RAPPORT LNR 5531-2008
(NINA rapport nr. 326)

Laks og vannkvalitet i Otra, 1990–2006

Smoltfelle i Otra. Foto: F.Kroglund

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen
Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen
Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen
Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel	Løpenr. (for bestilling)	Dato
Laks og vannkvalitet i Otra, 1990–2006	5531-2008	Jan 2008
	Prosjektnr. Undernr. 26220	Sider Pris 49+vedlegg
Forfatter(e) Frode Kroglund & Rolf Høgberget (NIVA) Kjetil Hindar, Gunnel Østborg & Torveig Balstad (NINA)	Fagområde Villfisk	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Vest-Agder	Trykket CopyCat

Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse
Direktoratet for naturforvaltning Krypsivfondet i Otra	

Sammendrag

Laksebestanden i Otra var utryddet frem til starten av 1990-tallet. Som følge av at industriutslippene ble sanert i 1995 og at belastningene knyttet til sur nedbør er redusert, ble vannkvaliteten endret fra å være kronisk sur til å bli episodisk sur. Mot slutten av 1990-tallet ble det påvist økende mengder laksunger i elva, men lav tetthet av eldre laksunger tydet på at forsuringsepisoder kunne redusere overlevelsen av laksunger fra første leveår (0+) til smolt. Utover 2000-tallet økte laksefangstene. Det var usikkert om denne økningen skyltes egenprodusert laks eller om fangsten skyldtes laks produsert i andre vassdrag. I denne rapporten vurderer vi egenproduksjonen til laks ut fra vannkjemi på 1990- og 2000-tallet. Genetiske analyser av laks (voksen og parr) fanget i Otra og i naboelver benyttes for å vurdere hvor denne er hjemmehørende.

Det forventes ikke lengre større, negative effekter på smoltproduksjon. Utviklingen i vannkjemi frem mot 2002 er positiv. Til tross for denne positive utviklingen, er vannkvaliteten fortsatt marginal i perioder. Episodenes intensitet kan forsterkes av vassdragsreguleringene. Ut fra utviklingen i langtransportert forurensning forventes det ikke vesentlig økt forbedring i vannkjemi fremover. Den tilsynelatende negative trenden som observeres i kjemi i 2006 kan heller forsterkes, og bli til hinder for fortsatt utvikling av en levedyktig laksebestand i Otra. Mens det tidligere ble argumentert for tiltak ut fra et ønske om å etablere en bestand, er tiltaksbehovet i dag redusert og mer knyttet til å sikre smoltproduksjon og smoltkvalitet.

Våre undersøkelser viser at laks fanget i Otra de siste 10 årene er genetisk forskjellig fra laks fanget i Otra i 1935. Den opprinnelige laksebestanden er utryddet. Voksen laks fanget på slutten av 1990-tallet var sannsynligvis i stor grad avkom av laks produsert i andre vassdrag enn Otra. Den første sterke årsklassen i laksefangstene i Otra, laks med klekkeår 1998 som kom inn i fangstene fra 2001, ser delvis ut til å være rekruttert i andre vassdrag. Utover 2000-tallet indikerte den genetiske sammensetningen at voksen laks fanget i Otra med økende sannsynlighet hadde foreldre som gytte i Otra. Årsklasser av laks med klekkeår fra og med 2001 ser ut til å være dominert (>55 %) av egenrekruttert laks.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Otra	1. Otra
2. Laks	2. Atlantic salmon
3. Vannkvalitet	3. Water quality
4. Genetikk	4. Genetics

Frode Kroglund
Prosjektleder

Trond Rosten
Forskningsleder

Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

Inngår også i rapportserien: Norsk institutt for naturforskning (NINA)

NIVA ISBN: 978-82-577-5266-8
NINA ISBN: 978-82-426-1890-0

NINA Rapport 326: ISSN: 1504

Laks og vannkvalitet i Otra
1990-2006

Forord

Otra har i løpet av de siste 10 årene utviklet seg fra å være en forurenset elv til å fremstå som en naturperle og en god lakseelv. Til tross for denne positive utviklingen var det lenge usikkert om vassdraget hadde en vannkvalitet som var tilfredsstillende for laks og i hvilken grad vassdraget hadde en selvreproduserende laksebestand.

NIVA og NINA henvendte seg til DN og krypsivfondet i Otra; c/o Fylkesmannen i Aust-Agder og søkte om tilskudd til å belyse utviklingen i vannkvalitet og laks i Otra på 2000-tallet. Målet var å avklare om laksen som fanges tilhører en bestand under reetablering, eller om reetablering fortsatt hemmes av vannkvalitet.

Vår kontaktperson i DN har vært Roy Langåker og hos Fylkesmannen Dag Matzow. Vi takker disse for tilskuddet. Syrtveit settefiskanlegg har stilt sine pH-målinger fra utløpet av Byglandsfjorden og fra Dåsåna til rådighet til bruk i dette prosjektet. Otra Laxefiskelag har stilt fiskedata fra bekker i Nedre Otra og skjellprøver til vår rådighet. NIVA og NINA har også lagt inn en egenfinansiering i dette prosjektet.

Grimstad, januar 2008

F.Kroglund

Innhold

Sammendrag **6**

Summary **9**

1. Innledning **11**

2. Områdebeskrivelse - vassdrag og regulering **13**
2.1 Vassdraget 13
2.2 Vannføring/hydrologi 13
2.2.1 Normalvannføring i Otra 13
2.3 Anadrom strekning av Otra 14

3. Metode **16**
3.1 Dataserier som benyttes til vannkvalitetsvurderinger 16
3.2 Metoder for å fastslå hvor laksen kom fra 16
3.2.1 Fiskematerialet 16
3.2.2 Fisk - analysemetoder 17

4. Resultater – fysio-kjemiske forhold **19**
4.1 Temperatur 19
4.2 Vannføring 19
4.3 Sammenhenger mellom pH og giftig Al i Otra 20
4.4 pH-data fra 1975 til 2006; månedlige prøver 22
4.5 Kontinuerlig pH-logging 1992 til 2006 23
4.6 Endringer i hovedioner og ANC i anadrom del av Otra. 25
4.7 Vannkvalitet oppstrøms anadrom strekning i Otra 26
4.7.1 pH i sidebekker til restfeltet 26
4.7.2 Vannkvalitet i Otra ved Evje 27
4.7.3 Endringer i vannkvalitet fra Evje til Skråstad 30
4.8 Sammenhenger mellom vannføring og pH 31
4.9 Sammenhenger mellom giftig Al og gjelle-Al 33
4.10 Forventet utvikling fremover i vannkjemi 34
4.11 Diskusjon av vannkjemi 34

5. Resultater – fisk **36**
5.1 Laksebestanden i Otra: overlevde den forsuringen? 36
5.2 Har laks med vekststopp i skjellene en annen genetisk bakgrunn? 36
5.3 Genetisk analyse av laks i Otra fra 1996 til 2006 37
5.3.1 Ungfisk i Otra 1998–2000 38
5.3.2 Voksen laks i Otra 1996–2006 38
5.3.3 Genetisk kontinuitet fra gytefisk til ungfisk og deretter til gytefisk? 39
5.4 Sammenlikning av laksen i Otra og andre lakselver på Sørlandet 40
5.5 Opprinnelsen til dagens laksebestand i Otra 41
5.5.1 Otra 2003 41
5.5.2 Otra 2000–2006 41
5.5.3 Opphav vurdert ut fra merkeforsøk i andre elver 42
5.5.4 Feilvandring i forhold til vannføring 43

5.6 Beregning av årsklassestyrke av laks i Otra 44
5.7 Diskusjon – laksen i Otra fra 1990-tallet til i dag 45
5.7.1 Egenrekruttering av smolt i Otra 45
5.7.2 Utvikling av laksebestanden i Otra 46

6. Konklusjoner 48
6.1 Konklusjoner vannkjemi 48
6.2 Konklusjoner laks 48
6.3 Hva mer trenger vi å vite? Kommentarer til videre FoU-behov 48

7. REFERANSER 50

Vedlegg A. Kriterier for vannkjemiske grenser 53

Vedlegg B. Tiltak mot forsuring; antall dager med underskridelse av vannkvalitetsmål 55

Vedlegg C. Andre fiskeundersøkelser i Otra 57

Vedlegg D. Laksunger i sidebekker til Otra 62

Vedlegg E. Bestandsutvikling i andre elver på Sørlandet 64

Vedlegg F. Bunndyr i Otra 67

Vedlegg G. Vannføring og pH 68

Vedlegg H. Hydrologi og vannføring 69

Sammendrag

Problemstilling

Fra 1950-tallet til slutten av 1980-tallet var vannkvaliteten i Otra giftig for laks. Lakseførende strekning av vassdraget var påvirket av forsuring og forurensninger fra industrien ved Vennesla. Begge årsakene påvirket gyteområdene negativt. Ulike tiltak knyttet til industriutslippene samt redusert sur nedbør utover 1990-tallet gav en viss forbedring i vannkvalitet, tilstrekkelig til at det ble observert laksunger i 1993. Mandag 26. juni 1995 ble det etablert en sjøledning som førte forurenset vann fra industrien i Vennesla ut på dypt vann i Kristiansandsfjorden. Tiltakene medførte at vannkvaliteten på slutten av 1990-tallet var betydelig bedre enn den var fram til 1995. Imidlertid var vassdraget fortsatt påvirket av forsuringsepisoder. Disse episodene skyldes fortsatt forsuring. Episodenes intensitet og varighet forsterkes av reguleringene i vassdraget. Variasjon i pH i Nedre Otra kan knyttes til variasjon i vannbidraget fra sidebekkene og til sesongvariasjon i vannkvalitet i sidebekkene til Otra mellom Byglandsfjorden og Venneslafjorden.

Yngeltettheten av laks i Otra økte på slutten av 1990-tallet. Dette tolkes som en respons på en forbedret vannkjemi. Lav forekomst av eldre lakseunger tydet enten på høy dødelighet som følge av (episodisk) dårlig vannkvalitet, alternativt at det var vanskelig å fange eldre yngel. Prøver tatt av smolt i elva i 2004 og 2005 påviste at vannet fortsatt inneholdt moderate mengder ”helseskadelig” aluminium (den andel aluminium akkumuleres på gjellene til laks og som forvolder en uakseptabel respons). Det ble tidlig på 2000-tallet fremsatt som hypotese at episodene kunne redusere overlevelsen av laksunger i elva og påvirke smoltkvaliteten. Svekket smoltkvalitet vil redusere postsmolt overlevelse i sjøen. I sin ytterste konsekvens kunne det tenkes at ”nesten all” laks fanget i Otra stammet fra smolt utvandret fra andre elver, og som hadde ”feilvandret” opp i Otra.

Fra slutten av 1990-tallet økte laksefangstene i Otra betydelig. Mens den vannkjemiske overvåkingen frem til 2000 tydet på at vassdraget var episodisk påvirket av forsuring, kunne høy fangst av laks utover 2000-tallet tyde på at vannkvalitet var tilfredsstillende. Det ble derfor reist som spørsmål: Har vannkvaliteten i Otra blitt tilfredsstillende for egenrekruttering av laks, eller kommer laksen som fanges i Otra fra andre vassdrag?

NIVA og NINA søkte Direktoratet for naturforvaltning samt krypsivfondet i Otra om tilskudd til å belyse disse problemstillingene. Ved å sammenstille vannkjemiske data fra vassdraget for perioden 1990 til 2006 med genetiske analyser av både ungfisk og voksen laks fanget i Otra var målet å fastslå om man beskattet en ”stedegen” laksebestand, eller en bestand produsert i andre vassdrag.

Endringer i vannkvalitet fra 1990 til 2000-tallet

pH i Otra økte gradvis fra 1995 til 2002. Deretter er det registrert en ”svak” nedgang i pH og en mulig forringelse av vannkvalitet. Konsentrasjonen av aluminium varierte med pH hele perioden. Dette innebærer at belastningen på fisk avtok mot 2002, for deretter å øke svakt. Konsentrasjonen av kalsium avtok gradvis frem til ca 2002, for deretter å øke svakt. Disse endringene følger endringene i forsuring. Det har ikke vært større endringer i vannets humusinnhold. Endringene i vannkjemi har medført at vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) har økt fra nivåer under 20 $\mu ekv \cdot L^{-1}$ på 1990-tallet til nivåer omkring 30 $\mu ekv \cdot L^{-1}$ i 2002. Deretter har nivået variert mellom 20 og 30 $\mu ekv \cdot L^{-1}$. Ut fra dette må det konkluderes med at vannkvaliteten (vurdert ut fra ANC) ble gradvis bedre fra midten av 1990-tallet og frem mot 2002. Etter 2002 har ikke vannkvaliteten blitt ytterligere forbedret. Denne stagnasjonen i forhold til en positiv trend er i tråd med det som også måles i andre elver på Sørlandet. Dagens vannkvalitet vil sannsynligvis ikke påvirke overlevelse av laksunger frem til smoltstadiet, men kan fortsatt forringe smoltkvalitet. Graden av forringelse og betydningen for sjøoverlevelse forventes å variere fra år-til-år, og vil være knyttet til år-til-år variasjon i vannkvalitet om våren. Forsuringsepisodene knyttes primært til vannkjemi i sidebekker til Otra mellom Byglandsfjorden og

Venneslafjorden. Mange (de fleste) av disse er fortsatte følsomme for sur nedbør. Når vannbidraget fra disse bekkene øker, øker tilførslen av surt vann til Otra. Ettersom det er sesongvariasjoner i vannkjemi i bekkene, vil deres betydning for vannkjemi i Otra også variere gjennom året. Forsuringsepisodenes intensitet og varighet kan forsterkes av reguleringene i vassdraget. pH-reduksjonene (kontinuerlig pH-logging i Nedre Otra fra 2003) har en tendens til å inntreffe noen døgn etter at det relativt vannbidrag fra restfeltet mellom Byglandsfjorden og Venneslafjorden økte. Når vann holdes tilbake i Byglandsfjorden øker det relative vannbidraget fra sidebekkene til restfeltet.

For å gi en år-til-år vurdering av de sure episodenes betydning, må vi vurdere de minst følsomme stadiene (yngel og parr) og det mest følsomme stadiet (smolt) for seg. Det er sannsynlig at parr kan ha blitt betydelig utsatt for dårlig vannkvalitet (pH var normalt <5,8) i årene forut for 1997. Fisken kan også ha utsatt for episoder i perioden 1997–2006. I 2001 og 2002 var vannkvaliteten god (pH normalt > 5,8). Våre konklusjoner vil være mest usikker for årene 1997 til 2003, eller de årene det ikke foreligger kontinuerlige data fra. Belastningene etter 1997 har sannsynligvis ikke redusert smoltproduksjonen, men kan i perioder ha påvirket vekst. Lav fangst av eldre laksunger i Otra på slutten av 1990-tallet kan ikke forklares ut fra marginal vannkjemi alene.

Selv om vannkvaliteten ikke lenger dreper parr, kan fiskens ”helse” (bl.a. immunforsvar) reduseres i perioder der vannkvaliteten er subletal (skader, men dreper ikke). Vannkvaliteten har hatt en betydelig negativ effekt på smoltkvaliteten alle år forut for 1997. Smolten kan likeledes ha blitt betydelig belastet med dårlig vannkvalitet i år 2002 og i år 2006. Belastningen var mer moderat de andre årene, men konklusjonen vil være mest usikker for perioden 1997 til 2003, eller de årene det ikke foreligger kontinuerlige data fra.. Unntaket er år 2001 hvor vannkvaliteten sannsynligvis var god.. Vannkvaliteten fra 1997 har sannsynligvis ikke resultert i stor dødelighet av presmolt/smolt i ferskvannsfasen, men vil med stor sannsynlighet ha påvirket saltvannstoleransen negativt enkelte år. Redusert saltvannstoleranse vil medføre redusert marin overlevelse. Basert på analyser av smolt i 1999/2000 og i 2004/2007 har belastningen avtatt. Mens betydningen på sjøoverlevelse til smolt vil ha vært betydelig på 1990-tallet, er effektene på sjøoverlevelse nå i området fra ubetydelig til moderat.

Den opprinnelige laksebestanden i Otra er utryddet

Resultatene oppsummert i denne rapporten, viser at den opprinnelige laksebestanden i Otra er utryddet. De genetiske analysene viser at laks som ble fanget i Otra fra 1996 til 2006 er signifikant forskjellig fra laks fanget i 1935. Forskjellene gjenspeiles også i livshistorie. Historisk ble det fanget mye mellom- og storlaks i Otra, mens fangstene nå domineres av smålaks.

Laks med vekststoppsoner er ikke genetisk forskjellig fra villaks

Laks fanget i Otra har i mange år blitt klassifisert til kategoriene vill, kultivert og oppdrett. Gruppen kultivert er blant annet identifisert på grunnlag av vekststoppsoner i skjell fra voksen laks. Disse vekststoppene forekom i ferskvannsfasen til fisken og kunne indikere at fisken er kultivert. Blant annet er det funnet vekststopp i merket fisk som er satt ut i andre elver. Det settes ikke ut laks i Otra. Vekststopp kunne således indikere et stort innslag av laks med opphav i andre elver.

Skjellanalyse av ungfisk samlet inn i Otra i perioden 1998–2000 viser at også naturlig rekrutterte laksunger kan ha vekststopp. Dette er dermed en svak biologisk markør. Vekststopp ble også påvist hos laks fanget i Otra i 1935. Det var ingen genetisk forskjell mellom laks i Otra med eller uten vekststoppsoner. Dette tyder på at disse fiskene kan ha samme opphav og at vekststopp kan forårsakes av naturlige miljøfaktorer i elva. Dårlig vannkvalitet vil typisk føre til en redusert tilvekst.

Genetisk variasjon mellom årsklasser

Både hos laksunger fanget i årene 1998–2000 og hos voksen laks fanget i 1996–2006 fant vi genetiske forskjeller mellom årsklasser av laks, særlig de som klekket på 1990-tallet. Forskjellene antyder at laksen som gytte i de ulike årene ikke hadde samme opphav. For de få årsklassene som var representert med både laksunger som var naturlig rekruttert i Otra, og som voksen laks i Otra, testet vi

om det var genetisk kontinuitet fra voksen laks til ungfisk som klekket året etter, og fra ungfisk i elva til tilbakevandrende voksen laks. Vi fant genetisk kontinuitet fra gyting til ungfisk for de tre testede årsklassene, men ikke fra ungfisk til tilbakevandrende laks for to av fire testede årsklasser. Signifikant genetisk forskjell fra ungfisk til tilbakevandrende laks av 1998-årsklassen er spesielt interessant, siden denne årsklassen er den første sterke årsklassen i Otra i nyere tid. En økologisk analyse antydet at denne årsklassen er mye sterkere i fangstene enn vi forventet ut fra beregning av tettheten av samme årsklasse som egg og laksunger i elva.

Økende grad av egenrekruttering i Otra

For 2003 generasjonen testet vi hvorvidt voksen laks fra Otra var mest genetisk lik laksen som gytte der én generasjon før, eller om de liknet mer på laks fanget i naboelvene (Mandalselva og Tovdalselva) eller i de nærmeste store lakseelvene (Numedalslågen og Bjerkreimselva) samme år. Testen antydet at rundt 40 % av laksen som vandret opp i Otra i 2003 var egenrekruttert, mens altså flertallet var feilvandrere fra naboelvene eller andre lakseelver. En tilsvarende test av laks fanget i Otra i årene 2000–2006 tydet på at graden av egenrekruttering var økende. Fra og med årsklasse 2001 (fangstår 2005) domineres fangstene i Otra (>55 %) av det som sannsynligvis er egenrekruttert laks. Resultatene fra 2003 til 2006 tyder samtidig på at de tre elvene i stor grad rekoloniseres av laks fra samme kilde(r).

Forventet utvikling i vannkjemi og tiltaksbehov

Mange av de sure episodene i Otra er kortvarige, noe som reduserer deres negative økologiske effekt. Etter en episode kan fiskens helse restitueres, men man har begrenset kunnskap til å angi hvor lang tid en påvirket smolt trenger for å bli ”frisk”. Dette representerer således en usikkerhet i tolkningen av effektene av hver episode. Basert på kunnskap om vannkjemi frem til 2006 kan følgelig ikke Otra ”friskmeldes” i forhold til behov for tiltak, selv om mengden egenprodusert laks synes å være økende.

Forbedringen i vannkvalitet som påvises frem til 2002 har stoppet opp. Etter 2002 er det derimot tendenser til en gradvis forringelse av vannkvalitet. Ut fra prognoserte endringer i forsuringsbelastning (årsrapporter fra SFT) forventes det ikke vesentlige eller ytterligere forbedringer i vannkvalitet i årene fremover. Hvis den observerte ”svekkelsen” i vannkvalitet er reell og fortsetter, vil forekomsten av marginal vannkjemi kunne øke i hyppighet og varighet. Vannkvaliteten vil da igjen kunne bli mer kritisk for laks og påvirke smoltkvalitet negativt. Fremtidige endringer i vannkjemi påvirkes også av endringer i klimaforhold og utviklingen i nitrogendeposisjon og -retensjon. Som følge av år-til-år og sesongvariasjon i vannkjemi og ingen klar trend i vannkvalitet de siste årene, vurderes Otra fortsatt til å være i faresonen. Dette betyr at relativt små endringer i vannkjemi kan gi store effekter på laksebestanden, både i positiv og negativ retning. En vurdering av dagens tiltaksbehov (basert på årene 2003–2006) er gitt som vedlegg til rapporten.

Laksen er under reetablering i Otra. Mens vassdraget hadde et begrunnet tiltaksbehov knyttet til etablering av en laksebestand før årtusenskiftet, har endringene i vannkjemi redusert dette behovet. Tiltak kan fortsatt forsvares, men da for å sikre produksjon og vitalitet til en bestand under reetablering. Iverksetting av tiltak mot forsuringspåvirket vann vil være en sikring i forhold til sesongvariasjon i vannkjemi og mot en mulig negativ utvikling i vannkvalitet. Tiltak nå kan begrunnes ut fra et føre-var prinsipp, hvor målet er å sikre en videre positiv utvikling i vassdraget. Uten tiltak kan det ikke utelukkes at smoltkvaliteten vil påvirkes negativt enkelte år. Dette vil både resultere i redusert fangst av egenprodusert laks, samtidig som den relative andelen av laks fra andre elver øker. Økt innslag av laks fra andre elver vil forsinke utvikling av en ny selvreproduserende laksestamme i Otra.

Den høye minstevannføringen i Otra kan også hemme etablering av en egen bestand. Merkeforsøk med laksefisk tyder på at feilvandringen mellom bestander kan øke når hjemmeelva har liten vannføring og liten bestandsstørrelse. Mange feilvandrere ser da ut til å ende opp i nærliggende, store elver. Den høye sommervannføringen i Otra (relativt til andre elver i regionen) kan derfor være noe av forklaringen på at laksesmolt fra andre vassdrag på Sørlandet, blir fanget i Otra.

Summary

Title: Salmon and water quality in River Otra, 1990–2006
Year: 2008
Author: F. Kroglund & R. Høgberget (NIVA), K. Hindar, G. Østborg & T. Balstad (NINA)
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN: 978-82-577-5266-8 (NIVA) or
ISBN: 978-82-426-1890-0 (NINA)

Background and water chemistry

The Atlantic salmon population in the River Otra, southern Norway was lost during the 1960's due to acid rain and industrial and municipal pollution. The pollution sources were sanitized by 1995. A concurrent reduction in acid deposition during the 1990's raised pH from values around 5.3 to values generally around 5.8 to 6.0 for the years 2000 to 2005, and reduced labile Al from levels > 40 µg Al•L^{-1} to levels < 20 µg Al•L^{-1}. ANC [1] increased from levels < 20 µekv•L^{-1} to levels >30 µekv•L^{-1} by 2002 (Fig. 6, 7, and 10). The improvements were gradual until 2002, reflecting changes in both pollution discharge and acid deposition. Since then the annual improvements have leveled out and possibly deteriorated slightly. The water chemistry in 2006 was poorer than the average for the 2000-2006 period. Although improved, water quality must still be characterized as acidification sensitive and labile, where small perturbations can result in major changes in toxicity. Future changes in acid deposition are expected to be small, leaving the river in an unstable state, sensitive to climate change and random variation in acid deposition. As long as labile Al periodically exceeds the critical limit for salmon, population effects cannot be excluded. Based on the water quality limits suggested for salmon in Norwegian clear-water rivers (Tab. 5 and 6), the current water chemistry range is not lethal to salmon, but episodes can still affect smolt quality, and depending on the timing of episodes, reduce smolt to adult survival.

Salmon juveniles and adults

Salmon catches increased from the early 1990's (Fig. 28). The first juveniles were reported in 1995. Electrofishing performed in 1998 to 2000 reported moderate to high densities of age 0+ juveniles (young-of-the-year) in 1999 and 2000, but low densities of elder parr (Fig. 29). This mismatch could be due to mortality related to acid episodes during which pH was < 5.5, but also to elder fish being difficult to locate within a large river. Salmon in the limed tributary to Otra had a normal age structure, however, indicating that a toxin was affecting the episodically acid tributaries and main river (Fig. 30).

From the end of the 1990's onwards, salmon catches again reached historically high levels (4 to >10 tons; Fig. 28). This increase in salmon catches came before water quality was restored to safe levels, and in a river with only a sparse population of elder juveniles. Was Otra at this time actually supporting a self-recruiting salmon population, or were the catches a result of salmon straying from other rivers?

The old Otra strain is gone

Salmon adults caught in the River Otra from 1996-2006 and parr collected in 1998-2000 were compared genetically with salmon caught in the Otra in 1935, salmon from neighboring limed rivers (R. Tovdalselva and R. Mandalselva), and salmon from strong populations within the region (R. Numedalslågen and R. Bjerkreimselva). The genetic analyses were based on studying eight microsatellite loci in DNA extracted from scales or fin-clips.

[1] ANC=acid neutralizing capacity; sum of base cations minus anions

The original Otra strain is extinct. Genetic analysis showed that salmon caught from 1996 to 2006 are significantly different from the 1935 sample. This difference is accompanied by differences in life history traits; the historical Otra salmon having a high proportion of multi-sea-winter salmon (mean sea age at maturity, 2.09 years) whereas the recolonized population is largely composed of 1-sea-winter salmon (1.2 to 1.4 years).

Large influence from strayers in the 1990's

Salmon from different year classes were genetically heterogeneous. The largest differences from one year class to the next occurred during the 1990's. Naturally recruited juveniles in the Otra from year class 1998 (the first strong year class in recent catches) were significantly, genetically different from adult salmon representing the same year class. Moreover, the number of salmon caught from this year class is much higher than would be expected from estimated densities of eggs, 0+ and 1+ juveniles from this year class. Thus, genetic and population-dynamic analyses suggest that the first strong year class in the Otra had a considerable proportion of fish straying from other rivers. This conclusion is supported by marked salmon being released into other rivers, many of which were caught in Otra.

A new Otra strain is developing

Assignment tests investigating the likely origin of adult salmon in the Otra, being either from Otra the previous generation or from one or other neighboring salmon populations, suggest that the proportion of self-recruited salmon in the Otra is increasing. During 2005 and 2006, self-recruited salmon constituted a dominant proportion (55-70 %) of adult salmon caught in the river.

Management implications

The results of the analysis of water quality and salmon genetics and ecology suggest that salmon have re-established in the River Otra. Whereas actions to control and improve water quality were needed in the 1990's to establish a self-sustaining salmon population, actions today – following the water quality improvement that have taken place – can be seen as securing a viable and productive population. Moreover, a stable recruitment at a high level is also likely to buffer against strayers from other rivers and increase the rate of adaptation of salmon to the conditions offered by the Otra watercourse

1. Innledning

Det er allment akseptert at Otra mistet sin laksebestand som følge av dårlig vannkvalitet etter industriutslipp, reguleringseffekter og forsuring. På grunn av reduksjonen i fangst av laks og ørret på 1950-tallet ble det på oppdrag fra NVE og Vassdragsrådet for Nedre Otra igangsatt en vannkjemisk og biologisk (fisk, bunndyr og vegetasjon) undersøkelse av Nedre Otra i 1960 (Paulsen, 1962; Laake, 1976). SFT igangsatte en tiltaksrettet overvåking av vannkvalitet i 1980. Tiltak mot kommunale utslipp ble igangsatt i perioden 1987–1990. Industriutslippene ble i samme tidsperiode redusert. Mandag 26. juni 1995 ble en avløpsledning som samlet forurenset vann fra industrien ved Vennesla og som førte all forurensing (all syre og ca 80 % av KOF-utslippene) vekk fra elva og til et dypvannsutslipp i Kristiansandsfjorden startet opp. Dette medførte umiddelbart at forurensningsforholdene i nedre del av Otra ble redusert. I samme tidsrom var belastningene fra sur nedbør avtagende. I overvåkingsrapportene utarbeidet på oppdrag fra SFT (årlig frem til 2000) påpekes det at selv om vannkvaliteten i Otra ble betydelig bedre etter 1995, kunne vannkvaliteten fortsatt være kritisk for laks som følge av episodisk forsuring (Kaste et al., 2000; Kroglund et al., 1999; 2001ab; Kroglund og Kaste, 2002; Kroglund, 2005a, 2006). Episodene syntes å være relatert til vannkjemi i sidebekkene nedstrøms Byglandsfjorden, samt til deres relative vannbidrag i forhold til vannføringen i hovedelva (Kroglund og Kaste, 2002; Kroglund, 2005b). Det ble antatt at disse episodene kunne hemme reetablering av laks. Dette vurderes i denne rapporten.

Overvåkingen av laksefisk i Otra i perioden 1997 til 2000 fant et misforhold mellom tetthet av årsyngel (0+) og tetthet av eldre laksunger. Det var et mer normalt forhold mellom årsyngel og eldre laksunger i en kalka sidebekk til Otra. Lav forekomst av eldre laksunger i hovedelva og ukalka bekker kunne enten tyde på stor dødelighet knyttet til forsuringsepisoder, alternativt at det var vanskelig å fange eldre laksunger; de benytter deler av elva som ikke nås med el-apparat (Kroglund et al., 2001a; Larsen 2005). Tettheten av laksunger er ikke målt etter 2000 og endringer her kan følgelig ikke vurderes.

For å vurdere smoltkvalitet og smoltutvandring ble det plassert en smoltfelle i Otra i 2004 og 2005. Fella fanget smolt på utvandring i begge årene, spesielt i mai. Det kan imidlertid ikke konkluderes med om smolten fanget i fella er produsert i hovedelva eller i sidebekkene til Otra. En av de beste biomarkører vi har for å vurdere om en forsuret vannkvalitet kan påvirke en laksesmolt negativt før, under og etter sjøutvandring, er å studere innholdet av aluminium på gjellvevet (Kroglund et al. 2007a,b) Analyse av gjellene til smolten påviste fra moderat til lavt påslag av Al (Kroglund m.fl., 2006). Konsentrasjonene av gjelle-Al målt utover 2000-tallet var lave sammenliknet med det som ble målt på slutten av 1990-tallet. Dette styrker antagelsen av at Otra etter hvert kan ha en vannkvalitet som tillater etablering av laks. Variasjoner i gjelle-Al gjennom våren gjør at kritiske episoder likevel ikke kan utelukkes. Disse episodene vil kunne påvirke sjøoverlevelse til smolt og således redusere fangst av voksen laks.

Fangstene av laks i Otra har økt markert de siste årene og er i dag på høyde med de historisk beste årene på slutten av 1800-tallet (Vedlegg C). Ut fra dette er det vanskelig å begrunne og motivere et behov for tiltak mot forsuring. Det er imidlertid reist spørsmål om fangstene i Otra stammer fra fisk produsert i Otra, eller om fangstene skyldes innsig av laks fra andre vassdrag.

En betydelig andel av den voksne laksen som fanges i Otra er karakterisert som kultivert fisk ut fra vekstmønsteret (Larsen, 2005), som er karakterisert ved vekststopp i ungfiskstadiet i ferskvann. Det pågår ikke kultiveringstiltak i Otra, og det fanges Carlinmerket fisk i Otra som er merket i omkringliggende vassdrag (Hansen og Johnsen, 2007). Hvis mye av laksen som fanges i Otra stammer fra yngel produsert eller satt ut i andre vassdrag, innebærer dette at fangstutviklingen helt eller delvis kan skyldes innsatser i andre elver. Stor feilvandring av laks til Otra kan forårsakes av eller forsterkes

av at Otra har en høy minstevannføring hele året (50 $m^3 \cdot s^{-1}$) i motsetning til de andre Sørlandselvene som har lav vannføring i oppvandringsperioden for laks om sommeren. Den høye vannføringen kan ”trekke” laks som er hjemmehørende i andre elver, til Otra (Hindar, 1992). Det er imidlertid også mulig at laks som er tolket som ”kultivert fisk” ut fra vekstmønsteret i skjellene, kan være naturlig rekruttert. Det er i forsøk vist at fiskeveksten stagnerer i perioder hvor vannkvaliteten er belastende (Kroglund og Finstad, 2001c; Kroglund m.fl., 2007b). Dersom episoder med ugunstige miljøforhold i Otra påvirker veksten, kan dette resultere i ujevn vekst og skjellene vil vise vekststopp.

Analyse av skjellprøver kan brukes til å gi opplysninger om alder ved smoltifisering, kjønnsmodning, veksthastighet og vekstmønster innenfor hver vekstsesong. Til en viss grad kan dette også brukes til å skille mellom fisk fra ulike elver. Skjellprøver kan også gi grunnlag for genetiske analyser av laksunger og voksen laks innfanget i vassdraget. Dette gjøres ved å utvinne arvestoff (DNA) fra skjell, oppformere utvalgte DNA-områder, og sammenlikne disse med genetiske analyse. Vi har tidligere vist med genetiske metoder at laksen som reetableres i Tovdalselva er genetisk forskjellig fra den som eksisterte i vassdraget i 1910 og på 1950-tallet (Hindar & Balstad, 2003). I undersøkelsen av Otra er vi først og fremst interessert i utviklingen fra og med 1996. I denne perioden foreligger det et stort skjellmateriale innsamlet av Otra Laxefiskelag. Det finnes også skjellprøver fra ungfisk fanget i Otra fra perioden 1998–2000. Dermed kan vi undersøke om den naturlig rekrutterte ungfisken i Otra likner genetisk på den voksne laksen som søker opp i elva for å gyte. Vi har også inkludert andre vassdrag på Sørlandet i sammenlikningen for om mulig å identifisere donorvassdrag for laksen i Otra.

Det er i nyere tid utarbeidet to tiltaksplaner for Otra (Kaste og Hindar, 1994 og Kroglund og Kaste, 2002). Mens den første planen ble utarbeidet i en periode vassdraget var entydig forsuret, ble den siste planen utarbeidet i en tidsperiode vannkjemien i elva var under endring. Tiltaksbehovet utover på 2000-tallet kan således være forskjellig fra tiltaksbehovet i 1995 eller 2000. Dette vurderes i denne rapporten ut fra vannkjemi på 2000-tallet. Behovet for tiltak vurderes samtidig ut fra utviklingen i laksebestanden, hvor behovet for tiltak vil være begrenset hvis laksen som fanges i Otra er stedegen.

For å anslå tiltaksbehov har vi definert vannkvalitetsmål for Otra. Disse skal på en kostnadseffektiv måte sikre en levedyktig, produktiv laksebestand i elva.

Problemstillingene som gjennomgås i denne rapporten, kan deles inn i følgende vannkjemiske og fiskebiologiske problemstillinger:

Vannkvalitet

- Er vannkjemien etter 2000 bedre enn det vannkjemien var i perioden 1995 til 2000?
- Er sammenhengen mellom pH og Al uforandret over tid? Hvis denne er forandret, er da pH-grensene fortsatt relevante som vannkvalitetsindikator eller må de justeres?
- Påvirker vannkvaliteten etter 1997 overlevelsen av laksunger?
- Påvirker vannkvaliteten etter 1997 smoltkvalitet og saltvannsoverlevelse?
- Hva er tiltaksbehovene framover; alternativt: er vannkvaliteten i Otra god nok for laksen?

Laks

- Er laksen i Otra stedegen eller kommer den fra andre elver?
- Kan laks med vekstmønster som antyder kultiveringsbakgrunn være egenprodusert i Otra?
- Er voksen laks i Otra mer genetisk lik ungfisk fanget noen år tidligere, enn laks fra nærliggende vassdrag?
- Er den genetiske variasjonen i Otra så lik over tid, at det kan tyde på at elva har en betydelig, selvreproduserende bestand?
- Hva er innslaget av feilvandrere fra andre elver (Tovdalselva, Mandalselva, m.fl.)?
- Er innslaget av feilvandrere redusert i løpet av de siste årene?

2. Områdebeskrivelse - vassdrag og regulering

2.1 Vassdraget

Otravassdraget har et naturlig nedbørfelt på 3738 km^2 og er Sørlandets mest vannrike vassdrag. Det er 240 km mellom kildeområdet nord for Hovden i Setesdal til utløpet i Kristiansandsfjorden. Byglandsfjorden er største innsjø i hovedvassdraget (ca. 35 km lang). Middelvannføringen for perioden 1930–1960 var 117 $m^3 \cdot s^{-1}$ målt ved utløpet av Byglandsfjorden og 155 $m^3 \cdot s^{-1}$ målt ved utløpet av Venneslafjorden (i praksis lik avrenningen til Kristiansandsfjorden).

Det er få høydedrag mellom elvemunningen og Byglandsfjorden, hvor kun et fåtall delfelt ligger høyere enn 200 m o.h. Fra Byglandsfjorden reiser terrenget seg til 1000 m o.h. i de innerste regioner. Hele vassdraget er rikt på bekker og innsjøer. Det er store forskjeller i gjennomsnittstemperatur fra nord til sør i nedbørfeltet. Mens Kristiansand bare har to måneder i året med gjennomsnittstemperatur under 0^oC, har Bjåen ved Hovden seks måneder. Tregrensa ligger på ca. 1000 m o.h. Høyde- og temperaturforskjellene innen vassdraget har betydning for tidspunkt for snøsmelting og dermed for vannføringsmønsteret i ulike vassdragsavsnitt.

Det går en geologisk grense gjennom Vatnedalen mellom Bykle og Hovden. Bergartene i nedbørfeltet sør for Vatnedalen består vesentlig av gneis og granitt, som gir saltfattig avrenningsvann som har liten motstandsevne mot forsuring. Nord for Vatnedalen og øst for Valle finnes metamorfe og sedimentære bergarter som gir vannet større bufferkapasitet. Denne forskjellen påvirker vannkvalitet innen de ulike delområdene i vassdraget. De sørligste delene av Otra (fra Mosby og sørover) ligger under den marine grense, mens resten av nedbørfeltet ligger i sin helhet over den marine grense, dvs. over ca. 40 m.o.h. Påvirkninger av marine avsetninger betyr derfor minimalt for vannkvaliteten på anadrom strekning i Otra.

Sidevassdragene nedstrøms Byglandsfjorden (samlet kalt ”restfeltet”) drenerer et areal på 915 km^2 og utgjør 24,5 % av nedbørfeltet til Otra (Figur 1). Seinvinteren 2000 ble det tatt vannprøver i 23 bekker som til sammen utgjør 83 % av restfeltet (Kroglund og Kaste, 2002). Restfeltet hadde da en vannkjemi som var betydelig mer forsuringspåvirket enn vannkvaliteten i Otra. Som følge av reguleringene kan restfeltet i perioder bidra mer til vannføringen i Otra enn det restfeltarealet tilsier. Under slike forhold vil restfeltet påvirke vannkvalitet på anadrom strekning av Otra negativt (Kroglund m.fl., 1999; Kroglund og Kaste, 2002). Dette utdypes ytterligere i resultatdelen av denne rapporten.

2.2 Vannføring/hydrologi

2.2.1 Normalvannføring i Otra

Regulering av vassdraget for kraftproduksjon har medført endret vannføring i hele Otra. Vintervannføringen har økt, flommene er dempet og sommervannføringen er lav på flere elveavsnitt ovenfor anadrom sone. På enkelte strekninger oppstrøms Venneslafjorden er det ikke pålagt noen minstevannføring. Det vil si at elva i perioder er helt tørrlagt på disse strekningene. Dette gjelder spesielt oppstrøms Steinsfoss og Iveland kraftverk (strekninger oppstrøms Venneslafjorden). Minstevannføringen ved Vigeland (i nedre del av vassdraget) er derimot satt til 50 $m^3 \cdot s^{-1}$ både sommer og vinter. Hvis Otra var uregulert ville midlere lavvannføring ved utløpet være omkring 13 $m^3 \cdot s^{-1}$, dvs. betydelig mindre enn pålagt minstevannføring (Hindar m.fl., 1991). Alminnelig lavvannføring ved utløpet er angitt til 16,5 $m^3 \cdot s^{-1}$ (http://www.nve.no/modules/module_109/publisher_view_product.asp?iEntityId=2197). For å unngå at hele vannføringskravet dekkes kun av vann fra restfeltet, er det videre krevd at det skal slippes minimum 15 $m^3 \cdot s^{-1}$ fra dammen i Byglandsfjorden hele året. Alminnelig lavvannføring er til sammenligning angitt til 10 $m^3 \cdot s^{-1}$ ut av Byglandsfjorden.

Figur 1. pH-nivåer og nivåer av labilt Al (µg Al•L^{-1}) målt i ulike sidebekker innen restfeltet til Otra våren 2000 er vist ved bruk av fargekoder på delfeltene. Figur fra Kroglund og Kaste (2002).

2.3 Anadrom strekning av Otra

Otra er lakseførende opp til Vigelandsfossen (15 km) (Figur 2). I følge lokal kunnskap er strekningen på ca 1300 m fra Vigelandsfossen og ned til Holmane det viktigste gyteområdet. Her er vannhastigheten god og bunnsubstratet består av rullestein og grov grus. Fra Holmane og ned til vestre grense mellom sone 3 og sone 4 (ovenfor Mosby) består bunnen av finere grus og leire, slik at området må antas å ha mindre verdi i forbindelse med gyting. Fra denne grensen og ned mot Haus finnes flere områder med egnet gytesubstrat. Dette er bl.a. i området ved jernbanebrua og på Hausgrunnen. Neste gyteplass nedover elva finner vi på Stavsøyra. Dette antas å være nederste sted i elva som laksen gyter. Det er godt egnet bunnsubstrat og vannhastighet på Urestrømmen og nedover mot Sødalstrømmen, men saltvannspåvirkning kan gjøre eventuell gyting mislykket. Vi vet ikke om dette er undersøkt i Otra. Høy minstevannføring i Otra vil bidra til å flytte grensen for saltvannsinnslag nedover i elva. Saltvann påvirker i mindre grad oppvekstområdet, som kan være betydelig større enn gytearealet.

Figur 2. a) Anadrom strekning i Otra, fra kyst til Venneslafjorden. Stasjonsplassering og nr benyttet i undersøkelsene utført i 1998, 1999 og 2000 er inntegnet Stasjoner i hovedelva er markert med røde sirkler, stasjoner i sidebekker med oransje sirkler. Antatt nedre grense for gyting er markert med rød strek. .b) Fiskesoner i Otra.

3. Metode

3.1 Dataserier som benyttes til vannkvalitetsvurderinger

Vannkjemi etter 2000 er analysert ved NIVA og etter samme protokoll som benyttet i de tidligere undersøkelsene. Dataene samles her for å kunne utføre en helhetlig analyse. Vannkjemi hentet fra NINAs elveserie er analysert i henhold til protokoller ved NINA. For metoder vedrørende analyse av kjemi, fisk og av fiskegjeller henvises det til de opprinnelige undersøkelsene. Disse er referert til i bakgrunnskapitlet.

Kontinuerlig pH-logging 1992–1997 og 2003–2006	Vigeland/ Skråstad
SFT-overvåkingsdata; 1980 til 2000	Skråstad & Evje
DN- overvåkingsdata; 2000–2006	Skråstad & Evje
NINA-elveserie overvåkingsdata	Evje
Data fra ulike frittstående prosjekt	
Bekkedata fra Syrtveit klekkeri	Dåsåna og Byglandsfjorden

NIVA stasjon Skråstad har koordinat (32.-.6450234ØV; 438205NS). Både NINA og NIVA har prøvetakingsstasjoner i Evje. I tillegg måles pH ut av Byglandsfjorden ved Syrtveit. Basert på UTM-koordinatene oppgitt i elveserien til NINA må deres stasjon (32ML 312 018) være oppstrøms Syrtveit sitt målepunkt. NIVA har sin stasjon ca 12 km sør for NINA sin stasjon (sone 32 – 6491261ØV; 428894NS).

Vannføringsdata for stasjonene 021.11 Heisel og 021.23 Byglandsfjord er levert fra Agder Energi.

3.2 Metoder for å fastslå hvor laksen kom fra

3.2.1 Fiskematerialet

De genetiske og økologiske undersøkelsene av laksen i Otra er basert på undersøkelser av skjellprøver. Vi hadde tre typer materiale fra Otra:

A) Skjell fra ville laksunger ble samlet inn i Otra 1998–2000.
NINA utførte ungfiskundersøkelser i Otra i perioden 1998 til 2000 og det ble tatt vare på skjell fra laksunger (Larsen, 2005; Bjørn Mejdell Larsen, NINA, pers. medd.). Dette ga oss muligheten til å undersøke prøver av laks som høyst sannsynlig er naturlig rekruttert i elva. Laksunger i aldersgruppe 1+ (andre leveår) og 2+ (tredje leveår) ble valgt ut for en nærmere karakterisering av vekstmønsteret i skjellene, og for genetisk analyse. I alt 76 laksunger ble analysert genetisk fra dette materialet.

B) Skjell fra voksen laks fanget i Otra i årene 1996–2006.
I denne perioden foreligger det et skjellmateriale fra Otra Laxefiskelag på mer enn 2000 individer: 1996 (154 stk), 1997 (286 stk), 1998 (306 stk), 1999 (131 stk), 2000 (102 stk), 2001 (217 stk), 2002 (178 stk), 2003 (223 stk), 2004 (69 stk), 2005 (293 stk) og 2006 (106 stk), samt 38 stk fra Fylkesmannen i Vest-Agder). Tidligere undersøkelser av disse skjellene har vist at en betydelig andel av laksen har et skjellmønster som tyder på gjentatte vekststopp i løpet av vekstsesongen (som ungfisk). Dette er karakteristisk for flere av elvene på Sørlandet, men også i fisk med kultiveringsbakgrunn. I denne undersøkelsen har vi gjort en nærmere analyse av vekstmønsteret i skjellene til voksen laks, og også utført genetisk analyse av laks med og uten vekststopp i skjellene. I alt 360 individer fra dette materialet ble analysert genetisk.

C) Skjell fra voksen laks fanget i Otra i 1935.
Dette er skjellprøver som vi har fått tilgang til fra Havforskningsinstituttets avdeling i Flødevigen, og vi takker Per Erik Jorde og Erlend Moxness, HI, som ga oss anledning til dette. Disse skjellene ble i sin tid aldersbestemt av Hartvig Huitfeldt-Kaas, som publiserte en stor analyse av bestandssammensetningen av laks i Otra og andre norske lakselver (Huitfeldt-Kaas, 1946). Vi har reanalysert alders- og vekstmønsteret i skjellene, og også utført genetiske analyser som kan svare på om laksen i elva i dag likner på den historiske laksebestanden i Otra. 20 individer viste seg egnet til genetisk analyse.

I tillegg til materialet fra Otra, har vi også sett på et begrenset utvalg av laks fra elver som kan ha bidratt med feilvandrere til Otra. Dette gjelder først og fremst laks fra naboelvene Mandalselva (som vi gjennom merkeforsøk vet har gitt en del fisk til Otra) og Tovdalselva, og to store laksebestander på henholdsvis Østlandet (Numedalslågen) og Sørvestlandet (Bjerkreimselva).

3.2.2 Fisk - analysemetoder

Økologisk analyse
Skjellanalysene er brukt til å bestemme alder ved smoltifisering og kjønnsmodning, eventuell repetert gyting, veksthastighet, og vekstmønster innenfor hver vekstsesong. Der vi er sikre på aldersbestemmelsen, har vi også bestemt klekkeåret (også kalt ”årsklassen”) – både til laksunger og til voksen fisk fanget i Otra. Sammen med opplysninger om fangsten av laks i Otra, har vi beregnet den relative styrken av hver årsklasse fra og med 1993-årsklassen til og med 2003-årsklassen.

Vekststopp
Vi har klassifisert all fisken som er undersøkt økologisk og genetisk med hensyn til om skjellene viser vekststopp eller ikke i ungfiskstadiet. Dette er gjort for ikke å være forutinntatt med hensyn til hvorvidt en vekststopp viser ”kultiveringsbakgrunn”.

Genetisk analyse
Vi har utvunnet arvestoff (DNA) fra skjell og oppformert utvalgte områder av DNA som viser høy genetisk variasjon. Dette er såkalte ”mikrosatellitter” som er DNA-sekvenser på 100–300 basepar (=byggeklossene i arvestoffet) der arvestoffet ”stammer” og for eksempel de samme to byggeklossene er repetert et stort og varierende antall ganger. Dette gjør det mulig å påvise genetiske forskjeller mellom individer og bestander. Til denne undersøkelsen har vi valgt ut 8 mikrosatellitter. Disse var Ssa289, SsOSL438, SsOSL85, Ssa14, μ20.19, Ssa171, Ssa197 og Ssa408.

Testene er utført med standard populasjonsgenetisk analyseverktøy, først og fremst programvaren Genepop (Raymond & Rousset, 1995). Vi analyserte hvorvidt stikkprøvene var i genetisk likevekt, og hvorvidt de viste ulik sammensetning av genvarianter i de åtte mikrosatellittene. Vi målte også relative forskjeller mellom stikkprøver med Wrights mål for genetisk variasjon mellom bestander – F_{st} (Wright, 1969).

Analyse av genetisk tilhørighet hos enkeltindivider er gjennomført med GeneClass (Cornuet m. fl., 1999). Testene er basert på at hvert individ er karakterisert ved sin genotype (dvs. kombinasjonen av de to genvariantene som individet har fått fra henholdsvis far og mor) i mange gener (en såkalt ”mange-gens genotype”). Ut fra denne mange-gens genotypen kan vi finne den bestanden som individet med størst sannsynlighet kommer fra, basert på kunnskap om frekvensene av ulike genvarianter i de samme genene i et sett av mulige kilder (referansebestander).

Vi har utført to typer tester med denne metodikken:

1. **Tilhørighet til referansebestand.** Ett og ett individ fra et ukjent materiale (her: voksen laks i Otra) testes mot ulike referansebestander for å finne den mest sannsynlige tilhørigheten. Vi beregner sannsynligheten for å finne individets mange-gens genotype ut fra den genetiske sammensetningen i hver referansebestand. Denne sannsynligheten vil naturlig nok være lav for alle mange-gens genotyper i gener med mange genvarianter, men den kan kvantifiseres og sammenliknes mellom ulike referansepopulasjoner som mulig kilde. Den referansebestanden som individet har høyest sannsynlighet for å tilhøre, velges som den rette – uansett om den sanne kilden er representert blant referansebestandene.

2. **Eksklusjon av referansebestand.** Dette er en analyse som sjekker hvorvidt vi har funnet en tilhørighet som er sannsynlig eller ikke. Den gjennomføres ved å etterlikne store bestander i datamaskin for å se hvor ofte ulike sannsynligheter for tilhørighet (som de vi har målt) forekommer i bestanden. Denne testen kan brukes til å forkaste en referansebestand som kilde, selv om den er ”likest” de ukjente fiskene blant de referansebestandene vi har informasjon om. Her kan vi bruke ulike grenser for forkasting – for eksempel forkastes en referansebestand om individet er sjeldnere enn 1/100 av bestanden, eventuelt 1/1000 av bestanden.

4. Resultater – fysio-kjemiske forhold

4.1 Temperatur

Minimumstemperaturen i Otra varierer mellom 0,2 og 1 °C. Om sommeren kommer temperaturen opp i 20 °C eller mer. De nedre delene av Otra er således sommervarme og vinterkalde (Figur 3). Temperaturen passerer 9-10 °C i mai. Foruten at temperatur er viktig for fisken i seg selv (innvirker på smoltvandring, gyting, vekst med mer) er temperatur også viktig for mange kjemiske prosesser, deriblant hvor raskt Al avgiftes. Mens avgiftningen skjer raskt ved høye temperaturer (>15 °C), skjer den langsommere når temperaturen er lav (Lydersen 1992, Poléo 1992). I løpet av avgiftningsprosessen vil tilstandsformene til Al være ustabil og mer skadelig for fisk enn det analysene av Al nødvendigvis indikerer (Rosseland m.fl., 1992; Lydersen m.fl., 1994; Poléo m.fl., 1994). Det vannvolum hvori Al er under endring benevnes her for blandsone. Arealet av elva påvirket av en blandsone vil på grunn av forskjeller i endringsrater knyttet til temperatur være større om vinteren enn om sommeren. Giftighet til Al i en blandsone øker imidlertid med økende temperatur. Arealet påvirket av en blandsone avtar om sommeren, men blandsonen kan være giftigere. Slike blandsoner vil opptre nedstrøms sure tilførselsbekker til Otra. Foruten temperatur, påvirkes også avgiftingsraten av pH. Al avgiftes saktere når pH er i området 6,0 enn når pH er 6,4 (Kroglund m.fl., 2001de; Teien m.fl., 2004ab; 2006abc). Sannsynligvis har forekomst av blandsoner mindre betydning for laks i Otra ettersom det meste av endringene vil inntreffe før eller under vannets opphold i Venneslafjorden. Temperaturendringer om våren kan imidlertid endre giftigheten til Al uten at tilførselen endres.

Figur 3. Daglige (middelverdi basert på timemålinger) temperaturmålinger i Otra ved Skråstad. Data fra pH-loggestasjon.

4.2 Vannføring

Vannføringen målt ut av Byglandsfjorden er normalt lavere enn det som måles ved Heisel (Figur 4). Mens økningen i vannføring fra Byglandsfjorden til Heisel kan være stor i enkelte perioder, er den lav i andre perioder. Høye vannføringer påvises hvert år. Episodenes frekvens og varighet varierer likeledes mellom årene. Året 2000 skiller seg ut fra de andre ved at dette året har en langvarig periode med høy vannføring. Forskjellen i vannføring mellom Byglandsfjorden og Heisel tilskrives vannbidrag fra restfeltet, samt effekter av reguleringene.

Det var store forskjeller i vannføringstopper (vannføring> 200 $m^3 \cdot s^{-1}$) og varigheten av disse mellom år (Figur 4). En rekke episodestudier har påvist sammenhenger mellom vannføring og vannkvalitet

(Wright, 2007; Evans m.fl., 2007). Hvis Otra er forsuringspåvirket er det rimelig å forvente at samme er tilfellet her, men også at sammenhengene påvirkes av selve reguleringene. Samtidig trenger ikke en lang periode med høy vannføring i 2006 å være like kritisk som en tilsvarende periode i 1997 på grunn av år til år forskjeller i vannkjemi.

Figur 4. Vannføring ($m^3 \cdot s^{-1}$) ved Heisel (sort strek) og ut av Byglandsfjorden (rød strek) for perioden 1997 til 2006. Vannføringer >200 $m^3 \cdot s^{-1}$ er angitt med horisontal sort strek.

4.3 Sammenhenger mellom pH og giftig Al i Otra

Forsuring er en prosess som bl.a. karakteriseres med en synkende pH og en økende mengde utløst aluminium fra nedbørfeltet. Giftigheten av surt vann er knyttet til hvilke biologisk reaktive former (specier) av Al som foreligger, der både vannets pH, innhold av organisk materiale (humus) og ikke minst kalsiuminnhold (Ca) er avgjørende for giftigheten. Grenseverdiene for pH (i forhold til laks) er således avhengig av disse andre elementene i vannet (Kroglund m.fl., 2007b). Hvis det ikke er giftig-Al i vannet er en pH på 5,4 akseptabel for laksesmolt (Fivelstad m.fl., 2004). I vann påvirket av forsuring vil samme pH-verdi være akutt giftig fordi vannet (slik som i Otra) inneholder giftige Al-former. Det er kun de positivt ladde formene av Al som er giftige. Avhengig av analyselaboratorium og -protokoll benevnes disse for labilt-Al (LAl; v/NIVA), uorganisk monomert Al (UmAl; v/NINA)

eller som Ali (v/UMB). De ulike protokollene vil ikke gi samme konsentrasjon etter analyse av samme vannprøve. Forskjeller mellom de ulike analysemetodene og formene av positivt ladd eller kationisk Al diskuteres ikke her, men grenseverdier må knyttes til analysemetode og dermed analyseinstitusjon. Foruten eksponeringskonsentrasjon, er eksponeringsvarighet viktig. Mens en kortvarig episode ikke trenger å ha stor betydning, vil en lengre episode med samme kjemisk sammensetning kunne være skadelig.

I Tabell 5 og Tabell 6 (i vedlegg A) er det angitt pH-grenser, og mer viktig, grenser for LAl i forhold til overlevelse i ferskvann samt effekter på saltvannstoleranse og -overlevelse (fra Kroglund m.fl., 2007ab). Selv om LAl er giftstoffet, vil vannkvalitetsgrenser ofte forankres i pH. pH kan benyttes som indikator for LAl hvis disse er korrelert. Videre må sammenhengen være rimelig stabil gjennom året og over år. Det er en sterk sammenheng mellom pH og LAl i Otra (Figur 5). Datasettet antyder at sammenhengene har vært stabile siden 1986. Nivåforskjellene i pH før/etter 1995 skyldes i hovedsak industriledningen som ble etablert i juni dette året, men også reduksjonen i sur nedbør utover 1990-tallet. pH kan benyttes som indikator for Al i Otra.

LAl grenser som skiller ingen effekt i forhold til dødelighet går ved 45 µg LAl•L^{-1} for parr og 20 µg LAl•L^{-1} for smolt. Avledes det pH grenser ut fra labilt-Al i Otra er det mindre sannsynlig at konsentrasjonen av LAl overtiger 45 µg•L^{-1} før pH <5,4 og overtiger 20 µg•L^{-1} før pH <5,8. Ut fra disse grensene anbefales det ikke at pH i Otra underskrider pH 5,8 over lengre perioder (dager). Grensene settes strengere om våren. Saltvannstoleranse til smolt skades allerede når konsentrasjonen av LAl overstiger 5 µg•L^{-1}. Dette er en verdi som er så lav at den vil være meget usikker som følge av analytiske årsaker. Benyttes sammenhengen mellom pH og Al i Otra antyder dette en pH-grense på 6,2. Følgende grenser benyttes for å skille mellom god og moderat vannkvalitet:

pH <5,8 (effekter på vekst hos parr og overlevelse til smolt i ferskvann)
pH <6,2 (effekt på saltvannstoleranse til smolt)

Disse grensene gjelder for vann som ikke er kalket. Hvis vann kalkes må pH økes til det nivå hvor Al avgiftes tilstrekkelig kraftig og raskt. Det er ingen grunn til å avvike fra de nasjonale retningslinjene i forhold til pH-mål for kalket vann i Otra, I smoltutvandringsperioden skal da pH økes til pH 6,4 hvis pH underskrider akseptgrensen på pH 6,2. Når pH igjen øker til verdier > 6,2 aksepteres pH verdier lavere enn 6,4.

Figur 5. Sammenheng (p<0,001) mellom pH og labilt-Al basert på vannprøver fra Skråstad fra perioden 1982–1995 (før sjøledning) og fra 1996–2006 (etter sjøledning).

4.4 pH-data fra 1975 til 2006; månedlige prøver

Vannkvaliteten i Otra er betydelig forbedret i løpet av de siste 10-årene (Figur 6a). Mens pH-verdier <5,6 var vanlig ved Skråstad frem til 1995, er tilsvarende lave pH-verdier uvanlig etter 1995. Denne endringen i vannkvalitet tilskrives industriledningen som fra juni 1995 førte forurensingene vekk fra anadrom del av elva og ut i Kristiansandsfjorden. Samtidig er dette en periode hvor sur nedbør ble kraftig redusert (Evans m.fl., 2005; Skjelkvåle m.fl., 2005). 1995 markerer således et skifte i vannkvalitetsregime, hvor vassdraget før dette hadde en vannkjemi som var kritisk for laks. Mens midlere pH for perioden 1972 til 1995 var 5,3, er midlere pH for årene 1996 til 2000 på 5,8 og for årene 2000 til 2005 på 6,0 (Figur 6a). Til tross for "høy" middelverdi, var det i 2004 og i 2006 perioder med lav pH. pH-nivåene som måles de siste årene antyder at vannkvaliteten ikke lengre er kritisk for lakseparr. Grensene for smolt overskrides imidlertid hyppig. Ut fra prognoserte endringer i forsuringsdeposisjon forventes det ikke at vannkvalitet vil forbedres ytterligere årene framover såfremt det ikke iverksettes ytterligere tiltak mot sur nedbør. De positive endringene som påvises i nasjonale overvåkingsprogram frem til tidlig 2000-tall har stanset opp (SFT, 2006).

Effekten av redusert sur nedbør kan også spores ved Evje. Frem til 2002 var det også her en gradvis økning i pH. Deretter har den flatet ut (Figur 6b). Denne utviklingen er forventet ut fra endringer i sur nedbør. Samtidig har pH-forskjellene innefor vassdraget blitt utjevnet. Denne effekten må tilskrives hovedsakelig sjøledningen.

Ut fra de månedlige pH-analysene vurderes det som mindre sannsynlig at større mengder laksunger kunne overleve i hovedelva fram til smoltalder før 1995. Dette utelukker ikke at kalkede sidebekker til Otra kunne produsere smolt. Vannkvaliteten i Otra før 1995 ville skade smolt og redusere sjøoverlevelse. Etter 1995 er vannkvaliteten på et nivå som ikke skal drepe parr, men som fortsatt vil kunne påvirke smoltkvalitet enkelte år.

Figur 6. a) Månedlige pH-målinger ved Skråstad (1975–2006). Midlere pH for perioden 1975–1996 og for perioden 1996–2006 er indikert. Rød "boks" antyder igangsetting av industriledningen. b) Årsmiddel pH (±1 SD) for stasjonene Evje og Skråstad.

4.5 Kontinuerlig pH-logging 1992 til 2006

pH ble målt kontinuerlig i Otra i perioden 1992 til 1996 som en kontroll av industrien og som en kontroll på effekten av industriledningen. Det er godt samsvar mellom disse pH-verdiene og det som måles i vannprøver. pH økte gradvis disse årene som følge av lokale tiltak. Fra sommeren 1995 skulle elva ikke lengre være påvirket av industriutslipp, uten at vi kan bekrefte at så er tilfellet. Det har vært utslipp av andre stoffer i perioden (registrert dødelighet i 1997 og subletal i 2001). Uansett, mens pH >5,7 var uvanlig før sommeren 1995 var dette vanlige pH-nivå fra 1996 (Figur 7).

Det ble etablert en ny pH-logger plassert ved Skråstad i 2003. Får å ”tette” hullet i data fra 1997 til 2003 er data fra den månedlige overvåkingen inkludert (en manuelt tatt vannprøve).. Det var en god sammenheng mellom pH målt i felt (*in situ*) ved NIVAs laboratorium i Oslo og det som ble målt på pH-loggeren (Figur 8). pH- loggeren påviste flere sure episoder og deres varighet, informasjon som ikke fremkommer i det månedlige prøveprogrammet.

Den kontinuerlige pH-loggingen bekrefter inntrykket fra de månedlige dataene at vannkvaliteten i Otra var under bedring fra slutten av 1990-tallet (Figur 8). Sure episoder har imidlertid forekommet også etter 1995 (Figur 8). Under disse episodene har pH av og til blitt redusert ned mot 5,5, men reduseres mer ofte til pH-verdier omkring 5,7. Disse episodene forekommer vanlig i mai måned, men også resten av året. Basert på en analyse av maks/min pH innenfor en måned (data fra kontinuerlig logging) i forhold til månedsmiddel-pH for samme måned er det tydelig at måneder med høy middel-pH ikke har episoder som reduserer pH uventet kraftig (Figur 9). Det foreligger etter hvert mer og mer indikasjon på at episodenes intensitet avtar med økende restituering av vannkjemi etter sur nedbør (Evans m.fl., 2007; Wright, 2007). Kraftige forsuringsepisoder knyttet til sur nedbør alene er derfor ikke lenger å forvente i Otra. Dette utelukker ikke at dagens episoder er skadelige og at betydelige forringelser kan inntreffe under og etter en sjøsaltepisode (Evans m.fl., 2007).

Ut fra dette kan det konkluderes med at:

- pH har sjelden vært <5,5 siden 1997
- pH 5,4 - 5,8 måles årlig
- pH < 6,2 påvises årlig om våren

Basert på en år til år vurdering av episodene er det sannsynlig at parr kan ha blitt betydelig belastet (pH var normalt <5,8) i årene forut for 1997. Belastningen kan også ha vært betydelig i 1999 og 2000. Belastningstrykket var lavere enn dette i 1997 og 1998 og alle årene fra og med 2003. I 2001 og 2002 var vannkvaliteten god (pH normalt > 5,8). Denne vurderingen vil være mest usikker for årene 1997 til 2003, eller de årene det ikke foreligger kontinuerlige data fra. Belastningene etter 1997 har sannsynligvis ikke redusert smoltproduksjonen, men kan i perioder ha påvirket vekst. Lav fangst av eldre laksunger i Otra på slutten av 1990-tallet kan ikke forklares ut fra vannkjemi alene.

For smolt kan pH-verdier lavere enn 6,2 være skadelig. Vannkvalitet vil ha utøvd en betydelig effekt på smoltkvalitet i alle årene forut for 1997. Smolten kan likeledes ha blitt betydelig belastet i 2002 og 2006. Belastningen var mer moderat i 1997–1999, 2003 og 2005. Vannkvaliteten var god i 2000, 2001 og i 2004. Denne vurderingen vil være mest usikker for årene 1997 til 2003, eller de årene det ikke foreligger kontinuerlige data fra. Vannkvaliteten fra 1997 har sannsynligvis ikke resultert i dødelighet av presmolt/smolt i ferskvann, men med stor sannsynlighet ha påvirket saltvannstoleranse enkelte år. Graden av effekt vil avhenge av dag til dag variasjon i vannkvalitet gjennom smoltifiseringsperioden samt fiskens mulighet for å reetablere en god helse etter en episode.

I forhold til eventuelle kjemiske tiltak har det ikke bare betydning å avklare når episoder kan forekomme, men også hvor intense de er. For å kunne prognosere episodens intensitet har det interesse å forstå årsak til episodene og hvilke faktorer som påvirker disse. I de følgende kapitlene belyses derfor vannkjemi i Otra oppstrøms anadrom strekning.

Figur 7. Kontinuerlig pH-logging ved Vigeland (1992–1997) og ved Skråstad (2003–2006). Data fra de månedlige prøvene er inkludert for å antyde variasjonen i pH for årene mellom 1997 og 2003.

Figur 8. Kontinuerlig pH-logging ved Skråstad (2003–2006) sammenstilt med pH målt i felt (elektrodekalibrering) eller i vannprøver sent til NIVAs analyselaboratorium. Episoder som ikke påvises i det månedlige programmet er antydet med "O" i rødt nedenfor pH 5,4 grensen.

Figur 9. Maksimum/minimum pH (døgnmidler loggerdata) målt innenfor en måned i forhold til månedsmiddel-pH samme måned for årene 2003 til 2006.

4.6 Endringer i hovedioner og ANC i anadrom del av Otra.

Månedlig variasjon i pH, viktige ioner og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) ved Skråstad er vist i Figur 10-12. Mens pH økte fra 1997 til 2002, var det en svak reduksjon årene etter (Figur 10). Det synes å være en svak trend i total-Al som speiler endringene i pH. Endringen med pH er mer tydelig for RAl og LAl (Figur 10). Samlet tyder dette på en bedring i vannkvalitet på starten av 2000-tallet, men hvor den positive utviklingen har stanset opp og til dels utviklet seg i en negativ retning deretter. Den positive utviklingen i årene 1997–2002 påvises også i ANC (en forsuringsindikator) og i konduktivitet. Mens konduktivitet måles, beregnes ANC ut fra summen av kationer og anioner. Disse ulike parametrene må betraktes som uavhengige, og sannsynliggjør at endringene i vannkjemi er reelle. Samlet tyder målingene på at den positive utviklingen stanset opp i tidsrommet 2002/03. ANC har over det samme tidsrommet økt fra verdier som varierte mellom 0 og 30 µekv•L^{-1}, til verdier som varierer mellom 20 og 50 µekv•L^{-1}. Dette er et nivå hvor utrydding av laks ikke lenger forventes, men er samtidig et nivå hvor redusert bestandsstyrke ikke kan utelukkes (Kroglund m.fl., 2007).

Endringene i ANC skyldes i stor grad redusert sulfat, som over den siste 10-års periode har avtatt fra ca 2,5 mg SO_4•L^{-1} til verdier omkring 1,5 mg SO_4•L^{-1}. Etter 2002 har det tilsynelatende ikke vært noen ytterligere reduksjon i sulfat (Figur 11). Økningen i ANC skyldes også reduksjoner i klorid. Mens konsentrasjonen her avtok frem til 2002, har det deretter vært en svak økning i konsentrasjon (**Figur 11**). Nitrat har avtatt gradvis gjennom hele perioden, men med forbigående høyere verdi i 2003 (Figur 11). Det har ikke vært noen vesentlig økning i totalt organisk karbon (TOC) (Figur 11). Det var også endringer i basekationer over samme tidsrom. Størst endringer ble målt for magnesium og kalium (Figur 12).

Figur 10. Månedlig variasjon i pH, total-, reaktivt- og labilt-Al, ANC og konduktivitet ved Skråstad i Otra. Regresjonen mellom disse forsuringsindikatorene og årstall (x) er vist for periodene 1997–2002 (svart) og 2003–2006 (blå).

Figur 11. Månedlig variasjon i sulfat, klorid, nitrat og total organisk karbon (TOC) ved Skråstad i Otra. Regresjonen mellom disse forsuringsindikatorene og årstall (x) er vist for periodene 1997–2002 (svart) og 2003–2006 (blå).

Figur 12. Månedlig variasjon i kalsium, magnesium, nitrat og kalium ved Skråstad i Otra.. Regresjonen mellom disse forsuringsindikatorene og årstall (x) er vist for periodene 1997–2002 (svart) og 2003–2006 (blå).

4.7 Vannkvalitet oppstrøms anadrom strekning i Otra

4.7.1 pH i sidebekker til restfeltet

Vi har fått tilgang til daglige pH-målinger fra ett sidevassdrag i restfeltet, Dåsåna (stasjon 19, figur 2), der pH måles rutinemessig fra Syrtveit settefiskanlegg.

Det er store dag-til-dag, sesong- og års-variasjoner i pH i Dåsåna (Figur 13). Mens midlere pH i Dåsåna er pH 5,2, varierer pH mellom 4,8 og 5,8 i løpet av året. Det synes også å være en form for regelmessighet i variasjonen gjennom året: pH tenderer til å falle i mars/april, øker gjennom sommeren, og faller igjen i september (Figur 14). pH var lavere i 2004/05 og vinteren 2006/07 enn de andre årene. Det er ingen tegn i dette datamaterialet til at vannkvaliteten er under endring. Hvis

Dåsåna er representativ for bekker innenfor resten av restfeltet, innebærer dette at sidebekkene har en variabel påvirkning på vannkvaliteten i Otra gjennom året.

Figur 13. Ukentlige pH-målinger i Dåsåna utført av Syrtveit settefiskanlegg.

Figur 14. pH data fra Dåsåna 2001–2006 sortert etter måned. Middelverdier for prøver innenfor en periode er angitt med tykk strek.

4.7.2 Vannkvalitet i Otra ved Evje

Datasettene fra Otra ved Evje tillater studie av endringer i vannkvalitet som primært er knyttet til endringer i forsuringsparametere. Stasjonene i Evje er lite påvirket av industri og landbruk, men er påvirket av reguleringene. Ca 75 % av arealet til Otra er oppstrøms stasjonen ved Evje. Denne vannkilden er således viktig for å forstå forsuringsepisoder på anadrom del av elva.

Det var normalt en god samvariasjon i pH i datasettene målt av henholdsvis NIVA, NINA og Syrtveit settefiskanlegg (Figur 15). Alle datasettene viser at Byglandsfjorden i perioder bidrar med surt vann. Basert på data for perioden 1997–2007 var middel-pH 6,0±0,1 (NIVA-data) og 5,9±0,1 (NINA-data). Det var ingen tydelige trender i pH i dataene fra Syrtveit settefiskanlegg over denne 10-års perioden. Det påvises imidlertid flere episoder i datasettene.

Det var ingen forskjeller i sammenhengen mellom pH og LAl ved Skråstad og ved Evje. Grenseverdier for laks basert på pH utledet fra Al på data fra Skråstad gjelder således også for Evje. Basert på pH-målingene til Syrtveit settefiskanlegg kan LAl-belastningen i Byglandsfjorden ofte nå

verdier omkring 20 µg•L^{-1}, og kan i perioder gi verdier oppunder 50 µg•L^{-1}. Dette er nivåer som vil være kritisk for laks og som også kan være til hinder for reetablering av bleke i Byglandsfjorden. Det er tidligere dokumentert at bleka påvirkes negativt av vannkjemi i området, hvor en pH-økning (som følge av tilførsel av sprengstein) bidro til en bedret fysiologisk status (Bjerknes 1996; Grande 1995). Det er således ikke urimelig å anta at vannkjemi fortsatt påvirker bleka. Vann fra Byglandsfjorden kan også bidra med vann som negativt påvirker den anadrome delen av Otra.

Figur 15. pH-variasjon fra 1996 til 2007 målt på utløpet av Byglandsfjorden (NINA og Syrtveit settefiskanlegg) og av NIVA (12 km lengre ned i vassdraget).

Månedlig variasjon i pH, viktige ioner og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) ved Evje (NINA-data) er vist i Figur 16-18. NINA sin stasjonsplassering gjør denne stasjonen mer hensiktsmessig å benytte i denne vurderingen enn NIVAs stasjon. Mens pH økte fra 1997 til 2002, var det ingen trender årene etter. Samtidig var Ca-konsentrasjonen avtagende fram til 2002, for deretter å forbli mer uendret over tid (Figur 18). Det synes ikke å være noen trend for total-Al (Figur 16). Endringen med pH er mer tydelig for reaktivt-Al og labilt-Al. Samlet tyder dette på en bedring i vannkvalitet fram til starten av 2000-tallet, men hvor den positive utviklingen har stanset opp og synes mer uendret utover 2000-tallet. Ettersom total-Al er uendret over tid skyldes avtaket i LAl sannsynligvis økningen i pH og ikke endringer i tilførsel. Den positive utviklingen i årene 1997–2002 påvises også i ANC (en forsuringsindikator) og i konduktivitet. Mens konduktivitet måles, beregnes ANC ut fra summen av kationer og anioner. Disse ulike parametrene må betraktes som uavhengige, og sannsynliggjør at endringene i vannkjemi er reelle. Dette tyder på at den positive utviklingen stanset opp omkring 2002/03. ANC har over det samme tidsrommet økt fra verdier som varierte mellom 0 og 10 µekv•L^{-1} til verdier som varierer mellom 20 og 30 µekv•L^{-1}. Dette er et nivå hvor utrydding av laks ikke forventes, men er samtidig et nivå hvor redusert bestandsstyrke ikke kan utelukkes (Kroglund m.fl., 2007).

Mens Ca-konsentrasjoner >0,8 mg•L^{-1} var vanlige på slutten av 1980-tallet, var det på 2000-tallet mest vanlig med konsentrasjoner < 0,8 mg•L^{-1} (Figur 18). Reduksjonen i Ca skyldes at mer av forvitringsmineralene i dag går med til å øke basemetningen i jord. Dette er en forventet endring som følge av redusert sur nedbør. Reduksjonen i Ca innebærer også at fisken tolererer mindre Al nå, sammenlignet med før. Økningen i pH og avtaket i Ca kan således forklares med redusert tilførsel av sulfat, hvor SO_4-konsentrasjonene i elva er redusert fra nivå omkring 2,6 mg SO_4•L^{-1} i 1989 til nivå omkring 1,3 mg SO_4•L^{-1} i 2006. Nitrat har avtatt svak i samme periode, samtidig som denne varierer kraftig gjennom sesongen. Klorid avtok gradvis gjennom hele perioden. Endingene i tilførsel av sur nedbør og klorid har medført at ANC har økt fra nivåer omkring ”null” til dagens nivå omkring 20 µekv•L^{-1}.

Som nevnt over synes ikke reduksjonen i sulfat å ha påvirket tilførselen av Al til vassdraget. Det er ingen opplagt reduksjon i total-Al fra 1988 til 2006 (Figur 16). Samtidig synes det å ha vært en reduksjon i reaktivt-Al etter 1999 og labilt-Al etter 1996. Disse endringene i tilstandsform til Al er forventet ut fra økningen i pH. Vi kan ikke ut fra disse dataene avgjøre om endringene i tilstandsform til Al skyldes at Al i dag tilføres vassdraget på en annen form enn tidligere, eller om endringene i fordeling mellom tilstandsformer skjer som følge av økningen i pH alene. Hvis vassdraget fortsatt tilføres kationisk Al kan man risikere at den giftige andelen av Al underestimeres i perioder hvor tilførselen av LAl er stor, når pH samtidig er høy. Feilen kan bli særs stor hvis både pH og temperatur i vannprøven endres under transport fra felt til laboratorium. Hvis derimot endringene betyr at vassdraget i dag tilføres mer Al som er bundet kolloidalt, har giftigheten avtatt. Denne problemstillingen er relevant for alle kalka vassdrag og bør utredes i eget program da dette har betydning for vår evne til å måle vannkvalitet på rett måte.

Figur 16. Månedlig variasjon i pH, total-, reaktivt- og labilt-aluminium, ANC og konduktivitet ved Evje i Otra (NINA-data). Regresjonen mellom disse forsuringsindikatorene og årstall (x) er vist for periodene 1997–2002 (svart) og 2003–2006 (blå). Jfr figur 10; Skråstad for sammenligning.

Figur 17. Månedlig variasjon i sulfat, nitrat og klorid ved Evje i Otra (NINA-data). Regresjonen mellom disse forsuringsindikatorene og årstall (x) er vist for periodene 1997–2002 (svart) og 2003–2006 (blå). Jfr figur 11; Skråstad for sammenligning.

Figur 18. Tidsutvikling i kalsium, natrium, kalium og magnesium målt ved Evje i Otra (NINA-data). Regresjonen mellom disse forsuringsindikatorene og årstall (x) er vist for periodene 1997–2002 (svart) og 2003–2006 (blå). Jfr figur 12; Skråstad for sammenligning.

4.7.3 Endringer i vannkvalitet fra Evje til Skråstad

Det skjer betydelige endringer i ionesammensetning mellom Evje og Skråstad. Her benyttes kun data innsamlet etter at industriledningen ble igangsatt (1995) for å isolere effekter knyttet til forsuring. Endringene i vannkjemiske parametere mellom Evje og Skråstad må tilskrives effekter knyttet til vannkjemi i sidebekkene hvor vannkvalitet i disse vil være knyttet til lokal geologi, forsuring, nedbør og innvirkning fra sjøsalter.

pH var noe lavere ved Skråstad enn ved Evje (Figur 19). Dette til tross for at Ca-konsentrasjonen var høyere. Reduksjonen i pH skyldes mest sannsynlig at SO_4-konsentrasjonen og ergo forsuringsbelastningen var høyere ved Skråstad. Summen av endringer medførte at ANC normalt var høyest ved Skråstad. Til tross for høyere ANC var konsentrasjonen av RAl og LAl høyere ved Skråstad enn ved Evje. Dette skyldes at pH var lavere. Til tross for at forskjellene ikke er store, er det en tydelig forsuringstrend fra Evje til Skråstad i materialet. Dette innebærer at restfeltet bidrar til å

forringe vannkvaliteten mellom Evje og Skråstad selv om forsuringsindikatoren (ANC) tyder på lik eller svakt bedre vannkvalitet. I perioder av året vil restfeltet ha en større innvirkning på vannføringen enn til andre tider av året. Dette inntreffer når det faller mer nedbør over restfeltet eller når regulant holder tilbake vann i Byglandsfjorden. Dette utredes nærmere i neste kapittel.

Figur 19. Årsmidler i pH, SO_4, Ca, ANC, RAl og LAl ved henholdsvis Evje og Skråstad. Det benyttes kun data fra NIVA i denne analysen. Differanse i middelverdi mellom Evje og Skråstad er beregnet. Vertikale linjer angir ±1 standardavvik.

4.8 Sammenhenger mellom vannføring og pH

Restfeltet til Otra nedstrøms Byglandsfjorden har mange sure sidebekker (Figur 1). Som følge av dette endres vannkvalitet fra Evje til Skråstad (Figur 19). Denne forsuringen må være knyttet til vannkjemien i sidebekkene innenfor restfeltet og deres relative bidrag til vannføringen. Det er rimelig å anta at i perioder hvor disse bekkene er den viktigste vannkilden til anadrom del av Otra, kan pH synke såfremt bekkene inneholder surt vann. Mens restfeltbidraget normalt er på omkring 20 % av den totale vannføringen (22,8 % som snitt for perioden 2003–2006), er bidraget i perioder betydelig høyere enn dette (Figur 20). Slike perioder vil kunne resultere i forsuringsepisoder hvis sidebekkene inneholder surt vann. Sammenhengene forventes ikke nødvendigvis å bli sterke da vannkvalitet ut av Byglandsfjorden også varierer over tid.

Figur 20. Restfeltbidraget beregnet som vann fra arealet mellom Byglandsfjorden og Heisel i forhold til vannføringen ved Heisel.

Det er tidligere dokumentert en sammenheng mellom vannføring i Otra og pH når dataene ble sortert for årstid (Kroglund og Kaste, 2002). I denne analysen ble pH-data fra det månedlige prøvetakingsprogrammet benyttet. Det er på samme måte mulig å kople daglig pH mot daglig vannføring. Når de daglige målingene skilles på årstid foreligger det en svak sammenheng mellom vannføring og pH for vårperioden (april og mai) og høstperioden (oktober og november). Variasjon i pH kan ikke forklares ut fra vannføringsdata alene om sommeren eller vinteren (Figur 21). Noen årsaker til at sammenhengene er sterke/svake er:

- pH vil normalt ikke samvariere med vannføring gjennom en ”episode”. Tradisjonelt vil pH avta raskt i starten av en episode (utvasking av sure komponenter) for så å øke i en senere fase av episoden når de stoffene som gav pH-reduksjon er utvasket eller fortynnet. Sammenheng mellom pH og vannføring er følgelig forskjellig i starten av en episode og på slutten av samme episode. Når data fra hele episoden inkluderes avtar samvariasjonen.
- I Otra vil endringer i vannføring oppstrøms Venneslafjorden raskt resultere i økt vannføring nedstrøms fjorden. Det tar imidlertid lengre tid før ”det sure vannet” som strømmer inn i Venneslafjorden når anadrom strekning nedstrøms fjorden. Dermed er det en tidsforsinkelse mellom endring i vannføring og endringer i pH.
- Vannkjemi i sidebekkene varierer gjennom sesongen. Selv om det ikke foreligger kontinuerlig pH-data fra bekkene er det rimelig å anta at disse varierer etter et mønster som illustrert ved bruk av pH-data fra Dåsåna (Figur 14). I perioder vannkjemi i bekkene er ”gode” vil de ikke forringe vannkvalitet i Otra, uansett endringer i vannføring.
- Vannkvaliteten ut av Byglandsfjorden er ikke stabil.
- Sidebekkenes betydning for vannkvalitet i nedre Otra vil også variere med episodens intensitet og varighet.

Tidsforsinkelser gjennom Venneslafjorden kan illustreres i et tidsplot (Figur 22). Variasjonsmønsteret i restfeltbidrag til vannføringen og pH samvarierer, men hvor pH synker noen dager etter at vannbidraget fra restfeltet økte. Dette er å forvente da endringer i vannføring inntreffer raskt, mens endringer i pH forutsetter at det sure vannet har passert Venneslafjorden. I den grad variasjonen i restfeltbidrag skyldes reguleringene eller forsterkes av disse, påvirker reguleringene variasjonen i pH som måles i nedre Otra. Reguleringene er ikke årsak til surstøtene, men kan forsterke surstøtene. Denne konklusjonen er i tråd med tidligere analyser (Wright, 1983).

Figur 21. Sammenheng mellom daglig vannføring eller restfeltbidrag i % (restfeltbidraget for arealet mellom Byglandsfjorden og Heisel) og pH målt ved Skråstad. Vår-perioden er definert til april og mai, mens høstperioden er lagt til oktober og november.

Figur 22. Samvariasjon over tid mellom endringer i restfeltbidrag i % til vannføringen i nedre Otra (Heisel vannmerke) og pH målt på Skråstad.

Ettersom det ikke foreligger kontinuerlig pH-data fra Otra for perioden 1997 til 2003, kan sammenhengene mellom vannføring og pH benyttes til å indikere om disse mellomliggende årene hadde/ikke hadde vesentlige forsuringsepisoder. Det kan ikke utelukkes episoder i mai 1997 og 1998. I 1999, 2000, 2001 og 2002 kan det ha vært episoder i april. Samtidig var episoder mindre sannsynlig i mai. Koples restfeltbidrag til målt pH på månedlig basis blir ikke relasjonene opplagte (Figur 23). Det er ikke ut fra dette mulig å angi dag til dag variasjon i vannkvalitet med noen presisjon for perioden 1997 til 2003.

Figur 23. Vannbidrag fra restfeltet (arealer mellom Byglandsfjorden og Heisel) til Otra i prosent av vannføringen ved Heisel og pH-målinger utført innenfor den regulære overvåkingen ved Skråstad for perioden 1997 til 2003.

4.9 Sammenhenger mellom giftig Al og gjelle-Al

Det er tidligere i rapporten påvist at det er en sterk sammenheng mellom pH og LAl i Otra. LAl vil være det primære giftstoffet. Det er således ønskelig å kunne knytte daglig variasjon i pH og LAl til gjelle-Al. Det er i alle forsøk utført på laks og ørret påvist at det er en sterk sammenheng mellom LAl og gjelle-Al såfremt Al foreligger på en ”stabil” form (Kroglund m.fl., 2007b). Det er rimelig å forvente at LAl-konsentrasjonen i Otra nedstrøms Venneslafjorden er stabil som følge av oppholdstiden i fjorden. Generelt vil gjelle-Al være på et nivå som er 3-8 ganger høyere enn det som bestemmes ut fra LAl-konsentrasjon (Kroglund m.fl., 2007b). Basert på sammenhengene mellom pH og LAl og biokonsentrasjonsfaktorene over, kan en dag til dag variasjon i gjelle-Al beregnes (Figur 24). I figuren er målte verdier fra 2004 og 2005 inntegnet. Nivåene synes ”riktige”, men antyder samtidig at BCF var nærmere 3 i mai og til dels høyere enn 8 i januar til april. Dette er ikke usannsynlig ettersom temperatur er viktig for hvor ”stabil” Al er, hvor stabilitet avtar med synkende temperatur. Høyere BCF kan forventes i vinterperioden nå temperaturen er lav og kinetiske prosesser går seinere.

Aksepteres beregningene over som en indikator for variasjon i vannkvalitet, forventes det ikke lengre dødelighet hos laksunger i Otra. Det estimeres gjelle-Al nivåer i mai 2003 og 2006 som vil redusere overlevelse fra smolt til voksen laks. Nivåene i 2004 og 2005 var samtidig så lave at det disse årene ikke forventes vesentlige effekter på sjøoverlevelse. Ut fra dette forventes det ikke redusert smoltproduksjon, men det kan forventes år til år variasjon i sjøoverlevelse.

Figur 24. Estimerte gjelle-Al konsentrasjoner i Otra beregnet ut fra en estimert LAl-konsentrasjon og en biokonsentrasjonsfaktor på henholdsvis 3 (sort kurve) og 8 (rød kurve). Målte verdier av gjelle-Al (µg/g tv) i 2003 og 2004 er inntegnet med gule punkter.

4.10 Forventet utvikling fremover i vannkjemi

Selv om Otra har hatt en positiv utvikling på forsuringssituasjonen, er det viktig å understreke at forsuringsproblemet ikke er løst. Selv om forsuringstrykket på Otra har vært avtagende over mange år, mottar Sør-Norge fortsatt mer forsurende komponenter enn det naturen tar hånd om. Resultatet av dette er at mange områder fortsatt er påvirket av forsuring med tilhørende skader på det biologiske mangfoldet. Samtidig er det lokale variasjoner i tålegrenser og belastninger som gjør at det er forskjeller både mellom og innen vassdrag med hensyn til utvikling. Mens det de senere år påvises forbedringer i enkelte vassdrag, er det ingen endring i vannkjemi i andre. Den forbedringen som ble observert frem til 2002 i Otra har stanset opp. Den mulige forverringen som påvises etter 2002 skyldes i stor grad den forringete vannkvaliteten i 2006. Fremtidig utvikling i vannkvalitet i Otra vil påvirkes av en rekke prosesser. Disse vil være knyttet til forsuring, men også til klimatiske endringer (endring i temperatur, hydrologi og sjøsalttilførsler), økt utlekking av nitrogen og endringer i drift av vannmagasin. Endringene som observeres i Otra er i hovedtrekk lik de endringer som rapportertes fra den nasjonale overvåkingen av sur nedbørs effekter i vassdrag (SFT 2006; Skjelkvåle m.fl., 2007). Selv om vannkvaliteten nå er bedre enn tidligere, er det for tidlig å konkludere med at den er svært god. Vannkvaliteten er god enkelte år, moderat andre. Det er således viktig at det vannkjemiske måleprogrammet opprettholdes. Selv om vi konkluderer med at vannkvaliteten i Otra i dag er på riktig side av tålegrensen for laks, vil små endringer i negativ retning kunne ha svært negative effekter for produksjonen av laks.

4.11 Diskusjon av vannkjemi

Vannkvaliteten i Otra er under endring, og er langt bedre nå enn det vannkvaliteten var da den forrige tiltaksplanen ble utarbeidet (Kroglund og Kaste, 2002).

Påvirker vannkvaliteten i årene etter 1997 overlevelsen av laksunger?
Basert på grenseverdiene/kriteriene angitt i vedlegg A og sammenhenger diskutert i kap. 4.3 synes ikke vannkvaliteten i Otra lenger å være på et nivå som tar livet av en stor andel av laksungene. Basert på en år til år vurdering av episodene er det sannsynlig at parr kan ha blitt betydelig belastet (pH var normalt <5,8) i årene forut for 1997. Fisken kan også ha blitt belastet under episoder i 1997–2006. I 2001 og 2002 var vannkvaliteten god (pH normalt > 5,8). Vurderingen er mest usikker for årene 1997

til 2003, som er de årene det ikke foreligger kontinuerlige pH-målinger fra. Belastningene etter 1997 har sannsynligvis ikke redusert smoltproduksjonen, men kan i perioder ha påvirket vekst. Lav fangst av eldre laksunger i Otra på slutten av 1990-tallet kan ikke forklares ut fra vannkjemi alene. Forskjellen i forekomst av eldre lakseunger i kalka/ukalka sidebekker tyder imidlertid på forsuringseffekter. Selv om vannkvalitet ikke lenger dreper parr, kan fiskens helse forringes i perioder der vannkvaliteten er subletal. Dette kan foruten å påvirke vekst, påvirke immunforsvar og muligens alder og størrelse ved smoltifisering. Ut fra fiskehelse bør pH ikke underskride 5,8.

Påvirker vannkvaliteten etter 1997 smoltkvalitet og saltvannsoverlevelse?
Basert på grenseverdiene/kriteriene angitt i vedlegg A og sammenhenger diskutert i kap. 4.3 kan vannkvalitet om våren redusere smolt til laks overlevelse. For smolt kan pH-verdier lavere enn 6,2 være skadelig. Vannkvalitet har hatt en betydelig effekt på smoltkvalitet i alle årene forut for 1997. Smolten kan likeledes ha blitt betydelig belastet i 2002 og 2006. Belastningen var mer moderat de andre årene med unntak av i 2001 da den sannsynligvis var god. Denne vurderingen er mest usikker for årene 1997 til 2003. Vannkvaliteten fra 1997 har sannsynligvis ikke resultert i dødelighet av presmolt/smolt i ferskvann, men vil med stor sannsynlighet ha påvirket saltvannstoleranse enkelte år. Redusert saltvannstoleranse vil medføre redusert sjøoverlevelse.

Det hersker usikkerhet i forhold til hvor raskt en fisk som belastes i mars/april blir ”frisk”, hvor frisk betyr at sjøoverlevelse ikke er redusert i forhold til en ubelastet fisk. Vannkvalitet kan ha hatt en betydelig innvirkning på sjøoverlevelse i årene før 1997, i 2002 og i 2006. Med betydelig menes her en reduksjon i forventet sjøoverlevelse i størrelsesorden 40 til 60 %.

		-95	**-96**	**-97**	-98	-99	-00	-01	-02	-03	-04	-05	-06
Ubetydelig; >5,8	parr							X	X				
Moderat; 5,4-5,8				X	X					X	X	X	X
Betydelig; <5,4		X	X			X	X						
Ubetydelig; >6,2	smolt							X					
Moderat; 6,2-5,8				X	X	X	X			X	X	X	
Betydelig; <5,8		X	X						X				X

		-95	-96	-97	-98	-99	-00	-01	-02	-03	-04	-05	-06
Gjelle-Al	smolt											X	
Gjelle-Al											X		
Gjelle-Al						X	X						

Hvilke områder av vassdraget er forsuringspåvirket?
Årsakene til de observerte, sure episodene på anadrom strekning av Otra er komplekse og sammensatte. Det skjer en viss forsuring av vassdraget mellom Evje og Skråstad. Denne forsuringen skyldes vannkjemi i bekker innenfor restfeltet. Betydningen av disse bekkene kan i perioder forsterkes av reguleringene. Forsuringsepisodene synes å øke i omfang noen dager etter at vannbidraget fra restfeltet øker. Byglandsfjorden kan imidlertid også inneholde surt vann i perioder.

Hvordan vil vannkvalitet endres årene framover?
Det forventes ikke vesentlige endringer i forsuringsnivå årene framover. Hvis det inntreffer endringer i belastningsnivå forventes det heller en svak forsuring (SFT 2005; Skjelkvåle m.fl., 2007). Den bedring i vannkvalitet som observeres i første halvdel av 2000-tallet representerer således et mulig foreløpig ”tak”. Hvis dette taket belaster fisken, har Otra et tiltaksbehov. Laksebestanden i Otra vil ikke være utryddingstruet gitt dagens belastningsnivå, men bestanden vil oppleve en vannkvalitet som kan påvirke vekst og sjøvannsoverlevelse. Et vannbehandlingstiltak vil sikre at vassdraget tilfredsstiller kravene til god økologisk status og sikre produksjonen av laks.

5. Resultater – fisk

5.1 Laksebestanden i Otra: overlevde den forsuringen?

Svaret på dette spørsmålet er ”nei”, basert på genetisk analyse av det materialet vi har tilgjengelig. Vi testet hvorvidt den genetiske sammensetningen i stikkprøven av laks fra Otra i 1935 liknet på ungfisken samlet inn i Otra i årene 1998–2000, og på voksen laks fanget i Otra i årene 1996–2006.

Stikkprøven fra 1935 ble testet mot hver av de tre stikkprøvene av ungfisk og hver av de 11 stikkprøvene av voksen laks fra nyere tid. Alle testene viste statistisk signifikante, genetiske forskjeller mellom den historiske og nåtidige laksebestanden i Otra. Signifikansverdiene i testene mot ungfisk 1998–2000 (alle $P < 0{,}005$) og i testene mot voksen fisk 1996–2006 (alle $P < 0{,}010$) gjør det høyst usannsynlig at vi skulle funnet et slikt resultat dersom den laksebestanden som vokste fram på slutten av 1990-tallet var etterkommere av en restbestand av laks i Otra.

Vi har også beregnet den relative genetiske forskjellen mellom stikkprøven fra 1935 og stikkprøvene fra nyere tid. Den relative forskjellen var i gjennomsnitt for tre tester mot ungfisk 1998–2000 på Fst = 1,8 % og for 11 tester mot voksen laks 1996–2006 på Fst = 1,3 %. Begge verdiene er mindre enn det vi målte for forskjeller mellom laks fra Tovdalselva, der den relative forskjellen mellom laks merket i elva 1955–56 og laksunger fanget i 1997 (rett etter kalkingen tok til) var Fst = 3,8 % (Hindar & Balstad, 2003). I Tovdalselva viste en tilsvarende beregning for 45-årsperioden fra 1910 til 1955–56 en Fst på 0,2 %, og ingen signifikant genetisk forskjell mellom de to stikkprøvene. Langt tidsrom alene ser derfor ikke ut til å kunne forklare store genetiske forskjeller.

Livshistorien til laksen i Otra har endret seg fra det den var tidligere. I Huitfeldt-Kaas (1946) sitt studium av norske laksebestander, var laksen i Otra karakterisert ved en høy andel mellomlaks og storlaks. I fangstene i nyere tid er det derimot smålaksen som dominerer i fangstene. I det aldersbestemte materialet til Huitfeldt-Kaas var gjennomsnittlig sjøalder 2,09 år hos laksen som kom tilbake for å gyte for første gang. Dette er svært forskjellig fra gjennomsnittet hos laksen som kom til Otra for å gyte i 1996 (1,22 år; standardavvik 0,51 år) og 2006 (1,37 år; standardavvik 0,70 år). Siden vi har aldersbestemmelsene til Huitfeldt-Kaas på noen av fiskene fra 1930-tallet, kan vi si med sikkerhet at forskjellene ikke skyldes at alder fra skjellprøver leses ulikt nå og da – alle individene vi har sett på ble aldersbestemt likt av Huitfeldt-Kaas og oss.

Alder ved smoltifisering ser ut til å være forholdsvis lik i det gamle materialet (Huitfeldt-Kaas’ gjennomsnitt = 2,69 år) og i det nyere materialet. For laksen fanget i Otra i 1996 fant vi en gjennomsnittlig smoltalder på 2,71 år (standardavvik 0,65 år) og for 2006 et gjennomsnitt på 2,29 år (standardavvik 0,48 år). Det er noe uoverensstemmelse mellom hvordan Huitfeldt-Kaas og vi leser smoltalder, så her skal man være mer forsiktig med sammenlikningene.

Livshistorien til laksen bestemmes både av arv og miljø. Det er likevel høyst sjelden at ulike stikkprøver av samme laksebestand varierer så mye over tid som forskjellene i sjøalder ved kjønnsmodning fra 1935 til nå antyder. Den beste tolkningen er derfor at dagens laksebestand i Otra har en annen opprinnelse enn den historiske laksebestanden.

5.2 Har laks med vekststopp i skjellene en annen genetisk bakgrunn?

Vi har undersøkt hvorvidt laks med vekststopp i skjellene skiller seg fra annen laks i Otra. Spesielt har vi testet om laks med vekststopp i skjellene tilhører en annen genetisk gruppe enn laks uten vekststopp, for eksempel laks med kultiveringsbakgrunn.

Vi fant vekststopp hos ungfisk fra 1998–2000 og skjellene til voksen laks (dvs i deres ungfiskstadium) i hvert av årene 1996–2006 og 1935. Funn av vekststopp hos ungfisken fanget i Otra i 1998–2000 tyder på at denne skjellkarakteren må være påført fisken gjennom oppveksten i Otra, siden vi ikke kjenner til utsetting av kultivert ungfisk av laks i Otra disse årene.

Andelen fisk med vekststopp varierte noe fra år til år. I 1998 hadde 48 % av ungfisk i aldersgruppe 1+ og 2+ én eller flere vekststopp i skjellene, mens tilsvarende andeler i 1999 og 2000 var henholdsvis 28 % og 25 %. Denne nedadgående trenden er på grensen til å være signifikant (binomial trend-test; P = 0,07), og når vi delte inn materialet i årsklasser, fant vi en signifikant forskjell mellom laksunger som klekket i 1997 (46 % hadde vekststopp) og de som klekket i 1998 (16 %, kji-kvadrattest; P = 0,012).

Hvorvidt det er mulig å knytte år-til-år-variasjonen i andelen ungfisk med vekststopp til pH, temperatur eller andre miljøvariable, er neppe mulig å undersøke før det samles inn laksunger i Otra over et større antall år.

Vi testet hvorvidt det var genetisk forskjell mellom laksunger med vekststopp og laksunger uten vekststopp i skjellene. Når vi testet innenfor årsklasse, fant vi ingen signifikante genetiske forskjeller mellom laksunger med og uten vekststopp. Når vi slo sammen hele materialet av ungfisk i gruppene med og uten vekststopp, fant vi en signifikant genetisk forskjell ($P < 0.001$). Dette kan imidlertid også skyldes genetisk variasjon over tid og ulike andeler fisk med vekststopp.

I materialet av voksen laks fant vi ingen genetisk forskjell mellom laks med vekststopp og laks uten vekststopp, når de var fanget samme år. Vi fant ikke forskjeller mellom voksen laks med og uten vekststopp i 1935, og heller ikke mellom laks med og uten vekststopp i hvert av årene 1996–2006. Dersom hele materialet fra årene 1996–2006 deles inn i fisk med og uten vekststopp (med omtrent like mange individer i hver gruppe), er det heller ingen signifikant genetisk forskjell mellom de to gruppene.

Funn av merket laks i Otra med skjellkarakterer som viser kultiveringsbakgrunn, viser at en del av fisken med vekststopp i skjellene, er satt ut i et annet vassdrag. Funn av ungfisk i Otra med vekststopp viser at dette er en karakter som også opptrer hos naturlig rekrutterte laksunger. Fisk med vekststopp er derfor en sammensatt gruppe, som neppe har noen enhetlig bakgrunn i Otra.

5.3 Genetisk analyse av laks i Otra fra 1996 til 2006

Stikkprøvene av ungfisk fra årene 1998–2000 og av voksen laks i Otra fra årene 1996–2006 gir grunnlag for flere genetiske analyser:

1. Vi undersøker først hvorvidt ungfisken fra 1998–2000 tilhører en genetisk homogen gruppe, dvs. om det ser ut til at de kan være hentet fra én og samme bestand. Dernest undersøker vi samme problemstilling for årsklassene (klekkeår 1996–1999) de representerer.

2. På tilsvarende måte undersøker vi om de 11 årene (1996–2006) med voksen laks representerer en genetisk homogen gruppe, og også om de årsklassene de representerer (klekkeår 1991–2003) kan være hentet fra én og samme bestand.

3. Til slutt undersøker vi om det er noen likhet mellom den genetiske sammensetningen av gytefisk og den ungfisken de har gitt opphav til (for eksempel voksen laks fra 1996 testet mot laksunger med klekkeår 1997), og også om det er genetisk likhet mellom ungfisk fanget i Otra og den tilbakevandrende laksen som tilhører samme årsklasse (for eksempel laksunger med klekkeår 1997 og tilbakevandrende laks med samme klekkeår).

Dersom svaret på alle disse analysene er et bekreftende ”ja”, ville det indikere at Otra har utviklet en egen laksestamme gjennom dette tidsrommet, dvs fra før 1995 da pH-målinger viste at vannet var for surt til å opprettholde en laksebestand. En alternativ forklaring måtte i tilfellet være at én annen bestand gjennom hele dette tidsrommet dominerte i Otra til de grader at vassdraget kun tilsynelatende hadde en selvreproduserende bestand.

I tilfellet ett eller flere av svarene var ”nei”, altså at det gjennom dette tidsrommet er genetisk diskontinuitet mellom to eller flere årsklasser av laks eller også i livsløpet fra voksen laks til ungfisk til tilbakevandrende laks, ville det indikere at Otra har vært gjenstand for flere rekoloniseringer av laks og neppe har utviklet en egen laksestamme før eventuelt i løpet av de siste årene.

5.3.1 Ungfisk i Otra 1998–2000

Vi testet hvorvidt de tre stikkprøvene med ungfisk av laks i Otra (1998, 1999 og 2000) hadde en genetisk sammensetning som tydet på at de var hentet fra én og samme bestand.

Testen viste at stikkprøvene fra de tre årene ikke var signifikant forskjellige (P = 0,079). En parvis test av stikkprøvene viste at ungfisken fra 1999 og 2000 var ganske like hverandre, mens stikkprøven fra 1998 var signifikant forskjellig fra 2000 (P = 0,025), men ikke fra 1999 (P = 0,097).

Siden vi baserte oss på analyse av 1- og 2-åringer fra hvert av disse årene, vil det være litt overlapping mellom år i hvilke årsklasser som er med. Vi gjennomførte derfor også en test av genetiske forskjeller mellom årsklassene av ungfisk som ble rekruttert i Otra med klekkeår 1996 (få fisk), 1997, 1998 og 1999. Vi fant en høyt signifikant genetisk forskjell mellom 1997- og 1998-årsklassene (P = 0,003), mens de andre årsklassene ikke skilte seg signifikant fra hverandre.

Vi testet også hvorvidt én stikkprøve (eller også én årsklasse) var i genetisk likevekt. Dette er en type test som kan identifisere stikkprøver som kan være hentet fra to eller flere genetisk forskjellige grupper. I så fall vil stikkprøven vise et signifikant underskudd av heterozygote individer (dvs. individer som har fått ulike genvarianter fra mor og far) i forhold til såkalt ”Hardy-Weinberg-likevekt”. I testene av ungfisken fant vi et signifikant avvik i stikkprøven fra år 2000 (P = 0,011). Vi fant også avvik fra genetisk likevekt i 1999-årsklassen (P = 0,007). Avviket fra genetisk likevekt i en årsklasse av laksunger i Otra er interessant, siden genetisk likevekt blir gjenopprettet etter hver gyting dersom partnervalget blant gytefisken er tilfeldig med hensyn til de genene vi studerer.

Den mest sannsynlige årsaken til at vi finner avvik fra genetisk likevekt i 1999-årsklassen, er derfor at gytefisken i 1998 bestod av laks fra to eller flere genetisk forskjellige bestander som i liten grad blandet seg med hverandre under gytingen. Dette kan for eksempel være tilfellet om de hadde noe ulik gytetid, slik at parringen ikke ble tilfeldig med hensyn til variasjon i genene vi studerer.

5.3.2 Voksen laks i Otra 1996–2006

Årsklasser av voksen laks må betraktes på en annen måte enn årsklasser av ungfisk i Otra. Årsklasser av ungfisk består uten unntak av laks som må være rekruttert i Otra (med mindre det er satt ut fisk der på samme tid og disse ikke kan identifiseres som utsatt). Årsklasser av voksen fisk i Otra kan bestå av laks som har feilvandret i tillegg til laks som er naturlig rekruttert der (eventuelt også fisk utsatt i Otra eller andre elver og som ser ville ut).

Vi testet hvorvidt de 11 stikkprøvene av voksen laks i Otra (fra 1996 til 2006) hadde en genetisk sammensetning som tydet på at de kunne være fra én og samme bestand. Testen viste at stikkprøvene fra de 11 årene ikke var signifikant heterogene (P = 0,24). En parvis test av stikkprøver fra påfølgende år (dvs vi tester 1996 mot 1997, 1997 mot 1998 osv., istedenfor å teste alle mulige par) viste heller ingen signifikante forskjeller.

Når vi gjorde samme type test med årsklasser, fant vi at de 13 årsklassene som var representert med et rimelig antall fisk i materialet (fra og med 1991-årsklassen til og med 2003-årsklassen) var signifikant heterogene (P=0,002). En parvis test av påfølgende årsklasser, viste signifikant genetisk forskjell mellom 1993- og 1994-årsklassen (P = 0,034) og mellom 1994-årsklassen og 1995-årsklassen (P =0,010). Senere årsklasser viste ingen signifikante forskjeller mellom påfølgende år, men 2002-årsklassen og 2003-årsklassen var nær signifikant forskjellige (P=0,084) og kan ikke studeres godt nok før vi har analysert voksen laks fanget i 2007.

I tester av hvorvidt hver stikkprøve av voksen laks var i genetisk likevekt, fant vi signifikant avvik fra likevekt blant voksen laks fanget i 1997 (P=0,008) og 2000 (P < 0,001). Når vi plasserte fisken i den årsklassen den tilhørte, fant vi signifikant avvik fra genetisk likevekt i 1995- og 1997-årsklassene, men ikke i de andre årsklassene.

5.3.3 Genetisk kontinuitet fra gytefisk til ungfisk og deretter til gytefisk?

Kontinuitet fra gytefisk til ungfisk i Otra kan studeres ved å se på genetiske likheter og forskjeller mellom en stikkprøve av voksen laks i Otra og ungfisk i elva som klekket i påfølgende år. Vi har følgende mulige tester i vårt materiale: voksen laks fra 1996 testet mot ungfisk i årsklasse ’-97, voksen laks fra 1997 mot ungfisk i årsklasse ’-98, og voksen laks fra 1998 mot ungfisk i årsklasse ’-99. Resultatet av testene er vist i Tabell 1.

Tabell 1. Test av genetiske forskjeller fra gyting til påfølgende årsklasse av ungfisk i Otra.

Voksen fisk (år)	Ungfisk (årsklasse)	Test-resultat
1996	1997	χ^2 = 24,14; 16 frihetsgrader; P = 0,087
1997	1998	χ^2 = 24,38; 16 frihetsgrader; P = 0,082
1998	1999	χ^2 = 10,59; 16 frihetsgrader; P = 0,83

Alle de tre testene indikerer at ungfisken i Otra genetisk sett ser ut til å tilhøre den voksne fisken som ga opphav til den korresponderende årsklassen av ungfisk.

Kontinuitet fra ungfisk til voksen fisk kan studeres ved å se hvorvidt det er genetiske forskjeller mellom fisk av én og samme årsklasse, prøvetatt først som ungfisk i Otra (en gang i årene 1998 til 2000) og dernest som voksen laks (en gang i årene 1999 til 2005). Fire årsklasser kan testes: 1996-, 1997-, 1998- og 1999-årsklassen. Resultatene er vist i Tabell 2.

Tabell 2. Test av genetiske forskjeller innenfor samme årsklasse av laks i Otra, først undersøkt som laksunger i aldersgruppe 1+ og/eller 2+ og deretter undersøkt som voksen laks noen år senere.

Årsklasse	Test-resultat
1996	χ^2 = 11,34; 16 frihetsgrader; P = 0,79
1997	χ^2 = 25,65; 16 frihetsgrader; P = 0,059
1998	χ^2 = 26,83; 16 frihetsgrader; P = 0,044
1999	χ^2 = 13,85; 16 frihetsgrader; P = 0,61

Vi ser at den voksne laksen av årsklasse 1998 som kom til Otra, var signifikant forskjellig fra ungfisken i Otra med samme klekkeår, og årsklasse 1997 var nær signifikant forskjellig fra ungfisk til voksen fisk. De to andre årsklassene var ganske like mellom ungfisk og voksen laks. Resultatet tyder på at det for laks fra årsklassene 1997 og 1998 i stor grad ble fanget laks som ikke hadde vokst opp til smolt i Otra.

5.4 Sammenlikning av laksen i Otra og andre lakselver på Sørlandet

Dersom utviklingen av laksebestanden i Otra i stor grad er basert på feilvandrere fra naboelvene, skulle dette la seg undersøke dersom laksen i de ulike elvene skiller seg fra hverandre genetisk eller økologisk. Vi har utført to slike tester: én på voksen laks fra 2003 og den andre på voksen laks fra 2006.

For 2003 testet vi hvorvidt voksen laks fra Otra skilte seg genetisk fra laksen i naboelvene Mandalselva og Tovdalselva, og dessuten om de skilte seg fra laksen i de nærmeste, store laksebestandene i henholdsvis Numedalslågen (Østlandet) og Bjerkreimselva (Sørvestlandet). Laksen fra Tovdalselva var representert ved voksen laks fanget i 2002 og 2004, mens laksen fra Bjerkreimselva var stamfisk av Bjerkreimsstamme på Ims høsten 2003. Når vi testet alle disse laksestammene sammen, viste testen høyt signifikant genetisk variasjon mellom dem. Denne variasjonen skyldtes at laksen i Numedalslågen skiller seg genetisk fra alle de andre bestandene, – det samme gjør laksen fra Bjerkreimselva. Laksen fra Mandalselva, Otra og Tovdalselva dannet derimot en genetisk homogen gruppe, der de enkelte bestandene skilte seg svært lite – om noe – fra hverandre (kji-kvadrattest; P = 0,36).

For 2006 testet vi på samme måte hvorvidt voksen laks fra Otra skilte seg fra naboelvene Mandalselva og Tovdalselva. Heller ikke for 2006 var variasjonen mellom elvene signifikant (kji-kvadrattest; P = 0,19).

Resultatene fra analysene av voksen laks i 2003 og 2006 er forskjellig fra testene vi gjorde av laksunger som klekket like etter at kalkingen ble satt i gang i Mandalselva og Tovdalselva. Ungfisk i aldersgruppe 0+ samlet inn i disse to elvene på sensommeren 1997 viste signifikante genetiske forskjeller i enzymkodende gener (Hindar & Balstad, 2003), og disse to stikkprøvene er også forskjellige i DNA-mikrosatellitter. De genetiske analysene av voksen laks i naboelvene til Otra tyder derfor på at oppvandrende laks i Otra, Mandalselva og Tovdalselva var mer like hverandre i 2003 og 2006 enn det vi målte blant ungfisk i Tovdalselva og Mandalselva i 1997. Det kan være flere årsaker til dette. Uansett tyder resultatene fra 2003 og 2006 på at de tre elvene i stor grad rekoloniseres av laks fra samme kilde(r).

Livshistorien til laksen i Mandalselva og laksen i Tovdalselva er forholdsvis lik den vi beregnet for Otra. Basert på avlesning av skjell, var smoltalderen hos voksen laks i Mandalselva lik den for Otra både i 2003 og 2006, mens Tovdalselva hadde litt yngre smolt (Tabell 3). Alder ved smoltifisering så ut til å være litt høyere i Mandalselva enn i de to andre elvene, som var forholdsvis like. Materialet viser ingen tegn på at laksen i Otra har høyere sjøalder ved kjønnsmodning enn laksen i de to andre elvene, som var tilfellet i Huitfeldt-Kaas' (1946) sin undersøkelse.

Tabell 3. Økologisk karakteristikk av laks fra Tovdalselva, Otra og Mandalselva, basert på skjell analysert ved NINA. Sjøalderen til repeterte gytelaks er ikke tatt med, slik at sjøalder i tabellen gjelder for første gangs gyting (kjønnsmodning).

Elv	Fangstår	Smoltalder (gjennomsnitt ± std.avvik)	Sjøalder ved kjønnsmodning (gjennomsnitt ± std.avvik)
Tovdalselva	2002/04	2,15 ± 0,43 år	1,50 ± 0,64 år
	2006	2,25 ± 0,44 år	1,33 ± 0,62 år
Otra	2003	2,49 ± 0,50 år	1,17 ± 0,38 år
	2006	2,29 ± 0,48 år	1,37 ± 0,70 år
Mandalselva	2003	2,49 ± 0,50 år	1,63 ± 0,87 år
	2006	2,36 ± 0,49 år	1,68 ± 0,47 år

5.5 Opprinnelsen til dagens laksebestand i Otra

Kan vi bruke genetisk analyse til å avgjøre hvor laksen i Otra kommer fra? Dersom de mest sannsynlige kildene er kjent, er det mulig å gjøre en analyse av genetisk tilhørighet hos laksen som søker opp i Otra. Vi har gjort dette for den voksne laksen som ble fanget i Otra i 2003, og for alle årene fra 2000 til 2006.

5.5.1 Otra 2003

For å finne tilhørigheten til den voksne laksen som ble fanget i Otra i 2003 (35 individer), valgte vi følgende mulige kilder (referansebestander): laks som gytte i Otra én generasjon tidligere (Otra 1998 og Otra 1999), voksen laks fanget i naboelvene (Mandalselva 2003 og Tovdalselva 2002/2004) og voksen laks fra de største laksebestandene i nærheten (Numedalslågen 2003 og Bjerkreimselva 2003).

Testen viste at 9 individer med størst sannsynlighet kom fra Mandalselva 2003, 8 fra Otra 1999, 7 fra Otra 1998, 5 fra Tovdalselva 2002/2004, 4 fra Bjerkreimselva 2003 og 2 fra Numedalslågen 2003 (**Tabell 4**). Dette tyder på at snautt halvparten (43 %) av den voksne laksen i Otra 2003 med høyest sannsynlighet var etterkommere av laks som gytte i Otra én generasjon tidligere, mens litt over halvparten så ut til å være feilvandrere fra naboelvene – mest sannsynlig Mandalselva – eller fra to store bestander i Sør-Norge.

Om vi bruker 1/1000 som grense for eksklusjon av referansebestand, var det ingen av fiskene fanget i Otra 2003 som ikke kunne komme fra én eller flere av de mulige kildene vi testet. Ett individ hadde kun Mandalselva 2003 som mulig kilde, mens et annet hadde enten Mandalselva 2003 eller Numedalslågen 2003 som mulige kilder. For alle de andre individene kunne Otra 1998 og/eller Otra1999 være en mulig kilde.

For den strengere grensen 1/100 var det to individer som vi ikke fant noen sannsynlig kilde for. De kom altså ”mest sannsynlig” fra henholdsvis Otra 1999 og Numedalslågen 2003, men har lav sannsynlighet (< 1/100) for å tilhøre disse gytebestandene.

Tabell 4. Beregning av den mest sannsynlige tilhørigheten til voksen villaks i Otra 2003, ut fra genetisk klassifisering av 35 individer i forhold til mulige kilder. Eksklusjon betyr at selv den mest sannsynlige tilhørigheten er sjelden i forhold til bestandens genetiske sammensetning, og at disse individene derfor kan komme fra andre kilder.

Referansebestand	Tilhørighet (mest sannsynlig)	Eksklusjon (1/1000)	Eksklusjon (1/100)
Otra 1998	7		
Otra 1999	8		-1*
Mandalselva 2003	9		
Tovdalselva 2002/2004	5		
Bjerkreimselva 2003	4		
Numedalslågen 2003	2		-1
Andre kilder	–	0	2

*-1 betyr at én av de 8 individene som ”mest sannsynlig” tilhører Otra 1999, med liten sannsynlighet (her: 1/100) kommer fra denne eller andre kilder som er med i testen

5.5.2 Otra 2000–2006

Vi utførte så samme type test for hvert av årene 2000 til 2006 for voksen villaks fanget i Otra. For å finne tilhørigheten til den voksne laksen som ble fanget i Otra i 2005 og 2006, valgte vi følgende mulige kilder: laks som gytte i Otra én generasjon tidligere (hhv. Otra 2000 og Otra 2001 for laksen som vandret opp i 2005, og Otra 2001 og Otra 2002 for laksen som vandret opp i 2006), voksen laks fanget i naboelvene (Mandalselva 2006 og Tovdalselva 2006), og voksen laks fra de store bestandene i

Bjerkreimselva og Numedalslågen (2003). For 2004 og de tre årene før 2003, brukte vi de samme referansebestandene som for Otra 2003, med unntak av at forrige generasjons Otra-laks ble forskjøvet ett og ett år slik at de representerer fisken som søkte opp i Otra én generasjon tidligere.

Testen viste at andelen individer som med størst sannsynlighet kom fra Otra i forrige generasjon, økte fra rundt 40 % i årene 2000–2003 til henholdsvis nærmere 70 % og 55 % i 2005 og 2006 (Figur 25). Andelen feilvandrere fra naboelvene så ut til å avta fra mer enn 40 % i år 2000 til 20 % eller mindre de to siste årene. I de første årene var feilvandrerne mer sannsynlig fra Mandalselva enn fra Tovdalselva, mens dette bildet så ut til å snu i de to siste årene. Av de større laksebestandene så Bjerkreimselva ut til å være en vanligere kilde til feilvandrere enn Numedalslågen.

Testene hadde sannsynligvis vært bedre om også stikkprøvene fra referansebestandene hadde vært fra år som kunne representere feilvandrere i de aktuelle årene. Dette gjelder særlig for Tovdalselva og Mandalselva, som er bestander som har vært under rekolonisering etter kalking fra hhv. 1996 og 1997. Stikkprøven fra Bjerkreimselva (stamfisk på Ims 2003) gir også et mulig skjevt bilde av bestanden der de siste årene. Numedalslågen har derimot hatt en stabilt stor bestand i hele det aktuelle tidsrommet slik at vår stikkprøve fra 2003 kan være representativ for flere år.

I disse testene brukte vi 1/1000 som grense for eksklusjon av referansebestand. En liten andel av laksen som ble karakterisert som villaks i Otra (ca 5 %) så da ut til å komme fra andre kilder enn de elvene som var med i testen.

Figur 25. Beregning av den mest sannsynlige tilhørigheten til voksen villaks i Otra i årene 2000 til 2006, ut fra genetisk klassifisering av ≥30 individer i forhold til mulige kilder. 'Andre' betyr at selv den mest sannsynlige tilhørigheten er sjelden (< 1/1000) i forhold til bestandens genetiske sammensetning, og at disse individene derfor kan komme fra andre kilder.

5.5.3 Opphav vurdert ut fra merkeforsøk i andre elver

Smolt merket i Mandalselva er den viktigste bidragsyter til funn av individ-merkede laks i Otra fra og med år 2000. Om man ser samlet på utsettingene av oppforet og merket smolt i Mandalselva fra 1997 (Imsastamme) og 1998 til 2005 (Mandalsstamme), har om lag 22 % av laksen som er gjenfanget i ferskvann vandret opp i Otra (Hansen og Johnsen, 2007). Det er derfor liten tvil om at smolt produsert i Mandalselva kan være bidragsyter til laksefangstene i Otra siden år 2000, slik som antydet av de genetiske analysene av tilhørighet.

Før år 2000 ble det – særlig i 1998 – fanget mange laks i Otra som var merket som smolt i utsettingsforsøk i Audna. Det ble brukt ulike stammer til forsøkene i Audna, blant annet villsmolt fra Audna og oppforet smolt av Audnastamme og Imsastamme (Lars Petter Hansen, NINA, pers. medd.). I en mer detaljert vurdering av opprinnelsen til dagens laksebestander på Sørlandet, bør en derfor også se på mulige bidrag fra oppforet smolt, spesielt i år der disse ser ut til å ha hatt høy overlevelse og spredning.

Antallet og andelen merket laks har gått ned i Otra de siste årene. Sammen med de genetiske analysene kan dette tyde på en økende grad av egenrekruttering av laks i Otra.

5.5.4 Feilvandring i forhold til vannføring

Merkeforsøk med laksefisk tyder på at feilvandringen mellom bestander øker når hjemmeelva har liten vannføring og liten bestandsstørrelse (Hindar 1992). Mange feilvandrere ser ut til å ende opp i nærliggende, store elver. Den høye sommervannføringen i Otra kan derfor være noe av forklaringen på at laksesmolt merket i andre vassdrag på Sørlandet, blir fanget i Otra.

Vi har prøvd å se nærmere på dette ved å sammenlikne daglig vannføring i Otra med vannføringen i Mandalselva og Tovdalselva (Figur 26). Vi har beregnet relativ vannføring i Otra som andel av den samlete vannføringen i Otra og hver av naboelvene, én av gangen. Dernest har vi undersøkt om de individene som ser ut til å feilvandre fra henholdsvis Mandalselva og Tovdalselva, ble fanget i Otra på dager med relativt mye vann i Otra i forhold til den antatte hjemmeelva.

Analysen er gjort for årene 2003 og 2006, og med 24 individer som med genetisk analysemetode er angitt som sannsynlige feilvandrere fra enten Mandalselva eller Tovdalselva. Av disse 24 individene, ble 13 fanget i Otra på dager der den relative vannføringen i Otra var signifikant høyere enn gjennomsnittsverdien for perioden mai-september, 6 individer ble fanget på dager der den relative vannføringen i Otra var nær gjennomsnittet, og 5 individer ble fanget på dager der den relative vannføringen i Otra var signifikant lavere enn gjennomsnittet. Dette antyder at Otra tiltrekker seg feilvandrere fra naboelvene på dager med relativt høy vannføring i Otra, men fenomenet bør undersøkes nærmere før vi kan trekke sikre konklusjoner.

Figur 26. Vannføringen i Otra relativt til Tovdalselva (rød strek) eller Mandalselva (sort strek) i 2003 (venstre panel) og 2006 (høyre panel). Fangst av laks antatt tilhørende Mandalsstammen er vist med sort søyle (tallverdi 0,2=1 laks) mens laks antatt å tilhøre Tovdalsstammen er vist med rød søyle (tallverdi 0,2=1 laks; 0,6= 2 laks).

5.6 Beregning av årsklassestyrke av laks i Otra

Basert på aldersbestemmelse av laks fanget i Otra i årene 1996–2006, er det mulig å beregne styrken av hver årsklasse av laks som har gitt bidrag til disse fangstene. Med årsklasse mener vi året fisken klekket. I beregningen har vi antatt at laks med vekststopp i skjellene kan være villaks, så all fisk som ikke har klare tegn på bakgrunn fra settefisk- eller oppdrettsanlegg er tatt med som villaks. Materialet vil bestå av fisk med sannsynlig opphav i Otra og i andre elver.

Årsklassestyrke beregnet til klekkeår viser at årsklasse 1998, 1999 og 2002 (sistnevnte er ikke fullrekruttert i fangstene til og med 2006) er de sterkeste årsklassene i materialet er fra 1996–2006 (Figur 27). Dersom vi ser lengre tilbake i tid, ser årsklassestyrken ut til å øke jevnt fra 1992 til 1995, mens de to påfølgende årsklassene (1996 og 1997) er svake (jfr giftutslippet i 1997; Aanes og Lydersen, 1997). Reduksjonen i 2001 kan muligens også knyttes til giftutslipp.

Figur 27. Årsklassestyrke hos villaks fanget i Otra i årene 1996–2006, tilbakeberegnet fra skjell-alder til deres klekkeår. Årsklassene med klekkeår 1990–1991 og 2002–2003 er ikke fullverdig representert i figuren.

Etter den første virkelig sterke årsklassen (1998), kommer det nye årsklasser som ikke er like sterke (slik som 2000 og 2001). Styrken på en årsklasse er avhengig av flere forhold, bl.a. hvor mange befruktede egg den er basert på, overlevelsen i ferskvann og i sjøen, og fangstraten av voksen laks i ferskvann. Alle disse forholdene kan variere mellom årsklasser, men litteraturen gir noen indikasjoner på hva som er normale verdier (referert i Hindar m.fl., 2007).

Basert på antagelser om fangstrate (40 %), kjønnsforhold (overvekt av hannfisk blant smålaks og overvekt av hunnfisk blant mellom- og storlaks) og eggantall pr kg hunnfisk (1450 egg/kg; Hindar m. fl. 2007), kan vi ut fra laksefangstene 1993–2006 beregne antallet egg som ble gytt av laks i Otra fra 1994 til 2003. Lakseførende areal i Otra er målt til ca. 1697 hektar (S. E. Sloreid, NINA, pers. medd.). Dette gir grunnlag for å beregne en gjennomsnittlig eggtetthet pr areal for Otra for 1994–2003. For noen årsklasser er tettheten av laks i Otra også beregnet på ungfiskstadiet (0-åringer og 1-åringer) med kvantitativt elektrofiske (Aanes og Lydersen 1997; Larsen, 2005).

Beregninger av eggtetthet og ungfisktetthet kan brukes til å vurdere hvorvidt variasjonen i årsklassestyrke blant voksen villaks fanget i Otra skyldes laks rekruttert i Otra. For å få til dette, har vi framskrevet beregninger av eggtetthet til et antall voksne laks for hver av årsklassene 1994–2003, under antagelser om at overlevelsen fra egg til voksen laks var "normal" (Figur 28). Vi har også utført en tilsvarende framskriving av beregnet ungfisktetthet fra høsten i første leveår (0+) og fra andre leveår (1+) til voksen laks. I framskrivingen har vi brukt normalverdier på overlevelse fra egg til 0+ og fra 0+ til smolt fra Hindar m. fl. (2007), og 5 % overlevelse fra smolt til voksen laks (Peder Fiske, NINA, pers. medd.).

Figur 28. Relativ årsklassestyrke av vill laks beregnet ut fra fangstene i Otra 1996–2006 (fra søylediagrammet i Figur 27), sammenliknet med beregninger av hvor sterke årsklassene ville blitt om laks gytt i Otra hadde hatt normal overlevelse fra egg, 0-åringer om høsten, eller 1-åringer om høsten.

Figuren antyder at den beregnete eggtettheten i Otra i grove trekk følger utviklingen av årsklassestyrken fra 1994 til 2003. Et tydelig unntak er årsklassen med klekkeår 1998, som er langt sterkere i fangstene enn det normalverdier for overlevelse fra egg til voksen laks skulle indikere (Figur 28). Denne forskjellen blir enda større dersom vi tar utgangspunkt i tettheten av 0-åringer eller også tettheten av 1-åringer. Da blir alle årsklassene fra og med 1996 til og med 2000 (som er de vi kan beregne ungfisktetthet for) mye mer tallrike i fangstene enn det vi framskriver fra beregnet ungfisktetthet.

Det kan være store variasjoner i overlevelse fra egg til smolt, og fra smolt til voksen laks (jfr litteratur referert i Hindar m. fl. 2007), men neppe så store at de kan forklare avviket mellom tettheten av laksunger i Otra og antallet villaks i fangstene fra de samme årsklassene.

5.7 Diskusjon – laksen i Otra fra 1990-tallet til i dag

5.7.1 Egenrekruttering av smolt i Otra

Otra hadde mest sannsynlig lav smoltproduksjon fram mot slutten av 1990-tallet som følge av surt vann. Stor fiskedød i juli 1997 etter et giftutslipp påviste at det var laks i elva (Aanes og Lydersen, 1997). Tettheten av laksunger var lav i 1997 (etter giftutslippet) og i 1998. Tettheten av laksunger var de to påfølgende årene 2-3 ganger høyere enn i 1998. Legges første år med høy tetthet av årsyngel til

grunn (1999), kunne de ha forlatt vassdraget som smolt i 2001 og bidratt til fangstene av voksen laks i Otra fra 2002.

De beregnete tetthetene av laksunger i Otra kan derfor ikke forklare de høye fangstene av laks i Otra i årene til og med 2001. Senere har vi for dårlig kunnskap om laksungene i Otra. Fra 2004 viser smoltfeller entydig at det produseres smolt i Otra, men deres tetthet er ikke beregnet.

Dersom man kun legger de beregnete eggtetthetene til grunn for vurderingene av laksebestanden i Otra, har gytebestandsmålet – dvs den tettheten av egg som er antatt å sikre optimal smoltproduksjon i elver på Sørlandet (2 egg/m^2 i følge Hindar m. fl., 2007) – vært oppnådd hvert år siden gytingen i 1998, med ett unntak (1999).

5.7.2 Utvikling av laksebestanden i Otra

Genetisk og økologisk analyse har gjort det klart at laksen i Otra de siste ti årene ikke likner på laksebestanden som var i Otra på 1930-tallet. Høyst sannsynlig døde derfor Otralaksen ut som en egen, genetisk distinkt laksestamme. Denne konklusjonen er den samme som for Tovdalslaksen. Det gjenstår å analysere flere laksebestander på Sørlandet for å teste om utdøing (som følge av forsuring) og rekolonisering (etter en forbedring i vannkvaliteten) av laksen har skjedd i alle elvene, eller om det er enkeltelver – eventuelt sideelver – på Sørlandet der laksen kan ha overlevd forsuringen.

Fra og med 1996 har vi analysert et stort materiale av voksen laks fanget i Otra. Disse representerer årsklasser av laks tilbake til tidlig på 1990-tallet, men har ikke nødvendigvis sin opprinnelse i Otra. Vi har også analysert laksunger fanget med elektrisk fiskeapparat i Otra i årene 1998–2000, som må representere naturlig rekrutterte laksunger i Otra.

Basert på resultatene fra de genetiske og økologiske analysene, kan vi sette opp følgende oversikt over det vi vet om årsklassene av laks fra og med klekkeår 1995:

Klekkeår 1995
Selvdøde laksunger (0-åringer) funnet i elva. Giftutslipp den 28. juli 1997 tok livet av 2-årige laksunger, men det er mulig at 2-årige smolt forlot elva i mai 1997. Høy fangst i 1998 og middels fangst i 1999 kan ha et innslag av laks rekruttert i Otra.

Klekkeår 1996
Giftutslippet i juli 1997 tok livet av 1-årige laksunger (som var svært fåtallige etter giftutslippet). Svært lav tetthet av 2-årige laksunger registrert i 1998. Svak årsklasse i fangstene. Tetthetsberegning av ungfisk i Otra antyder at fangstene av denne årsklassen er urimelig høy, dersom den skulle være egenrekruttert. Ungfisk rekruttert i Otra viser ikke genetisk forskjell fra voksen laks av samme årsklasse i Otra. Beregninger av tilhørighet antyder at om lag 40 % av den voksne laksen er rekruttert i Otra.

Klekkeår 1997
Giftutslippet i juni 1997 tok livet av 0-årige laksunger (som var fåtallige etter giftutslippet). Svært lav tetthet beregnet for 1-årige laksunger i 1998 og 2-årige laksunger i 1999 (kun i sidebekker; ingen i hovedelva). Svak årsklasse i fangstene. Tetthetsberegning av ungfisk i Otra antyder at fangstene av denne årsklassen er urimelig høy, dersom den skulle være egenrekruttert. Ungfisk rekruttert i Otra viser nær signifikant genetisk forskjell fra voksen laks av samme årsklasse i Otra. Beregninger av tilhørighet antyder at om lag 40 % av den voksne laksen er rekruttert i Otra.

Klekkeår 1998
Lav tetthet beregnet for 0-åringer i 1998. Lav tetthet beregnet for 1-årige laksunger i 1999 og svært lav tetthet beregnet for 2-årige laksunger i 2000 (kun i sidebekker; ingen i hovedelva). Meget sterk

årsklasse i fangstene. Tetthetsberegning av egg og ungfisk i Otra antyder at fangstene av denne årsklassen er urimelig høy, dersom den skulle være egenrekruttert. Ungfisk rekruttert i Otra viser imidlertid signifikant genetisk forskjell fra voksen laks av samme årsklasse i Otra. Beregninger av tilhørighet antyder at om lag 40 % av den voksne laksen er rekruttert i Otra.

Klekkeår 1999
Høy tetthet beregnet for 0-åringer i 1999. Lav tetthet beregnet for 1-årige laksunger i 2000. Svært sterk årsklasse i fangstene. Tetthetsberegning av ungfisk i Otra antyder at fangstene av denne årsklassen er urimelig høy, dersom den skulle være egenrekruttert. Ungfisk rekruttert i Otra viser ikke genetisk forskjell fra voksen laks av samme årsklasse i Otra. Beregninger av tilhørighet antyder at om lag 40 % av den voksne laksen er rekruttert i Otra.

Klekkeår 2000
Middels tetthet beregnet for 0-åringer i 2000. Middels sterk årsklasse i fangstene. Tetthetsberegning av ungfisk i Otra antyder at fangstene av denne årsklassen er urimelig høy, dersom den skulle være egenrekruttert. Beregninger av tilhørighet antyder at om lag 40 % av den voksne laksen er rekruttert i Otra.

Klekkeår 2001
Middels sterk årsklasse i fangstene. Beregninger av tilhørighet antyder at 40 % av den voksne laksen er rekruttert i Otra.

Klekkeår 2002
Laksunger registrert i sidebekkene til Otra. Smolt registrert i smoltfelle 2004 og 2005. Meget sterk årsklasse i fangstene. Beregninger av tilhørighet antyder at 55–70 % av den voksne laksen er rekruttert i Otra.

Klekkeår 2003
Laksunger registrert i sidebekkene til Otra. Smolt registrert i smoltfelle 2005. Sterk årsklasse i fangstene. Beregninger av tilhørighet antyder at 55–70 % av den voksne laksen er rekruttert i Otra.

6. Konklusjoner

6.1 Konklusjoner vannkjemi

Følgende konklusjoner kan utledes fra de vannkjemiske analysene av laks i Otra:

- Vannkvaliteten i Otra er betydelig bedre på 2000-tallet enn det den var på 1990-tallet.
- Vassdraget rammes fortsatt av episoder med surt vann. Disse episodene er i perioder tilstrekkelig kraftige til at de kan påvirke smoltkvalitet og således påvirke overlevelse fra smolt til voksen laks.
- Det forventes ikke lenger episoder som gir høy dødelighet av laksunger.
- Basert på dette, er vannkvaliteten i dag på et nivå hvor en laksebestand vil kunne etableres.
- Det er samsvar mellom endringer i vannkjemi og de påviste endringene i smoltkvalitet i Otra.
- Produksjonen av laks (smolt til laks overlevelse) vil imidlertid kunne rammes enkelte år. Dette vil både resultere i redusert fangst av laks, og også at andelen av laks fra andre elver øker. Tiltak for å sikre produksjonen av laks kan derfor være positiv for videre reetablering av en ny laksestamme i Otra.

6.2 Konklusjoner laks

Følgende konklusjoner kan utledes fra de genetiske og økologiske analysene av laks i Otra:

- Den opprinnelige laksbestanden døde ut i Otra en gang mellom 1930-tallet og 1990-tallet.
- Økt årsklassestyrke av laks fra midten av 1990-tallet ser ut til å følge en forbedring av vannkvaliteten i Otra.
- Giftutslippet av Al i Otra i juli 1997 ser ut til å ha redusert egenrekrutteringen til årsklassene som klekket i 1996 og 1997, mens senere årsklasser ser sterke ut.
- Betydelig fangstøkning trenger ikke bety høy egenrekruttering. Beregninger av tetthet av ungfisk og genetisk analyse antyder at den sterke 1998-årsklassen har et betydelig (sannsynligvis > 50 %) innslag av laks fra andre elver.
- Dersom ungfisktetthetene og analysene av genetisk tilhørighet gir et realistisk bilde, har fangstene i Otra til og med 2004 (og årsklassene til og med klekkeår 2001) et betydelig innslag av feilvandrere fra naboelvene og andre elver.
- Graden av egenrekruttering i Otra er økende. Fra og med klekkeår 2002 er egenrekrutteringen av laks i Otra dominerende i fangstene av vill laks.
- Gytebestanden i Otra har de siste årene vært på et nivå der gytebestandsmålet – dvs. det antallet egg som er tilstrekkelig for å gi en god rekruttering av laks i elva – er oppnådd.

6.3 Hva mer trenger vi å vite? Kommentarer til videre FoU-behov

Utviklingen i Otra har vært gledelig. Uavhengig av om det igangsettes tiltak eller ikke bør vassdragets vannkvalitet og fiskebestand undersøkes i årene fremover. Forsuringsutviklingen kan gå i en positiv, men også i en negativ retning. Andelen laks som stammer fra Otra og fanges i Otra vil sannsynligvis øke, men kan også avta hvis forsuringsbelastningen endres. Vi er heller ikke sikre på hvor mye sjøoverlevelsen til smolt fra Otra hemmes i tilknytning til sure episoder om våren. Innsamling av materiale de neste årene vil kunne bidra til å avklare dette.

Det anbefaler at det etableres en vannkjemikontrollstasjon på utløpet av Byglandsfjorden = samme sted Syrtveit settefiskanlegg i dag tar prøver for måling av pH. Parallelle prøver kan brukes til å kvalitetssikre målingene som utføres lokalt, samt sikre bedre dokumentasjon på vannkvalitet ut av

Byglandsfjorden. Dette har nytteverdi for å forstå hva som påvirker vannkvalitet i forhold til laks i Nedre Otra, men også bleke i Byglandsfjorden.

Vi anbefaler at prøvetaking ved NINA sin vannkjemistasjon ved Evje og NIVA sin stasjon ved Skråstad fortsetter. Alle forsuringsrelevante ioner inkluderes i disse analysene. Dette bidrar til å kunne følge endringer i bl.a. ANC.

Det påvises ingen endring i tilførsel av aluminium (Al) til Otra. Reduksjonen i LAl kan skyldes pH-økningen, men også at Al i dag tilføres på en annen form enn tidligere. Dette har betydning for vurdering av vannkvalitet. Hvis vassdraget tilføres Al som LAl, men hvor LAl gjennomgår en transformasjonsprosess knyttet til pH, kan vannkvalitet være betydelig dårligere enn det analysene antyder, særlig om vinteren/våren når vanntemperaturen er lav. Dette kan kun avklares gjennom kontrollerte feltanalyser.

Vi anbefaler at det gjennomføres beregninger av ungfisktetthet i hovedelva. Undersøkelsene som utføres av Otra Laxefiskelag i sidebekkene har stor verdi, men måler ikke forekomst av laksunger i hovedelva. Hvis det er vanskelig å påvise større laksunger og smolt i hovedelva, må alternative innsamlingsmetoder utprøves. Det bør være mulig å påvise presmolt og smolt i tettheter som samsvarer med den beregnede mengden av egenprodusert laks. Dette vil bidra til å sannsynliggjøre at en stor andel av fisken som fanges i Otra, er egenprodusert.

Videre genetiske analyser av laks fra Otra kan svare på i hvilken grad vassdraget utvikler en egen laksestamme, som skiller seg fra laksen i naboelvene. Genetiske analyser bør også kunne brukes bakover i tid, spesielt i et forsøk på å forstå den genetiske utviklingen i flere elver på Sørlandet som fikk økt laksebestand på 1990-tallet. Også der har det interesse å vurdere hvorvidt fangstene skyldes egenprodusert laks eller laks fra andre elver.

Smoltfelle må etableres våren 2008. Denne kan driftes av Otra Laxefiskelag. Fellefangsten må utvikles for å øke antallet smolt. Det er spesielt interessant å beregne den totale smoltutvandringen (for eksempel med fangst – gjenfangst-metoder) og å vurdere smoltens saltvannstoleranse.

7. REFERANSER

Aanes, K.J. og Lydersen, E., 1997. Konsekvensutredning- laksedød Otra. NIVA-rapport 3806, 86 s.

Aanes, K., Tjomsland, T., Lydersen, E., 2001. Konsekvensutredning. Kjemikalieutslipp i Otra, Hunsfos fabrikker. 9.11.2001. NIVA-rapport 4469, 18 s.

Aanes, K.J., 2003. Overvåking av vannkvaliteten i nedre Otra med sidebekker ved hjelp av vassdragets bunnfauna. Årene 2001 og 2002. NIVA-rapport 4673, 62 s.

Bjerknes, V., Kvellestad, A., og Bertssen, M., 1996. Igangkjøring av Hekni kraftverk. 3. Undersøkelse av partikkeleffekter på vannkjemi, Byglandsfjordbleke og vassdragsøkologi. NIVA rapport 3519-96, 37 s.

Barlaup, B.T., Kroglund, F., Kleiven, E., og Moen, V., 2006. Undersøkelse av smoltutgangen i Tovdalselva, Otra, Nidelva og Storelva i 2005. i: Hesthagen, T. (red.). 2006. Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2005. DN-utredning 2006-4.

Brabrand, Å., 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i nedre Otra med Kilefjorden, Gåseflåfjorden og Venneslafjorden. Rapp. Lab. Ferskv .Økol. Innlandsfiske, Oslo. Rapport 114. 24 s.

Cornuet, J.-M., Piry, S., Luikart, G., Estoup, A. & Solignac, M. 1999. New methods employing multilocus genotypes to select or exclude populations as origins of individuals. Genetics 153: 1989-2000.

Dannevig, G., 1970. Fisken i relasjon til forurensning av luft og vann. Kristiansands Museums Årbok, 30-42.

Evans, C. D., Cullen, J. M., Alewell, C., Kopacek, J., Marchetto, A., Moldan, F., Prechtel, A., Rogora, M., Vesely, J., and Wright, R., 2001. Recovery from acidification in European surface waters, Hydrol. Earth Syst. Sci., 5(3), 283–297.

Evans, C. D., Reynolds, B., Hinton, C., Hughes, S., Norris, D., Grant, S., and B. Williams, B., 2007. Effects of decreasing acid deposition and climate change on acid extremes in an upland 15 stream, Hydrol. Earth Syst. Sci., in press.

Fivelstad, S., Olsen, A.B., Stefansson, S., Handeland, S., Wågbo, R., Kroglund, F., og Colt, J., 2004. Lack of long-term sublethal effects of reduced freshwater pH alone on Atlantic salmon (Salmo salar) smolts subsequently transferred to seawater. Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences 61(4):511-518.

Grande, M., Andersen, S., Bjerknes, V. og Kvellestad, A., 1995. Igangkjøring av Hekni karftverk. 2. Eksponering av bleke for partikulært materiale fra kraftsverktunnelen. NIVA rapport 3369-95, 20s.

Hansen, L.P. og Johnsen., 2007. Mandalselva- effekter av laudal kraftverk på overlevelse av utsatt smolt. Framdriftsrapprot 2006. i Hesthagen, Trygve, redaktør 2007. Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2006. DN-utredning 2007-3.

Haraldstad, Ø., 1986. Lakseundersøkelse i Otra 1986. - Notat. Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernavdelingen. 8 s.

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.

Hindar, A., Aanes, K.J. og Bækken, T., 1991. Otra 1987-90. Tiltaksorientert overvåking. SFT/NIVA. Overvåkingsrapport 472/91. 68 s.

Hindar, K. 1992. Ecological and Genetic Studies on Salmonid Populations with Emphasis on Identifying Causes for their Variation. Dr. philos. thesis, University of Oslo, Norway.

Hindar, K. & T. Balstad., 2003. Genetiske studier av reetablering av laks i Mandalselva og Tovdalselva, side 40-42 i Haraldstad, Ø. & T. Hesthagen (Ed.) Laksen er tilbake i kalkede Sørlandselver - Reetableringsprosjektet 1997-2002. DN-Utredning 2003-5, Trondheim.

Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A. J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S.-E., Arnekleiv, J. V., Saltveit, S. J., Sægrov, H. & Sættem, L. M. 2007 Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226. 78 s.

Huitfeldt-Kaas, H. 1946. Tribes of salmon in Norway. Nytt Mag. Naturvidensk. B 85: 115-159.

Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Fiske, P., 2006. Smoltutvandring i Mandalselva, 2001-2005. side 50-58. Hesthagen, T.(red.). 2006. Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2005. DN-utredning 2006-4

Kaste, Ø., Hindar, A., 1994. Tiltak mot forsuring av Otra - kalkingsplan. NIVA rapport OR-3052; 37 s.

Kaste, Ø., Larsen, B.M., Lindstrøm, E-A. og Aanes, K.J., 2000. Tiltaksorientert overvåking av Otra i 1999. – NIVA Rapport O-97034. 56 s.

Kroglund, F., Teien, H.C., Lucassen., E., Håvardstun, J., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Pettersen M.N., 1999. Avgiftingsrater til aluminium i humusrike vannkvaliteter og effekter på fisk. I: Reetableringsprosjektet, Årsrapport 1998. DN utredning 1999-7.:1-40.

Kroglund, F., Berger, H.M., Lande, A., Kaste, Ø., Johansen, M.B., og Håvardstun, J. 1999., Status for vann- og smoltkvalitet i Otra, Vest-Agder våren 1999. NIVA-rapport LNR 4158-99; 40s.

Kroglund, F., Larsen, B.M, Kaste, Ø. og Aanes, K.J., 2001a. Tiltaksorientert overvåking av Otra i 2000. NIVA-rapport LNR 4429-2001, 56s.

Kroglund, F., Ø. Kaste, B.O. Rosseland og T. Poppe, 2001b. The return of the salmon, Water, Air, and Soil Pollution 130; 1349-1354

Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B., Lucassen, E., 2001d. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolt. Water Air And Soil Pollution 130(1-4):911-916.

Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B., 2001e. Time and pH-Dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. Water Air And Soil Pollution 130(1-4):905-910.

Kroglund, F., og Kaste, Ø., 2002. Forsuringsstatus og tiltaksplan mot forsuring i Nedre Otra, Vest-Agder. NIVA-rapport 4588-2002, 31 s.

Kroglund, F. Wright, R. & Burchart, C., 2002. Acidification and Atlantic salmon; critical limits for Norwegian rivers. NIVA-rapport 4501: 61s.

Kroglund, F. & Finstad, B., 2001c. Effekter av ulik vannkvalitet på fysiologisk respons, vekst, vandring og marin overlevelse hos to stammer av atlantisk laks. NIVA-rapport 4381: 45s.

Kroglund, F., 2005b. "Smoltundersøkelser; Smoltkvalitet i Mandalselva, Otra, Tovdalselva og Nidelva våren 2004." Reetablering av laks på Sørlandet Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2004. Utredning 2005-10

Kroglund, F., 2005b. En evaluering av vannkvalitet i Otra basert på kontinuerlig måling av pH. NIVA-notat; 9s.

Kroglund, F., Barlaup, B., Teien, H.C. og Stefansson, S., 2006. Smoltkvalitet i Mandalselva, Otra, Tovdalselva og Nidelva våren 2005. I: Hesthagen, T., redaktør. (2006). "Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2005." DN-utredning 2006-4

Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teigen, H.C., Salbu, B., Kristensen, T., and Finstad, B., 2007a. Water quality limits for Atlantic salmon (Salmo salar L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminium simulating episodes. In press.

Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S.O., Nilsen, T., Kristensen, T., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Salbu, B., 2007b. Exposure to moderate acid water and aluminium reduces Atlantic salmon postsmolt survival. Aquaculture,.273; 360-373.

Laake, M. 1976. Undersøkelser av forurensningsvirkninger i nedre Otra. Utført for vassdragsrådet for Nedre Otra, NIVA-rapport, O-12/73, 155 s.

Larsen, B.M., 2005. Otra-fisk; en oppsummering av tidligere undersøkelser i lakseførende del av vassdraget. NINA minirapport 100: 16 s.

Lydersen, E, Salbu, B., Poleo, A., 1992. Size and charge fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic waters: effects of changes in pH and temperature. The analyst.Mar.117, 613 617.

Lydersen, E., Poléo, A.B.S., Nandrup Pettersen, M., Riise, G., Salbu, B., Kroglund, F., Rosseland, B.O., 1994. The importance of in situ measurements to relate toxicity and chemistry in dynamic aluminium freshwater systems. J. Ecol. Chem. 3:357-365.

McCormick, S.D., Cunjak, R.A., Dempson, B., O'Dea, M.F., Carey, J.B., 1999. Temperature-related loss of smolt characteristics in Atlantic salmon (Salmo salar) in the wild. Can. J. Fish Aquat. Sci. 56:1649-1658.

Otra Laxefiskelag og Agder Skogeigarlag 1999. Driftsplan for Otra. - Rapport. 70 s.

Paulsen, B.B., 1962. Undersøkelse av forureningen i Otras nedre løp. NIVA rapport 28/3 1962, 149 s.

Poléo, A.B.S., 1992. Temperature as a major factor concerning fish mortality in acidic Al-rich waters: Experiments with young stage Atlantic salmon (Salmo salar L.). Fauna.1992.vol. 45:90-99.

Poléo, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R.D., Kvellestad, A., 1994. Increased Mortality Of Fish Due To Changing Al-Chemistry Of Mixing Zones Between Limed Streams And Acidic Tributaries. Water Air And Soil Pollution 75(3-4):339-351.

Raddum, G. G. 1999. Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes. In Raddum, G. G., Rosseland, B. O. & Bowman, J. (eds.) Workshop on biological assessment and monitoring; evaluation of models. ICP-Waters Report 50/99, pp.7-16, NIVA, Oslo.

Raymond M, Rousset F (1995) GENEPOP Version 1.2: Population genetics software for exact test and ecumenism. Journal of Heredity, 86, 248-249.

Rosseland, B.O., Blakar, I.A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellstad, A., Lydersen, E., Oughton, D.H., Salbu, B., Staurnes, M., Vogt, R., 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters — complex aluminum chemistry and extreme toxicity for salmonids. Environ. Pollut. 78, 3–8.

Rosseland, L., 1968. Otra. - Notat. Fiskeforskningen Vollebekk. 15 s. + vedlegg.

Sivertsen, A., 1989. Forsuringstruede anadrome laksefiskbestander og aktuelle mottiltak. - NINA Utredning 10: 1-28.

SFT., 2005. Norwegian monitoring programme for longrange transported air pollutants. Annual report – Effects 2004. Report 941/2005, TA- 2126/2005, SFT, Oslo.

SFT., 2006. Overvåking av langtransporterte forurensinger 2006 - samlerapport. TA- 2274/2007, SFT, Oslo. 86.s.

Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A.K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. SFT- rapport 677/96, 73 s.

Skjelkvåle, B.L., Stoddard, J.L., Jeffries, D.S., Torseth, K., Hogasen, T., Bowman, J., Mannio, J., Monteith, D.T., Mosello, R., Rogora, M. and others. 2005. Regional scale evidence for improvements in surface water chemistry 1990-2001. Environmental Pollution 137(1):165-176.

Skjelkvåle, B.L., Borg, H., Hindar, A., og Wilander, A., 2007. Large scale patterns of chemical recovery in lakes in Norway and Sweden: Importance of seasalt episodes and changes in dissolved organic carbon. Applied Geochemistry 22: 1174–1180.

Teien, H.C., Salbu, B., Kroglund, F., Rosseland, B.O., 2004a. Transformation of positively charged aluminium-species in unstable mixing zones following liming. Science Of The Total Environment 330(1-3):217-232.

Teien, H.C., Standring, W.J., Salbu, B., Marskar, M., Kroglund, F., Hindar, A., 2004b. Mobilization of aluminium and deposition on fish gills during sea salt episodes--catchment liming as countermeasure. J Environ Monit 6(3):191-200.

Teien, H.C., Andrén, C.M., Kroglund, F., Salbu, B., 2006a. Changes in gill reactivity of aluminium species following liming of an acid and aluminium-rich humic water. Verh. Internat. Verein. Limnol. 29:837-840.

Teien, H.C., Kroglund, F., Atland, A., Rosseland, B.O., Salbu, B., 2006b. Sodium silicate as alternative to liming-reduced aluminium toxicity for Atlantic salmon (Salmo salar L.) in unstable mixing zones. Science Of The Total Environment 358(1-3): 151-163.

Teien, H.C., Kroglund, F., Salbu, B., Rosseland, B.O., 2006c. Gill reactivity of aluminium-species following liming. Science Of The Total Environment 358(1-3): 206-220.

Væringstad, T., 2005. Flomsonekartprosjektet Flomberegning for Mosby. Norges vassdrags- og energidirektorat Dokument nr. 13 – 2005.

Wright, S. 1969. Evolution and the Genetics of Populations, vol. 2. The Theory of Gene Frequencies. Chicago Univ. Press, Chicago.

Wright, 1983; Øvre Otra : samspill forsuring - regulering på strekningen Hartevatn - Sarvsfoss. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 077/83.

Wright, R., 2007. The decreasing importance of acidification episodes with recovery from acidification: an analysis of the 30-year record from Birkenes, Norway, Hydrol. Earth 5 Syst. Sci., in press, 2007.

Vedlegg A. Kriterier for vannkjemiske grenser

Basert på fiskeforsøk utført på parr og smolt av laks i Norge fra 1992 til 2004 er det funnet vannkjemiske grenser i forhold til dødelighet i ferskvann samt effekter på saltvannsoverlevelse (Kroglund m.fl., 2007b). Den økologiske effekten er knyttet til intensitet og varighet av belastningen, samt til temperatur. Forsøkene er utført under temperaturforhold som ikke avviker fra det som forekommer i Otra om våren (smolt) og høsten (parr).

Parr er mer tolerant enn smolt. En episode avgrenset til 10 dagers varighet vil ikke resultere i dødelighet før pH er <5,6 og LAl-konsentrasjonen er >45 $\mu g \cdot L^{-1}$. Det forventes heller ikke vesentlig dødelighet før gjelle-Al overstiger 500 $\mu g \cdot g^{-1}$ tv (Tabell 5). For smolt settes grensene noe strengere. En episode avgrenset til 10 dagers varighet vil ikke resultere i dødelighet før pH er <5,6 og LAl konsentrasjonen er >20 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Tabell 5). Det forventes heller ikke vesentlig dødelighet før gjelle-Al overstiger 300 $\mu g \cdot g^{-1}$ tv. Benyttets grensene for effekter på saltvannstoleranse og sjøoverlevelse endres kriteriene til > 8 $\mu g \cdot L^{-1}$ for LAl og til 25 $\mu g \cdot g^{-1}$ tv for gjelle-Al (Tabell 6). Dette er nivåer som ikke er vesentlig forskjellig fra grenseverdier basert på endringer i fangst i 72 norske elver (Kroglund m.fl., 2002; 2007). Hvis vannkvalitet defineres ut fra ANC (syrenøytraliseringskapasitet; summen av vannets innhold av basekationer minus anioner), forventes det ikke dødelighet i ferskvann hvis ANC>20 ($\mu eq \cdot L^{-1}$). Saltvannstoleranse kan påvirkes inntil ANC >60 $\mu eq \cdot L^{-1}$).

Tabell 5. Doser som skiller ”ingen påviselig effekt” fra doser med varierende effekt (fra ”lav” til ”høy”) og doser som nesten alltid gir en ”høy” effekt. Dosene er målt som ANC ($\mu eq \cdot L^{-1}$), pH ($H^{+)}$, kationisk Al ($\mu g \cdot L^{-1}$) og gjelle-Al ($\mu g \cdot g^{-1}$ tv). Som responskriterium benyttes dødelighet i løpet av 10 dager eksponering i ferskvann. Ali og LAl reflekterer to ulike analysemetoder for Al i vann.

	Dødelighet - parr				Dødelighet - smolt				
	ANC	pH	Ali	Gjelle Al	ANC	pH	LAl	Ali	Gjelle Al
Ingen effekt	>15	>5.6	<45	<400	>15	>5.8	<20	<40	<300
Lav til høy	<15	<5.6	45-90	>1000	<15	5.5-5.8	20-40	40-65	300-450
Høy					<15	<5.5	>40	>65	>450

Tabell 6. Doser som skiller ”ingen påviselig effekt” fra doser med varierende effekt (fra ”lav” til ”høy”) og doser som nesten alltid gir en ”høy” effekt. Dosene er målt som ANC ($\mu eq \cdot L^{-1}$), pH ($H^{+)}$, kationisk (både LAl og Ali) Al ($\mu g \cdot L^{-1}$) og gjelle-Al ($\mu g \cdot g^{-1}$ tv). Som responskriterium benyttes differanse i midlere blodplasmaklorid etter 24 timer i en saltvannstest i forhold til status i ferskvann forut for testen. Gjenfangstrater er basert på forskjeller i gjenfangst mellom belastet og ubelastet smolt satt ut i Imsa i perioden 1999 til 2004, hvor belastningen varte i fra 3 til >40 dager.

	Plasma Cl^- (SV-FV)				Gjenfangstrater voksen laks			
	pH	LAl	Ali	Gjelle Al	ANC	pH	LAl	Gjelle Al
Ingen effekt	>6.5	<5	<10	<25	>50		<8	<25
Lav til høy	6.5-6.0	5-15	10-25	25-100	<50		8-12	25-60
Høy	<6.0	>15	>25	>100			>12	>60

Det meste av smolten ser ut til å forlate Otra innen utgangen av mai. Den 31. mai representerer således siste dato hvor vannkvalitetsgrenser defineres ut fra effekten på smolt. Ut fra praktiske hensyn defineres det vannkjemiske kravet satt for smolt til å gjelde for hele perioden fra 1. april til 1. juni. Grensen benyttet i mars måned defineres noe strengere enn det som er tilfredsstillende for parr resten av året. Det er ikke definert vannkjemiske grenser for egg og voksen laks i Norge. Det antas at disse er

mer robuste enn parr, men at nyklekket yngel er mer følsom. Den sistnevnte oppholder seg nede i grusen og opplever ikke nødvendigvis de vannkjemiske variasjoner parr og smolt utsettes for. Disse livsstadiene representerer likevel en usikkerhet når eventuelle negative effekter av vannkvalitet skal evalueres for laks.

I et vassdrag kan fisken eksponeres for repeterte belastninger. Effekten av slike øker i forhold til en enkeltbelastning (Henriksen m.fl., 1984). Dette innebærer at hvis fisken er svekket av en tidlig belastning vil en ny belastning kunne få forsterket effekt selv om denne i seg selv er svakere. Hvis avstanden i tid mellom to belastninger er tilstrekkelig lang vil fiskens helse kunne være reetablert på et tilfredsstillende nivå i mellomperioden. Hvor lang tid dette tar er ikke kjent. Mens tidligere undersøkelser antydet betydelig restituering i løpet av 1 uke (Kroglund m.fl., 2001c), antyder nyere data at denne raten kan være betydelig lavere. I tilegg vil restituering gå betydelig seinere ved lave temperaturer om vinteren enn om sommeren. Ut fra praktiske forhold betraktes to episoder som atskilles med mindre enn 7 dager som repetert, mens to episoder som atskilles av >14 dager som to atskilte episoder.

Smoltkvalitet forut for smoltutvandring har betydning for sjøoverlevelse. I forsøk var smolt eksponert i 3 dager før utvandring like påvirket som smolt som var eksponert i > 30 dager. Smoltutvandringen strekker seg over noen uker. Fisk som vandrer tidlig kan således ha en annen eksponeringshistorie enn fisk som vandrer seint.

Vedlegg B. Tiltak mot forsuring; antall dager med underskridelse av vannkvalitetsmål

pH i Otra er normalt god (pH>6,0). I perioder er pH lavere enn dette, og kan falle til nivå hvor biologiske effekter forventes. I Figur 8 er daglig pH for perioden mars 2003 til februar 2005 vist. I vedlegg A er det gitt pH-grenser som ikke bør underskrides. Omarbeidet ut fra pH/Al relasjoner i Otra settes pH-grensene til:

<5,4 (grense for overlevelse hos parr)
<5,8 (effekter på vekst hos parr)
<5,8 (grense for overlevelse hos smolt)
<6,2 (grense for effekt på saltvannstoleranse hos smolt og overlevelse i sjøvann)

Grenseverdiene for smolt er satt til pH 6,2, hvor økende svikt i fysiologisk status og saltvannstoleranse forventes å oppstå hvis pH underskrider dette nivået. Hvis pH underskrider 5,8 vil det kunne oppstå effekter på vekst (parr) og dødelighet (smolt). Forekomst av parr vil kunne avta hvis pH synker under pH 5,4. Disse pH-grensene er ikke validert, men synes å ”stemme” basert på sammenhenger mellom vannkjemi og laks i 73 elver (Kroglund m.fl., 2002). Den økologiske effekten avhenger også av antall dager grensene underskrides med mer. I Tabell 7 er antall døgn innenfor pH intervall angitt for hver måned i 2003 til 2006. Summeres antall døgn en pH-grense underskrides for parr og smolt får man antall døgn med tiltaksbehov.

Grensene for tiltak kan endres i forhold til det som her er antydet. Grensene avhenger av hvilken risiko og usikkerhet man er villig til å akseptere. Settes grensene lavere er muligheten for at tiltaket ikke gir en økologisk gevinst økende. Settes grensene strengere vil kostnadene med tiltaket øke.

Vannkvalitet bør forbedres før vannet når anadrom strekning av Otra. Dette innebærer at tiltak bør gjennomføres oppstrøms Venneslafjorden. Tiltaket må styres ut fra en oppstrøms pH som ”start” signal og nedstrøms pH-måling for å optimalisere dosen.

Antall dager med tiltaksbehov varierer fra år til år, fra 63 dager i 2003 til 111 dager i 2006 (Tabell 7). Kostnader, tiltaksstrategier med mer er tidligere utredet for Otra. Disse trenger ingen ytterligere utredning. Kunnskap om silikat som avgiftningsmiddel har imidlertid økt siden tiltaksplanene for Otra ble utredet. Dersom silikat ønskes benyttet som avgiftingsmiddel må det gjennomføres en del praktiske forsøk for å optimalisere dosen. Otra synes velegnet til bruk av silikat, hvor dosering oppstrøms Venneslafjorden vil sikre at produksjon av kiselsyre. Kiselsyre er det aktive stoffet som bidrar til å avgifte Al når utdosering av silikatlut benyttes som tiltak.

Tabell 7. Antall døgn i løpet av en måned vannkvaliteskravet til parr og smolt er underskredet i perioden 2003 til 2006 i Otra. Vannkvalitetsgrensene er for parr er satt til pH 5,8 og for smolt til pH 6,2.

2003		Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des	Sum
	>6,4													
	6,2-6,4				11		5				10	1		
	6,0-6,2			6	8	4	20	26	5	21	21	8	1	
	5,9-6,0					10	4	4	9	8		6	6	
	5,8-5,9			1		9	1	1	10	1		14	8	
	5,7-5,8			1					7			1	8	
	5,6-5,7												4	
	<5,6												4	
parr	<5,8	0	0	1	0	0	0	0	7	0	0	1	16	25
smolt	<6,2			8	8	23								39

2003
Mye dårlig vann i mai kan skade smolt.

Episodene i nov. og des. kan påvirke parr

2004		Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des	Sum
	>6,4													0
	6,2-6,4		16	14	1	6	13	30	20					100
	6,0-6,2	8	10	12	25	25	2	1	10	7	8	18	12	138
	5,9-6,0	3	3	4	4		2		1	6	6	10	19	58
	5,8-5,9	4		1			2			14	10	2		33
	5,7-5,8	4					1			3	4			12
	5,6-5,7	5									3			8
	<5,6	4												4
parr	<5,8	13	0	0	0	0	1	0	0	3	7	0	0	24
smolt	<6,2			17	29	25								71

2004
En ubetydelig til moderat innvirkning på smoltkvalitet i mai.

Parr kan påvirkes i sep. og okt. Belastningen vil være moderat til ubetydelig.

2005		Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des	Sum
	>6,4								1				3	4
	6,2-6,4			2			2	11	4	9	4	7	11	50
	6,0-6,2	14	23	29	17	13	24	20	20	21	25	7	17	230
	5,9-6,0	6	1		11	8	4		2		2	3		37
	5,8-5,9	6	1		2	3			2			2		16
	5,7-5,8	3							2			9		14
	5,6-5,7	2										2		4
	<5,6													0
parr	<5,8	5	0	0	0	0	0	0	2	0	0	11	0	18
smolt	<6,2			29	30	24								83

2005
En kortvarig episode i mai kan ha påvirket smoltkvalitet, og vurderes som ubetydelig til moderat.

Parr kan påvirkes i nov. Belastningen vil være fra moderat til ubetydelig.

2006		Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des	Sum
	>6,4			2									1	3
	6,2-6,4	11	11	18	9						1	1	8	59
	6,0-6,2	20	17	11	8		11	2	1	4	15	7	6	102
	5,9-6,0				4	6	13	10	6	4	12	7	4	66
	5,8-5,9				9	13	5	11	8	7	3	5	7	68
	5,7-5,8					4	1	8	11	8		3	5	40
	5,6-5,7					2			5	7		4		18
	<5,6											2		2
parr	<5,8	0	0	0	0	6	1	8	16	15	0	9	5	60
smolt	<6,2			11	21	25								57

2006
Mange dager med lav pH i mai kan påvirke smoltkvalitet.

Mange dager med lav pH i aug., sep. og nov. kan påvirkes parr.

Oppsummert gir dette overskridelser i vannkvalitet (antall døgn) i forhold til parr og smolt i:

	Parr døgn	**smolt døgn**	**sum døgn**
2003	24	39	63
2004	24	71	95
2005	18	83	101
2006	54	57	111

Vedlegg C. Andre fiskeundersøkelser i Otra

Fangststatistikk

Basert på innrapportert laksefangst klassifiseres Otra som en god lakseelv med fangster opptil 11 tonn (1886). Dertil kommer det som ble fanget av Otralaks under kilenotfisket i sjøen, anslagsvis 4-5 ganger større enn elvefangsten (Dannevig, 1970). Gjennomsnittstørrelsen på fisken var 8-9 kg, og hvert år ble det fanget laks over 20 kg. Fra omkring 1900 ble laksefangstene betydelig redusert og var fra 1950-årene nær null (Figur 29). Årsaken til denne utviklingen er utslipp fra industrivirksomheten langs vassdraget samt forsuring (Kaste m.fl., 2000). Da industriutslippene ble sanert i 1995 var elva fortsatt belastet av forsuring (Kroglund m.fl., 1999).

Laksefangstene i Otra var omkring 2 tonn fra 1993, flere år før yngeltetthetene økte mot slutten av 1990-tallet (Figur 29). I 1998 ble det fanget 6 tonn laks. Fangstene i 1999 og 2000 var redusert i forhold til 1998. I 2001 økte fangsten til 8 tonn og har årene etter vært på 5-11 tonn. En betydelig andel av denne laksen har sitt opphav i andre elver (se resultatdel denne rapporten). Det gledelige er at andelen egenprodusert laks synes å være økende.

Figur 29. Årlig fangst av anadrom fisk (laks og sjøørret) i Otra i perioden 1876 til 2007 (prikker). Linjen representerer 3-års midler. Andelen sjøørret i fangstene er generelt <10 % av samlet fangst. Fangstene de siste årene er forstørret i figuren til høyre. Fangstoppgavene for 2007 er foreløpig uoffisielle.

Historiske ungfiskundersøkelser

Otra ble undersøkt med hensyn til laksunger i 1939, og det ble den gang påvist høye tettheter bl.a. ved Hagen. I perioden 1957–67 ble det fisket med elektrisk fiskeapparat på en 1,5-3 km strekning fra Skråstad og oppover, uten at det ble påvist yngel av laks eller ørret (Rosseland, 1968). Dette ble satt i sammenheng med utslipp fra lokal industri som på det tidspunktet ble antatt å være den direkte årsak til nedgangen i fangstutbyttet av laks. Til tross for at det rundt midten av 1980-tallet ble registrert ca 50 laks i elva (Sivertsen, 1989), ble det ikke påvist laksunger nedstrøms Vigelandsfossen (Haraldstad, 1986). Det ble foretatt nye ungfiskundersøkelser i 1988, men det ble heller ikke da påvist laks- eller ørretunger på stasjonene nedenfor Vigeland (Brabrand, 1989).

Etter 1988 er det ikke foretatt fiskeundersøkelser i vassdraget før det i 1997 ble gjennomført et el-fiske for å vurdere skaden etter et giftutslipp i hovedvassdraget den 28. juli (Aanes og Lydersen, 1997). Store mengder død voksen laks og ørret ble da plukket opp fra elva, samtidig som det ble påvist laksunger i vassdraget. Tettheten av ungfisk etter episoden var lav – henholdsvis 4,4 og 1,5 individer pr. 100 m² for laks og ørret (Aanes og Lydersen, 1997). Sammen med funn av tre laksyngel i Otra i 1995 var dette den første påviste rekruttering av laks på ca 40 år i vassdraget (Kroglund m.fl., 1999). Et nytt giftutslipp 9. november 2001 vurderes til å ha hatt beskjeden påvirkning på laks og ørret (Aanes m.fl., 2002).

Tetthetsberegning av ungfisk med elektrisk fiskeapparat 1998-2000

I fiskeundersøkelsene som ble utført i perioden 1998 til 2000 ble det registrert laksunger på samtlige stasjoner i Otra. Mens tettheten av 0+ var god, var tettheten av eldre laksunger lav (Feil! Fant ikke referansekilden.). Det ble opprinnelig antatt at dette misforholdet skyldtes giftutslippet i 1997, men det samme misforholdet vises i tre påfølgende år og rapporteres dessuten fra senere gyro-overvåking (Bjørn Mejdell Larsen, NINA, pers. medd.). I de kalka sidebekkene til Otra var tettheten av eldre laksunger høyere enn det som ble påvist i ukalka bekker og i selve Otra (Figur 31). Dette kan tyde på at forekomsten av laks var begrenset av dårlig vannkvalitet, som kalking ga beskyttelse mot. Årsaken til den dårlige vannkvaliteten var altså forsuring.

Figur 30. Tetthet (antal1 pr. 100 m²) av laks- og ørretunger i lakseførende del av Otra i 1998–2000. Data fra Kroglund m.fl. (2000).

Figur 31. Tettheter av laksunger (aldersgruppe 0+ og eldre enn 0+) i hovedelva samt i kalka og ukalka sidebekker til vassdraget. Data fra Kroglund m.fl. (2000).

Gjellemetaller hos parr 1998–2000

Det ble gjennomført kvantitative målinger av aluminium (Al) i gjellene hos fisk i Otra høsten 1998, 1999 og 2000 (Kroglund m.fl., 2001a). Konsentrasjonene var forholdsvis lave på lakseførende strekning og i Høiebekken i 2000 sammenlignet med 1998 og 1999. For gjelle-Al er det for parr satt en grense for effekt (målt som dødelighet) på >400 µg Al•g^{-1} tørrvekt (Kroglund m. fl.,. 2007a). Nivåene målt om høsten i Otra var betydelig lavere enn dette. Gjelle-Al nivåene alene antyder ikke kritisk vannkjemi i vassdraget, selv om slike punktprøver ikke nødvendigvis påviser effekter av episoder.

Det ble gjennomført histologiske undersøkelser av gjeller fra laks og ørret i lakseførende del av Otra høsten 1998, 1999 og 2000 (Kroglund m.fl., 2001a). Det ble påvist en meget sparsom metallakkumulering på gjelleoverflaten i 2000. Hos tre av fem ørret fra hovedelva (stasjon 8) ble det i tillegg påvist hypertrofi og hyperplasi av kloridceller i 2000. Dette kan være en kompensatorisk reaksjon på dårlig vannkvalitet. Det ble påvist metallakkumulering i gjelleepitelet til all laks alle årene. Her kunne forekomstene være høye. Hos ørretungene var situasjonen den samme, og det var bare små forskjeller innad i vassdraget. Det ble påvist noe lavere forekomst av metallakkumulering i gjelleepitelet til fisk fra Høiebekken. Forholdene i Otra samlet var tilsynelatende verre i 2000 enn på tilsvarende tid i 1999, og mer sammenlignbare med forholdene i 1998.

Både de kvantitative og de kvalitative målingene av fiskegjeller fra parr påviser at aluminium akkumuleres på gjellene til fisk i Otra. Selv om de målte nivåene ikke er kritiske, utelukker ikke dette at fisken til andre tider på året belastes mer alvorlig.

Gjellemetaller hos smolt 1999-2000 og 2004-2005

Gjelle-Al ble bestemt på smolt fanget ved bruk av et el-fiske i 1999 og 2000. Materialet ble innsamlet i sidebekker samt i Otra. Mens lakseparr er tolerant for Al i vann, er smolt tilsvarende følsom. Mens kritisk grense i forhold til dødelighet er omkring 350 µg Al•g^{-1} gjelle tørrvekt (tv) er saltvannstoleranse betydelig mer følsom og verdier > 25 µg Al•g^{-1} gjelle tv forventes å redusere sjøoverlevelsen med > 20% (vedlegg A).

Prøver tatt av smolt i 1999 og 2000 påviste ikke gjelle-Al høyere enn 150 µg Al•g^{-1}. Dette er nivåer som er betydelig lavere enn nivåer som assosieres med dødelighet. Med unntak av smolt fra Lonanebekken i 1999 (kalka; <30 µg Al•g^{-1}) hadde all smolt fanget eller eksponert i Otra i 1999 og 2000 gjelle-Al verdier som assosieres med redusert sjøoverlevelse (75–112 µg Al•g^{-1}). I sidebekkene til Otra var gjelle-Al nivåene på samme nivå som i hovedelva, men mer variable.

Gjellemetallundersøkelser ble gjenopptatt i 2004 og 2005. I 2004 var gjelle-Al hele våren på et nivå hvor effekter på sjøoverlevelse kan forventes. Våren 2005 var gjelle-Al målt 28. april på et uakseptabelt høyt nivå, men målinger gjort senere samme vår var lave, og innenfor nivå som kan oppfattes som tilfredsstillende (Figur 32a). Nivåene målt i mai 2005 var betydelig lavere enn det som er målt årene forut i Otra. I 2007 hadde laks fanget tidlig i mai 25 ± 7 µg Al•g^{-1}. Sammenstilles konsentrasjonene målt om våren (1. uke av mai) i 1999 og 2000 med det som ble målt på tilsvarende tidspunkt våren 2004 og 2005, tyder dataene på en betydelig vannkvalitetsforbedring utover 2000-tallet (Figur 32b).

Gjelle Na^+K^+-ATPase ble målt to ganger våren 2005 på smolt fanget i en smoltfelle (Figur 32c). Aktiviteten var tilfredsstillende 20. mai, men ble redusert fram til 3. juni. Denne endringen kan skyldes avtagende smoltkvalitet som følge av desmoltifisering. Denne utviklingen er også tidligere registrert blant villfisk når temperaturen stiger utover våren (McCormick m.fl., 1999; Stefansson m.fl., 1998). Det er tidligere påvist en betydelig reduksjon i enzymaktivitet hos smolt som samtidig eksponeres for Al (Kroglund m.fl., 2007ab). Lav gjelle-Al og høy enzymaktivitet i 2005 tyder på at smolten var av god kvalitet.

Samlet tyder smoltundersøkelsene på at fisken i Otra fortsatt belastes, men at belastningen midt på 2000-tallet er betydelig lavere enn det den var 5 år tidligere. Mens gjelle-Al nivåene målt i 2005 hadde ingen innvirkning på smoltkvalitet, var nivåene i 2004 mer kritiske, men likevel betydelig bedre enn i 1999 og 2000. Til tross for at det forentes effekter på sjøoverlevelse forventes det ikke at denne er redusert til "null", kun at den er redusert i forhold til ubelastet smolt.

Figur 32. Gjelle-Al (µg Al•g^{-1} gjelle tv) konsentrasjoner målt på smolt fanget i a) en fangstfelle eller prøvetatt fra smolt eksponert i bur utplassert i Otra i 2004 (rød strek) og i 2005 (sort strek) og b) målt i elva tidlig i mai fra 1999 til 2005. Figur c angir Na^+K^+-ATPase (µmol ADP•mg protein^{-1}•t^{-1}) konsentrasjonen målt på smolt fanget i fangstfeller i Otra våren 2005. De horisontale strekene skiller nivåer som forventes å ha stor effekt på sjøoverlevelse fra effekter som ikke forventes å ha nevneverdig effekt.

Smoltfelle i Otra 2004-2005

Tidspunktet for smoltutvandring er viktig ved tolking av vannkvalitet da smoltifiseringsperioden representerer en periode med økende følsomhet for forsuring, samt at vannkvalitetsgrensene etter at smoltutvandringen er over kan settes mindre strengt. Smolten i Otra vandrer ut av vassdraget i første halvdel av mai. Det foreligger data fra Otra kun fra 2004 og 2005 (Barlaup m.fl., 2005). Selv om data på utvandringstidspunkt ikke er samlet for ulike Sørlandselver, synes tidspunktet for smoltutvandring

å være relativt likt i vassdragene Mandalselva, Tovdalselva, Storelva og Otra. Hvis denne observasjonen stemmer, vil majoriteten av smolt ha forlatt vassdraget i løpet av mai.

Smolt som ble innfanget i smoltfella tidlig i mai i 2004 hadde høyere gjelle-Al enn smolt som utvandret og ble fanget senere i måneden. Det er ikke kjent hvor raskt saltvannstoleranse gjenoppbygges etter en belastning. Basert på saltvannstester skjer det en betydelig restituering i løpet av 1 uke (Kroglund m.fl., 2001c). Nyere data tyder imidlertid på at sjøoverlevelse fortsatt vil være påvirket etter 1 uke (Tom Nilsen, NFR-prosjekt ModSmo, upublisert). Det er således usikkert hvor lenge en tidligere belastning opprettholder en negativ påvirkning. Samtidig hadde smolt fanget i fella i mai 2005 god saltreguleringskapasitet (Na^+,K^+-ATPase målingene) til tross for en betydelig belastning 3 uker tidligere.

Fellefangstene angir ikke hvor mye smolt elva produserer. Fangstene i Otra er på samme nivå som i Tovdalselva, men betydelig lavere enn i Mandalselva og i Storelva (Barlaup m.fl., 2006; Hvidsten m.fl., 2006). Dette kan skyldes forskjeller i smolttetthet, men kan også skyldes felletype, fangststed med mer. Fellefangsten tyder likevel på at Otra produserer smolt. Høyere fangster i 2005 enn i 2004 kan reflektere faktiske forskjeller, men ettersom fangststed og –tid varierte mellom årene vil enhver konklusjon bli usikker.

Figur 33. venstre panel) Fangster i smoltrusa ved Mosby i Otra, Boen i Tovdalselva og i Songevann i Storelva i 2005. høyre panel) Fangst i Otra i 2004 og 2005. Merk at smoltrusa i 2004 først ble satt ut den 14. mai. Data fra Barlaup m.fl. (2006).

Vedlegg D. Laksunger i sidebekker til Otra

De senere årene er forekomsten av laks- og ørretunger i bekker langs den anadrome delen av Otra undersøkt av Otra Laxefiskelag. Vi har fått tilgang til deres data for bruk i denne rapporten. Resultatene er presentert i rapporter fra Kultiveringsutvalget i Otra Laxefiskelag, og viser antallet laks- og ørretunger fanget på omtrent samme areal med én overfisking i hver bekk i løpet av årene 2004–2007.

Bestanden av laks er god i de to kalka bekkene Lonanebekken og Sagebekken (Figur 34). Likevel kan enkelte aldersgrupper av yngel (0+) og eldre laksunger være fraværende enkelte år og da særlig i den øverste del av disse bekkene. Dette kan skyldes lite vann i perioden for oppvandring av laks. I de andre bekkene er forekomsten av laksunger mer variabel langs hele bekkens lengde. Dette tyder på at disse bekkene påvirkes av andre faktorer i tillegg til vannføring, deriblant periodevis surt vann. Enkelte av bekkene er kjente problembekker som det også er utarbeidet tiltaksplaner for (Straisbekken og Høiebekken).

Det er tidligere påvist episodisk fiskedød knyttet til forsuring i flere av bekkene. Det er ikke kjent hvor mye bekkene langs den anadrome delen av Otra bidrar med til lakseproduksjonen i Otra. Inntil slike beregninger er utført kan vi heller ikke utelukke at disse bekkene er viktige for dagens bestand. Det kan imidlertid konkluderes med at disse bekkene bidrar til smoltproduksjon i Otra.

		Unglaks var borte i Høiebekken i 2006, sannsynligvis pga. sure episoder i april/mai dette året (mye snøsmelting). Auren dominerer nå, spesielt stor aure. Mye 0+ laks og aure i 2007.
		Giftutslipp la Lundebekken død i 2004. Lite aure (0+) i 2005 kan også skyldes fiskedød. Auren dominerer, selv om det hver høst blir registrert gytelaks på bekken. Laksebestanden var fortsatt lav i 2006 og 2007. Lav andel laks kan skyldes forsuring.
		Lonane er kalket. **Øvre del:** Laks 0+ er kommet igjen i 2005 og 2006, noe som samsvarer med observasjoner av gytelaks i øvre del høsten 2004 og 2005. I 2003 var det sannsynligvis ikke vellykket gyting av laks pga. lite nedbør og oppgangsproblemer. **Nedre del:** Bra og økende tetthet av laks.

		Øvre del: Lite laks. Selv om det var gytefisk i bekken høsten 2005 så var det svært dårlig med laks 0+. Forsuring er en mulig årsak. **Nedre del**: Lite fisk.
		Bra forekomst av laks 0+, mindre eldre laks. Bra forekomst av aure.
		Lite laks og mye aure.
		Bekken er kalket. Laksen dominerer i både **øvre** og **nedre** del av bekken. Den anadrome strekningen av bekken er meget begrenset. Vannkvaliteten i bekken er god nok for laks.
		Øvre del. Selv om det var bra med gytelaks høsten 2004 og 2005 så er det dårlig med laks, muligens pga surhetssjokk våren 2006. Nedre del: Auren dominerer.

Figur 34. Forekomst av laks og ørretunger (0+ og eldre) i bekker langs den anadrome strekningen av Otra. Fisket er utført av Otra Laxefiskelag.

Vedlegg E. Bestandsutvikling i andre elver på Sørlandet

Hvis den sterke økningen i laksefangstene i Otra er basert på laks som feilvandrer fra andre vassdrag, må disse produsere store antall sjøvannstolerant smolt. Etter et sjøopphold må denne fisken vandre opp i Otra framfor heimelva. Vi har derfor sammenstilt data på bestandsutvikling i andre elver på Sørlandet, og presenterer informasjon basert på fangststatistikk og tetthetsberegning av ungfisk nedenfor.

Fangststatistikk

Sammenstilles utviklingen i laksefangstene for en rekke Sørlandselver, fremstår det en tydelig samvariasjon i utviklingen i Otra og i Mandalselva (Figur 35), mens Tovdalselva hadde små fangster inntil 2005. Gitt den høye feilvandringen av merket smolt fra Mandalselva til Otra (Hansen og Johnsen, 2007), er det mulig at det i år med høy fangst i Mandalselva også vandrer laks fra Mandalselva opp i Otra og bidrar til fangstene der. Samme konklusjon fremkommer i de genetiske analysene (se resultat fisk).

Den høye fangsten av laks i Otra i 1998 (Vedlegg C) ser derimot ikke ut til å sammenfalle med fangster i verken i Mandalselva eller i Tovdalselva dette året. Isteden ser det ut til at andre kalkede elver på Sørlandet, eventuelt de store laksebestandene i Bjerkreimselva og Numedalslågen, kan være elver som har bidratt med feilvandrere. En betydelig del av laksen som ble fanget i Otra 1998, var utsatt som merket smolt i Audna.

Figur 35. Laksefangster i et utvalg kalka elver på Sørlandet, samt i Bjerkreimselva og Numedalslågen. Fangst i 2007 er uoffisiell og hentet fra www.laksefisk.no.

Tetthet av ungfisk

Mandalselva hadde lav tetthet av laksyngel fram til 1998. Tettheten av eldre laksunger har vært forholdsvis god fra 1999. Siden vassdraget produserer én-sjø-vinter laks, vil smolt fra Mandalselva kunne ha bidratt til økte laksefangster i Otra fra 2000. Den høye laksefangsten i Otra i 1998 kan vanskelig tenkes å ha gitt vesentlige bidrag av feilvandrende fisk fra Mandalselva. Noen individer fanget i Otra 1998 var oppforet smolt av Imsastamme satt ut i Mandalselva i 1997 (Hansen & Johnsen 2007).

Tovdalselva hadde lav tetthet av laksyngel fram til 2002 og lav tetthet av eldre laksunger fram til 2003 (Figur 36). Smolttettheten økte sannsynligvis først fra og med 2003 eller mer sannsynlig fra 2004. Siden vassdraget hovedsakelig produserer én-sjø-vinter laks, kan laks fra Tovdalselva neppe ha bidratt vesentlig til økte laksefangster i Otra før 2004, eller mer sannsynlig 2005.

I Bjerkreimselva var tetthet av laksunger i aldersgruppe 0+ økende fra 1997. Tettheten av eldre laksunger økte fra 1998. Siden vassdraget i stor grad produserer én-sjø-vinter laks, vil smolt fra Bjerkreimselva kunne ha bidratt til økte laksefangster i Otra fra 1999.

I andre vassdrag på Sørlandet er det kun Storelva i Holt (Vegårselva) og Audna som har hatt betydelig tetthet av laksunger i årene før 1999 (Tabell 8). I Lygna og Kvina økte tettheten av laksunger fra og med 1999.

Figur 3.2. Tetthet pr. 100 m² av laks og ørret i lakseførende del av Bjerkreimselva i 1996-2005.

Figur 36. Utvikling i tetthet (antall pr 100 m^2) av yngel (0+) og eldre unger av laks og ørret i Mandalselva og Tovdalselva 1995-2005. Data fra Larsen (2006).

Tabell 8. Tettheter (antall pr. 100 m²) av ungfisk av laks og ørret i de største elvene i Aust- og Vest-Agder i 1995–2000. Data fra DN-FoU notater..

	Storelva (Vegår)	Tovdals elva	Mandals elva	Audna	Lygna	Kvina	Otra
Laks							
1995	23	0	0	15	5	8	i.u.
1996	39	0	<1	18	1	4	i.u.
1997	39	8	1	29	7	11	4
1998	21	3	6	19	5	7	11
1999	44	8	25	48	43	33	34
2000	41	2	20	31	13	31	21
Ørret							
1995	28	20	15	45	44	29	i.u.
1996	20	26	15	48	31	23	i.u.
1997	42	50	12	24	29	25	2
1998	30	26	20	23	27	16	17
1999	41	40	28	25	52	23	32
2000	39	36	27	27	35	12	13

Vedlegg F. Bunndyr i Otra

Bunndyrundersøkelser er utført i Otra siden 1960. Mens bunndyrsamfunnet inntil slutten av 1990-tallet var tydelig påvirket av forsuring, tyder dagens artsammensetning på at forsuringsbelastningen har avtatt og at en viss reetablering pågår (Aanes, 2003). *Baetis rhodani* ble registrert for første gang i Otra v/Vigeland i 1998. Denne arten regnes for å være mer tolerant i forhold til forsuring enn laks. Senere er den påvist i økende antall, men forekomsten er ustabil. Dette tyder på at vassdraget fortsatt har vannkvaliteter som er helseskadelige for *B. rhodani*.

Raddums forsuringsindeks gir best tilstandsklasse i mai 1999, 2000 og 2001, men indikerer samtidig et forsuringspåvirket samfunn (*B.rhodani* ikke observert) i juni 1999 til 2002. Etter dette er ikke vassdraget undersøkt.

Bunndyrsamfunnet i 2000 til 2002 i Høiebekken og Straisbekken tyder på at bekkene er påvirket av forsuringsepisoder. Graden av signal varierer innen og mellom år. I Kjeksebekken og i Lonanebekken indikerte bunndyrsamfunnet imidlertid en bedre vannkvalitet (Aanes, 2003).

Vedlegg G. Vannføring og pH

Daglige målinger av restfeltets bidrag til vannføringen ved Heisel (i prosent) samt daglige og månedlige pH målinger fra Skråstad utført årene 2003 til 2006.

Vedlegg H. Hydrologi og vannføring

Det er benyttet vannføringsdata fra 2 vannføringsstasjoner i Otra (Utløp Byglandsfjorden og Vigeland/Hunsfoss). Data er levert fra Agder Energi. Stasjon 21.11 Heisel ligger rett ovenfor Mosby i Otravassdraget. Stasjonen ble opprettet i 1997, men vannføringsserien er koblet med stasjonene 021.38 Vigeland ved kanal og 021.71 Vigeland, slik at man her har observasjoner siden 1930. Nedbørfeltets areal er 3689 km^2 og midlere felthøyde er 784 m o.h. Den effektive sjøprosenten i feltet er på 0,6 %. Vannføringen ved stasjon 021.11 Heisel er normalt høyest fra mai til november (Figur 37). Største målte vannføring som grunnlag for etablering av vannføringskurve er 524 $m^3 \cdot s^{-1}$, hvilket er rundt middelflom. En homogenitetstest på årsflommer for den koblede serien, viser en klar avtagende trend gjennom observasjonsperioden. En stadig økning i reguleringsgraden i vassdraget kan forklare dette (Væringstad, 2005). Flommene i Otra kommer ikke jevnt fordelt over året. Relativ flomstørrelse og tidspunkt for flommer over en gitt terskelverdi, (500 $m^3 \cdot s^{-1}$; rundt 80 % av middelflom) for perioden 1930 – 2003 antyder at flommer kan forekomme hele året, men domineres av høstflommer og sekundære vårflommer. Den største observerte flommen er en vår/sommerflom (Figur 38 og Figur 39).

Magasinkapasiteten i Otra er betydelig utbygd fra 1900 til 1980 (Figur 40). Etter hvert som magasinkapasitet øker vil det naturlige avrenningsmønstret endres. Avhengig av hvordan vann magasineres og slippes ut, hvilke magasin som benyttes til enhver tid vil reguleringene påvirke både vannkjemi og hydrologi. Slike effekter av reguleringene inkluderes ikke i denne utredningen, men kunne ha bidratt til bedre forståelse av de ulike årsak-virkningsmekanismene som bidrar til å bestemme vannkvalitet på den lakseførende delen av Otra. Magasinkapasitet et ikke vesentlig endret etter 1980. Reguleringene og regulantens bruk av vann kan likevel være forskjellig på 2000-tallet sammenlignet med årene forut.

Figur 37. Karakteristisk vannføring ved stasjon 21.11 Heisel. Figuren viser henholdsvis største, median og minste observerte døgnmiddelvannføring for hver enkelt dag i året for perioden 1930–2003 (Væringstad, 2005).

Figur 38. Flommer observert ved målestasjon 21.11 Heisel i perioden 1930–2003. Sirkelen representerer året med 1.januar rett opp. Flommene er markert med når på året de inntreffer og med relativ størrelse (Væringstad, 2005).

Figur 39. Utvikling av total magasinvolum i Otra med hensyn på når magasinet ble satt i drift (eks. Blåsjø) (Væringstad, 2005).

Vannbidrag fra restfeltet

Daglig vannføring fra restfeltet beregnes ved at daglig vannføring ut av Byglandsfjorden (areal 33,5 km^2) trekkes fra daglig vannføring ved Heisel vannmerke (nedstrøms Venneslafjorden). Endringer i vannføring mellom disse to stasjonene tilskrives vannbidrag fra restfeltet. Uten å korrigere for variasjon i spesifikk avrenningen innenfor vassdraget skal dette feltet bidra med 24,5 % av vannføringen i Otra. Basert på daglige målinger for perioden 1997 til 2007 bidrar restfeltet i snitt med 23 % av vannføringen i Otra målt ved Heisel. Vannbidraget fra restfeltet er således som forventet. Det er imidlertid ingen sterk sammenheng mellom vannføring ut av Byglandsfjorden og ved Heisel eller mellom restfeltbidraget og vannføring ved Heisel basert på daglige målinger (Figur 40ab). Ettersom variasjon i vannføringen ved Heisel skyldes både reguleringene samt naturlig avrenning fra restfeltet, kan en beregningen av vannføringsbidraget fra restfeltet gi feil estimat på døgnbasis fordi:

- Det tar tid før endringer i vannføring ut av Byglandsfjorden når ned til og registreres ved Heisel VM.

Det er ca 50 km mellom Byglandsfjorden og Vigeland. Antas en vannhastighet på 2 km/time tar det 1 døgn før endringer i Byglandsfjorden når Heisel. For eksempel: umiddelbart etter at vannføringen ut av Byglandsfjorden strupes vil vannføringen ved Heisel fortsatt være høy. Dette registreres da som stort vannføringsbidrag fra restfeltet. Når det motsatte inntreffer kan restfeltbidraget bli negativt.

- Venneslafjorden kan dempe endringer i vannføring oppstrøms fjorden og kan forsinke når de samme endringene når Heisel VM

  Hvis vannfyllingsgraden i fjorden er lav vil en økt vannføring i Otra oppstrøms fjorden først medgå til å fylle Venneslafjorden. Vannføringen ved Heisel vil da være lav selv om tilførselen er høy. Ettersom minstevannføringen ut av Venneslafjorden er satt til 50 $m^3 \cdot s^{-1}$ har fjorden sannsynligvis "aldri" negativ vannfylling. Dette innebærer at vannføring inn er tilnærmet lik vannføring ut. Endringer i vannføring ut av Venneslafjorden er knyttet til endringer i vanntrykket.

- Venneslafjorden vil dempe og forsinke endringer i vannkjemi i tilførslene

  Venneslafjorden har et areal på 1,6 km^2. Teoretisk oppholdstid i Venneslafjorden kan variere mellom < 1 døgn og > 1 uke avhengig av vannføringen og sirkulasjonsdyp (Figur 41). Mens vannføringen inn og ut av Venneslafjorden vil være tilnærmet lik (på samme tidspunkt), vil endringer i vannkjemi være relatert til teoretisk oppholdstid, eller til den tid det tar før det vannvolum som renner inn i Venneslafjorden renner ut av fjorden. I tillegg vil vannkjemiske variasjoner i tilløpet dempes gjennom fjorden, hvor dempingen er relatert til oppholdstiden.

Hvor mye restfeltet vil påvirke vannkvalitet på anadrom strekning vil avhenge av vannkjemi ut av henholdsvis Byglandsfjorden og bekkene innenfor restfeltet, samt av det relative vannbidraget de to "hovedkildene" har til vannføringen. Alle faktorene ovenfor kan og vil bidra til at sammenhenger ikke alltid er enkle og opplagte. Det er tidligere konkludert med at surt vann i restfeltet skyldes forsuring og at endring i relativt vannbidrag fra Byglandsfjorden og fra restfeltet kan bidra til å forsterke/dempe forsuringsnivå og episoder. Dette utredes ytterligere i resultatkapitlet.

Figur 40. A) Sammenheng mellom vannføring ved Heisel og ut av Byglandsfjorden. Punkter over 1:1-linjen angir eksempler på hvor vannføringen ut av Byglandsfjorden er større enn ved Heisel. B) Sammenheng mellom vannføring ved Heisel og vannføringsbidraget fra restfeltet.

Figur 41. Estimat av teoretisk oppholdstid i Venneslafjorden beregnet for ulike vannføringsnivå målt ved Heisel og ulike sirkulasjonsdyp i Venneslafjorden.