2003. Evidence for a causal link between exposure to an insecticide formulation and declines in catch of Atlantic salmon. *Human and Ecological Risk Assessment* 9: 137-148.
- Burns, D.A., Riva-Murray, K., Bode, R.W. & Passy, S. 2008. Changes in stream chemistry and biology in response to reduced levels of acid deposition during 1987-2003 in the Neversink River Basin, Catskill Mountains. *Ecological Indicators* 8: 191-203.
- Chiovarou, E.D. & Siewicki, T.C. 2008. Comparison of storm intensity and application timing on modelled transport and fate of six contaminants. *Science of the Total Environment* 389: 87-100.
- Clifford, S. L., McGinnity, P., & Ferguson, A. 1998a. Genetic changes in Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations of Northwest Irish rivers resulting from escapes of adult farm salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 358-363.
- Clifford, S.L., McGinnity, P., & Ferguson, A. 1998b. Genetic changes in an Atlantic salmon population resulting from escaped juvenile farm salmon. *Journal of Fish Biology* 52: 118-127.
- Consuegra, S. & Nielsen, E.E. 2007. Population Size Reductions. I: The Atlantic Salmon. Genetics, Conservation and Management (Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen, J.L. red.). Blackwell Publishing Ltd., Oxford, s. 239-269.
- Costello, M.J. 1993. Review of methods to control sea lice (Caligidae: Crustacea) infestations on salmon (*Salmo salar*) farms. I: Pathogens of Wild and Farmed Fish: Sea Lice (Boxshall, G.A. & Defaye, D. red). Ellis Horwood, Chichester, UK, s. 219-252.
- Cotter, D., O'Donovan, V., Ó Maoiléidigh, N., Rogan, G., Roche, N. & Wilkins, N.P. 2000. An evaluation of the use of triploid Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in minimising the impact of escaped farmed salmon on wild populations. *Aquaculture* 186: 61-75.
- Crozier, W. W. 1993. Evidence of genetic interaction between escaped farmed salmon and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a Northern Irish River. *Aquaculture* 113: 19-29.
- Crozier, W. W. 2000. Escaped farmed salmon, *Salmo salar* L., in the Glenarm River, Northern Ireland: genetic status of the wild population 7 years on. *Fisheries Management and Ecology* 7: 437-446.
- Davidson, J., Svenning, M. A., Orell, P., Yoccoz, N., Dempson, J. B., Niemelä, E., Klemetsen, A., Lamberg, A. & Erkinaro, J. 2005. Spatial and temporal migration of wild Atlantic salmon smolts determined from a video camera array in the sub-Arctic River Tana. *Fisheries Research* 74: 210-222.
- Direktoratet for naturforvaltning 2005. Kategorisystem for vassdrag med laks.
- Direktoratet for naturforvaltning 2010a. Kalking i laksevassdrag. Effektkontroll i 2009. DN-notat 5-2010.
- Direktoratet for naturforvaltning 2010b. Plan for kalking av vassdrag i Norge 2011-2015. Høringsforslag. 34 s
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2010. Veileder 02:2009. Overvåking av miljøtilstand i vann. Veileder for vannovervåking i hht. kravene i Vannforskriften.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009. Veileder 01:2009 Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften Klassifisering av miljøtilstand i vann.

- Diserud, O.H., Fiske, P. & Hindar, K. 2010 Regionvis påvirkning av rømt oppdrettslaks på ville laksebestander i Norge. NINA Rapport 622: 1-40.
- Egidius, E., Hansen, L.P., Jonsson, B. & Nævdal, G. 1991. Mutual impact of wild and cultured Atlantic salmon in Norway. ICES Journal of Marine Science 47: 404-410.
- EQS-direktivet 2008/105/EC. 2008. Directive 2008/105/EC of the European parliament and of the council. Directive of 16 December 2008. 14 s.
- European Chemicals Bureau 2003. Technical guidance on risk assessment. Part II. Directive 98/8/EC. Institute for Health and Consumer Protection. Printed in Ispra, Italy.
- European Union 2009. Guidance document No. 19 - Guidance on surface water chemical monitoring under the water framework directive. Technical Report -2009-025.
- European Union 2010. Guidance document No. 25 - On chemical monitoring of sediment and biota under the water framework directive. Technical Report – 2010-3991.
- Fairchild, W.L., Brown, S.B. & Moore, A. 2002. Effects of freshwater contaminants on marine survival in Atlantic salmon. NPAFC Technical Report No. 4.
- Fairchild, W.L., Swansburg, E.O., Arsenaault, J.T. & Brown, S.B. 1999a. Does an association between pesticide use and subsequent declines in catch of Atlantic salmon (*Salmo salar*) represent a case of endocrine disruption? Environmental Health Perspectives 107: 349-357.
- Fast, M.D., Ross, N.W., Muise, D.M. & Johnson, S.D. 2006. Differential gene expression in Atlantic salmon, *Salmo salar*, infected with sea lice *Lepeophtheirus salmonis* (Copepoda: Caligidae). Journal of Aquatic and Animal Health 18: 116-127.
- Fausch, K. D. 2007. Introduction, establishment and effects of non-native salmonids: considering the risk of rainbow trout invasion in the United Kingdom. Journal of Fish Biology, 71(Supplement D): 1-32.
- Ferguson, A., Fleming, I.A., Hindar, K., Skaala, Ø., McGinnity, P., Cross, T. & Prodöhl, P.. 2007. Farm escapes, pp. 357-398. In E. Verspoor, L. Stradmeyer & J. L. Nielsen (Eds) The Atlantic Salmon: Genetics, Conservation and Management. Blackwell, Oxford. Finstad, A.G. & Forseth, T. 2006. Adaptation to ice-cover conditions in Atlantic salmon, *Salmo salar* L. Evolutionary Ecology Research 8: 1249-1262.
- Finstad, A.G., Berg, O.K., Forseth, T., Ugedal, O. & Næsje, T.F. 2010. Adaptive winter survival strategies: defended energy levels in juvenile Atlantic salmon along a latitudinal gradient. Proceedings of the Royal Society B 277: 1113-1120.
- Finstad, B. (red). 2010. The Hardangerfjord salmon lice project. Final report (31.05.10) to the Norwegian Research Council. 32 s.
- Finstad, B. & Bjørn, P.A. 2011. Present status and implications of salmon lice on wild salmonids in Norwegian coastal zones. I: Salmon Lice: An Integrated Approach to Understanding Parasite Abundance and Distribution. (Jones, S. & Beamish, R. red). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, akseptert.
- Finstad, B., Bjørn, P.A., Grimnes, A. & Hvidsten, N.A. 2000. Laboratory and field investigations of salmon lice [*Lepeophtheirus salmonis* (Krøyer)] infestation on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) postsmolts. Aquaculture Research 31: 795-803.
- Finstad, B., Bjørn, P.A., Todd, C.D., Whoriskey, F., Gargan, P.G., Forde, G. & Revie, C. 2011. The effect of sea lice on Atlantic salmon and other salmonid species (Chapter 10). I: Atlantic Salmon Ecology (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. red). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, s. 253-276.
- 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.
- 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., Lund, R. A., Østborg, G. M. & Fløystad, L. 2001. Rømt oppdrettslaks i sjø- og elvefisket i årene 1989-2000. NINA Oppdragsmelding 704: 1-26.
- 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.
- FOR 2006-12-15 nr 1446: Forskrift om rammer for vannforvaltningen.
- Forseth, T., Jørgensen, A. & Mo, T.A. 2007. Pilotkartlegging av PKD i norske laksevasdrag. NINA Rapport 259: 1-12.



- Forseth, T., & Forsgren, E. 2009. El-fiskemetodikk. Gamle problemer og nye utfordringer. NINA Rapport 488: 1-74.
- Forseth, T., Bremset, G., Lamberg, A., Fiske, P., Wibe, H. & Øksenberg, S. 2009. Evaluering av metoder for estimat av smoltproduksjon i laks og sjøaurebestander. NINA Rapport 489: 1-23.
- Frankel, O.H. & Soulé, M.E. 1981. Conservation and evolution. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Frankham R., Ballou J.D. & Briscoe D.A. 2002. Introduction to Conservation Genetics. Cambridge University Press.
- Franklin, I.R. 1980. Evolutionary change in small populations. I: Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective (Soulé, M.E. & Wilcox, B.A. red). Sinauer Associates, Sunderland, MA, s. 135-149.
- Fraser, D.J. 2008. How well can captive breeding programs conserve biodiversity? A review of salmonids. Evolutionary Applications 1(4): 535-586.
- Freeman, M.A. & Sommerville, C. 2009. *Desmozoon lepeophtherii* n. gen., n. sp., (Microsporidia: Enterocytozoonidae) infecting the salmon louse *Lepeophtheirus salmonis* (Copepoda: Caligidae). Parasites & Vectors 2:58. doi:10.1186/1756-3305-2-58
- 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: implications for conservation. Biological Reviews 82: 173-211.
- Gausen, D. & Moen, V. 1991. Large-scale escapes of farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) into Norwegian rivers threaten natural populations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 426-428.
- Gensemer, R.W. & Playle, R.C. 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 29: 315-450.
- Gilliom, R.J., Barbash, J.E., Crawford, C.G., Hamilton, P.A., Martin, J.D., Nakagaki, N., Nowell, L.H., Scott, J.C., Stackelberg, P.E., Thelin, G.P. & Wolock, D.M. 2006. The Quality of Our Nations Waters. Pesticides in the Nations Streams and Ground Water, 1992-2001. U.S. Geological Survey Circular 1291: 172 s.
- Glover, K.A. 2010. Forensic identification of fish farm escapees: the Norwegian experience. Aquaculture Environment Interactions 1: 1-10.
- Glover, K.A., F. Nilsen & Ø. Skaala. 2004. Individual variation in sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) infection on Atlantic salmon (*Salmo salar*). Aquaculture 241:701-709.
- Glover, K.A., Skilbrei, O.T. & Skaala, Ø. 2008. Genetic assignment identifies farm of origin for Atlantic salmon *Salmo salar* escapees in a Norwegian fjord. ICES Journal of Marine Science 65: 912-920.
- Grande, M. & Andersen, S. 1983. Lethal effects of hexavalent chromium, lead and nickel to young stages of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in soft water. Vatten, 39, 405-416
- Grant, W. S. (red.). 1997. Genetic effects of straying of non-native hatchery fish into natural populations: proceedings of the workshop. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech Memo. NMFS-NWFSC -30, 130 s
- Greco, L., Capri, E. & Rustad, T. 2007. Biochemical responses in *Salmo salar* muscle following exposure to ethynylestradiol and tributyltin. Chemosphere 68: 564-571.
- Green, N., Berge, J.A., Høgåsen, T. & Schøyen, M. 2009. Vannforskriften - Forslag til marint stasjonsnett for basisovervåkning av miljøgifter. Klif-rapport: TA-2565/2009. pp109.
- Grimnes, A. & Jakobsen, P. 1996. The physiological effects of salmon lice infection on post-smolt of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Journal of Fish Biology 48: 1179-1194.
- Grimnes, A., Finstad, B. & Bjørn, P.A. 1996. Økologiske og fysiologiske konsekvenser av lus på laksefisk i fjordsystem. NINA Oppdragsmelding 381: 1-37.
- Gross, M.R. 1998. One species with two biologies: Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the wild and in aquaculture. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 55(Suppl. 1): 131-144.
- Hansen, L.P., Fiske, P., Holm, M., Jensen, A.J. & Sægvog, H. 2007b. Bestandsstatus for laks 2007. Rapport fra arbeidsgruppe. Utredning for DN 2007-2: 88 s.
- Hansen, M.M., Skaala, Ø., Jensen, L.F., Bekkevold, D. & Mensberg, K.-L.D. 2007a. Gene flow, effective population size and selection at Major Histocompatibility Complex genes: brown trout in the Hardanger Fjord, Norway. Molecular Ecology 16: 1413-1425.
- Hanski, I. & Gilpin, M. 1991. Metapopulation dynamics - brief histy and conceptual domain. Biological Journal of the Linnean Society 42: 3-16.
- Hard, J.J., Gross, M.R., Heino, M., Hilborn, R., Kope, R.G., Law, R. & Reynolds, J.D. 2008. Evolutionary consequences of fishing and their implications for salmon. Evolutionary Applications 1: 388-408.

- Haugen, T., Kristensen, T., Kroglund, K., Håvardstun, J. & Kleiven, E. 2007. Study of the effect of cadmium on the early life stages of brown trout (*Salmo trutta*) at different levels of water hardness. NIVA Report, 5468-2007, 47 s.
- Heath, G. 1995. Toxicology, water pollution and fish physiology. Lewis Publishers, 1995. 0873716329, 9780873716321, 359 s.
- Hecht, S.A., D.H. Baldwin, C.A. Mebane, T. Hawkes, S.J. Gross & N.L. Scholz. 2007. An overview of sensory effects on juvenile salmonids exposed to dissolved copper: Applying a benchmark concentration approach to evaluate sublethal neurobehavioral toxicity. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC-83, 39 s.
- Heggberget, T.G., Johnsen, B.O., Hindar, K., Jonsson, B., Hansen, L.P., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J. 1993. Interactions between wild and cultured Atlantic salmon: a review of the Norwegian experience. Fisheries Research 18: 123-146.
- Hendry, A.P., Wenburg, J.K., Bentzen, P., Volk, E.C. & Quinn, T.P. 2000. Rapid evolution of reproductive isolation in the wild: Evidence from introduced salmon. Science 290: 516-518.
- Henriksen, A., Skogheim, O.K. & Rosseland, B.O. 1984. Episodic changes in pH and aluminium-speciation kill fish in a Norwegian river. Vatten 40: 255-260.
- Hesthagen, T. (redaktør) til trykking. Reetablering av laks på Sørlandet. Etablering av nye laksestammer i Mandalselva og Tovdalselva etter kalking. Utredning for DN.
- Hesthagen, T. & Hansen, L.P. 1991. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norway due to acidification. Aquaculture and Fisheries Management. 22: 85-91.
- Hesthagen, T., & Sandlund, O. T. 2007. Non-native freshwater fishes in Norway: history, consequences and perspectives. Journal of Fish Biology, 71: 173-183.
- Hindar, K. 1992. Conservation and sustainable use of Atlantic salmon, s. 168-185. I: O. T. Sandlund, K. Hindar & A. H. D. Brown (red.). *Conservation of Biodiversity for Sustainable Development*. Scandinavian University Press, Oslo.
- Hindar, K., & Balstad, T. 1994. Salmonid culture and interspecific hybridization. Conservation Biology 8: 881-882.
- Hindar, K. & Diserud, O. 2007. Sårbarhetsvurdering av ville laksebestander overfor rømt oppdrettslaks. NINA Rapport 244: 1-45.
- Hindar, K., Ryman, N. & Utter, F. 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 945-957.
- Hindar, K., Fleming, I.A., Hansen, L.P. & Balstad, T. 2001. Hybridisering mellom laks og ørret. NINA Temahefte 17: 43-44.
- 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). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, s. 299-332.
- Hindar, K., Tufto, J., Sættem, L.M. & Balstad, T.. 2004. Conservation of genetic variation in harvested salmon populations. ICES Journal of Marine Science 61: 1389-1397.
- Hindar, K., García de Leániz, C., Koljonen, M.-L., Tufto, J. & Youngson, A. 2007b. Fisheries exploitation, s. 299-324. I: E. Verspoor, L. Stradmeyer & J. L. Nielsen (red.) The Atlantic Salmon: Genetics, Conservation and Management. Blackwell, Oxford.
- Hindar, K., Fleming, I.A., Jonsson, N., Breistein, J., Sægrov, H., Karlsbakk, E., Gammelsæter, M. & Dønnum, B. 1996. Regnbueørret i Norge: forekomst, reproduksjon og etablering. NINA Oppdragsmelding 454: 1-32.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Storeid, S.-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H. & Sættem, L.M. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226: 1-78.
- Holm, M., Holst, J.C. & Hansen, L.P. 2000. Spatial and temporal distribution of post-smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar*). ICES Journal of Marine Sciences 57: 955-964.
- Holst, J.C. & Jakobsen, P.J. 1999. Ny forskning påstår: Lakselusa knekker Vestlandslaksen. Norsk fiskeoppdrett 16: 38-39.
- Holst, J.C., Jakobsen, P., Nilsen, F., Holm, M., Asplin, L. & Aure, J. 2003. Mortality of seaward-migrating post-smolts of Atlantic salmon due to salmon lice infection in Norwegian salmon stocks. I: Salmon at the

- edge (Mills, D. red). Blackwell Science, Oxford, s.136-137.
- Holt, G. & Håstein, T. 1970. Furunkulose hos fisk i Norge. *Nordisk Veterinærmedisin* 22: 505-509.
- Hook, S.E., Skillman, A.D., Small, J.A. & Schultz, I.R. 2006. Gene expression patterns in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, exposed to a suite of model toxicants. *Aquatic Toxicology* 77: 372-385.
- Hutchings, J.A. 2009. Avoidance of fisheries-induced evolution: management implications for catch selectivity and limit reference points. *Evolutionary Applications* 2: 324-334.
- 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, 079: 1-96.
- Håstein, T. & Lindstad, T. 1991. Diseases in wild and cultured salmon: possible interaction. *Aquaculture* 98: 277-288.
- Ibrahim, A., MacKinnon, B.M. & Burt, M.D.B. 2000. The influence of sub-lethal levels of zinc on smoltifying Atlantic salmon *Salmo salar* and on their subsequent susceptibility to infection with *Lepeophtheirus salmonis*. *Contributions to Zoology* 69(1/2): 119-128.
- ICES 2003. Report of the Study Group on Precautionary Reference Points for Advice on Fishery Management, ICES Headquarters, 24–26 February 2003. ICES Document CM 2003/ACFM: 15, 81 s.
- ICES 2010. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). 22-31 March. Copenhagen, Denmark. ICES CM 2010/ACOM:09, 294 s.
- IUCN (Den internasjonale naturvernunionen) 2001. IUCN red list categories and criteria. Version 3.1. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, United Kingdom.
- IUCN. 2008. Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria. Version 7.0 Species Survival Commission, IUCN.
- Jensen, A.J., Bremset, G., Finstad, B., Hvidsten, N.A., Jensås, J.G., Johnsen, B.O. & Lund, E. 2009. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Årsrapport 2008. NINA Rapport 451: 1-53.
- Jensen, A. J., Bjølstad, O. K., Bremset, G., Eide, O., Finstad, B., Hvidsten, N. A., Jensås, J. G., Johnsen, B. O., & Lund, E. 2010. Fiskebiologiske undersøkelser i Auravassdraget. Årsrapport 2009. NINA Rapport, 574: 1-65.
- Jeziarska, B., Lugowska, K. & Witeska, M. 2009. The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). *Fish Physiology and Biochemistry* 35: 625-640.
- Johnsen, B.O. & Jensen, A. J. 1994. The spread of furunculosis in salmonids in Norwegian rivers. *Journal of Fish Biology* 45: 47-55.
- Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Jensen, A.J. 1999. Parasitten *Gyrodactylus salaris* på laks i norske vassdrag, statusrapport ved inngangen til år 2000. NINA Oppdragsmelding 617: 1-129.
- Johnsen, B.O., K. Hindar, T. Balstad, N.A. Hvidsten, A.J. Jensen, J.G. Jensås, M. Syversveen & G. Østborg. 2005. Laks og *Gyrodactylus* i Vefsna og Driva. Årsrapport 2004. NINA Rapport 34: 1-33.
- Johnsen, B.O., Arnekleiv, J.V., Asplin, L., Barlaup, B.T., Næsje, T.F., Rosseland, B.O. & Saltveit, S.J. 2010. Effekter av vassdragsregulering på villaks. Kunnskapsserien for laks og vannmiljø 3: 1-116.
- Johnsen, B.O., Arnekleiv, J.V., Asplin, L., Barlaup, B.T., Næsje, T.F., Rosseland, B.O., Saltveit, S.J. & Tvede, A. 2011. Hydropower developments - ecological effects. I: Atlantic Salmon Ecology (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skurdal, J. red). Wiley-Blackwell, Oxford, UK, s. 351-386.
- Johnson, S.C., Albright, L.J., 1991. Development, growth and survival of *Lepeophtheirus salmonis* (Copepoda: Caligidae) under laboratory conditions. *Journal of the Marine Biology Association U.K.* 71: 425-436.
- Johnson, S.C. & Fast, M.D. 2004. Interactions between sea lice and their hosts. I: Host Pathogen Interactions (Flik, G. mfl. red). SEB Symposium Series, s. 131-160.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2006. Cultured Atlantic salmon in nature: a review of their ecology and interaction with wild fish. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1162-1181.
- Jonsson, B., T. Forseth, A.J. Jensen & T.F. Næsje. 2001. Thermal performance in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Functional Ecology* 15:701–711.
- Jonsson, B., Boxaspen, K., Fiske, P., Gjerde, B., Poppe, T. & Wennevik, V. 2006. Interaksjoner mellom lakseoppdrett og villaks: Oppdatering av kunnskap etter NOU 1999:9. Kunnskapsserien for laks og vannmiljø 2, 80 s.
- 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.
- Karlsson S., Moen T., Lien S., Glover K., & Hindar K.. Generic genetic differences between farmed and wild Atlantic salmon identified from a 7K SNP-chip. *Molecular Ecology Resources* (til trykking)

- King, T.L., Verspoor, E., Spidle, A.P., Gross, R., Phillips, R.B., Koljonen, M.-L., Sanchez, J.A. & Morrison, C.L. 2007. Biodiversity and Population Structure. I: The Atlantic Salmon. Genetics, Conservation and Management (Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen, J.L. red.). Blackwell Publishing Ltd., Oxford, s. 117-166.
- Klif 2009. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statlig program for forensningsovervåking, rapport nr: 1057/2009. Årsrapport – Effekter 2008.
- Klif 2010a. Bergverk og avgangsdeponering TA 2715, 2010. 105 s.
- Klif 2010b. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. TA-2664/2010.
- Korman, J., Marmorek, D.R., Lacroix, G.L., Amiro, P.G., Ritter, J.A., Watt, W.D., Cutting, R.E. & Robinson, D.C.E. 1994. Development and evaluation of a biological model to assess regional-scale effects of acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries And Aquatic Sciences 51: 662-680.
- Kristensen, T., Urke, H.A., Teien, H.-C., Adolfsen, P., Salbu, B., Steffansson, S., Nilsen, T.O., Rosseland, B.O., Kroglund, F. & Åtland, Å. 2009. Increased susceptibility to metal mine discharges during the smolt stage of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). 8th ICARD 2009 Proceedings.
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Salbu, B., Kristensen, T. & Finstad, B. 2008b. Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes. Hydrology and Earth System Sciences 12: 491-507.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O. & Salbu, B. 2001a. Time and pH-Dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. Water Air and Soil Pollution 130: 905-910.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Lucassen, E.C.H.E.T. 2001b. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolt. Water Air and Soil Pollution 130: 911-916.
- Kroglund, F., Wright, R.F. & Burchart, C. 2002. Acidification and Atlantic salmon: critical limits for Norwegian rivers 111, NIVA report, Oslo.
- Kuparinen, A. & Merilä, J. 2007. Detecting and managing fisheries-induced evolution. Trends in Ecology and Evolution 22: 652-659.
- Kuparinen, A., J. Tufto, S. Consuegra, K. Hindar, J. Merilä & C. Garcia de Leániz. 2010. Effective size of an Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) metapopulation in Northern Spain. Conservation Genetics 11: 1559-1565.
- Lacroix, G.L. & Korman, J. 1996. Timing of episodic acidification in Atlantic salmon rivers influences evaluation of mitigative measures and recovery forecasts. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53: 589-599.
- Laetz, C.A., Baldwin, D.H., Collier, T.K., Hebert, V., Stark, J.D. & Scholz, N.L. 2009. The synergistic toxicity of pesticide mixtures: Implications for risk assessment and the conservation of endangered Pacific salmon. Environmental Health Perspectives 117: 348-353.
- Lamberg, A., Fiske, P., & Hvidsten, N. A. 2001. Forsøk med videoregistrering av anadrom fisk i elv. NINA Oppdragsmelding 715: 1-26.
- Lande, R. 1995a. Breeding plans for small populations based on the dynamics of quantitative genetic variance. I J.D. Ballou, M. Gilpin, and T.J. Foose, red. Population Management for Survival and Recovery: Analytical Methods and Strategies in Small Population Conservation, s. 318-340. Columbia University Press, New York.
- Lande, R. 1995b. Mutation and conservation. Conservation Biology 9: 782-791.
- Lerner, D.T., Bjornsson, B.T. & McCormick, S.D. 2007. Larval exposure to 4-nonylphenol and 17beta-estradiol affects physiological and behavioral development of seawater adaptation in Atlantic salmon smolts. Environmental Science & Technology 41: 4479-4485.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. Bulletin of the Entomological Society of America 15: 237-240.
- Ludvigsen, G.H. & Lode, O. 2010. JOVA: Jord- og vannovervåking i landbruket. Resultater fra overvåking av pesticider i bekker og elver i Norge til og med 2008. Bioforsk Rapport. 84/2010.
- Lura, H., & Sægvog, H. 1991a. A method of separating offspring from farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) based on different ratios of optical isomers of astaxanthin. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 48: 429-433.
- Lura, H., & Sægvog, H. 1991b. Documentation of successful spawning of escaped farmed female Atlantic salmon, *Salmo salar*, in Norwegian rivers. Aquaculture 98: 151-159.

- Lydersen, E., Lofgren, S. & Arnesen, R.T. 2002. Metals in Scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming, and potential reacidification. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32: 73-295.
- Lynch, M., & Lande, R. 1998. The critical effective size for a genetically secure population. *Animal Conservation* 1: 70-72.
- Mace, G.M., & Lande, R. 1991. Assessing extinction threats: towards a reassessment of IUCN endangered species categories. *Conservation Biology* 5: 148-157.
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Akcakaya H.R., Leader-Williams, N., Milner-Guland, E.J., & Stuart, S.N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation Biology* 22: 1424-1442.
- McCormick, S.D., Lerner, D.T., Monette, M.Y., Nieves-Puigdoller, K., J.T., K. & Björnson, T.B. 2009. Taking it with you when you go: How perturbations to the freshwater environment, including temperature, dams, and contaminants, affect marine survival of salmon. *American Fisheries Society Symposium* 69:195-214.
- McGinnity, P., C. Stone, J.B. Taggart, D. Cooke, D. Cotter, R. Hynes, C. McCamley, T. Cross & A. Ferguson. 1997. Genetic impact of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) on native populations: use of DNA profiling to assess freshwater performance of wild, farmed, and hybrid progeny in a natural river environment. *ICES Journal of Marine Science* 54: 998-1008.
- 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, Series B*, 270: 2443-2450
- Mesnil, B. & Rochet, M. J. 2010. A continuous hockey stick stock-recruit model for estimating MSY reference points. *ICES Journal of Marine Science* 67: 1780-1784.
- Milner-Gulland, E.J. & Mace, R. 1998. *Conservation of biological resources*. Wiley-Blackwell.
- Misumi, I., Yada, T. & Leong, J.-A. 2009. The effect of in vitro exposure to tributyltin on the immune competence of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) leukocytes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 56: 229-237.
- Mo, T.A., Senos, M.R., Hansen, H. & Poppe, T.T. 2010. Red vent syndrome associated with *Anisakis simplex* diagnosed in Norway. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* 30: 197-201.
- Monette, M.Y. & McCormick, S.D. 2005. A comparison of responses of Atlantic salmon parr and smolts to acid/aluminum exposure; Why are smolts more sensitive? *Integrative and Comparative Biology* 45: 1168-1168.
- Moore, A., Cotter, D., Quayle, V., Rogan, G., Poole, R., Lower, N. & Privitera, L. 2008. The impact of a pesticide on the physiology and behaviour of hatchery-reared Atlantic salmon, *Salmo salar*, smolts during the transition from fresh water to the marine environment. *Fisheries Management and Ecology* 15: 385-392.
- Mortensen, A.S. & Arukwe, A. 2007. Modulation of xenobiotic biotransformation system and hormonal responses in Atlantic salmon (*Salmo salar*) after exposure to tributyltin (TBT). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 145: 431-441.
- Myers, R.A., Bown, K.G. & Barrowman, N.J. 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 2404-2419.
- Nei, M. & Imaizumi, Y. 1966 Genetic structure of human populations. II. Differentiation of bloodgroup frequencies among isolated human populations. *Heredity* 21:183-190.
- Nilsen, T.O., Ebbesson, L.O.E. & Stefansson, S.O. 2003. Smolting in anadromous and landlocked strains of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 222: 71-82.
- Nilsen, T.O., Ebbesson, L.O.E., Kverneland, O.G., Kroglund, F., Finstad, B. & Stefansson, S.O. 2010. Effects of acidic water and aluminum exposure on gill Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>-ATPase alpha-subunit isoforms, enzyme activity, physiology and return rates in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquatic Toxicology* 97: 250-259.
- Nilsen, T.O., Ebbesson, L.O., Kiilerich, P., Björnsson, B.T., Madsen, S.S., McCormick, S.D. & Stefansson, S.O. 2008. Endocrine systems in juvenile anadromous and landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar*): Seasonal development and seawater acclimation. *General and Comparative Endocrinology* 155: 762-772.
- Nilsen, T.O., Ebbesson, L.O., Madsen, S.S., McCormick, S.D., Andersson, E., Björnsson, B.T., Prunet, P. & Stefansson, S.O. 2007. Differential expression of gill Na<sup>+</sup>,K<sup>+</sup>-ATPase alpha- and beta-subunits,

- Na<sup>+</sup>,K<sup>+</sup>,2Cl<sup>-</sup> cotransporter and CFTR anion channel in juvenile anadromous and landlocked Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Experimental Biology* 210(Pt 16): 2885-2896.
- Niyogi, S. & Wood, C. 2004. Biotic ligand model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metals. *Environmental Science & Technology* 38: 6177-6192.
- Noguera, P., Collins, C., Bruno, D., Pert, C., Turnbull, A., McIntosh, A., Lester, K., Bricknell, I., Wallace, S. & Cook, P. 2009. Red vent syndrome in wild Atlantic salmon *Salmo salar* in Scotland is associated with *Anisakis simplex* sensu stricto (Nematoda: Anisakidae). *Diseases of Aquatic Organisms* 87: 199-215.
- Nolan, D.T., Reilly, P. & Wendelaar Bonga, S.E. 1999. Infection with low numbers of the sea louse *Lepeophtheirus salmonis* induces stress-related effects in postsmolt Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 947-959.
- Norman, A., Borjeson, H., David, F., Tienpont, B., and Norrgren, L. 2007. Studies of uptake, elimination, and late effects in Atlantic salmon (*Salmo salar*) dietary exposed to Di-2-Ethylhexyl (DEHP) during early life. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 52: 235-242.
- Nylund, A., Kvenseth, A.M. & Krossøy, B. 1995. Susceptibility of wild salmon (*Salmo salar* L.) to infectious salmon anemia (ISA). *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* 15: 152-156.
- Nylund, S., Nylund, A., Watanabe, K., Arnesen, C.E. & Karlsbakk, E. 2010. *Paranucleospora thetidion* n. gen., n. sp. (Microsporidia, Enterocytozoonidae) with a life cycle in the salmon louse (*Lepeophtheirus salmonis*, Copepoda) and Atlantic salmon (*Salmo salar*). *The Journal of Eucaryotic Microbiology* 57: 95-114.
- Næsje, T.F., Fiske, P., Forseth, T., Thorstad, E.B., Ugedal, O., Finstad, A.G., Hvidsten, N.A., Jensen, A.J. & Saksgård, L. 2005. Biologiske undersøkelser i Altaelva. Faglig oppsummering og kommentarer til forslag om manøvreringsreglement. NINA Rapport 80: 1-99.
- Okamura, H., Watanabe, T., Aoyama, I. & Hasobe, M. 2002. Toxicity evaluation of new antifouling compounds using suspension-cultured fish cells. *Chemosphere* 46: 945-951.
- 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.
- Palstra, F. P., O'Connell, M. F., and Ruzzante, D. E. 2009. age structure, changing demography and effective population size in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Genetics*, 182: 1233-1249.
- Poppe, T.T. 1989. Ulcerativ dermal nekrose (UDN) hos laksefisk. *Norsk Veterinærtidsskrift* 101: 573-577.
- Poppe, T.T. & Mo, T.A. 1992. Også villfisk rammes av sykdom. *Jakt og Fiske* 10: 30-34.
- Prévost, E., Parent, E., Crozier, W., Davidson, I., Dumas, J., Gudbergsson, G., Hindar, K., McGinnity, P., MacLean, J. & Sættem, L.M. 2003. Setting biological reference points for Atlantic salmon stocks: transfer of information from data-rich to sparse-data situations by Bayesian hierarchical modelling. *ICES Journal of Marine Science* 60: 1177-1193.
- Punt, A.E. & Smith, A.D.M. 2001. The gospel of maximum sustainable yield in fisheries management: birth, crucifixion and reincarnation. I: *Conservation of Exploited Species* (Reynolds, J.D., Mace, G.M., Redford, K.H. & Robinson, J.G. red.). Cambridge University Press, Cambridge, UK, s. 41-66.
- Rannekleiv, S.B., Fjeld, E., Allan, I.J. & Solheim, A.L. 2009. Forslag til stasjonsnett for miljøgifter i ferskvann - basisovervåking. Klif-rapport TA-2579/2009 (s. 64).
- Revie, C.W., Dill, L., Finstad, B. & Todd, C.D. 2009. Sea Lice Working Group Report. NINA Special Report 39: 1-117.
- Reznick, D.A., Bryga, H. & Endler, J.A. 1990. Experimentally induced life-history evolution in a natural population. *Nature* 346: 357-359.
- Rhymer, J.M. & Simberloff, D. 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 83-109.
- Ricker, W.E. 1981. Changes in the average size and average age of Pacific salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38: 1636-1656.
- Robinson, P.D. 2009. Behavioural toxicity of organic chemical contaminants in fish: application to ecological risk assessments (ERAs). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 66: 1179-1188.
- Rosseland, B.O., and Kroglund, F. 2010. Ecological consequences of pollution: lessons from acidification and pesticides. I: *Salmon Ecology* (Aas, Ø., Einum, S., Klemetsen, A. & Skuldal, J. red.). John Wiley & Sons Ltd., s. 387-408.
- Rosseland, B.O. & Staurnes, M. 1994. Physiological Mechanisms for Toxic Effects and Resistance to Acidic Water: An Ecophysiological and Ecotoxicological Approach. I: *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future* (Steinberg, C.E.W. & Wright, R.F. red.). John Wiley & Sons Ltd., s. 227-246.

- Rosseland, B.O., Skogheim, O.K., Kroglund, F. & Hoell, E. 1986. Mortality and physiological stress of year-classes of salmon, brown trout and brook trout in acidic aluminium rich soft water. *Water, Air, and Soil Pollution*. 30: 751-756.
- Rosseland, B.O., Rognerud, S., Collen, Grimalt, J.O. Vives, I., Massabuau, J.C., Lackner, R., Hofer, R., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 2007. Lochnagar: The natural history of a mountain Lake. *Developments in Paleoenvironmental Research* 12(Part II): 253-285.
- Rosseland, B.O., Bjercknes, V., Guldberg, B., Håvardson, B., Kroglund, F., Kvellestad, A., Litlabø, A., Rosten, T., Teien, H.C., Toften, H., Tørud, B. & Åtland, Å. 2007. Episoder med dårlig vannkvalitet som har ført til produksjonsslidelser eller tap av fisk. I: *Vannkvalitet og smoltproduksjon* (Bjercknes, V. red), Juul forlag, s. 9-55.
- Russell, E.S. 1931. Some theoretical considerations on the 'overfishing' problem. *Journal de Conseil International pour l'Exploration de la mer* 6: 1-20.
- Ryman, N. 1991. Conservation genetics considerations in fishery management. *Journal of Fish Biology* 39 (Supplement A): 211-224.
- Ryman, N. & Laikre, L. 1991. Effects of supportive breeding on the genetically effective population size. *Conservation Biology* 5: 325-329.
- Ryman, N., Utter, F. & Hindar, K. 1995. Introgression, supportive breeding, and genetic conservation, s. 341-365. I: J. D. Ballou, M. Gilpin & T. J. Foose (red.) *Population Management for Survival and Recovery: Analytical Methods and Strategies in Small Population Conservation*. Columbia University Press, New York.
- Saksvik, M., Nilsen, F., Nylund, A. & Berland, B. 2001. Effect of marine *Eubothrium* sp. (Cestoda: Pseudophyllidea) on the growth of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of Fish Diseases* 24: 111-119.
- Sandøy, S. & Langåker, R.M. 2001. Atlantic salmon and acidification in Southern Norway: A disaster in the 20th century, but a hope for the future? *Water Air and Soil Pollution* 13: 1343-1348.
- Sandøy, S. & Romundstad, A.J. 1995. Liming of acidified lakes and rivers in Norway - An attempt to preserve and restore biological diversity in the acidified regions. *Water Air and Soil Pollution* 85: 997-1002.
- Schindler, D.E., Hilborn, R., Chasco, B., Boatright, C.P., Quinn, T.P., Rogers, L.A. & Webster, M.S. 2010. Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. *Nature* 465: 609-612.
- Skarbøvik, E., Stålnacke, P.G., Kaste, Ø., Selvik, J., Borgvang, S., Tjomsland, T., Høgåsen, T., Beldring, S., Aakerøy, P., Haaland, S. & Beldring, S. 2009. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters - 2008. NIVA. Rapport I. nr OR-5869. 75 s. + vedlegg.
- Skilbrei, O.T. & Wennevik, V. 2006. Survival and growth of sea-ranched Atlantic salmon, *Salmo salar* L., treated against sea lice before release. *ICES Journal of Marine Science* 63:1317-1325
- Skjelkvåle, B.L., Bjercknes, V., Hindar, A., Kaste, Ø., Kristensen, T., Rosseland, B.O., Salbu, B., Teien, H.-C. & Åtland, Å. 2007. Vannkjemi. I: *Vannkvalitet og smoltproduksjon* (Bjercknes, V. red). Juul forlag, s. 57-93.
- Skjelkvåle, B.L., Stoddard, J.L., Jeffries, D.S., Torseth, K., Hogasen, T., Bowman, J., Mannio, J., Monteith, D.T., Mosello, R., Rogora, M., Rzychon, D., Vesely, J., Wieting, J., Wilander, A. & Worsztynowicz, A. 2005. Regional scale evidence for improvements in surface water chemistry 1990-2001. *Environmental Pollution* 137: 165-176.
- Skaala, Ø., Høyheim, B., Glover, K., & Dahle, G. 2004. Microsatellite analysis in domesticated and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.): allelic diversity and identification of individuals. *Aquaculture* 240: 131-143.
- Skaala, Ø., Taggart, J.B. & Gunnes, K. 2005. Genetic differences between five major domesticated strains of Atlantic salmon and wild salmon. *Journal of Fish Biology (Supplement A)* 67, 118-128.
- Skaala, Ø., V. Wennevik & K. Glover. 2006. Evidence of temporal genetic change in wild Atlantic salmon, *Salmo salar* L., populations affected by farmed escapes. *ICES Journal of Marine Science* 63: 1224-1233.
- Spielman, D., Brook, W.B. & Frankham, R. 2004. Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America* 101: 15261-15264.
- Sprague, J.B. & Ramsay, B.A. 1965. Lethal Levels Mixed Copper-Zinc Solutions for Juvenile Salmon. *Journal of The Fisheries Research Board of Canada* 22: 425-432.
- Stabell, O. B. 1984. Homing and olfaction in salmonids: a critical review with special reference to the Atlantic salmon. *Biological Reviews* 59: 333-388.
- Ståhl, G. & K. Hindar. 1988. Genetisk struktur hos norsk laks: status og perspektiver. Rapport 1-1988, Fiskeforskningen, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 57 s.

- Ståhl, G. 1987. Genetic population structure of Atlantic salmon, s. 121-140. I: N. Ryman & F. Utter (red.). *Population Genetics and Fishery Management*. University of Washington Press, Seattle, WA.
- Sterud, E., Forseth, T., Ugedal, O., Poppe, T.T., Jørgensen, A., Bruheim, T., Fjeldstad, H.P. & Mo, T.A. 2007. Severe mortality in wild Atlantic salmon *Salmo salar* due to proliferative kidney disease (PKD) caused by *Tetracapsuloides bryosalmonae* (Myxozoa). *Diseases of Aquatic Organism* 77: 191-198.
- Svenning, M. A. 2007. Undersøkelser i Reisaelva 2006. Elektrofiske og eksperimentelle drivtellingene av gytefisk. NINA Minirapport 196: 1-13.
- Sægvog, H., Hindar, K., & Urdal, K. 1996. Natural reproduction of anadromous rainbow trout in Norway. *Journal of Fish Biology*, 48: 292-294.
- Sægvog, H., Hindar, K., Kålås, S., & Lura, H. 1997. Escaped farmed Atlantic salmon replaces the original salmon stock in the River Vosso. *ICES Journal of Marine Science* 54: 1166-1172.
- Säisä, M., Koljonen, M.-L., & Tähtinen, J. 2003. Genetic changes in Atlantic salmon stocks since historical times and the effective population size of a long-term captive breeding programme. *Conservation Genetics* 4: 613-627.
- Sættem, L. M. 1995. Gytebestander av laks og sjøaure. En sammenstilling av registreringer fra ti vassdrag i Sogn og Fjordane fra 1960-94. Utredning for DN 1995-7, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Sømme, I.D. 1941 (3.utgave 1948). Ørretboka. Jacob Dybwads forlag, Oslo.
- Teichert, M.A.K., Kvingedal, E., Forseth, T., Ugedal, O. & Finstad, A.G. 2010. Effects of discharge and local density on the growth of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Fish Biology* 76: 1751-1769.
- Teien, H.C., Andrén, C., Kroglund, F. & Salbu, B. 2005. Changes in gill reactivity of aluminium species following liming of an acid and aluminium-rich humic water. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 29: 837-840.
- Teien, H.C., Garmo, O.A., Atland, A. & Salbu, B. 2008. Transformation of iron species in mixing zones and accumulation on fish gills. *Environmental Science & Technology* 42: 1780-1786.
- Teien, H.C., Salbu, B., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 2004. Transformation of positively charged aluminium-species in unstable mixing zones following liming. *Science of the Total Environment* 330: 217-232.
- Templeton, A. 1992. The meaning of species and speciation, s. 159-183. I: Ereshefsky, M. (red.) *The Units of evolution: essays on the nature of species*. MIT Press, Cambridge, MA, USA.
- Thompson, B.E. & Hara, T.J. 1977. Chemo sensory bioassay of toxicity of lake waters contaminated with heavy metals from mining effluents. *Water Pollution Research in Canada* 12: 179-189.
- Thorstad, E.B., Hindar, K., Berg, O.K., Saksgård, L., Norum, I.C.J., Sandlund, O.T., Hesthagen, T. & Lehn, L.O. 2009. Status for småblankbestandene i Namsen. NINA Rapport 403: 1-95.
- Tierney, K.B., Baldwin, D.H., Hara, T.J., Ross, P.S., Scholz, N.L. & Kennedy, C.J. 2010. Olfactory toxicity in fishes. *Aquatic Toxicology* 96: 2-26.
- Toften, H. & Johansen, L.H. 2003. Sub-optimal vannkvalitet i ferskvannsfasen: Effekter på helse og risiko for IPN hos laks. Faglig rapport fra Fiskeriforskning: 11s.
- Tufto, J. 2001. Effects of releasing maladapted individuals: A demographic-evolutionary model. *American Naturalist* 158: 331-340.
- Tufto, J., & Hindar, K. 2003. Effective size in management and conservation of subdivided populations. *Journal of Theoretical Biology* 222: 273-281.
- Tveiten, H., Bjørn, P.A., Johnsen, H.K., Finstad, B. & McKinley, R.S. 2010. Effects of the sea louse *Lepeophtheirus salmonis* on temporal changes in cortisol, sex steroids, growth and reproductive investment in Arctic charr *Salvelinus alpinus*. *Journal of Fish Biology* 76: 2318-2341.
- Ugedal, O., Forseth, T., Fiske, P., Jensås, J.G. & Mo, T.A. 2010. Bestandsstatus for laks og sjøaure i Åbjøravassdraget. NINA Rapport 536: 1-74.
- UN-ECE. 1997. Overview-critical limits- Heavy metals and POPs. Workshop on critical limits and effect based approaches for heavy metals and persistent organic pollutants (Van de Plassce, E., Bashkin, V., Guardans, R., Johansson, K., Vrabel, J. red.). Bad Harzburg, Germany, 3.-7. November, 1997, 38 s + Appendix.
- US Environmental Protection Agency 1994. General policies. Water quality standards criteria summaries: a compilation of state/federal criteria. US EPA, Washington, D.C. No. PB89- 141477.
- Vähä, J. P., Erkinaro, J., Niemelä, E. & Primmer, C. R. 2007. Life-history and habitat features influence the within-river genetic structure of Atlantic salmon. *Molecular Ecology* 16: 2638-2654.
- Verspoor, E., Strandmeyer, L., and Nielsen, L. 2007. *The Atlantic Salmon. Genetics, Conservation and Management*. Blackwell Publishing Ltd., Oxford.



- Vuorinen, J. & Berg, O.K. 1989. Genetic divergence of anadromous and nonanadromous Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the River Namsen, Norway. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 406-409.
- Vrana, B., Vermeirssen, E.L.M., Allan, I.J., Kohoutek, J., Kennedy, K., Mills, G.A. & Greenwood, R. 2009. Passive sampling of emerging pollutants in the aquatic environment: state of the art and perspectives. Position Paper. Norman - Network of reference laboratories, research centre and related organisations for monitoring of emerging environmental substances.
- Wagner, G.N., Fast, M.D. & Johnson, S.C. 2008. Physiology and immunology of *Lepeophtheirus salmonis* infections of salmonids. *Trends in Parasitology* 24: 176-183.
- Wagner, G.N., McKinley, R.S., Bjørn, P.A. & Finstad, B. 2003. Physiological impact of sea lice on swimming performance of Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 62: 1000-1009.
- Wagner, G.N., McKinley, R.S., Bjørn, P.A. & Finstad, B. 2004. Short-term freshwater exposure benefits sea lice-infected Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology* 64: 1593-1604.
- Wang, S., Hard, J. J., and Utter, F. 2002. Genetic variation and fitness in salmonids. *Conservation Genetics* 3: 321-333.
- Waples, R. S. 2002. Effective size of fluctuating salmon populations. *Genetics* 161: 783-791.
- Wells, A., Grierson, C.E., MacKenzie, M., Russon, I.J., Reinardy, H., Middlemiss, C., Bjørn, P., Finstad, B., Wendelaar Bonga, S.E., Todd C.D. & Hazon, N. 2006. The physiological effects of simultaneous, abrupt seawater entry and sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) infestation of wild, sea-run brown trout (*Salmo trutta*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 2809-2821.
- Wells, A., Grierson, C.E., Marshall, L., MacKenzie, M., Russon, I.J., Reinardy, H., Sivertsgård, R., Bjørn, P.A., Finstad, B., Wendelaar Bonga, S.E., Todd, C.D. & Hazon, N. 2007. Physiological consequences of “premature freshwater return” for wild sea-run brown trout (*Salmo trutta*) postsmolts infested with sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 1360-1369.
- Wendelaar Bonga, S.E. 1997. The stress response in fish. *Physiological Reviews* 77: 591-625.
- White, H.C. 1940. “Sea lice” (*Lepeophtheirus salmonis*) and death of salmon. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 5: 172-175.
- Wright, S. 1969. *Evolution and the Genetics of Populations*. Volume 2. The theory of gene frequencies. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Young, R. G., & Hayes, J. W. 2001. Assessing the accuracy of drift-dive estimates of brown trout (*Salmo trutta*) abundance in two New Zealand rivers: a mark-resighting study. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35: 269-275.
- Youngson, A. F., Webb, J. H., Thompson, C. E., & Knox, D. 1993. Spawning of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*): hybridisation of females with brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 1986-1990.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th Edition. Prentice Hall, New Jersey, 663 s.

## Vedlegg

### Vedlegg 1

Oversikt over 33 prioriterte stoffer i Vanddirektivet (200/60/EC), med tilhørende prøvetakningsmetodikk og situasjon for stoffet i Norge. Med konvensjonell prøvetakningsteknikk menes at vannprøven kan samles inn ved fylle opp en velegnet flaske (avtales med aktuell laboratorium). Det er angitt hvor bruk av passive prøvetakere kan benyttes. Der hvor passive prøvetakere kan anvendes er det da lagt vekt på at man kan kvantifisere konsentrasjonene i vannet (ikke kun angi om konsentrasjonen er høy eller lav; semikvantitativt) og at det er kommersielt lett tilgjengelig. I denne kolonnen er det også angitt hvilken matrix som er mest velegnet for prøvetakning. Med suspendert partikulært materiale menes den fraksjonen som finnes i vannsøylen og som etter filtrering vil holdes tilbake på et filter av en viss porestørrelse. For prøvetakning av suspendert materiale vises det til (European Union 2009), hvor man viser til hvordan metoder for måling av suspendert partikulært materiale i vann (Rannekleiv mfl. 2009, European Union 2010, Green mfl. 2009, Vrana mfl. 2009).

Navn på substans	Prøvetakningsmetodikk	Situasjon i Norge
Alaklor	Konvensjonell prøvetakning. Kan også måles i sediment og suspendert partikulært materiale. Prøvetakning i biota anbefales ikke.	Herbucid, aldri vært godkjent for bruk i Norge.
Antracen	Konvensjonell prøvetakning + Passive prøvetakere + Kan også måles i sediment og suspendert partikulært materiale. Prøvetakning i biota kan gjøres (metabolitter).	PAH-forbindelse, tilstede "overalt", viktig komponent i kreosot. Bioakkumulerende.
Atrazin	Konvensjonell prøvetakning.	Herbucid, ikke vært i bruk i Norge siden 1990. Benyttes i parker, p-plasser, tennisbaner.
Benzen	Konvensjonell prøvetakning, men brytes raskt ned i vann.	Hovedkilde er biltrafikk og forbrenningsanlegg, brytes raskt ned i vann.
Bromerte difenyletere	Vanskelig å måle i vann pga lave konsentrasjoner, ingen "kommersielle" passive prøvetakere er utviklet. Måles i sedimenter, suspendert partikulært materiale og biota	Flammehemmer, benyttes i polymerer, tekstiler, elektronikk. Bioakkumulerende stoff.
Kadmium og kadmium forbindelser	Konvensjonell prøvetakning, samt i sediment og biota. Passive prøvetakere kan benyttes.	Akutt giftig og kan gi kroniske skader. Finnes i produkter som pigmenter, batterier, sement, kunstgjødsel og fossilt brennstoff.
Kortkjedete klorparafiner (C10-13)	Vanskelig å måle i vann pga lave konsentrasjoner, ingen "kommersielle" passive prøvetakere er utviklet. Måles i sedimenter, suspendert partikulært materiale og biota.	Benyttes i skjærevæske i maskiner og flammehemmer. Toksisk og bioakkumulerende.
Klorfenvinfos	Konvensjonell prøvetakning anbefales, men kan også måles i sediment, suspendert partikulært materiale og biota.	Insekticid, benyttet i Norge frem til 2006 i kål, løk og kålrot. Tidsserier fra JOVA målte høye konsentrasjoner og viste at fare for akvatisk miljø forelå.
Klorpyrifos	Konvensjonell prøvetakning + Passive prøvetakere.	Lite anvendt i Norge, men brukt mye internasjonalt.

Navn på substans	Prøvetakningsmetodikk	Situasjon i Norge
1,2-Diklorethan	Konvensjonell prøvetakning.	Noe toksisk for akvatiske organismer. Benyttes til produksjon av PVC, til løsemiddel og lim. Brytes raskt ned i vann.
Diklorometan	Konvensjonell prøvetakning.	Benyttes som løsemiddel i industrien, flyktig i vann og jord. Lavt forbruk i Norge.
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	Vanskelig å måle i vann pga lave konsentrasjoner, ingen "kommersielle" passive prøvetakere er utviklet. Måles i sedimenter, suspendert partikulært materiale og biota.	Benyttes som mykgjørere i plast. Forbindelsen er lite toksisk, men kan skade reproduksjonsevnen.
Diuron	Konvensjonell prøvetakning.	Pesticid som er blitt benyttet i akvakultur i Norge og til bunnstoff i båter. Metabolitt er mer toksisk enn selve diuron. Påvist flere steder i Norge.
Endosulfan	Konvensjonell prøvetakning anbefales, men kan også måles i sediment, suspendert partikulært materiale og biota. Passive prøvetakere.	Insekticid, forbudt i Norge fra 1996. Atmosfæriske tilførsler kan forekomme. Påvist flere steder i Norge.
Fluoranten	Konvensjonell prøvetakning (men lave konsentrasjoner av den PAH-forbindelsen antas, da den bunnfeller) + Passive prøvetakere + Kan også måles i sediment og suspendert partikulært materiale. Prøvetakning i biota kan gjøres.	Se PAH
Heksaklorbenzen	Vanskelig å måle i vann pga lave konsentrasjoner, ingen "kommersielle" passive prøvetakere er utviklet. Måles i sedimenter, suspendert partikulært materiale og biota.	Benyttet som plantevernmiddel til 1965. Utslipp i dag kommer fra forbrenningsanlegg, prosessovner, motorer og annet. Giftig for vannlevende organismer og brytes sakte ned.
Heksaklorbutadien	Kan måles i vann, sediment og suspendert partikulært materiale, men biota foretrekkes.	Ingen bruk og produksjon i Norge, men kan forekomme i områder hvor det har vært gummiproduksjon. Bioakkumulerer i akvatiske organismer.
Heksaklor-sykloheksan	Kan måles i vann, sediment og suspendert partikulært materiale, men biota foretrekkes.	Gamma-isomeren kjent som plantevernmiddelet Lindan. Forbudt i Norge fra 1992. Høy toksisitet,
Isoproturon	Konvensjonell prøvetakning.	Herbucid benyttet til kornproduksjon. Forbudt i Norge fra 2006. Ekstremt toksisk for akvatiske organismer. Høye nivåer funnet flere steder i Norge.
Bly og blyforbindelser	Konvensjonell prøvetakning, samt i sediment og biota. Passive prøvetakere kan benyttes.	
Kvikksølv og kvikksølv forbindelser	Konvensjonell prøvetakning, samt i sediment og biota. Passive prøvetakere kan benyttes (for Hg).	Benyttes i en rekke produkter i industrien. Akutt giftig for akvatiske organismer.
Naftalen	Konvensjonell prøvetakning, men kan også måles i sediment, suspendert partikulært materiale og biota.	Se PAH
Nikkel og nikkelforbindelser	Konvensjonell prøvetakning, samt i sediment og biota. Passive prøvetakere kan benyttes.	Benyttes i en rekke industriprodukter. Giftighet er avhengig av en rekke forhold i vannet (kalsium, organiske materiale).

Navn på substans	Prøvetakningsmetodikk	Situasjon i Norge
Nonylfenoler (4-nonylfenol) <sup>(A)</sup>	Foretrekkes målt i vann, sediment, suspendert partikulert materiale, men biota kan også måles.	Antas å være mer toksiske enn oktylfenoler. Overflateaktive forbindelser som benyttes i en ulik rekke produkter. Lite nedbrytbart, bioakkumulerende og meget giftige for akvatiske organismer.
Oktylfenol 4-(1,1,3,3-tetrametylbutyl)fenol	Foretrekkes målt i vann, sediment, suspendert partikulert materiale, men biota kan også måles.	Veldig lite data tilgjengelig for Norge. Bruk er tilsvarende nonylfenoler.
Pentaklorbenzen <sup>(A)</sup>	Ikke i vann, men sediment og suspendert partikulært materiale foretrekkes. Biota kan måles.	Opphav til stoff er fra forskjellige kilder. Meget giftig for akvatiske organismer. Lite brukt i Norge.
Pentaklorfenol	Konvensjonell prøvetaking, men kan også måles i sediment, suspendert partikulært materiale og biota.	Treimpregneringsmiddel, som er meget giftig for akvatiske organismer, bioakkumulerende og tungt nedbrytbart. Norske utslipp antas å være ubetydelige.
Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) <sup>(A)</sup>		Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) består av mange ulike forbindelser som dannes under ufullstendig forbrenning av organiske materiale. PAH produseres ikke kommersielt, men finnes i en rekke produkter, blant annet olje, diesel, kreosot og kulltjære. PAH-forbindelser er ikke nedbrytbare, ikke nedbrytbare og de er giftige. I Norge regnes aluminiumsindustrien som den største kilden til PAH-utslipp, mens vedfyring er den nest største kilden. De fleste "Hot-spots" regnes å være knyttet til industri. PAH-forbindelsene påvises samlet.
Benzo(a)pyren	Ikke i vann, men sediment, suspendert partikulært materiale og biota foretrekkes. Passive prøvetakere kan benyttes.	Se PAH
Benzo(b)fluoranten	Ikke i vann, men sediment, suspendert partikulært materiale og biota foretrekkes. Passive prøvetakere kan benyttes.	Se PAH
Benzo(k)fluoranten	Ikke i vann, men sediment, suspendert partikulært materiale og biota foretrekkes. Passive prøvetakere kan benyttes.	Se PAH
Benzo(g,h,i)perylene	Ikke i vann, men sediment, suspendert partikulært materiale og biota foretrekkes. Passive prøvetakere kan benyttes.	Se PAH
Indeno(1,2,3-cd)pyren	Ikke i vann, men sediment, suspendert partikulært materiale og biota foretrekkes. Passive prøvetakere kan benyttes.	Se PAH

Navn på substans	Prøvetakningsmetodikk	Situasjon i Norge
Simazin	Konvensjonell prøvetakning.	Herbucid, benyttet som brakkingsmiddel, samt til svømmebasseng og akvarier. Forbudt i Norge fra 1995. Simazin er tungt nedbrytbart og giftig. Ingen funn i Norge siden 2002.
Tributyltinn forbindelser (tributyltinn kation) <sup>(A)</sup>	Kan måles i vann, sediment og suspendert partikulært materiale, men biota foretrekkes. Passive prøvetakere kan benyttes.	Har i hovedsak vært benyttet som bunnstoff i båter for å forhindre begroing. Kan forårsake imposex hos snegler. Forbudt i Norge fra 2008. Spesilt høye nivåer har blitt funnet ved skipsverft og småbåthavner. Antas å ikke være problem i ferskvann.
Triklorobenzener	Konvensjonell prøvetakning, men kan også måles i sediment, suspendert partikulært materiale og biota.	Løsemiddel som har vært anvendt i en rekke produkter. Stoffet er akutt giftig og kronisk giftig for akvatiske organismer. Lite anvendt i Norge, men kan transporteres langt med luftstrømmer. Lave konsentrasjoner i fisk og sedimenter har blitt funnet i Norge.
Triklormetan (Kloroform)	Konvensjonell prøvetakning.	Toksisk flytig væske, anvendt som løsemiddel og syntetiserer av fargestoffer. I dag er bruk knyttet mot laboratorier. Nedbrytes sakte, den er ikke bioakkumulerbar og moderat toksisk for akvatiske organismer.
Trifluralin	Måling i vann anbefales ikke, mens sediment og suspendert partikulært materiale foretrekkes. Kan måles i biota.	Herbucid som har vært anvendt mot gress og løvtrær. Salg i Norge opphørte i 1993. Ingen funn i Norge fra akvatiske miljøer.

## Vedlegg 2

Grenseverdier for miljøgifter satt av EQS-direktivet 2008/105/EC.. Verdiene er gitt som EQS (environmental quality standards). Verdien angitt som AA EQS gir årlig middelværdi (annual average). MAC EQS er høyeste tillate enkeltkonsentrasjon (maximum annual concentration). I tabellen er det gjort en evaluering av EQS verdiens relevans i forhold til laks. Relevans er vurdert på bakgrunn av et enkelt litteratursøk. Resultater herifra fremkommer i tabellen i kolonner angitt med art, eksponeringsdose samt respons påvist og referanse til arbeidet. Når EQS>dose er gitt en rød bakgrunn innebærer dette at EQS verdien ikke kan forventes å beskytte laks tilfredsstillende. Forsøk som er utført på en dose som er irrelevant høy (> 10 x EQS verdien) er gitt grå bakgrunn. Celler markert gul er forsøket utført med en dose som er nær EQS-verdien. Cellen satt til gul fordi responsen er såpass kraftig at en lavere eksponeringsdose vil sannsynlig gitt rød celle.

EQS verdien er ikke tilstrekkelig lav for flere av stoffene. De fleste er testet på doser som er irrelevante i forhold til å benytte data til fastsettelse av vannkvalitetsgrenser.

Forbindelse	AA EQS ferskvann (µg/l)	MAC EQS ferskvann (µg/l)	Art	Dose (µg/l)	Respons	Referanse	EQS>Dose
Atrazin	0,3	2,0	<i>Salmo salar</i>	2-10	Olfactory (lukt)	(Tierney mfl. 2010a) a	
Atrazin	0,3	2,0	<i>Salmo salar (smolt)</i>	0,1	Redusert gjelle aktivitet (Na <sup>+</sup> K <sup>+</sup> ATPase aktivitet)	(Moore mfl. 2008)	
Atrazin	0,3	2,0	<i>Salmo salar (juveniles)</i>	1-10, mulige effekter under 1	Redusert evne for tilpasninger fra ferskvann til sjø og overlevelse i sjø	(Fairchild mfl. 2002)	
Benzen	10	50	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	1 900	Bevegelse/forflytning	(Tierney mfl. 2010a) a	
Simazin + Atrazin	Ikke oppgitt for mix	Ikke oppgitt for mix	<i>Salmo salar</i>	0.5 + 0.5 1.0 + 1.0	Olfactory (lukt)	(Tierney mfl. 2010a) a	Vet ikke for mix.
BDE- 47	0,0005	Ikke oppgitt	Lake trout ( <i>Salvelinus namaycush</i> )	100 000	Store negative effekter på T-celler av BDE-47 og små av BDE-99.	(Birchmeier mfl. 2005)	

## TEMARAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 1

Forbindelse	AA EQS ferskvann (µg/l)	MAC EQS ferskvann (µg/l)	Art	Dose (µg/l)	Respons	Referanse	EQS>Dose
Klorpyrifos	0,03	0,1	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	0,625- 1,25-2,5	Olfactory (lukt)	(Tierney mfl. 2010a) a	
Klorpyrifos	0,03	0,1	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	2.0 (0.1)	1.0 EC <sub>50</sub> (nominal) (0.05 EC <sub>50</sub> (nominal)), hjerneskade	(Laetz mfl. 2009)	
DEHP	1,3	Ikke oppgitt	<i>S almo salar</i>	1500 mg/kg i for	Intersex utvikling	(Norman mfl. 2007)	Målt i for, effekt etter store doser
Diuron	0,2	1,8	<i>Oncorhynchus kisutch (juvenile)</i>	52 000	24-h EC <sub>50</sub> , lav toksistet i celler	(Okamura mfl. 2002)	
Endosulfan	0,005	0,01	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	10-100	Olfactory (lukt)	(Tierney mfl. 2010a) a	
Fluoranten (PAH)	0,1	1,0	Gytende salmonids	0,9-2	Akutt toksistet, i avrng fra vegtrafikk	(Chiovarou & Siewicki 2008)	
Lindan	0,02	0,04	<i>Bekkerøye</i>	6,0	Hosterate, klogging av gjeller	(Robinson 2009) a	
Nonylfenoler (4-nonylfenol)	0,3	2,0	<i>Salmo salar (juveniles)</i>	900	96 hLC <sub>50</sub>	(Fairchild mfl. 1999b) a	
Nonylfenoler (4-nonylfenol)	0,3	2,0	<i>Salmo salar (juveniles)</i>	130	96 hLC <sub>50</sub>	(Fairchild mfl. 1999b) a	
Nonylfenoler (4-nonylfenol)	0,3	2,0	<i>Salmo salar (juveniles)</i>	1-20	Redusert vekst → indusert vitellogenin produksjon	(Fairchild mfl. 1999b) a	
Nonylfenoler (4-nonylfenol)	0,3	2,0	<i>Salmo salar (parr-smolt)</i>	20	Redusert vekst	(Arsenault mfl. 2004)	
Oktylfenoler	0,1	Ikke oppgitt	<i>Salmo salar (parr-smolt)</i>	4,5-30	Redusert fysiologi og smoltifiseringsmønster	(Bangsgaard mfl. 2006)	
Pentaklorfenol	0,4	1,0	<i>Regnbuørret</i>	0,2	Unnvikelse i forhold til predasjon	(Robinson 2009) a	
BaP (PAH)	0,05	0,1	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1,0	Endret genuttrykk (microarray)	(Hook mfl. 2006)	

TEMARAPPORT FRA VITENSKAPELIG RÅD FOR LAKSEFORVALTNING NR. 1

Forbindelse	AA EQS ferskvann (µg/l)	MAC EQS ferskvann (µg/l)	Art	Dose (µg/l)	Respons	Referanse	EQS>Dose
Simazin	1,0	4,0	<i>Regnbuørret</i>	1000 (200-000)	Rheotaxis, sub-lethal, (24 hLC <sub>50</sub> )	Robinson 2009	
Simazin	1,0	4,0	<i>Salmo salar</i>	0.1-2	Olfactory (lukt)	(Tierney mfl. 2010a) a	
TBT	0,0002	0,0002	<i>Salmo salar</i> (immature)	0.05 – 0.250	Økt metabolisme i muskel og redusert evne til detoxifisering.	(Tierney mfl. 2010a) a	
TBT	0,0002	0,0002	<i>Chinook salmon</i>	100-600	Redusert immunforsvar	(Greco mfl. 2007)	
TBT	0,0002	0,0002	<i>Salmo salar</i> (juvenil)	50-250	Androgen effekt	(Misumi mfl. 2009)	
Trifluralin	0,03	Ikke oppgitt	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	30-300	Olfactory (lukt)	(Mortensen & Arukwe 2007)	



## Vedlegg 3

Evaluering av ulike metoder for å klassifisere påvirkningsfaktoren lakselus.

Tre ulike metoder (**tabell 1**) for å klassifisere lusepåvirkningen fra en prøve av 100 smolt ble vurdert ved hjelp av simuleringer. Formålet med disse enkle simuleringene var å vurdere tre ulike alternativer for å beregne effektene av lakseluspåslag opp mot hverandre for å plukke ut en egnet, enkel metode for å vurdere effektene. Hundre smolt ble valgt fordi dette antallet er en realistisk utvalgsstørrelse for innsamling av smolt ved postsmolttrålinger. Med dette mener vi ikke at 100 er en ideell utvalgsstørrelse. For å få best mulig oversikt, vil et større utvalg være å foretrekke.

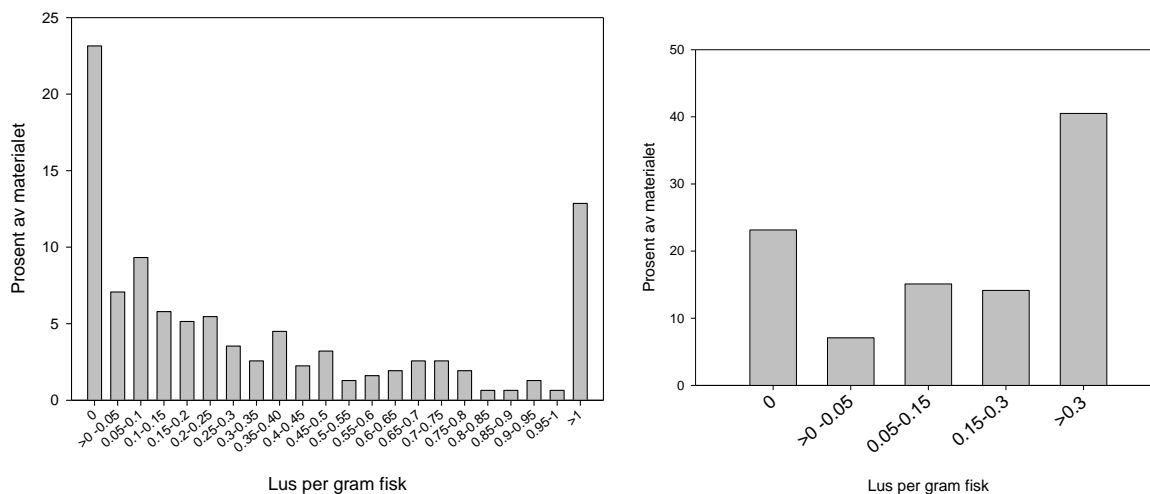
I alternativ 1 ble ganske enkelt median lus per gram fiskevekt blant alle fiskene i utvalget benyttet til klassifisering (se kapittel lakselus). I alternativ 2 ble de innsamlede smoltene sortert i fire effektgrupper som ble gitt henholdsvis verdiene 0, 1, 2 og 3. Summen av produktet mellom andel fisk og effektverdiene ble deretter klassifisert. Dette vil i praksis si at vi regner ut gjennomsnittlig klassifisering blant fiskene i prøven. I alternativ 3 ble også fiskene sortert i de samme gruppene, men det ble antatt at ekstra dødelighetsrisiko i de ulike effektgruppene var 0 %, 5 %, 20 % og 50 %. Total ekstra dødelighet i utvalget ble så beregnet og klassifisert. Dette vil i praksis si at vi regner ut gjennomsnittlig ekstra dødelighet dersom fiskene i prøven har ekstra dødelighet null om de har færre enn 0,05 lus per gram, 5 % ekstra dødelighet dersom de har mellom 0,05 og 0,15 lus per gram, 20 % ekstra dødelighet dersom de har mellom 0,15 og 0,3 lus per gram og 50 % ekstra dødelighet dersom de har mer enn 0,3 lus per gram fiskevekt. Den prosentvise dødeligheten er estimerte tall.

Et materiale bestående av 311 postsmolt av laksefisk (i all hovedsak laks) samlet inn med trål i Hardangerfjorden i 2006 ble benyttet som utgangspunkt for simuleringene. Fordelingen i antall lus per gram fisk framstår som typisk for fiskeparasittpopulasjoner (negativ binomialfordeling), hvor de fleste fiskene har få parasitter, mens noe fisk har mange parasitter (Costello 1993) (**figur 1**). Fra disse 311 fiskene ble det tilfeldig trukket ut 100 prøver på 100 fisk. Dette ble gjort ved at de 311 fiskene ble sortert tilfeldig 100 ganger. For hver gang ble de 100 første fiskene i sorteringen brukt for å regne ut de tre ulike klassifiseringene. De tre ulike klassifiseringene ble så sammenlignet for å se om de plasserte effekten i samme klasse eller ikke (**tabell 2**).

**Tabell 1.** Tre ulike alternativer for å klassifisere effekter av lakselus på utvandrende laksesmolt. Andelene fisk i de ulike gruppene i alternativ 2 og 3 er eksempler brukt for å illustrere metoden. Klassifiseringen under disse to alternativene kan også gjøres ved å benytte individverdier og beregne gjennomsnittlig effekt eller ekstra dødelighet. I alternativ 3 er ekstra dødelighet knyttet direkte til oppnåelse av gytebestandsmål under antagelsen om at for eksempel 30 % ekstra dødelighet gir 30 redusert innsig av gytefisk og 70 % måloppnåelse.

<b>Alternativ 1:</b> Median antall lus pr gram laksesmolt i en prøve				
	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
Median antall lus pr g fisk i prøven	<0,05	0,05 - 0,15	0,15 - 0,3	>0,3
<b>Alternativ 2:</b> Smolten sorteres i fire effektgrupper (kriterier som ovenfor), og andel smolt i gruppene brukes til å beregne samlet effekt				
Effektgruppe	0	1	2	3
Andel fisk	0,1	0,2	0,6	0,1
Effekt x andel	0	0,2	1,2	0,3
Samlet effekt (sum)	1,7			
	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
	0	0,1-1,0	1,1-2,0	>2
<b>Alternativ 3:</b> Effektgruppene ovenfor tilordnes individuell sannsynlighet for ekstra dødelighet, som kombineres med andelen av gruppene i prøven i et estimat av ekstra dødelighet				
Effektgruppe	0	1	2	3
Ekstra dødelighetsrisiko	0	0,05	0,2	0,5
Andel av fisken	0,1	0,2	0,6	0,1
Risiko x andel	0	0,01	0,12	0,05
Sum ekstra dødelighet (%)	18			
	Ingen effekt	Liten effekt	Moderat effekt	Stor effekt
	0	<10	11-30	>30
	Relatert direkte til oppnåelse av gytebestandsmål			

Resultatene viste at median i 83-84 % av tilfellene ga samme klassifisering som de to andre alternativene. De to andre alternativene ga innbyrdes nesten identisk klassifisering. I alle tilfellene av avvik mellom median og de to andre metodene, ga median en lavere effektvurdering.



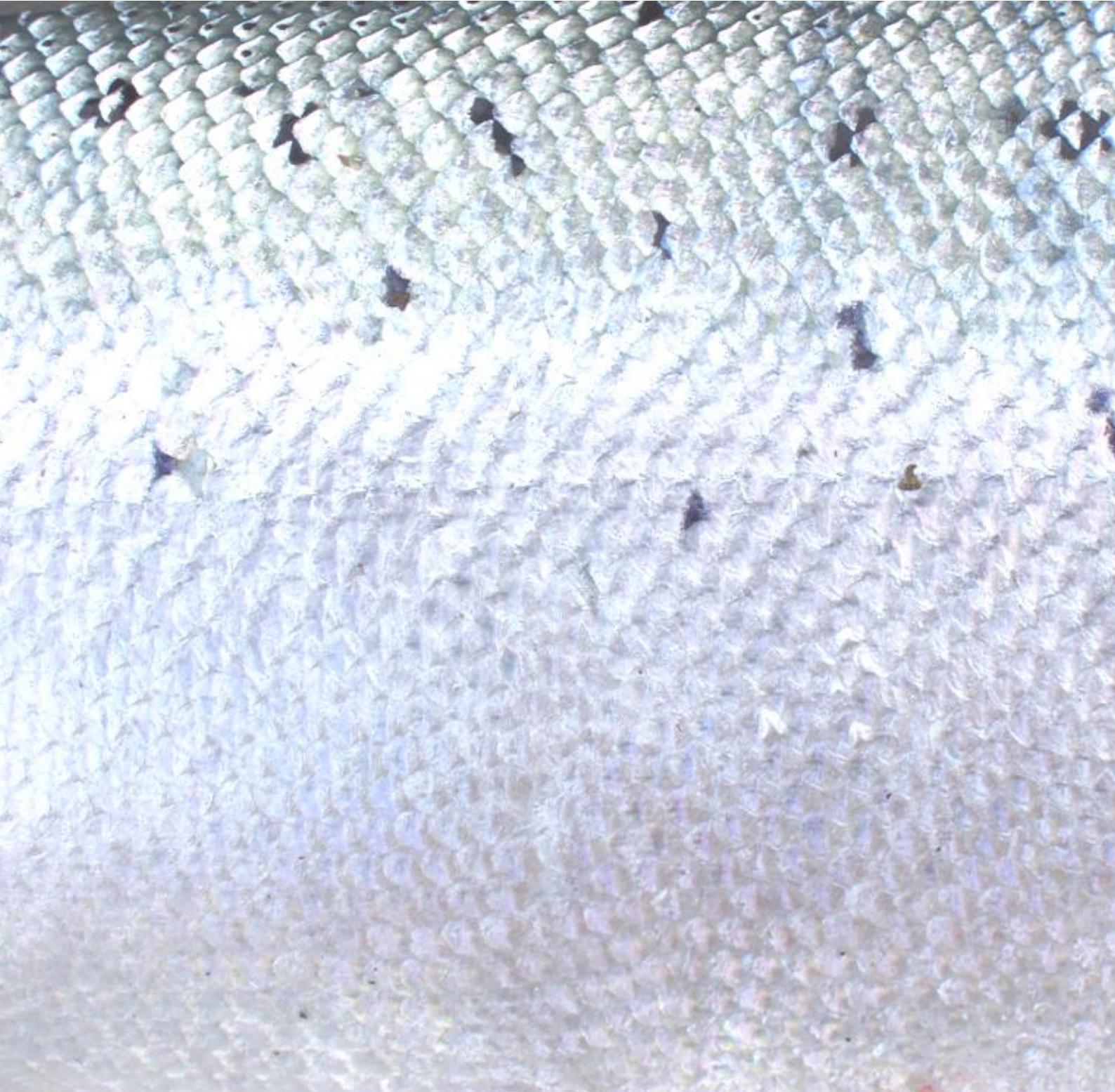
**Figur 1.** Fordeling av lus per gram fiskevekt blant laksefisk samlet inn i Hardangerfjorden i 2006. I venstre panel er fiskene fordelt i intervaller på 0,05 lus per gram opp til 1 lus per gram, deretter er antallet som har mer enn en lus per gram summert opp (høyeste verdi var 5,2). I høyre panel er fiskene fordelt i de fire ulike effektklassene. I begge panelene er antallet fisk uten lus også angitt.

**Tabell 2.** Resultater av 100 simuleringer av ulike beregningsmetoder for å klassifisere påvirkning av lakselus. Dersom simuleringene ga samme klassifisering - for eksempel at alternativ 1 (median) og alternativ 3 (ekstra dødelighet) - ga klassifiseringen moderat effekt, ble alternativ 1 mot alternativ 2 satt til samme klassifisering. Dersom for eksempel alternativ 1 ga moderat effekt, mens alternativ 3 ga stor effekt ble dette talt som ulik klassifisering).

	Alternativ 2		Alternativ 3	
	Samme klassifisering	Ulik klassifisering	Samme klassifisering	Ulik klassifisering
Alternativ 1	83 %	17 %	84 %	16 %
Alternativ 2			99 %	1 %







**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) (sekreteriat)

ISSN:1891-5302

ISBN:978-82-93038-04-7

