

NIVA



RAPPORT LNR 4588-2002

Forsuringsstatus og tiltaksplan mot forsuring i Nedre Otra, Vest-Agder



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Forsuringsstatus og tiltaksplan mot forsuring i Nedre Otra, Vest-Agder	Løpenr. (for bestilling) 4588-2002	Dato oktober 2002
	Prosjektnr. Undernr. O-21826	Sider 31
Forfatter(e) Kroglund, Frode Kaste, Øyvind	Fagområde Kalking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Vest-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Otra laxefiskelag, Vassdragsrådet for Nedre Otra og Kristiansand kommune	Oppdragsreferanse
--	-------------------

Sammendrag

Otravassdraget er periodevis forsuret. Forsuringsnivået er direkte relatert til vannføringsbidrag fra nedbørfeltet nedstrøms Byglandsfjorden. Når dette restfeltet bidrar til >60% av vannføringen på anadrom strekning av elva vil pH kunne falle ned mot 5.4. Dette er pH-verdier som indikerer kritiske vannkvaliteter for f.eks. laks. Årlig forekommende episoder med lav pH kan forklare både lav yngeloverlevelse og gjellevevsforandringene hos smolt som er påvist i tidligere undersøkelser. Dagens forsurningsnivå vil kunne forsinke reetablering av en stedegen laksestamme og vil kunne forhindre jevn fangst av tilbakevandrende laks. Reetablering av en permanent og stabil laksebestand kan oppnås raskt dersom vannkvaliteten ble forbedret.

Det anbefales at det etableres en doserer i Beiarhølen oppstrøms Venneslafjorden. Avsyring kan oppnås ved bruk av silikat eller kalk. Disse ansees som likeverdige som avsyrimiddel. Utgifter til avsyrimiddel er anslått til ca 2 mill kr. årlig. I tillegg kommer kostnader til etablering av doseringsanlegg samt årlige driftskostander.

Fire norske emneord 1. Vannkvalitet 2. Sur nedbør 3. Laks 4. Kalking	Fire engelske emneord 1. Water quality 2. Acid rain 3. Atlantic salmon 4. Liming
--	--

Frode Kroglund

Frode Kroglund

Prosjektleder

Brit Lisa Skjelkvåle

Brit Lisa Skjelkvåle

Forskningsleder

ISBN 82-577-4247-3

Nils Roar Sælthun

Nils Roar Sælthun

Forsknings sjef

Forsuringsstatus og tiltaksplan mot forsuring i Nedre Otra, Vest-Agder

Forord

På initiativ fra Otra laxefiskelag er NIVA bedt om å utrede behov for kalking i Otra. Utredningen skulle inneholde en gjennomgang av eksisterende data, en vurdering av behovet for tiltak, samt forslag til tiltaksstrategi.

Undersøkelsen er finansiert av Otra laxefiskelag, Vassdragsrådet for Nedre Otra og Kristiansand kommune.

Grimstad, oktober 2002

Frode Kroglund

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
1.1 Bakgrunn og mål	7
1.2 Områdebeskrivelse	8
1.2.1 Hovedvassdraget	8
1.2.2 Delvassdrag nedstrøms Byglandsfjorden	10
1.3 Hydrologi	11
2. Forsuringsstatus og problemomfang	14
2.1 Vannkjemi i hovedelva 1995 til 2000	14
2.1.1 Forsuring, langtidstrend	14
2.1.2 Sesongvariasjon i forsuring og biologisk relevans	15
2.2 Restfeltet	17
2.2.1 Vannkjemi i sidebekkene	17
2.2.2 Restfeltets innflytelse på pH ved varierende vannføringsforhold	18
2.3 Oppsummering av vannkvalitet – vurdering av tiltaksbehov	20
3. Forslag til tiltak	21
3.1 Tiltaksstrategi	21
3.1.1 Valg av teknikk	21
3.1.2 Lokalisering	21
3.1.3 Valg av avsyrimiddel	22
3.1.4 Mulige negative effekter	23
3.1.5 Vannkemisk mål	23
3.2 Beregning av silikat- og kalkdoser	24
3.2.1 Silikatdose	24
3.2.2 Kalkdose	24
3.3 Beregning av silikat- og kalkbehov og kostnader	25
3.3.1 Dosering i sidevassdrag (alternativ A)	25
3.3.2 Dosering i hovedelva oppstrøms anadrom strekning (alternativ B)	25
3.3.3 Sidebækker til anadrom strekning	26
3.3.4 Kostnadsnivåer	27
4. Anbefalinger	28
5. Referanser	29
Vedlegg A. Vannføringer	31
Vedlegg B. Vannkvalitetskravet til laks	33

Sammendrag

Etter mange års fravær, fanges det igjen laks i Otra (7 tonn i 2001). Etter 1995 er det også påvist lakseyngel i elva. Dette innebærer at laksen i dag gyter i Otra. Økte fangster av voksen laks og årlig observasjon av yngel skyldes en positiv biologisk respons på eliminering av all industriforurensning gjennom etableringen av sjøledning i 1995, samt reduksjon i sur nedbør.

Tettheten av eldre lakseunger er imidlertid urovekkende lav og tyder på lav overlevelse. I spesialundersøkelser utført i 1999 og 2000 ble det påpekt at selv om smoltkvaliteten syntes tilfredsstillende viste bl.a. gjellevev tegn på forsureningsskader. Det ble i disse undersøkelsene konkludert med at vannkvaliteten i Otra i perioder, og da særlig i vinterhalvåret, kan være skadelig for laks. Dette ble koplet til at de fleste sidebekkene mellom Byglandsfjorden og anadrom strekning (benevnes heretter som restfeltet) er sure.

Otra laxefiskelag har registrert den positive utviklingen i produksjon av yngel og fangst av laks, samtidig som konklusjonene i spesialundersøkelsene har skapt en viss uro. Laksefiskelaget ønsket derfor en grundig gjennomgang av vannkvalitet for å belyse om denne var tilfredsstillende utfra et ønske om å få etablert en ny stedegen laksestamme i Otra. Hvis vannkvaliteten ikke var tilfredsstillende, ønsket de en tiltaksplan mot forsurening.

Etter en grundig gjennomgang av vannkjemi og hydrologi i vassdraget for perioden 1997 til 2000 er det konkludert med at forsurningsnivået i nedre deler av Otra i stor grad er relatert til vannkjemi i sidebekkene nedstrøms Byglandsfjorden samt til hydrologi. Når restfeltet er den dominerende bidragsyteren til vannføringen på anadrom strekning registreres kraftige forsuringsepisoder med pH-verdier ned mot 5.4. Dette er et pH-nivå som kan være kritisk for lakseyngel og som kan forårsake fiskedød. Stort vannbidrag fra restfeltet registreres fortrinnsvis i perioden september til mars. Dagens forsurningsnivå kan resultere i at reetablering av en stedegen laksebestand i Otra kan forsinkes i mange år. Tiltak ansees som nødvendig hvis reetablering av en permanent laksestamme skal skje raskt. Dersom tiltak ikke igangsettes, vil fangst av voksen laks kunne variere betydelig fra år til år og i stor grad avhenge av fiskebidrag fra andre vassdrag.

Det anbefales å etablere et doseringsanlegg for kalk eller silikat oppstrøms Venneslafjorden. Et slikt anlegg vil kunne eliminere forsuringsepisoder og sikre en god og stabil vannkvalitet på anadrom strekning av elva. Både kalk og silikat er vurdert som aktuelle avsyrningsmidler. Årlig kostnad til avsyrningsmiddel er anslått til ca. 2 mill kr. I tillegg kommer etableringskostnader samt årlige utgifter til drift.

Summary

Title: Water quality assessment and mitigation strategies for River Otra, West-Agder, Norway

Year: 2002

Author: Kroglund, F. and Ø. Kaste.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4247-3

Atlantic salmon went extinct in River Otra, southern Norway, around 1960 due to industrial pollution and acidification. Beginning around 1990, the annual catches of adult salmon have again increased and reached 7 tons in 2001. From 1995 salmon fry (0+) have been observed yearly. This suggests that salmon is reproducing in Otra. The biological recovery can be attributed to the elimination of industrial pollution in 1995 and reduced acid rain.

The density of older (>0+) fry (for the period 1997-2000) is however alarmingly low. This suggests poor survival. A survey of smolt quality performed in 1999 and 2000 concluded that the smolt achieved normal hypoosmotic capacity and appeared to be in good health. At the same time gill samples revealed accumulation of aluminum and major changes in tissue structure. These findings suggested that the fish had experienced previous acidification. Fish that survived these episodes recovered prior to smoltification and could smoltify normally.

The water quality of all major tributaries to River Otra between Lake Byglandsfjord and the anadromous stretch of the river were documented during the spring of 2000. Most of the tributaries were acid ($\text{pH} < 5.5$). The main river has normally a pH-value higher than 5.8. Acidification episodes could not be excluded, and were assumed to occur when discharge from the tributaries contributed significantly to total water flow.

The river owners (Otra laxefiskelag) have registered the positive development with respect to salmon in the river. They are however worried about possible negative effects relating to the present acidification status of the tributaries. They therefore wanted an evaluation of water chemistry with respect to hydrology. If acidification episodes can delay the recovery of salmon in River Otra, mitigation measures were to be suggested.

Water chemistry (monthly samples) and hydrology (daily) was compared for the period 1997 to 2000. The data suggest that there is a clear negative correlation between water discharge from the tributaries and pH measured close to the river mouth for the winter period (Sep-March). When the tributaries contribute to 60% or more of the total water flow at the river mouth, pH values down to 5.4 are not uncommon. This is a pH-level where mortality cannot be excluded provided the episodes last for some days. High discharge episodes are most common during winter. During spring, water discharge from the tributaries is low compared to the total flow and pH levels are never as low as during winter. During this period the fish can recover. The acidification episodes can postpone the establishment of a salmon population. Different mitigation strategies are therefore suggested.

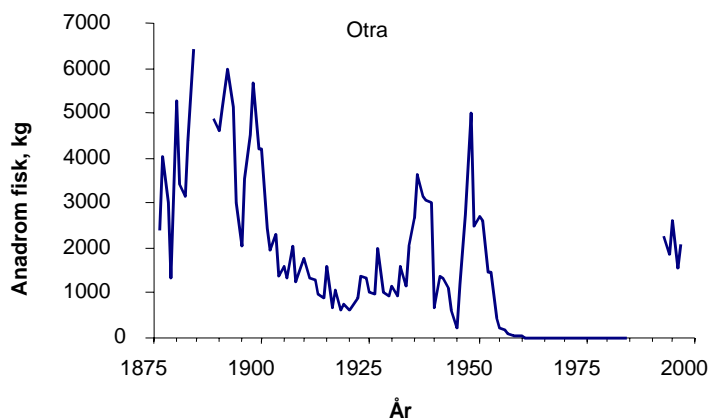
1. Innledning

1.1 Bakgrunn og mål

Laksen i Otra har gjennom det siste århundret vært utsatt for en rekke miljøpåvirkninger. Betydningen av ulike trusselsfaktorer i Otra ble vurdert tidlig på 1980-tallet (Grande og Wright, 1984; Boman og Grande, 1985). Fokus ble satt på industriforurensningene uten at de andre faktorene derved ble nedvurdert. Som følge av forurensningssituasjonen ble det fra Miljøverndepartementet bevilget penger til sanering av industriutslippene. Fra 1995 har disse vært samlet i egen rørledning og transportert til sjøen. Denne trusselsfaktoren er dermed eliminert.

De nedre delene av Otravassdraget er sterkt påvirket av forsurening. Traaen og Johannessen (1987) påpekte at delfeltene nedstrøms Byglandsfjorden kunne bidra med betydelig mengder surt vann som i perioder kunne senke pH i hovedelva fra 5.4 - 5.8 (ut av Byglandsfjorden) til 5.0 - 5.4 (målt ved Vigeland). pH avtok ytterligere nedstrøms Vigeland i denne perioden, men da som følge av kjemikalieutslipp fra industrien.

Det synes rimelig godt dokumentert at både industriutslipp (fra omkring 1890) og vassdragsreguleringer (fra omkring 1920) påvirket laksebestanden i en negativ retning allerede tidlig i dette århundret (Kroglund m.fl., 1999; 2001cf). På tross av nedgangen i fangst (figur 1) ble tetthet av lakseunger og aure (bl.a. ved Hagen) betegnet som høy i 1939 (Rosseland 1968). I perioden 1957-67 ble vassdraget prøvofisket årlig uten at laksunger ble påvist (Rosseland 1968). Dette ble satt i sammenheng med utslipp fra lokal industri, som ble antatt å være den direkte årsak til nedgangen i fangstutbytte av laks fra midten av 1950-tallet. Forsuring var på dette tidspunkt et lite kjent fenomen. På midten av 1980-tallet ble det flere år registrert et lite antall (ca 50) voksne laks i nedre deler av elva (Sivertsen 1989), men det ble fortsatt ikke påvist lakseunger (Haraldstad 1986; Brabrand 1989). Etter dette er det ikke foretatt fiskeundersøkelser i vassdraget før det i 1997 ble gjennomført et elfiske for å vurdere skaden etter et giftutslipp i vassdraget (Aanes og Lydersen 1997). Store mengder død laks og ørret ble da plukket opp fra elva. Sammen med funn av tre laksyngel i Otra i 1995 var dette den første påviste rekruttering av laks på ca 40 år i vassdraget. Reproduksjonen gav indikasjoner på at vannkvaliteten var forbedret. Det er de senere årene registrert betydelige og økende laksefangster i vassdraget, men denne økningen skyldes i stor grad kultiveringstiltak i omkringliggende vassdrag. Det kritiske spørsmålet nå er: er de vannkjemiske forbedringene tilstrekkelig til at det vil etableres en ny stedegen laksestamme i Otra, eller er ytterligere tiltak nødvendig?



Figur 1. Fangst av anadrom fisk i Otra fra 1875 til 1999.

Smoltkvalitet til laks i Otra ble evaluert i 1999 og 2000. I disse undersøkelsene ble det lagt vekt på at selv om stedegen fisk i forsøk smoltifiserte normalt, hadde den forandringer i gjellevev og gjellemetall-avsetninger som antydte fortsatt suboptimal vannkvalitet. Det ble antatt at vinterperioden representerte en kritisk fase.

I perioden 1998 til 2000 ble ungfisktetthet til laks og aure undersøkt årlig (Kroglund m.fl., 2001f). Overvåkingsresultatene viste at tettheten av lakseunger i 1999 var høyere enn i 1998 og i 2000. Tettheten av laks eldre enn 0+ var imidlertid meget lav i forhold til tettheten av årsyngel. Resultatene viste at reproduksjon var reetablert og at det ble produsert lakseyngel, men overlevelsen til denne yngelen var betydelig lavere enn det som kan betraktes som normalt. Fra 1999 til 2000 forsvant all årsyngel i fangstene fra Høiebekken samt Straibekken, mens tettheten i Lonanebekken (kalket) forble mer sammenlignbar med fangstene årene forut.

På tross av en betydelig vannkjemisk forbedring og tiltakende reproduksjon av laks, synes ikke vannkvalitetsmålet å være nådd. Forsuringsbelastningen kan fortsatt være kritisk for laks. På bakgrunn av dette ble det fra Otra Laxefiskelag ytret ønske om å få vassdraget vurdert med hensyn til tiltak.

Målet med denne rapporten er å gjennomgå eksisterende data fra Otra med henblikk på å:

- identifisere perioder med kritisk vannkjemisk
- identifisere områder som bidrar til kritisk vannkjemisk
- foreslå økologisk tilstrekkelige og økonomisk forsvarlige tiltak

1.2 Områdebeskrivelse

1.2.1 Hovedvassdraget

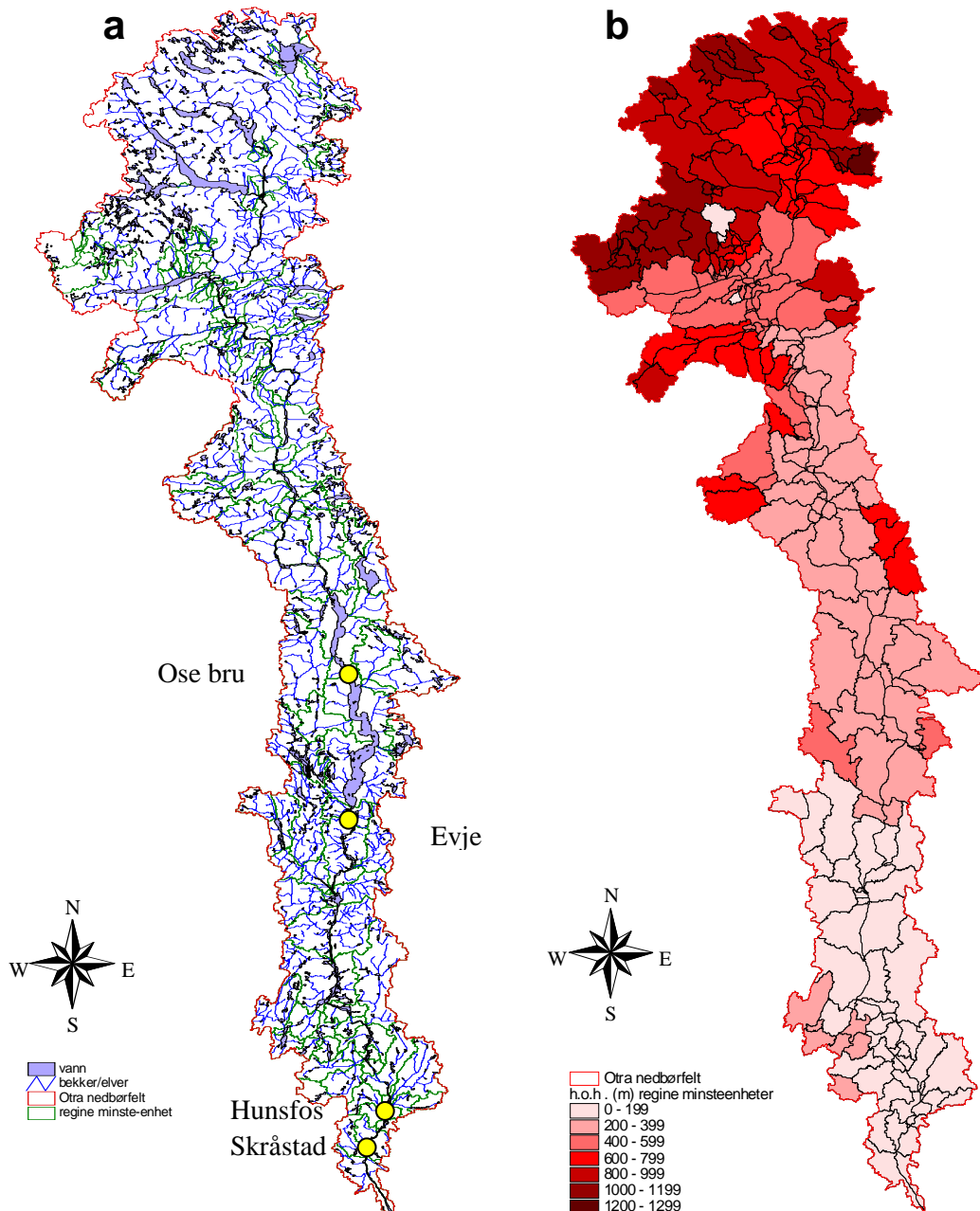
Otravassdraget har et naturlig nedbørsfelt på 3738 km² og er Sørlandets mest vannrike vassdrag. Det er 240 km mellom kildeområdet nord for Hovden i Setesdal til utløpet i Kristiansandsfjorden. Byglandsfjorden er største innsjø i hovedvassdraget (ca. 35 km lang). Middelvannføringen for perioden 1930-1960 var 117 m³ s⁻¹ målt ved utløpet av Byglandsfjorden og 155 m³ s⁻¹ målt ved utløpet av Venneslaffjorden (i praksis lik avrenningen til Kristiansandsfjorden). Anadrom strekning er fra elvemunningen til Vennesla (figur 3). Otra med prøvetakingsstasjoner (vannkjemisk) benyttet i den tidligere overvåkingen av vassdraget er vist i figur 2.

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 (figur 2). Det er store forskjeller i gjennomsnittstemperatur fra nord til sør i nedbørsfeltet. Mens Kristiansand bare har to måneder i året med gjennomsnittstemperatur under 0°C, 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 vannføringsmønstret i ulike vassdragsavsnitt.

Det går en geologisk grense gjennom Vatnedalen (mellom Bykle og Hovden). Bergartene i nedbørsfeltet sør for Vatnedalen består vesentlig av gneis og granitt, som gir saltfattig avrenningsvann som dermed har liten motstandsevne mot forsurening. 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 nedbørsfeltet 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.

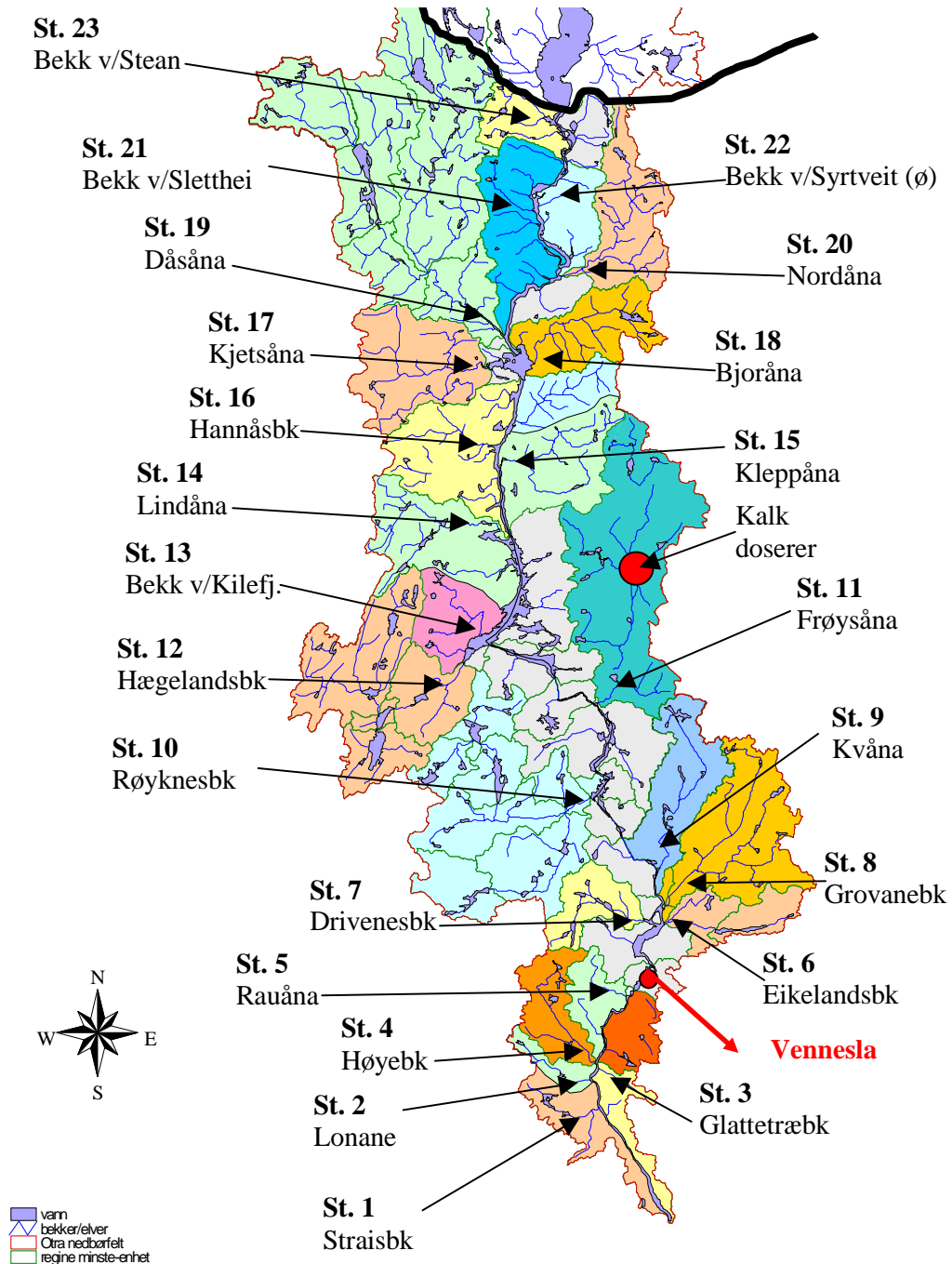
Regulering av vassdraget for kraftproduksjon har medført endret vannføring i hele Otra. Vintervannføringen har økt, flommene er dempet og sommervannføringen er lav på flere elveavsnitt. På enkelte strekninger oppstrøms Venneslafjorden er det ikke pålagt noen minstevannføring. Det vil si at elva i perioder er helt tørrlagt på disse strekningene. Dette gjelder spesielt oppstrøms Steinsfoss og Iveland kraftverk. Minstevannføringen ved Vigeland (i nedre del av vassdraget) er derimot satt til $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ både sommer og vinter. Hvis Otra var uregulert ville midlere lavvannføring ved utløpet være omkring $13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, dvs betydelig mindre enn pålagt minstevannføring (Hindar m.fl., 1991).



Figur 2. a) Vannforekomster innen Otravassdraget. Prøvetakingsstasjoner for vannkjemi er merket med gule sirkler. b) Høydevariasjon innen Otravassdraget.

1.2.2 Delvassdrag nedstrøms Byglandsfjorden

Sidevassdragene nedstrøms Byglandsfjorden (samlet kalt "restfeltet") drenerer et areal på 915 km² og utgjør 24.5% av nedbørsfeltet til Otra (figur 3). Sein vinteren 2000 ble det tatt vannprøver i 23 bekker som tilsammen utgjør 83 % av restfeltet. Delfelter innenfor restfeltet som ikke ble prøvetatt var i hovedsak små (tabell 1).



Figur 3. Delfelter innenfor restfeltet fra Byglandsfjorden i nord til elvemunningen i sør. Prøvetakingsstasjoner er angitt med stasjonsnummer. Delfelter som ikke ble prøvetatt er farget grå. Feltene er farget for å skille dem fra hverandre.

Tabell 1. Bekkearealer innenfor restfeltet og deres arealmessige bidrag i prosent. Spesifikk avrenning er antydnet for et begrenset antall felt.

Vassdragsnavn	St. nummer	Areal km ²	Prosentbidrag til restfeltareal sortert etter størrelse	Avrenning L km ⁻² s ⁻¹
Otra	Hele nedbørsfeltet	3738		
Otra	Oppstrøms Byglandsfj.	2823		
	Restfeltet:			
Dåsåna	St 19	133.3	14.6	42
Røyknesbk	St 10	82.2	9.0	
Frøysåna	St 11	70.8	7.7	40
Hægelandbk	St 12	59.9	6.5	44
Grovanebk	St 8	40.9	4.5	
Hannåsbk	St 16	34.5	3.8	
Kjetsåna	St 17	34.7	3.8	
Lindåna	St 14	31.8	3.5	40
Kleppåna	St 15	30.0	3.3	
Bekk v/Sletthei	St 21	29.5	3.2	
Nordåna	St 20	28.3	3.1	38
Kvåna	St 9	26.7	2.9	
Bjøråna	St 18	24.8	2.7	
Bekk v/Kilefj	St 13	20.0	2.2	
Høyebk	St 4	16.1	1.8	40
Straisbk.	St 1	15.6	1.7	35
Eikelandsbk	St 6	15.5	1.7	39
Bekk v/Syrteit	St 22	14.3	1.6	
Drivenesbk	St 7	13.9	1.5	
Bekk v/Stean	St 23	11.8	1.3	
Rauåna	St 5	10.5	1.1	40
Glattetræbk	St 3	9.4	1.0	
Lonane	St 2	5.0	0.5	35
	Areal prøvetatt	759.5	83.0	
	Areal ikke prøvetatt	155.9	17.0	
	Sum restfelt Byglandsfjord til Vigeland	915.4	100.0	
	Areal restfelt Vigeland til elvemunning	69.4	7.6	

1.3 Hydrologi

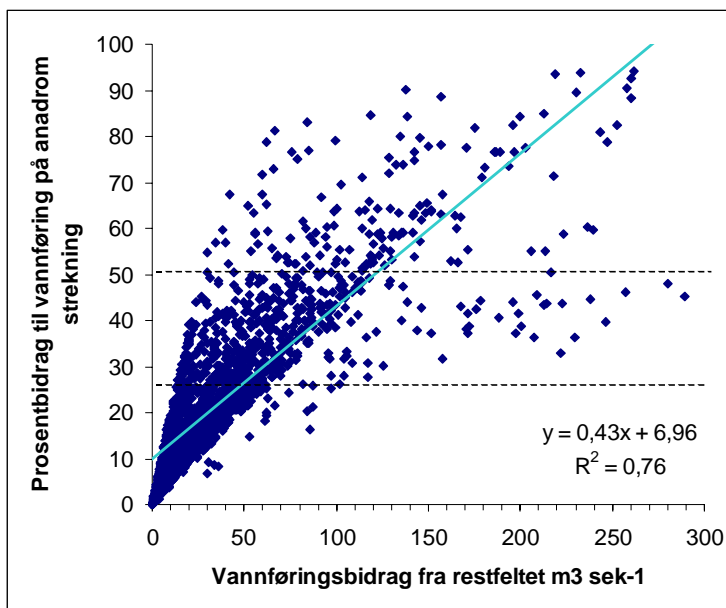
I gjennomsnitt er vannføringen ut av Byglandsfjord $118 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ basert på daglige målinger for perioden 1997 til 2001, mens vannføringen ved Vigeland er på $160 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (tabell 2). Vannføringen ved Vigeland er sjeldent høyere enn $200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (jfr figurer i vedlegg A for døgnvariasjon; tabell 3 for månedlige snittverdier). Lavest vannføring måles i juli og august. Vassdragsarealet mellom Byglandsfjorden og Vennesla øker vannføringen med 24% i snitt. Spesifikk avrenning varierer mellom 35 og $44 \text{ L km}^2 \text{ s}^{-1}$ innenfor restfeltet (data fra NVE; tabell 1). De fleste arealene har spesifikk avrenning omkring $40 \text{ L km}^2 \text{ s}^{-1}$ (tabell 1). Basert på dag-til-dag variasjonen kunne økningen i vannføring være betydelig større enn dette. Dette skyldes både reguleringen, men også at faktorer som snøsmelting og nedbør kan variere innenfor vassdraget.

I den videre bearbeidingen benyttes følgende begreper:

- Når vannbidraget fra restfeltet er større enn vannbidraget fra Byglandsfjorden dominerer vannbidraget fra restfeltet (utgjør >50% av vannføringen ved Vigeland).
- Når vannbidraget fra restfeltet bidrar med mellom 25 og 50% til vannføringen ved Vigeland, vurderes bidraget som betydelig.
- Når bidraget er <25% vurderes bidraget som lite.

Restfeltet mellom Byglandsfjorden og Vennessla var den dominerende bidragsyteren til vannføringen på anadrom strekning i ca. 30 dager årlig i perioden 1997-2001. Betydelig vannbidrag registreres i 100-130 dager årlig. Stort vannføringsbidrag fra restfeltet var vanligst i vinterhalvåret.

Reguleringene innvirker på vannbudsjettet i vassdraget (figur 4). Når vannføringen målt ved Vigeland er stor bidrar restfeltet forholdsvis mer til vannføringen på anadrom strekning enn det som er forventet på bakgrunn av vassdragsarealer. Dette skyldes at når minstevannføringens krav oppfylles gjennom vannbidrag fra restfeltet holdes overskuddsvann tilbake i Byglandsfjorden.



Figur 4. Sammenhenger mellom vannføringsbidrag fra restfeltet ($\text{m}^3 \text{sek}^{-1}$) i forhold til hvor mye restfeltet bidrar i % til vannføringen ved Vigeland.

Tabell 2. Månedlig midlere vannføring (\pm standardavvik) for Byglandsfjord, Vigeland og restfeltet, %-bidrag fra restfeltet beregnet for observasjonsperioden 1997-2000.

	Vannføring Byglandsfj. $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	Vannføring Vigeland $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	Vannføring Restfelt $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	Bidrag %
jan	115 \pm 45	163 \pm 51	50 \pm 45	29 \pm 19
feb	129 \pm 54	181 \pm 66	52 \pm 49	28 \pm 21
mar	137 \pm 35	180 \pm 31	43 \pm 39	23 \pm 17
apr	148 \pm 47	194 \pm 39	46 \pm 31	24 \pm 15
mai	123 \pm 64	148 \pm 67	25 \pm 24	17 \pm 16
jun	98 \pm 59	125 \pm 81	27 \pm 31	20 \pm 13
jul	59 \pm 27	81 \pm 38	21 \pm 26	23 \pm 23
aug	67 \pm 26	82 \pm 37	15 \pm 24	13 \pm 20
sep	116 \pm 26	158 \pm 38	24 \pm 18	24 \pm 18
okt	122 \pm 66	185 \pm 91	63 \pm 56	32 \pm 20
nov	157 \pm 76	233 \pm 135	76 \pm 73	28 \pm 18
des	140 \pm 48	192 \pm 71	52 \pm 53	24 \pm 17
Middelvannføring (1997-2000)	118	160	41	
Middelvannføring for perioden sep. til mars i 1997-2000	130	185	53	

Tabell 3. Antall dager med lite, betydelig og dominerende vannbidrag fra restfeltet for perioden 1997 til 2001. Daglige verdier er gitt i vedlegg A.

	Vannbidrag fra restfeltet	%-andel restfelt	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
1997	lite	0-24	13	6	14	17	17	21	28	28	21	17	20	18
	betydelig	25-50	18	10	12	13	14	9	3	3	9	9	5	9
	dominerende	>50	0	11	5	0	0	0	0	0	0	5	5	4
1998	lite	0-24	11	13	21	11	21	18	9	19	18	14	19	21
	betydelig	25-50	11	15	8	15	10	11	13	9	10	9	11	9
	dominerende	>50	9	0	2	4	0	1	9	3	2	8	0	1
1999	lite	0-24	14	26	25	14	23	20	23	23	19	13	13	17
	betydelig	25-50	11	2	4	11	8	10	8	6	4	12	13	8
	dominerende	>50	6	0	2	5	0	0	0	2	7	6	4	6
2000	lite	0-24	19	16	21	24	27	25	19	25	16	13	2	20
	betydelig	25-50	8	8	8	5	4	5	7	5	9	15	25	8
	dominerende	>50	1	5	0	1	0	0	5	1	5	3	3	3
2001	lite	0-24	19	25	27	7	24	12	18	13	17	4	25	19
	betydelig	25-50	7	3	4	17	7	17	11	13	13	19	5	9
	dominerende	>50	5	0	0	6	0	1	2	5	0	8	0	3

2. Forsuringsstatus og problemomfang

Otra strekker seg i en nord-sør gradient fra fjellområdene i nord til mer lavtliggende områder i sør. De nordre delene er relativt lite påvirket av den sur nedbøren ettersom berggrunnen har stor bufferegenskaper. De mer lavtliggende delene av vassdraget har en berggrunnssammensetning som er mer sårbar for sur nedbør. Disse områdene er derfor mer påvirket og utviser betydelige forsuringsskader. Denne variasjonen i vassdraget gjør at det totale forsurningsnivået er vesentlig forskjellig fra nivåene i nabovassdrag som Tovdalselva og Mandalselva.

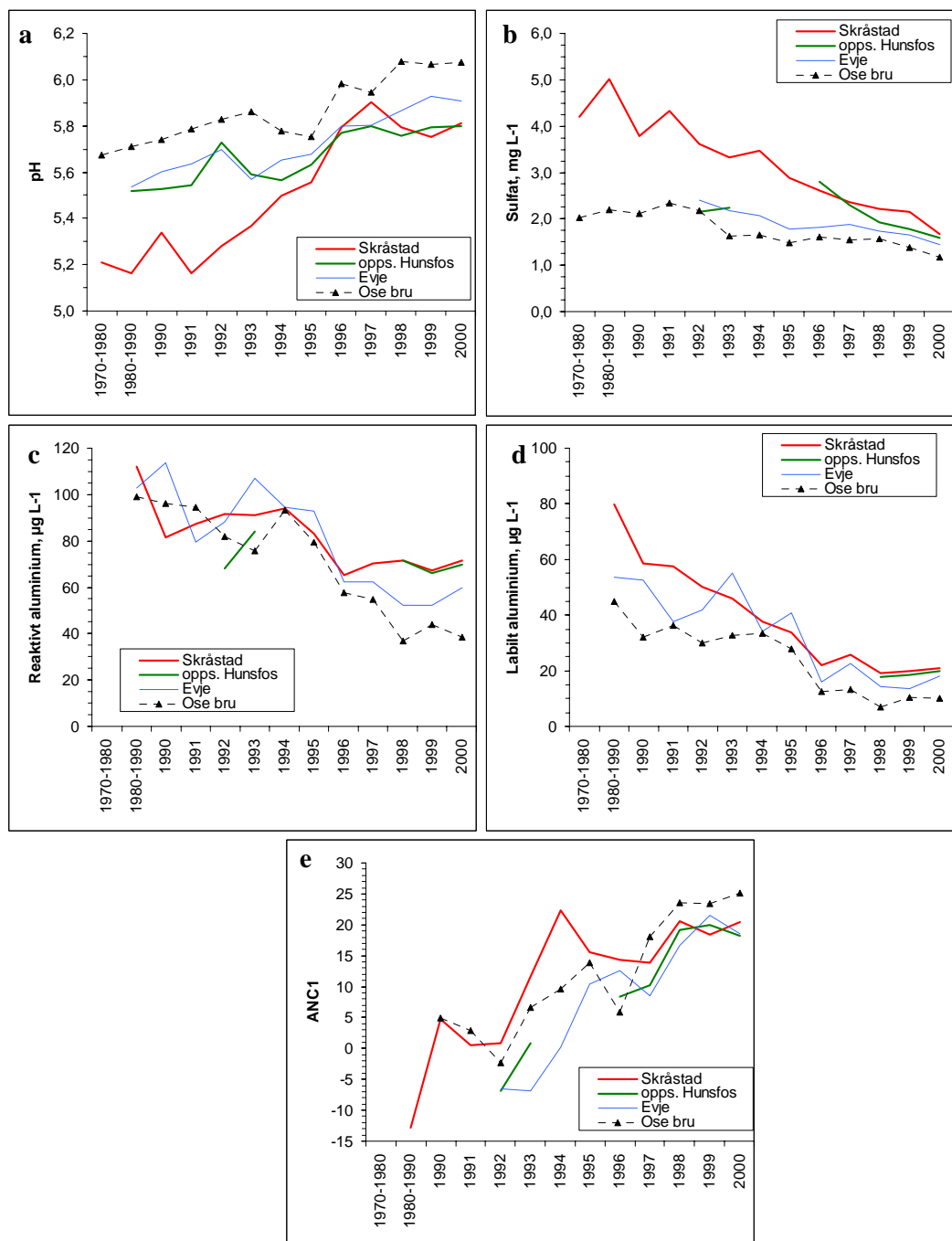
Fisk i forsuret vann skades primært som følge av eksponering for Al. Kun enkelte tilstandsformer, og da de labile, er giftige. Konsentrasjonen av labilt Al øker med avtagende pH. LAI er samtidig korrelert med ANC (et mål på forsurningsbelastning). Basert på en gjennomgang av vannkvalitetskravet til laks i 73 elver er det konkludert med at det kan forventes tiltagende bestandseffekter etterhvert som pH i økende grad underskider 6,0, eller ANC underskider $15 \mu\text{ekv L}^{-1}$ (se vannkvalitetskrav til laks vedlegg B). Bestandene vil gå mot utrydding når pH går mot 5,7 eller ANC mot $8 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Vannkvaliteten i Otra vurderes som kritisk for laks når pH er lavere enn 5,8, vannet inneholder mer enn $15 \mu\text{g LAI L}^{-1}$ eller ANC er lavere enn $20 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Kritisk i denne sammenheng innebærer at fiskedød vil kunne forventes dersom episoden varer tilstrekkelig lenge.

Inntil 1996 var vannkjemien ved Skråstad påvirket av både industriutslipp og forsuring. Begge bidro til bl.a. lav pH. Industriutslippene ble eliminert i 1995. Forsurningsnivået på stasjonen før 1996 er derfor dokumentert ved bruk av vannprøver innsamlet ved Hunsfos (oppstrøms industrien). Stasjonen Evje representerer vannkvalitet ut av Byglandsfjorden, mens Ose bru representerer vannkvalitet i innløpet til fjorden.

2.1 Vannkjemi i hovedelva 1995 til 2000

2.1.1 Forsuring, langtidstrend

I perioden før 1995 var pH målt ved Skråstad betydelig lavere enn ved Hunsfos pga syreutslipp fra Hunsfos fabrikk (figur 5). pH var normalt lavere ved Hunsfos enn ved Evje og betydelig lavere enn ved Ose bru. Tilsvarende forskjeller gjorde seg også gjeldende for sulfat og ulike fraksjoner av aluminium. ANC har i løpet av undersøkelseperioden utviklet seg fra å være negativ til å bli positiv. Nivået er fortsatt for lavt til å indikere tilfredsstillende vannkvalitet. Variasjonen i vannkjemi fra Byglandsfjorden til Hunsfos tilskrives ulik respons på forsurningsbelastningen. Forskjellene skyldes forskjeller i sur nedbør, nedbørintensitet og forskjeller i jordsmonn/geologi. Endringene i vannkjemi over tid i elva derimot tilskrives redusert sur nedbør alene. Vannkvaliteten i vassdraget er betydelig forbedret over tid, men vannkvaliteten er fortsatt kritisk for laks på anadrom strekning. Måleserien angir ikke tidspunkt for når vannkvaliteten blir tilfredsstillende. Dette vil kunne ta lang tid. Endringer basert på årsmidler angir heller ikke sesongvariasjon eller variasjoner forårsaket av episoder. Så selv om det er påvist en forbedring kan vannkvaliteten likevel være kritisk enkelte dager i løpet av året.



Figur 5a-e. Middelverdier for kjemiske komponenter målt på ulike stasjoner i Otra de siste 30 årene. For periodene 1970-1980 og 1980-1990 er gjennomsnittsverdien gitt for hele 10-års perioden.

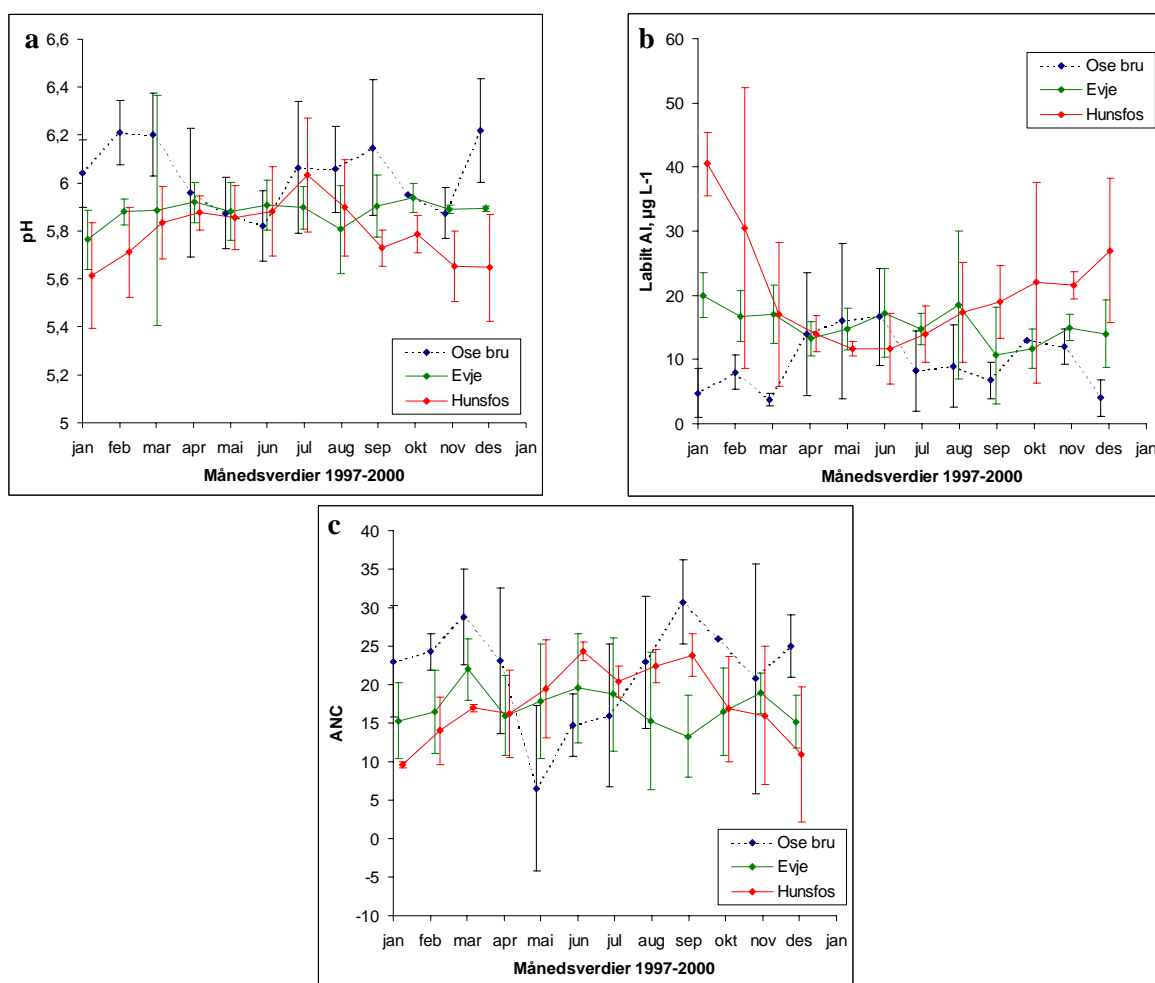
2.1.2 Sesongvariasjon i forsurening og biologisk relevans

pH i Otra varierer gjennom sesongen og mellom stasjonene (figur 6a). Ved Evje og Hunsfos registreres minimum-pH om vinteren. Ved Ose bru registreres minimum-pH noe senere på våren og da helst i mai og juni. Nedstrøms Byglandsfjord kan pH i perioder være betydelig lavere enn 5.8. I både 1999 og i 2000 ble det målt kraftige forsureningsepisoder hver vinter hvor på pH var henholdsvis 5.3 og 5.4 på anadrom strekning.

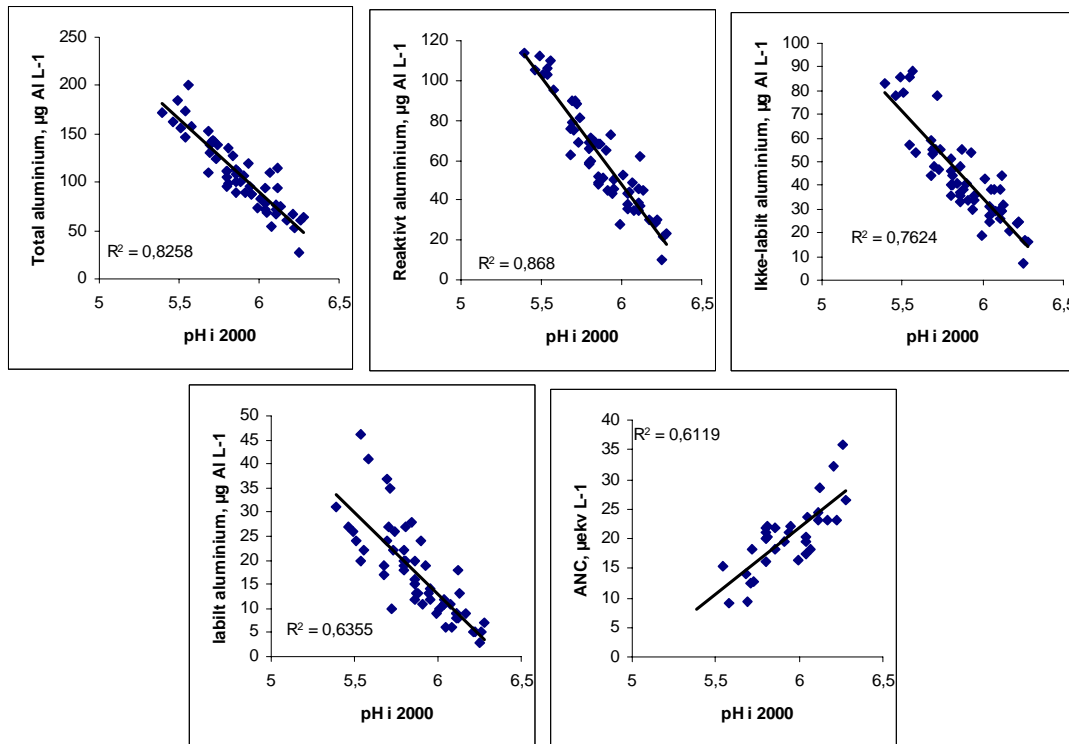
Årstidsvariasjonen i labilt Al er et speilbilde av variasjonen i pH (figur 6b). Konsentrasjonen av LAI øker fra Ose bru til Skråstad. Ved Skråstad er gjennomsnittlig LAI-konsentrasjon om vinteren høyere enn $20 \mu\text{g Al L}^{-1}$ samtidig som konsentrasjoner høyere enn $30 \mu\text{g Al L}^{-1}$ er målt flere ganger i januar og februar. Dette er nivåer hvor fiskedød ikke kan utelukkes. Fra mars til mai avtar konsentrasjonen til henimot $10 \mu\text{g Al L}^{-1}$. Dette er nivåer hvor omfattende skader ikke forventes hvis pH samtidig er høy. Det er en entydig sammenheng mellom pH og ulike Al-fraksjoner i vassdraget. pH kan således benyttes som indikator på vannkvalitet. Ved pH 5.8 i hovedelva forventes en LAI-konsentrasjon på ca $15 \mu\text{g Al L}^{-1}$ (figur 7). Det forventes ikke fiskedød ved dette belastningsnivået.

ANC-verdien varierer betydelig i løpet av året på samtlige stasjoner (figur 6). ANC er samtidig korrelert med pH (figur 7). I vinterhalvåret er ANC høyest ved Ose bru, lavest ved Hunsfos. Dette forholdet er snudd i mai, juni og juli. Lav sommer-ANC ved Ose bru kan forklares med snøsmelting, hvor vannkjemien fortynnes med ionefattig smeltevann.

Variasjonene i vannkvalitet gjennom sesongen ved Evje og Hunsfos er en normal årstidsvariasjon i et moderat forsuret vassdrag. Vinterepisodene skyldes tildels nedbørsepisoder, hvor vann fra sidebekkene nedstrøms Byglandsfjorden dominerer vannføringen ved Skråstad. Sidebekkene kan også få økt dominans når avrenningen fra Byglandsfjorden er liten eller når vann holdes tilbake i kraftverket. Dette omtales i neste kapittel.



Figur 6a-c. Månedlig gjennomsnittsverdier for a) pH, b) labilt Al og c) ANC (avsyringskapasitet) målt ved Ose bru, Evje og Hunsfos i perioden fra 1997 til 2000. Verdiene er angitt med standard avvik.



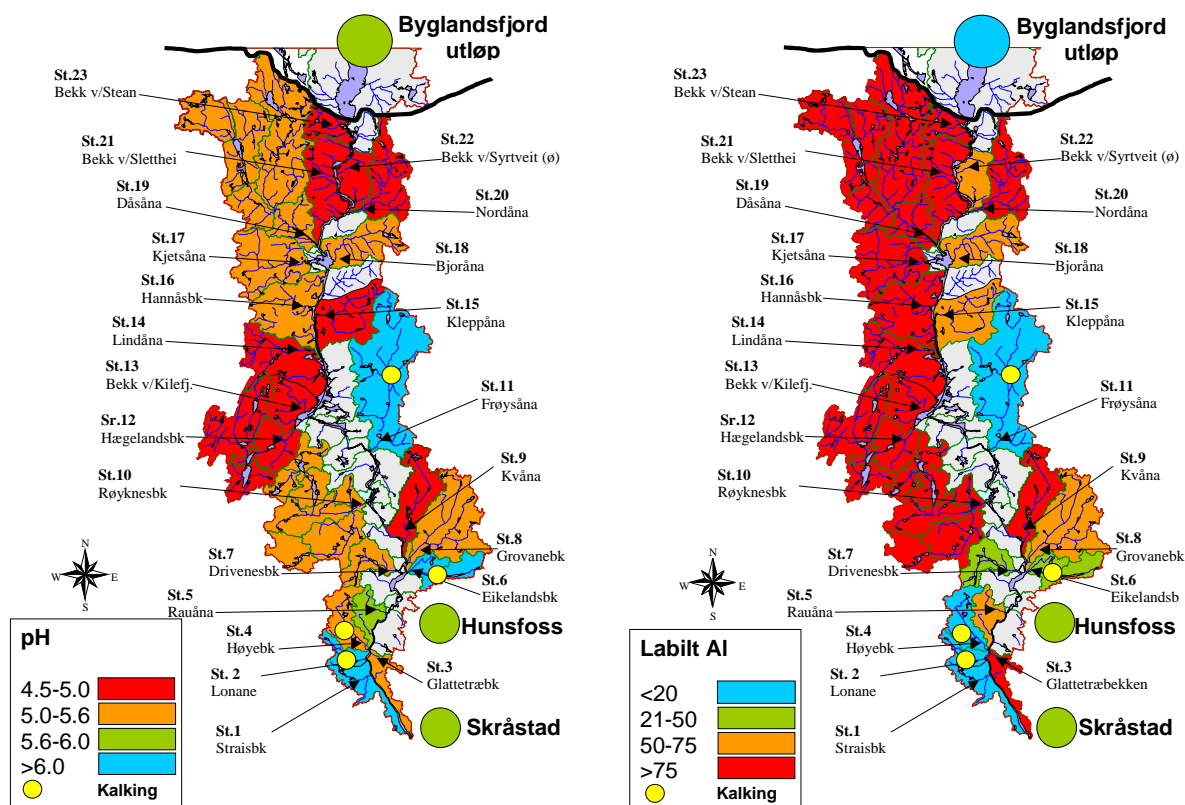
Figur 7. Sammenheng mellom pH og ulike tilstandsformer til Al (a-d) og ANC basert på målinger utført i år 2000.

2.2 Restfeltet

2.2.1 Vannkjemi i sidebekkene

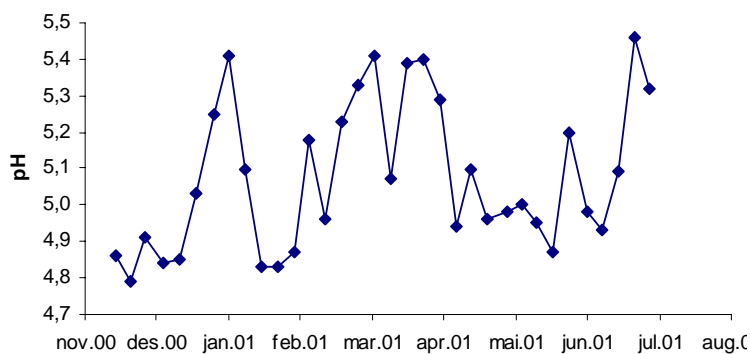
Vannkvaliteten i sidebekkene til restfeltet ble evaluert i 1986 og sen vinteren 2000 (Traaen og Johannessen, 1987; Kroglund m.fl., 2001f). Konklusjonen i begge undersøkelsene er at sidebekkene i restfeltet er sure og inneholder høye konsentrasjoner av H^+ og aluminium. Samtidig bidrar restfeltet med mye vann (vedlegg A). I perioder dominerer dette vannbidraget vannføringen ved Vigeland. Dette innebærer at delfeltene i restfeltet kan påvirke og bestemme vannkvaliteten på anadrom strekning i Otra.

Selv om pH var lav i sidebekkene våren 2000, resulterte ikke dette i en tilsvarende kraftig pH-reduksjon i hovedelva. På de aktuelle prøvetakingstidspunktene bidro sidebekkene til ca 20 % av vannføringen. Vannbidraget og vannkvaliteten fra Byglandsfjorden bidro til å opprettholde pH ved Hunsfos og Skråstad. Denne pH-økningen fra Byglandsfjorden til Vigeland bidro samtidig til å avgifte Al fra sidevassdragene. Det ble dermed målt mindre LAI i hovedelva enn det vassdraget ble tilført fra sidebekkene.



Figur 8. pH-nivåer og nivåer av labilt Al ($\mu\text{g Al L}^{-1}$) målt i ulike sidebekker innen restfeltet til Otra våren 2000 er vist ved bruk av fargekoder på delfeltene.

Det ble i 2000 igangsatt en ukentlig prøvetaking av pH i Dåsåna. Fra 14.november 2000 til 3.juli 2001 var pH i Dåsåna alltid lavere enn 5.5 og hyppig lavere enn 5.0 (i 16 uker). I løpet av perioden var pH mellom 5.0 og 5.4 i 14 uker og høyere enn 5.4 i 4 uker. Dersom Dåsåna er representativ for de andre sure sidebekkene er det grunn til å anta at disse også bidrar med surt vann hele året.

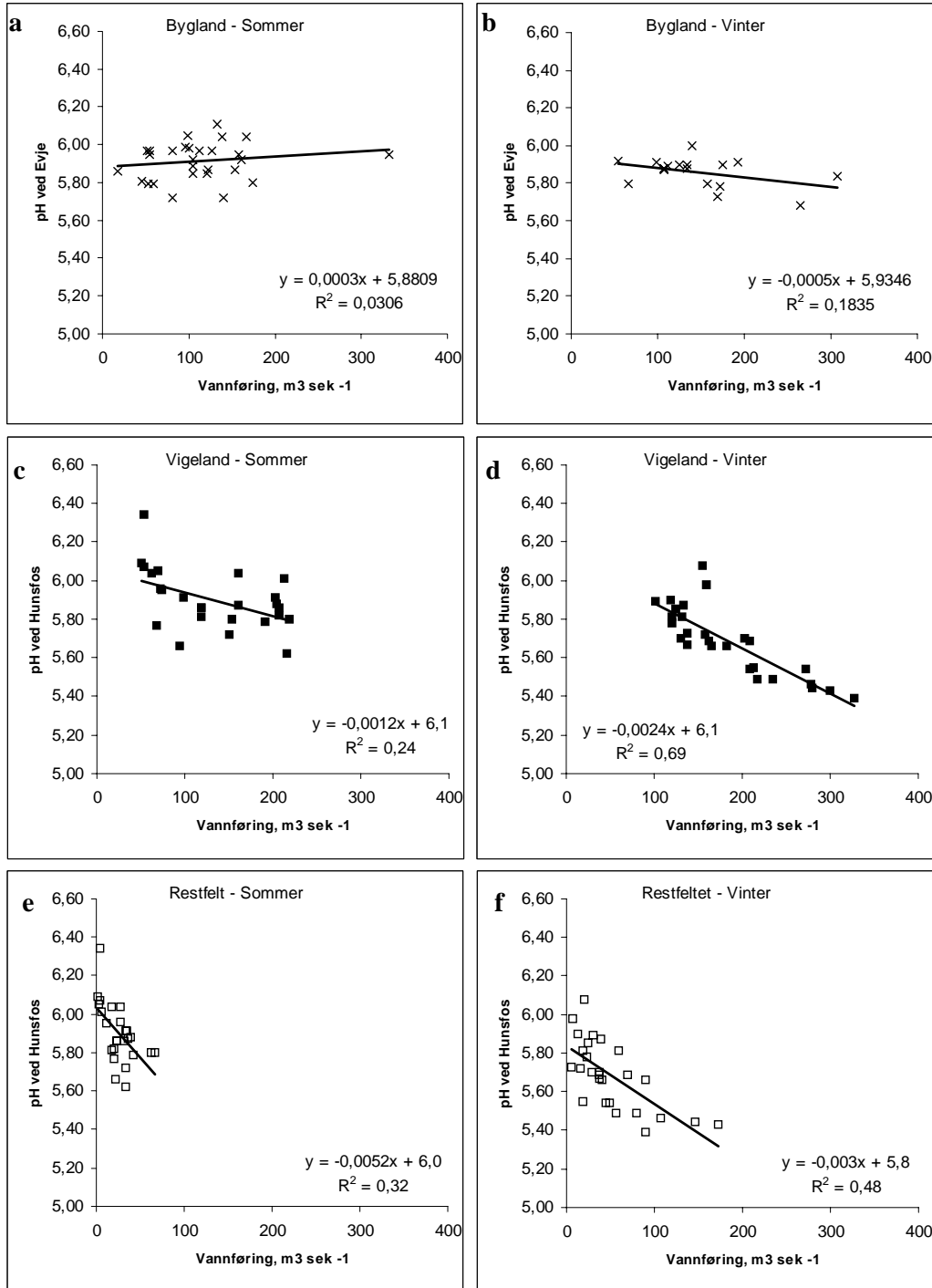


Figur 9. Ukentlige pH-målinger i Dåsåna. Prøvene er innsamlet av Syrtveit settefiskanlegg og analysert på anlegget.

2.2.2 Restfeltets innflytelse på pH ved varierende vannføringsforhold

De fleste sidebekkene til Otra nedstrøms Byglandsfjorden bidrar med surt vann (figur 8). Det er ikke urimelig at disse bidrar med surt vann hele året, jfr årsvariasjon i Dåsåna (figur 9). Dersom vannbidraget fra sidebekkene påvirker vannkvaliteten på anadrom strekning forventes det at det er en sammenhenger mellom vannføring og vannkjemi i nedre deler av Otra.

Ettersom pH målt ved Evje i løpet av de siste 30 år har økt fra omkring pH 5.5 til 5.8 forventes det ikke lengre omfattende surstøtsepisoder ut av Byglandsfjorden. Det var da heller ingen sammenheng mellom pH ved Evje og vannføring ut av Byglandsfjorden i sommerhalvåret ($r^2 < 0.03$), selv om det var svake tendenser ($r^2 < 0.18$) til noe surere vann om vinteren når vannføringen var høy (figur 10ab). Samtidig var det en sterk sammenheng ($r^2 = 0.69$) mellom pH ved Hunsfos og vannføring ved Vigeland i vinterperioden. Sammenhengen var fortsatt tilstede om sommeren, men var da betydelig svakere (figur 10cd). Ettersom det ikke var noen sammenheng mellom vannføring og pH ut av Byglandsfjorden, må sammenhengene ved Hunsfos skyldes tilførsel av surt vann fra restfeltet.



Figur 10 a-f. Vannføring ut fra Byglandsfjorden, ved Vigeland og fra restfeltet fordelt på sommer- (venstre rad) og vinterhalvåret (høyre rad) i forhold til pH målt ved Evje og Hunsfos.

Vinter-pH ved Hunsfos var relatert ($r^2=0.48$) til vannbidraget fra restfeltet (figur 10ef). Basert på våre beregninger antyder resultatet at når restfeltet bidrar med $>60 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, kan pH ved Hunsfos være lavere enn 5.8, eller når restfeltet bidrar med $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ eller mer, kan pH ved Hunsfos være lavere enn 5.5.

I sommerhalvåret er det sjeldent målt pH-verdier lavere enn 5.8 ved Hunsfos. Samtidig er vannbidraget fra restfeltet sjeldent høyere enn $40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Likevel forekommer stort vannbidrag fra restfeltet sporadisk (se figurer i vedlegg A). Såfremt pH i restfeltet ikke stiger betydelig om sommeren, kan det ikke utelukkes betydelige pH-fall også i sommerhalvåret når vannbidraget er høyere enn $40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

2.3 Oppsummering av vannkvalitet – vurdering av tiltaksbehov

Vannkvaliteten i Otra er markert forbedret i løpet av det siste 10-året, men vannkvaliteten er fortsatt ikke tilfredsstillende for laks i vinterperioden. Basert på beregninger av middel-pH for perioden 1997 til 2000 var pH 5.7 eller lavere i perioden september til februar ved Hunsfos. Resten av året var middel-pH 5.8 til 5.9. Det kan ikke utelukkes at vannkvaliteten periodevis kan være kritisk gjennom hele året.

Hvor raskt vannkvaliteten vil endres fra dagens nivå til et nivå som er tilfredsstillende for laks hele året er uvisst, men det kan ta flere 10-år. Vannkvaliteten i Otra vil først bli god når sidebekkene nedstrøms Byglandsfjorden ikke lengre er forsuret. Tiltak ansees derfor som nødvendig hvis reetablering av en permanent laksestamme skal skje raskt. Dersom tiltak ikke igangsettes vil fangst av voksen laks kunne variere betydelig fra år til år og fangstantall vil som i dag avhenge av fisk feilvandret fra andre vassdrag.

Kilden til surt vann på anadrom strekning er sidebekkene mellom Byglandsfjorden og Vigeland. Forsurningsnivået på anadrom strekning er korrelert med vannbidraget fra restfeltet. Når vannbidraget fra Byglandsfjorden er lavt i forhold til vannbidraget fra restfeltet, har sidebekkene innen restfeltet stor innflytelse på vannkvaliteten på anadrom strekning av elva.

3. Forslag til tiltak

Målsetningen med tiltakene er å avgifte vannet før dette når anadrom strekning av Otra. Ettersom restfeltet har en vesentlig innflytelse på vannkvaliteten i nedre deler av Otra må tiltaket være innrettet mot å håndtere surt vann fra restfeltet.

3.1 Tiltaksstrategi

3.1.1 Valg av teknikk

Avsyring kan oppnås gjennom terrengkalking, innsjøkalking og/eller doseringskalking. Kalking av innsjøer langs Otra vil generelt være positivt for vannkvaliteten i elva, men på grunn av få store innsjøer med tilstrekkelig lang oppholdstid mellom Byglandsfjorden og elvemunningen vil innsjøkalking ikke være tilstrekkelig som hovedtiltak.

Terrengkalking som metode er utprøve under forsøksbetingelser i Suldal, Flekke og i Gjerstad. I Sverige er metoden mye benyttet. Denne metoden har den fordel at aluminium (det giftige stoffet) holdes tilbake i jordsmonnet. Dette innebærer at aluminium ikke lengre tilføres vassdraget. Terrengkalking kan således ha en tilfredsstillende vannkjemisk effekt uten at pH nødvendigvis må heves til de nivåer som anbefales ved bruk av doseringskalking. For at terrengkalking skal fungere innenfor restfeltet må mer en 50% av restfeltarealet behandles. Dersom restfeltet nedstrøms Byglandsfjorden (915 km²) kalkes med 2 tonn ha⁻¹ og dette koster 1500.- kr. tonn⁻¹ ferdig utspredd vil tiltaket koste ca 275 mill. Selv om dette vil gi en antatt varig løsning er kostnadsnivået så høyt at tiltaket vurderes som urealistisk. Selv om kun halve arealet behandles vil summen fortsatt være høy.

De fleste elvetiltak i Norge utføres ved hjelp av doseringsutstyr. Selve doseringsteknikken, utrustning mm er betydelig forbedret i løpet av de siste 10 årene. Det er etterhvert lagt mer vekt på driftsikkerhet og kostnadsoptimalisering. Dersom det velges høy-kvalitets doseringsteknologi trenger avsyrimiddel kun å utdoseres når det er behov for dette.

Av disse tre alternativene synes doseringsteknologi å være riktig løsning for nedre deler av Otra. Tiltak som igangsettes i andre deler av vassdraget vil kunne redusere avsyrimiddebehovet men, ikke påvirke tiltaksstrategien som velges for nedre Otra.

3.1.2 Lokalisering

Tiltak i nedre deler av Otra kan utføres enten i de sure sidevassdragene (alternativ A) eller i hovedelva (alternativ B). Tiltak i sidevassdragene vil ha som hensikt å avgifte aluminium (Al) fra restfeltet nedstrøms Byglandsfjorden før det blandes inn i hovedelva. En usikkerhet ved denne strategien er at giftig Al vil kunne remobiliseres til kritiske konsentrasjoner i hovedelva hvis vannkvaliteten ut av Byglandsfjorden er surere enn 5.8. Alternativ B har som hensikt å avgifte alt vann i elva før dette når anadrom strekning av elva. Dette innebærer at anlegget må plasseres så langt oppe i elva at aluminium er avgiftet før denne når anadrom strekning, men samtidig ikke så langt oppstrøms at sidebækker nedstrøms anlegget kan gi opphav til forsureningsepisoder nedstrøms doseringsanlegget.

Dåsåna, Røyknesbekken, Frøysåna og Hægelandbekken bidrar med tilsammen 44% av Al-tilførselen og ca. 38% av avrenningen fra restfeltet nedstrøms Byglandsfjorden (tabell 1). Dersom en begrenser tiltakene til disse fire bekkene har en fortsatt mulighet til å avsyre en stor del av avrenningen fra restfeltet. Nøyaktig plassering av anleggene er ikke avklart, men alle har egnede lokaliteter ved vei. Tiltak i sidebekkene vil ha gunstig effekt både i bekken, men også for målområdet i Otra.

I hovedelva er tre alternative lokaliseringer vurdert. Anlegg kan plasseres ved Hunsfoss, ved Steinsfoss eller i Beiehølen. Alle lokalitetene har kort avstand til vei og til elva. Av disse alternativene

ansees Hunsfoss som minst egnet. Avstanden fra fossen til anadrom strekning er under 1 km. Ved stor vannføring vil vannet kun bruke minutter fra tiltakspunkt til vannet når fram til laksens gyte og oppvekstområder. I tillegg vil det være teknisk vanskelig å sørge full innblanding i hele elveprofilen tilstrekkelig raskt. Dette innebærer at Al sannsynligvis ikke vil være avgiftet før anadrom strekning.

Steinsfoss er godt egnet. Doseringsanlegget kan plasseres i tilknytning til kraftverket. Argumenter mot denne lokaliseringen er at avstanden fra anlegget til Venneslafjorden er kort. Dette er særlig viktig dersom kalk velges som avsyrimiddel. Kalkpartikler som ikke har gått i oppløsning før innsjøen vil kunne sedimentere i fjorden.

Beiarhølen er også godt egnet. Doseringsanlegget kan plasseres i tilknytning til inntaket til Steinsfoss kraftverk. Den lange tunnelen fra Beiarhølen til Steinsfoss vil trolig sikre god kalkoppløsning. Dette vil også sikre at aluminium er avgiftet. Usikkerheten vedrørende denne lokaliseringen er adkomstveien. Ifølge personell ved kraftverket skal det ikke by på problemer å kjøre tankbil inn til anlegget. Dette må imidlertid bekreftes.

Det trekkes ikke her noen konklusjon her vedrørende alternativene Beiarhølen og Steinsfoss. Begge synes tilfredsstillende ut fra faglige hensyn, dog er avstanden fra Beiarhølen til Venneslafjorden gunstig.

Flere sidebekker langs den lakseførende strekningen er lakseførende. Av disse er Høyebekken klart påvirket av forsurening. Lonanebekken er forsuret, men er i dag påvirket i en gunstig retning av innsjøkalking. Ytterligere tiltak her synes ikke nødvendig. Det er i denne rapporten utført kostnadsberegninger for tiltak i både Høyebekken og Straisbekken. Vannkvalitet i Straisbekken må imidlertid vurderes før tiltak evt. igangsettes.

3.1.3 Valg av avsyrimiddel

I planen er to ulike avgiftingsmidler vurdert, henholdsvis kalk og silikat. Disse avgifter aluminium etter ulike prosesser og rater. Mens pH-økning som er forårsaket av kalking igangsetter en (polymeriserings-) prosess hvor giftig Al blir ufarlig ved at disse danner lange kjeder som over tid danner "partikler", avgifter silikat Al ved at det dannes Al-Si komplekser. Denne kompleksbindingen er en betydelig raskere prosess enn polymerisering. Silikat kan derfor benyttes til å avsyre vann nært inntil anadrom strekning uten at det dannes områder med ustabil vannkjemi (jfr blandsoner i vedlegg B). Silikat avgifter vannet ved lavere pH nivå enn det som er nødvendig ved bruk av kalk. De vannkemiske tiltaksmålene representert i tabell 4 vil derfor variere avhengig av valgt avsyrimiddel og plassering av tiltak.

Det kan føres en rekke argumenter for og mot de ulike avsyrimidlene. Kalk som avsyrimiddel er utprøvd siden tidlig på 1980-tallet i Norge. En lang rekke vassdrag er i dag kalket med godt resultat. Kunnskapen om kalking har over denne 20-årsperioden økt, og kalkingsstrategier som anbefales i dag skiller seg vesentlig fra strategier en baserte seg på fram til midten av 90-tallet. Mens anlegg opprinnelig ble plassert i hovedelva (som i Audna), er det i dag mer normalt å gjennomføre tiltak i større sidebekker (som i Mandal og Tovdal).

Silikat har lenge vært benyttet til pH-justering av drikkevann. Silikat er testet komparativt til lut på Syrtveit-anlegget i Otra (Rosseland m.fl., 1996), i forhold til lut og kalk i ulike renneforsøk (Kroglund m.fl., 1998a; 1999) samt i Tangedalselva i Hordaland (Åtland m.fl., 1997). Effekter av eventuell overdosering med silikat er evaluert i forhold til laks (Kroglund m.fl., 2000), og bruk av silikat i forhold til fisk er evaluert (Bang, 2001). De siste 7 årene har en lang rekke settefiskanlegg foretrukket silikat framfor kalking, luttilsetning eller sjøvannstilsetning.

Dersom det benyttes kalk, bør tilsetningen skje såpass langt oppstrøms anadrom strekning at vannet har minst 60 minutters reaksjonstid etter tiltak for å oppnå tilfredsstillende avgiftning. Denne reaksjonstiden forutsetter at pH etter tiltak er omkring 6.1. Ved lavere mål-pH trengs lengre reaksjonstid og dermed lengre avstand til tiltaket.

Basert på dagens kunnskap synes begge avsyrimidlene å fungere tilfredsstillende. Endelig valg gjøres på bakgrunn av pris etter en anbudsrunder. I denne sammenheng må det også tas hensyn til at doseringsanlegget ikke vil utdosere avsyrimiddel når pH er høyere enn 5.8. Før endelig valg av avsyrimiddel gjennomføres må leverandør av doseringsanlegg og avsyrimiddel kunne garantere at anlegg vil kunne starte og fungere tilfredsstillende, selv etter lengre doseringsopphold.

3.1.4 Mulige negative effekter

Når vannkvalitet forbedres representerer denne ikke lengre en flaskehals for de ulike vannlevende organismesamfunnene. Dette kan medføre oppblomstring av ulike arter som hadde begrenset utbredelse som følge av utfredsstillende vannkvalitet. Økosystemet vil ikke være stabilt kort tid etter at tiltak er igangsatt. Enkelte arter vil derfor kunne øke voldsomt i antall. En slik økningen i forekomst ansees som uheldig. Uheldige effekter av kalking er påvist hos fisk og hos enkelte planter.

Fisk:

Det kan ikke utelukkes at fiskeproduksjonen i Venneslafjorden vil øke. Økt produksjon kan resultere i økt antall fisk, og/eller bedre vekst. Økt vekst er å oppfatte som positivt. Dersom antallsøkningen blir for stor etableres det tusenbrødrebestander (store mengder små fisk). Dette er uønsket, men kan forhindres gjennom aktiv fiskekultivering. Tiltak som kan iverksettes omtales ikke her.

Vegetasjon:

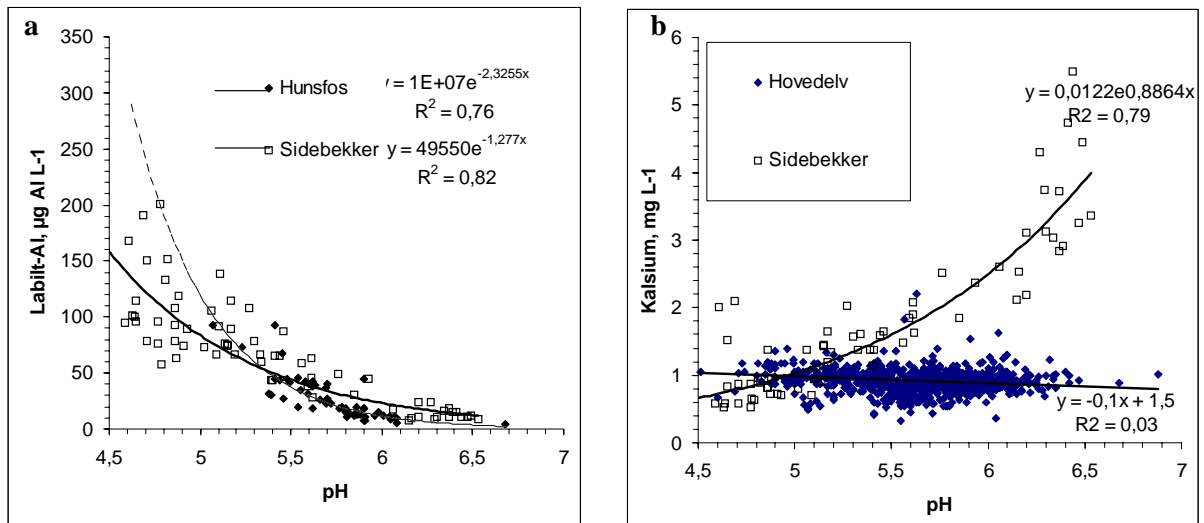
Det er vist at kalking kan øke forekomst av krypsiv, spesielt i innsjøer. Denne økningen skjer ved at forbedret vannkvalitet øker nedbrytingen av innsjøsediment, noe som igjen frigjør CO₂ som er en nøkkelfaktor i vekst av krypsiv. Venneslafjorden er allerede sterkt påvirket av krypsiv, og da som følge av reguleringen. Hvorvidt kalking vil kunne forsterke dagens negative situasjon er uvisst.

3.1.5 Vannkjemisk mål

Sammenhengen mellom pH og labilt Al antyder at tiltak ikke er nødvendig når pH er høyere enn 5.8 (figur 11). Når pH er høyere enn dette forventes det ikke kritiske vannkvaliteter. Eventuelle subletale effekter påført laksen i vinterperioden vil kunne restitueres når vannkvaliteten forbedres i løpet av våren. Denne vannkvaliteten vurderes således ikke som kritisk i og med at den sannsynligvis ikke vil forårsake bestandsreduksjon. pH 5.8 settes derfor som grense for igangsetting av tiltak. Biologisk respons er likeledes avhengig av hvor lenge en gitt vannkvalitetsgrense er brutt. Varighet (dager eksponering) er derfor i tillegg et viktig kriterium. pH-grenser er antydnet i tabell 4. Det anbefales at pH-verdier i området mellom 5.7 og 5.8 aksepteres i inntil 3 dager (tabell 4). Faller pH under 5.7 igangsettes tiltak umiddelbart. Når tiltak igangsettes må pH heves til ulike nivå, avhengig av hvilket avsyrimiddel som velges. pH-målet etter tiltak settes høyere for kalk enn for silikat. Likeledes settes målet høyere hvis tiltak igangsettes i sidebekker enn i hovedelva.

Tabell 4. Forslag til pH-grenser for igangsetting av tiltak. Grensene bør verifiseres gjennom oppfølginger etter at tiltak er iverksatt.

Avsyrimiddel	pH	Dager før tiltak	pH-mål Hovedelv	pH-mål Sidebekk
Silikat	>5.8		Ingen tiltak	Ingen tiltak
	5.7-5.8	3	5.9	5.8
	<5.7	1	5.9	5.8
Kalk	>5.8		Ingen tiltak	Ingen tiltak
	5.7-5.8	3	6.0	6.0*
	<5.7	1	6.0	6.1*



Figur 11. Sammenhenger mellom pH og aluminium (a) og kalsium (b) for sidebekker (åpne firkanter) og for hele vassdraget (lukkede diamanter).

* Ved beregning av kalkforbruk år^{-1} benyttes kalkbehov for å oppnå pH 6.1 som snittverdi. Det velges ulike pH-mål for sidebekkene ettersom vannbidraget fra restfeltet tiltar med synkende pH.

3.2 Beregning av silikat- og kalkdoser

3.2.1 Silikatdose

Normalt ansees tilsetning av $0.5 \text{ mg SiO}_2 \text{ L}^{-1}$ som tilstrekkelig til å avgifte vann innenfor settefisknæringen (Rosseland m.fl., 2000). Tilsetning på 1.0 mg L^{-1} er benyttet med hell i Tangedal (Åtland m.fl., 1997a) og i fiskeforsøk (Åtland m.fl., 1997b; Kroglund 1998a; 1999). Inntil videre antas det at $0.5 \text{ mg SiO}_2 \text{ L}^{-1}$ er tilfredsstillende for Otra, men dette bør etterprøves ettersom doseringsmengde vil ha stor innvirkning på kostnad. En silikatdose på $0.5 \text{ mg SiO}_2 \text{ L}^{-1}$ tilsvarer en dosering på $1.8 \text{ g silikatlut m}^3$. Denne har en kostnad på ca $1300.- \text{ kr tonn}^{-1}$ (tall fra PQ Norge Silicates AS).

Dersom doseringsanlegg plasseres i sidebekkene (alternativ A) må det legges inn en overdoseringsfaktor (ca. 2.6) ved hvert tiltakspunkt for å kompensere for sur avrenning fra det øvrige restfeltet hvor det ikke gjennomføres tiltak. Dette overdoseringsnivået vurderes ikke som uakseptabelt stort, hverken for silikat eller kalk.

3.2.2 Kalkdose

Det finnes flere alternative metoder for å beregne kalkbehov i vassdrag basert på oppgitte pH-mål: (1) Utføre titreringsanalyser på naturlig elvevann, (2) bruke erfaringstall fra titreringsanalyser foretatt på tilsvarende vannkvaliteter andre steder, eller (3) bruke empirisk sammenheng mellom pH og kalsium i vannet. Alle metodene innebærer usikkerheter og bør justeres i etterkant.

For Otra er det ingen god sammenheng mellom kalsium og pH (figur 11). I forbindelse med en tidligere kalkingsplan for Otra ble det foretatt titreringsanalyser på flere stasjoner i vassdraget, deriblant i Dåsåna og i utløpet av Venneslafjorden (Kaste og Hindar, 1994). De vannkjemiske dataene fra sidebekkene som ble samlet inn i 2000 (figur 8) tyder på at kurveforløpet fra Dåsåna (utgangspunkt pH 4.95) kan være representative for restfeltet nedstrøms Byglandsfjorden også i dag.

Avsyringsbehovet som denne kurven antyder, er også sammenlignbar med titreringskurver fra andre vassdrag med lignende vannkvaliteter (Kaste, 1999; Hindar, upublisert).

I de følgende kalkberegningene er det antatt en midlere pH i restfeltet på 5.0 i vinterhalvåret (arealveid gjennomsnitt for alle vårprøvene samlet inn i 2000) og et pH-mål på 6.0. Dette gir et CaCO_3 (kalsiumkarbonat) behov på 1.7 g m^{-3} (basert på titreringskurven for Dåsåna). Dersom en benytter titreringskurvene fra Lygna (Kaste, 1999) eller fra andre vassdrag med tilsvarende humusinnhold (Hindar, upublisert) ville det beregnede CaCO_3 -behovet være i samme størrelsesorden, hhv. 1.8-2.0 og 1.3-1.8 g m^{-3} . I den reviderte kalkingsplanen for Audna, ble det ut fra kalsium/pH-forhold beregnet et CaCO_3 -behov på 1.75 g/m^3 for å heve pH i elva til 6.0 (Kaste et al., 2000b).

Ved omregning fra CaCO_3 -dose til kalkdose (kalksteinsmel) er det antatt at kalken inneholder 90% CaCO_3 og har en momentanoppløsning i elv på omkring 70%. Omregningsfaktoren fra CaCO_3 til kalk blir dermed omkring 1.6.

3.3 Beregning av silikat- og kalkbehov og kostnader

3.3.1 Dosering i sidevassdrag (alternativ A)

Det satses på en strategi hvor fire sidebekker behandles. Disse representerer 39% av hele avrenningen fra restfeltet. Vannføringen i hvert sidevassdrag er estimert som et arealjustert vannføringsbidrag. Hvert tiltak skal både avgifte vann i bekken samt bidra til å transportere kalk eller silikat til Otra for å avgifte vann fra ubehandlede bekker. Mål-pH er satt høyere for bekk enn for elv. Forskjellen i forbrukt avsyrmiddel mellom de to pH-nivåene er på ca 10%.

I Frøysåna er det allerede etablert en doserer i regi av Fylkesmannen i Aust-Agder. Dersom alternativ A iverksettes, må det vurderes om eksisterende anlegg kan innlemmes i strategien, eller om det må bygges et nytt.

Tabell 5. Alternativ A: Anslått årlig behov for silikat og kalk i de enkelte sidebekkene, samt en antydning av mulige kostnader.

	Dåsåna	Røyknesb	Frøysåna	Hægelandsb	SUM	
Tilslig ved anlegg ¹	120	74	64	54	312	mill $\text{m}^3 \text{ år}^{-1}$
Tilslig som skal avsyres	317	195	168	142	822	mill $\text{m}^3 \text{ år}^{-1}$
Overdoseringsfaktor	2.64	2.64	2.64	2.64		
Kalkdose ved anlegg	7.8	7.8	7.8	7.8		g m^{-3}
Silikatlutdose ved anlegg	4.8	4.8	4.8	4.8		$\text{g m}^{-3(-1)}$
Max dosering ² , kalk	24	15	13	11		tonn døgn^{-1}
Max dosering ² , silikat	15	9	8	7		tonn døgn^{-1}
Årsbehov, kalk	940	580	500	420	2440	tonn år^{-1}
Årsbehov, silikat	570	350	300	260	1480	tonn år^{-1}
Årskostnad ³ , kalk	0.56	0.35	0.30	0.25	1.46	mill kr
Årskostnad, silikat	0.74	0.46	0.40	0.33	1.92	mill kr

¹Gjelder perioden september-mars

²Basert på flom tilsvarende $250 \text{ m}^3/\text{s}$ (inntraff 9 dager i løpet av perioden 1997-2001)

³Antatt tonnpris på kr 600 for kalk og kr 1300 for silikatlut.

3.3.2 Doserer i hovedelva oppstrøms anadrom strekning (alternativ B)

Denne dosereren vil kunne avsyre alt vann i Otra til de pH-målene som er fastsatt. Dersom kalk velges som avsyrmiddel må dosereren plasseres såpass langt oppstrøms anadrom strekning at aluminium er avgiftet før Hunsfos. Dessuten bør pH i vannbidraget fra Byglandsfjorden heves fra et antatt nivå på 5.8 i vinterhalvåret til omkring 6.0 for å sikre raskere avgiftning av Al som tilføres fra

sidevassdragene. Dersom en bruker samme titreringskurve som for restfeltet tilsvarer dette en kalkdose på 0.35 g CaCO₃/m³ (0.55 g kalk/m³). Medregnet aktuell overdoseringsfaktor blir dette 0.4 g kalk/m³ i Otra ved Hunsfoss (tabell 4).

Tabell 6. Alternativ B: Anslått årlig behov for silikat og kalk hovedelva, samt en antydning av mulige kostnader.

	Tilslig fra restfelt	Tilslig fra Bygl.fjord	Sum Vigeland	
Tilslig ved anlegg ¹	2882	2882	2882	mill m ³ år ⁻¹
Tilslig som skal avsyres	822	2019		mill m ³ år ⁻¹
Overdoseringsfaktor	0.29	0.70		
Kalkdose ved anlegg	0.8	0.4	1.2	g m ⁻³
Silikatlutdose ved anlegg	0.5		0.5	g m ³⁽⁻¹⁾
Max dosering ² , kalk	40	20	60	tonn døgn ⁻¹
Max dosering ² , silikat	27		27	tonn døgn ⁻¹
Årsbehov, kalk	2218	1122	3340	tonn år ⁻¹
Årsbehov, silikat	1480		1480	tonn år ⁻¹
Årskostnad ³ , kalk	1.331	0.673	2.004	mill kr
Årskostnad, silikat	1.923		1.923	mill kr

¹Gjelder perioden september-mars

²Basert på flom tilsvarende 600 m³/s (inntraff 4 dager i løpet av perioden 1997-2001)

³Antatt tonnpris på kr 600 for kalk og kr 1300 for silikatlut.

3.3.3 Sidebækker til anadrom strekning

Sidebækker til anadrom strekning i Otra kan avsyres (september til mars) for en årlig kostnad på ca kr. 30 000. Doseringanlegg bør plasseres så høyt i vassdraget som praktisk mulig for derved å beskytte hele den lakseførende strekningen.

Kostnadene er tilnærmet lik for silikat og kalk. Med begrunnelse i ulike avsyringsteknologier vil et silikatbasert anlegg være enklere å drive og vil kunne gi gode og stabile driftsresultat uten store investeringer. Fra leverandøren av silikat antydes en innkjøpskostnad på ca kr. 200.000.- pr. anlegg. Dette vil være betydelig billigere enn ett kalkingsanlegg.

Tabell 7. Alternativ C: Anslått årlig behov for silikat og kalk to sidebækker til anadrom strekning, samt en antydning av mulige kostnader.

	Høyebekken	Straisåna	SUM	
Tilslig ved anlegg ¹	14,6	14,2	28,8	mill m ³ år ⁻¹
Tilslig som skal avsyres	14,6	14,2		mill m ³ år ⁻¹
Overdoseringsfaktor	0	0		
Kalkdose ved anlegg	2,7	2,7		g m ⁻³
Som silikatlut	1,8	1,8		g m ³⁽⁻¹⁾
Max dosering ² , kalk	1,0	1,0	2,0	tonn døgn ⁻¹
Max dosering ² , silikat	0,7	0,7	1,3	tonn døgn ⁻¹
Årsbehov, kalk	40	38	78	tonn år ⁻¹
Årsbehov, silikat	26	26	52	tonn år ⁻¹
Årskostnad ³ , kalk	24	23	47	tusen kr
Årskostnad, silikat	34	33	67	tusen kr

¹Gjelder perioden september-mars

²Basert på flom tilsvarende 250 m³/s (inntraff 9 dager i løpet av perioden 1997-2001)

³Antatt tonnpris på kr 600 for kalk og kr 1300 for silikatlut.

3.3.4 Kostnadsnivåer

Kostnadene er relativt like uavhengig av valgt strategi og avsyrimiddel. Avgifning av vann på anadrom strekning av Otra forventes å koste ca. 2 mill kr. årlig. Dette er basert på at kalk koster 600 kr. tonn⁻¹ mens silikat koster 1300 kr. tonn⁻¹. Dette er prisnivåer angitt fra leverandør. I tillegg vil det komme kostnader til transport. Hvert anlegg vil ha en årlig kostnad til teknisk drift og vedlikehold.

Foruten de årlige utgiftene kommer et etableringsbeløp for anlegg. Fra leverandøren av silikat anslås anleggs- og etableringskostnader til ca kr 200.000.- pr. anlegg (beregnet på bakgrunn av anlegg etablert i Mandalsvassdraget). Et høykvalitets kalkingsanlegg koster i størrelsesorden kr 1-2 mill. Her må det innhentes bindende priser før endelig løsning velges.

4. Anbefalinger

Forsuringsnivået i Otra avviker fra det som ellers påtreffes i forsuringspåvirkede vassdrag på sørlandet. Dette medfører bl.a. at forsuringsbelastningen i Otra er mer episodisk mens belastningen i dagens kalka vassdrag er kronisk. Episoder har kort varighet. Dette innebærer at doseringsanlegg kun vil være i drift når det vannkvalitet endres fra tilfredsstillende til belastende. Når god vannkvalitet gjenetableres etter en episode vil anlegget kunne slås av for å unngå overdosering. Målet med anlegget vil være å avgifte episodene. Dette er en målsetning man pr. i dag har liten erfaring med, men er samtidig en situasjon man forventer vil oppstå også i andre vassdrag etterhvert som forsuringsnivået avtar.

Det må stilles krav om at et anlegg må kunne stå uten at det doseres avsyrimiddel over lengre tidsrom. Anlegget må likeledes kunne startes raskt når det er behov for tiltak.

Lokalisering:

Det vurderes som sikrere og driftsmessig enklere å plassere et doseringsanlegg i Otra enn å plassere anlegg i fire sidebekker.

Kalking av sidebekker er noe mindre kostnadskrevene enn kalking av hovedelva. Forskjellen i kostnad er for liten til at vi ønsker å bruke dette som argument i favør av bekketiltak.

Vi anbefaler et anlegg plassert i hovedelva. Dette vil kunne utdosere kjemikalier i takt med endringer i vannkjemi og vil således kunne eliminere enhver surstøtsepisode. Plasseres doseringsanleggene i sidebekkene vil man måtte ta hensyn til både vannkjemi i Otra samt vannføring i bekkene. Dette vil medføre behov for en kompliserte driftsteknisk styring. Samtidig vil det ta lang tid før tiltak som gjennomføres i de øverste sidebekkene kommer anadrom strekning til gode. Dette skyldes at det tar dager før vann er transportert fra Byglandsfjorden til Venneslafjorden ved lav vannføring.

Valg av avsyrimiddel:

Både silikat og kalk vurderes som aktuelle avsyrimidler. Endelig valg gjøres etter at det er innhentet bindende anbud fra aktuelle leverandører. Avsyrimiddelet må kunne lagres i doseringstanker lenge uten at dette medfører problemer ved oppstart.

Metode:

Anleggene bør være pH-styrt. Oppstrøms pH benyttes som start- og stoppsignal for dosering.

Vannkemisk mål ved tiltak:

pH-målet er satt lavere enn det som ellers benyttes ved kalking av lakseførende vassdrag på Sørlandet. Dette skyldes at vannkvaliteten i Otra stort sett er bedre enn nødvendig enn nabovassdrag som f.eks Tovdalselva og Mandalselva. pH-målene angitt i tabell 4 skal sikre god yngeloverlevelse. Målsetningen er definert at yngelen skal overleve episoden. Mellom episodene vurderes vannkvaliteten som nær tilfredsstillende.

Andre tiltak:

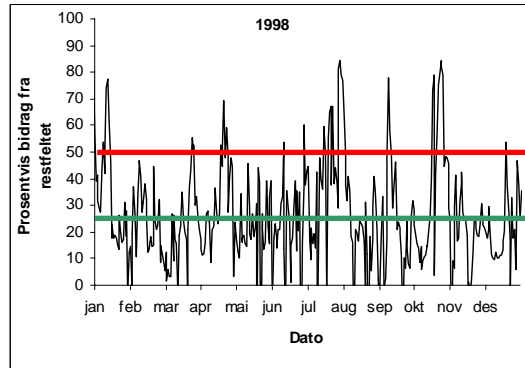
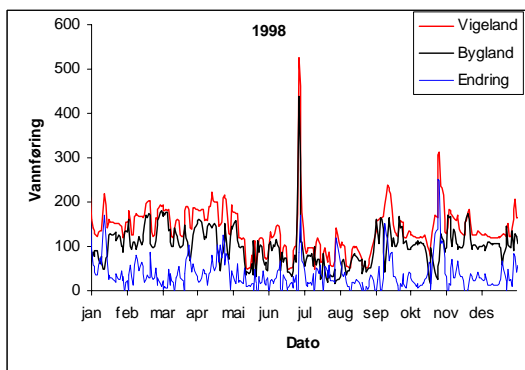
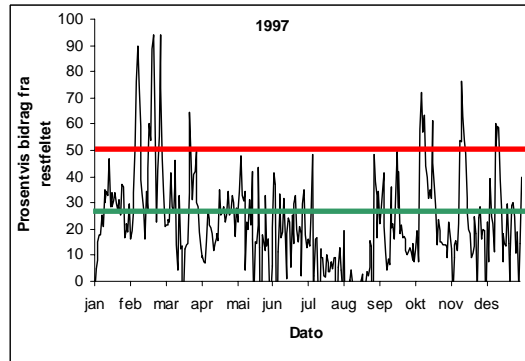
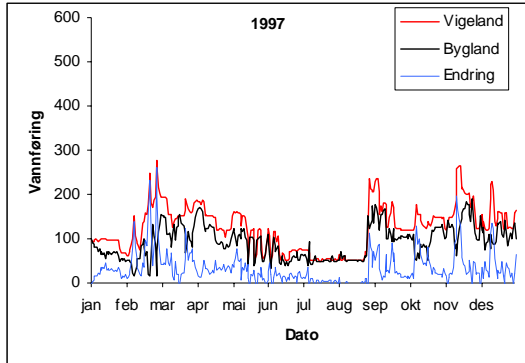
Det anbefales særskilte tiltak i sure sidebekker i anadrom strekning av vassdraget. Disse tiltakene vil være små og svært lite kostnadskrevene. Tiltak i disse vil ikke påvirke den generelle vannkvaliteten i Otra.

5. Referanser

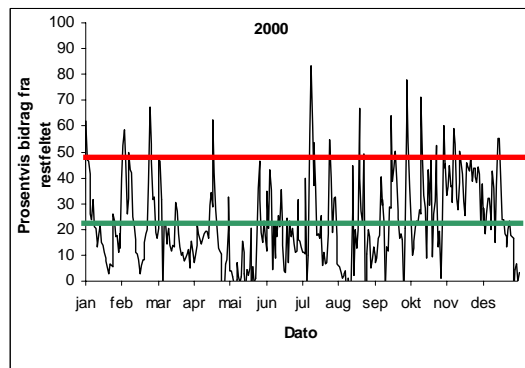
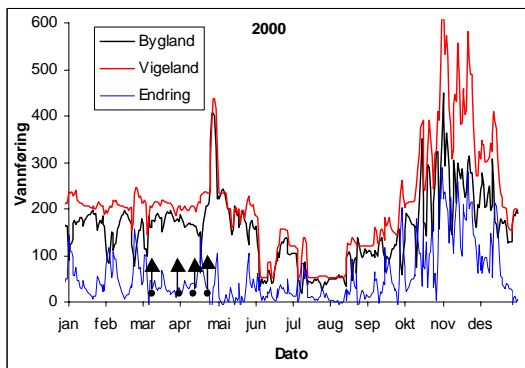
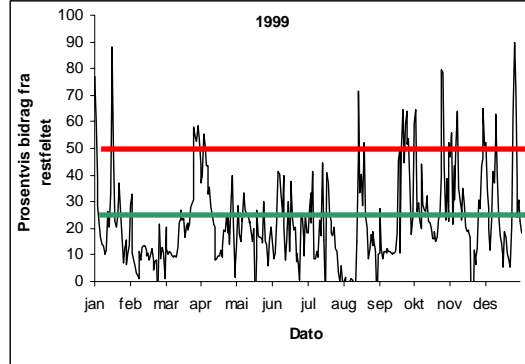
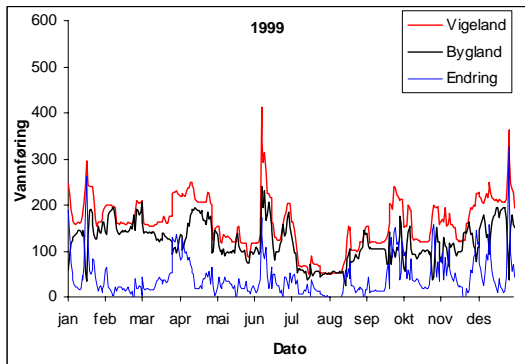
- Aanes, K.J. og Lydersen, E. 1997. Konsekvensutredning. Laksedød Otra. - NIVA-rapport O-97138. 86 s. [Sperret distribusjon].
- Bang, K., 2001. Silikatlut som alternativ til kalk for avgifting av toksisk aluminium i sure vassdrag. Hovedfagsoppgave ved Isotoplaboratoriet-NLH 2001, 61s+vedlegg.
- Boman, E. og M. Grande, 1985. Otra. Tiltaksorientert overvåking 1984. Overvåkingsrapport 199/85. NIVA 49 s.
- Brabrand, Å. 1989. Fiskeribiologiske undersøkelser i nedre Otra med Kilefjorden, Gåseflåfjorden og Venneslafjorden. - Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo. Rapport 114. 24 s.
- Farmer, G.J., J.A. Ritter, og D. Ashfield. 1978. Seawater Adaptation and Parr-Smolt Transformation of Juvenile Atlantic Salmon, *Salmo Salar*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, Vol 35, No 1, January 1978, p 93-100.
- Farmer, G.J., R.L. Saunders, T.R. Goff, C.E. Johnston, og E.B. Henderson. 1989. Some Physiological Responses of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Exposed to Soft, Acidic Water During Smolting. Aquaculture Aqclal, Vol. 82, No. 1 4, p 229 244.
- Grande, M. og R. Wright, 1984. Otra 1983. Rutineovervåking. Overvåkingsrapport 145/85, NIVA 45 s.
- Handeland, S. O., T. Jaervi, A. Fernoe, og S. O. Stefansson. 1996. Osmotic stress, antipredator behaviour, and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 2673-2680.
- Haraldstad, Ø. 1986. Lakseundersøkelse i Otra 1986. - Notat. Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernavdelingen. 8 s.
- Hindar, A., Aanes, K.J og Bækken, T. 1991. Otra 1987-90. Tiltaksorientert overvåking. SFT/NIVA. Overvåkingsrapport 472/91. 68 s.
- Høgåsen, H. R., 1998. Physiological changes associated with the diadromous migration of salmonids. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 127: 1-128.
- Järvi, T. 1989. Synergistic effects on mortality in Atlantic salmon, *Salmo salar*, smolts caused by osmotic stress and presence of predators. Environ. Biol. Fish. 26: 149-152.
- Järvi, T. 1990. Cumulative acute physiological stress in Atlantic salmon smolts: The effect of osmotic imbalance and the presence of predators. Aquaculture. 89: 337-350.
- Kaste, Ø. og Hindar, A. 1994. Tiltak mot forsuring av Otra – kalkingsplan. NIVA-rapport 3052, 37 s.
- Kaste, Ø. 1999. Lygna. Vannkjemi. I: Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1998. DN-notat 1994-4, 153-155.
- Kaste, Ø., Larsen, B.M., Lindstrøm, E-A. & Aanes, K.J. 2000a. Tiltaksorientert overvåking av Otra i 1999. – NIVA Rapport O-97034. 56 s.
- Kaste, Ø., Kroglund, F. & Enge, E. 2000b. Revidert kalkingsstrategi for Audnavassdraget i Vest-Agder. NIVA-rapport 4273, 38 s.
- Kroglund, F., E. Lydersen og B.O. Rosseland. 1993. Endringer i aluminiumskjemi i blandsoner med kalket og surt vann -Områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk. TVLF seminar i Stjørdal, 1993.
- Kroglund, F. , Teien, H. C. , Rosseland, B. O. , Lucassen, E. , Salbu, B. & Åtland, Å. 1998a. Endring i aluminiumsgiftighet i en humus-fattig elv ved bruk av kjemiske tiltak. Forsøk med laksesmolt i Suldalslågen - NIVA-rapport 3970-98,102s.
- Kroglund, F. og Staurnes, M. 1999. Water quality requirements of smolting Atlantic salmon (*Salmo salar*) in limed acid rivers. Can. J. Fish. Aquat. Sci.56: 2078-2086.
- Kroglund, F. H.C.Teien, E.Lucassen, J.Håvardstun, B.O.Rosseland, B.Salbu og M.N.Pettersen. 1999. Avgiftingsrater til aluminium i humusrike vannkvaliteter ofg effekter på fisk. DN-rapport 1999-7, 40s.
- Kroglund, F., Berger, H.M., Lande, A., Kaste, Ø., Johansen, M.B., & Håvardstun, J. 1999. Status for vann- og smoltkvalitet i Otra, Vest-Agder våren 1999. NIVA-rapport LNR 4158-99; 40s.
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teien, H.-C. & Sørli, L., 2000. Silikatlut som alternativt doseringsmiddel til kalk . Konsekvenser av overdosering med silikat. NIVA rapport 2000
- Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Salbu, B. & Lucassen. E.C.H.E.T., 2001a. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolts. Water, Air, and Soil Pollut. 130: 911-916.
- Kroglund, F., Teien, H.-C. Rosseland, B.O. & Salbu, B., 2001b. Time and pH-dependant detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. Water, Air, and Soil Pollut. 130: 905-910.
- Kroglund, F., Ø. Kaste, B.O. Rosseland og T. Poppe, 2001c. The return of the salmon, Water, Air, and Soil Pollution 130; 1349-1354

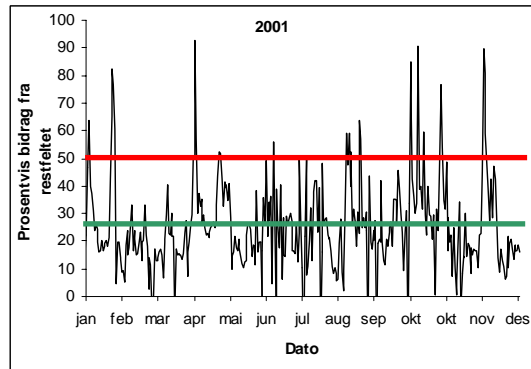
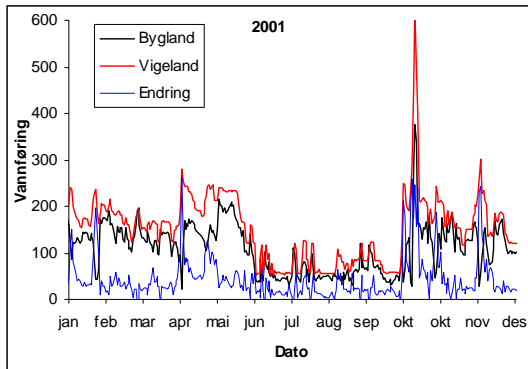
- Kroglund, F. & Finstad, B., 2001d. Effekter av ulik vannkvalitet på fysiologisk respons, vekst, vandring og marin overlevelse hos to stammer av atlantisk laks. NIVA-rapport 4381: 45s.
- Kroglund, F. og Finstad, B., 2001e. Selv lave aluminiumskonsentrasjoner påvirker fysiologisk status, vekst, vandring og marin overlevelse hos to stammer av Atlantisk laks. Vann 4b-2001: 427-432.
- Kroglund, F., Larsen, B.M, Kaste, Ø. og Aanes, K.J. 2001f. Tiltaksorientert overvåking av Otra i 2000. NIVA-rapport LNR 4429-2001, 56s
- Kroglund, F. Wright, R. & Burchart, C., 2002. Acidification and Atlantic salmon; critical limits for Norwegian rivers. NIVA-rapport 4501: 61s.
- Lydersen, E. 1990. The solubility and Hydrolysis of Aqueous Aluminium Hydroxides in Dilute Fresh Waters at different Temperatures. Nordic Hydrol, 21: 195-204.
- Lydersen, E., Poléo, A.B.S., Pettersen, N., Riise, M., 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.
- Magee, J.A., Haines, T.A., Kocik, J.F., Beland, K.F. & McCormick, S.D., 2001. Effects of acidity and aluminium on the physiology and migratory behavior of Atlantic salmon smolts in Maine, USA. Water, Air, and Soil Pollution 130: 88-886.
- McCormick, S.D. L.P.Hansen, T.P.Quinn and R.L. Saunders. 1998. Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Can J.Fish.Aquat Sci. 55: 77-92.
- Poléo, A. B. S. , E. Lydersen, B. O. Rosseland, F. Kroglund, B. Salbu, R. Vogt and A. Kvellestad. 1994. Increased mortality of fish due to changing Al-chemistry of mixing zones between limed streams and acidic tributaries. Water. Air. and Soil Pollut. 75: 339 - 351.
- Rosseland, L. 1968. Otra. - Notat. Fiskeforskningen Vollebekk. 15 s. + vedlegg.
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D., Salbu, B., Staurnes, M. & Vogt, R. 1992a. The mixing zone between limed and acid river waters: Complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. Environm. Pollut. 78 (1).
- Rosseland, B.O. og Staurnes. M., 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: an ecophysiological and ecotoxicological approach. In: Steinberg, C.E.W & Wright, R.F. (eds). Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future. John Wiley & Sons Ltd. 228-246.
- Rosseland, B.O. Lydersen, E. Kroglund, F. 1996. Overvåking av vannkvaliteten ved Syrtveit Fiskeanlegg og forsøk med dosering av lut og kisel. NIVA-rapport 3446, 17 s.
- Rosseland, B.O. og Kroglund, F. 2000. Hvordan var de norske laksestammene før forsureningen og vil de kunne bli som før f.eks. ved hjelp av kalking. Manuskript levert til Nordisk kalkingsseminar, Falun, 1999.
- Rosseland, B.O., Maroni, K., Salbu, B. & Rosten, T., 2000. Vannkvalitetsundersøkelsen '99. Resultater fra undersøkelser av 53 settefiskanlegg våren 1999 mht. råvann, driftsvann, vannkjemisk miljø i fiskekar og aluminium og jern på gjeller av laksesmolt. Kompendium KPMG, NIVA (sperrert).
- Saunders, R. L. , E. B. Henderson, P. R. Harmon, C. E. Johnston, and J. G. Eales. 1983. Effects of low environmental pH on smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1203-1211.,
- Sivertsen, A. 1989. Forsuringstruede anadrome laksefiskbestander og aktuelle mottiltak. NINA-utredning 10: 1-28.
- Staurnes, M. , P. Blix and O. B. Reite. 1993. Effects of acid water and aluminium on parr-smolt transformation and sea water tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 1816-1827.
- Staurnes, M., Kroglund, F. & Rosseland, B.O. 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon in water undergoing acidification and liming in Norway. Water, Air, and Soil Pollut. 85: 347-352.
- Staurnes, M., L.P. Hansen, K. Fugelli and Ø. Haraldstad. 1996. Short-term exposure to acid water impairs osmoregulation, seawater tolerance, and subsequent marine survival of smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53, 1695-1704.
- Traaen, T. og M. Johannessen. 1988. Tiltak for å bedre vannkvalitet i Otravassdraget. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT). Rapport 301/88.
- Verbost, P. M. , M. H. G. Berntssen, F. Kroglund, E. Lydersen, H. E. Witters, B. O. Rosseland, B. Salbu, and S. E. W. Bonga. 1995. The toxic mixing zone of neutral and acidic river water: acute aluminium toxicity in brown trout *Salmo trutta* L. . Water, Air, and Soil Pollut. 85: 341 - 346.
- Åtland, Å., Bjercknes, V., Hektoen, H., Håvardstun, J., Salbu, B., og Teien, H.C. 1997a. Feltforsøk med dosering av silikat-lut i Tangedalselva. NIVA-rapport 3714, 31 s.
- Åtland, Å. Hektoen, H. Håvardstun, J Kroglund, F. Lydersen, E. Rosseland, B.O. 1997b. Forsøk med dosering av silikat-lut ved Syrtveit Fiskeanlegg NIVA-rapport 3625, 22 s.

Vedlegg A. Vannføringer



Figuren fortsetter neste side





Vannføring målt ut av Byglandsfjorden (sort strek), Vigeland (rød strek) og differansen (blå strek) mellom de to (tilsvarende vannbidrag fra restfeltet). Det prosentvise bidraget fra restfeltet til vannføringen ved Vigeland er vist i figurene til høyre.

Vedlegg B. Vannkvalitetskravet til laks

Alle organismer stiller "krav" til miljøet eller til habitatet. Et av miljøkravene er "vannkvalitet". Dersom vannkvaliteten på en lokalitet er tilfredsstillende, utøver denne ingen "negativ" effekt på bestanden. Dersom vannkvaliteten er utilfredsstillende vil den alene kunne utøve en negativ effekt og påføre organismene en "skade", og/eller vil kunne forsterke effekten av andre "negative" faktorer tilstede på lokaliteten. Naturlige bestander blir til enhver tid utsatt for en rekke samtidige inntreffende miljøfaktorer som alle bidrar til å påvirke habitatets fysio-kjemiske egenskaper. For Otra innebærer dette regulering, industriforurensninger og forsurening.

Vannkvalitet er ikke en målt vannkjemisk enhet, men er en tolkning basert på målinger av vannkemi hvor kunnskap om hydrologi, eksponeringstidspunkt og varighet er viktig. Forsuringsepisoder med kort varighet trenger ikke ha noen økologisk viktig negativ effekt mens fisk eksponert for samme vannkemi, men med lengre eksponeringsvarighet, kan være dødelig. Dersom en forsuringsepisode ikke er dødelig vil fisken kunne restitueres og gjenetablere normale helsekvaliteter. Denne prosessen tar tid og er igjen avhengig av vannkvalitet (Kroglund og Staurnes, 1999; Kroglund m.fl., 2001a). Slike episoder kan være vanlige i Otra.

Laks er regnet som den mest forsuringfølsomme arten tilstede i forsuringutsatte områder av Norge. Laks kjennetegnes ved at den vandrer fra ferskvann til saltvann som smolt for å returnere til ferskvann først som voksen. Smoltifiseringen skjer i ferskvann og er å oppfatte som en preadapting til sjøvann (Høgåsen 1998, McCormick m.fl. 1998). Smoltifisering prosessen er en koordinert endring av egenskaper nødvendig for "normal" overlevelse i sjøvann. Laksesmolt skal kunne vandre ut av vassdraget til riktig tidspunkt, ha normal smoltatferd (f.eks. fluktespons) og kunne ioneregulere saltnivået i blodet etter overgangen fra et saltfattig ferskvann til et saltrikt sjøvann. Det er i en rekke forsøk påvist at flere av disse egenskapene påvirkes selv ved svært moderat forsuring (Farmer m.fl. 1980, 1989; Handeland m.fl. 1996; Järvi 1989, 1990; Kroglund og Staurnes 1999, Kroglund m.fl. 2001a, Kroglund og Finstad 2001de; Magee m.fl., 2001; Rosseland & Kroglund 2000; Saunders m.fl. 1983; Staurnes m.fl. 1993, 1995, 1996). Laksesmolt er betydelig mer følsom for forsuring enn lakseparr. Smoltkvalitet kan derfor være forringet uten at det nødvendigvis påvises effekter på yngeltetthet ferskvann. Smoltkvaliteten i Otra syntes god, men yngeltettheten var urovekkende lav. Dette kan forklares med episoder, hvor fisk som overlevde episoden restituerer og etablerte normale smoltegenskaper.

Gifteffekten (i forsuret vann) er i de fleste tilfeller direkte relatert til konsentrasjon av labilt aluminium (LAI) i vannet. Konsentrasjonen av LAI er igjen normalt korrelert til H⁺ (pH). Det kjemiske formålet med et tiltak kan formuleres som å avgifte aluminium. Nedstrøms et kalkingsanlegg vil det oppstå en "blandsoner". Dette er et område hvor Al ikke er i likevekt med pH. Tilsvarende blandsoner kan oppstå nedstrøms sure sidebekker som blandes i vann med høyere pH (Rosseland m.fl. 1992; Lydersen m.fl., 1994; Polø m.fl. 1994, Rosseland og Staurnes 1994; Verbost m.fl. 1995; Kroglund m.fl., 2001ab). Når Al endrer tilstandsform sakte kan fisken oppleve Al-konsentrasjoner som avviker fra det som rapporteres fra et analyselaboratorium. Transformasjonene er temperatur-avhengig og tar lengre tid i kaldt vann (om vinteren) enn i varmt vann (Lydersen, 1990, Kroglund m.fl., 1993). Prosessen er samtidig styrt av resultant pH, og er avsluttet innen minutter ved pH 6.3-6.4, og tar timer når pH er lavere enn 6.2 (Kroglund m.fl., 2001ab). Silikat avgifter etter andre mekanismer, og faren for blandsoner er minimalisert.

Vannkvalitetskrav må fastsettes på bakgrunn av hvilke biologiske egenskaper som skal beskyttes. Biologisk respons er som oftest relatert til eksponeringsdose og eksponeringsvarighet. Dersom konsentrasjonen av LAI er tilstrekkelig høy vil fisken dø og vannkvaliteten kan da betegnes som letal. Hvis varigheten av eksponeringen er kort trenger episoden likevel ikke forårsake dødelighet. Ved

lavere konsentrasjoner av LAI vil det ikke påvises dødelighet og vannkvaliteten betegnes da som sublethal. I subletale vannkvaliteter kan det likevel påvises en rekke fysiologiske og histologiske responser. Responsintensiteten vil både variere med vannkvalitet, men er også avhengig av ulike biologiske egenskaper som livsstadium og aklimering (tilpasninger gjennom iverksettelse av ulike kompensatoriske tiltak). Dersom forsuren kun er episodisk, vil fisken kunne restitueres når god vannkvalitet gjenetableres. Samspeillet mellom vannkjemi, eksponeringsvarighet og restituering gjør at det ofte ikke finnes et enkelt svar på hva som er vannkvalitetskravet.

Det er gjort en rekke forsøk på fastsettelse av vannkvalitetsgrenser mht forsuren (Kroglund m.fl., 2002). Basert på resultat fra forsøk hvor laksesmolt ble eksponert til stabile vannkvaliteter i kar synes $15 \mu\text{g LAI L}^{-1}$ å skille vannkvaliteter som vil gi tiltagende dødelighet fra vannkvaliteter som kun gir subletale responser. Grensen mellom ingen-effekt og subletale responser er satt til $5 \mu\text{g LAI L}^{-1}$ (tabell). Vannkvalitetsgrenser er også forsøkt fastsatt på bakgrunn av bestandsstatus i ulike elver. Antall tapte bestander øker når pH underskrider 5.6 og når konsentrasjonen av LAI å overskrider $20 \mu\text{g Al L}^{-1}$ (tabell). Redusert bestand påvises i vassdrag som har pH i intervallet 5.2 til 6.1 og med 5 til $50 \mu\text{g LAI L}^{-1}$. Uansett påvisningsmetode angir begge lave grenseverdier for LAI. I ustabile vannkvaliteter kan giftig vann forekomme på tross av høyere pH og

Best predikering av helsestatus ble ikke oppnådd ved å analysere de giftige komponentene i vannet (pH og aluminium), men ved å beregne vannets evne til å motstå forsuren (ANC-verdien=summen av basekationer minus anioner). Laksebestandene var tapt når ANC underskred $8 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Bestandene var skadd når ANC underskred $30 \mu\text{ekv L}^{-1}$. Grenseverdiene pH 5.8, $15 \mu\text{g LAI L}^{-1}$ og ANC $20 \mu\text{g L}^{-1}$ er benyttet for å evaluere vannkvalitetsoverskridelser og evt tiltaksmål i Otra.

Tabell a. Sammenstilling av dødelighetsgrenser for labilt Al ($\mu\text{g L}^{-1}$) for laksesmolt. Data stammer fra ulike forsøk utført i perioden 1990 til 1996 (upubliserte data gjengitt i Kroglund m.fl., 2002).

	Ferskvann	Saltvann	Marin overlevelse
Ingen påvist effekt	<5	<5	<5
Effekt	5-15	5-10	5-15
Stor effekt	>15	>10	>15

Tabell b. Vannkvalitetsgrenser (årlig gjennomsnitt) for laks. Laksestatus er kategorisert som upåvirket, mulig påvirket, påvirket og utdødd (Kroglund m.fl., 2002).

	Utdødd	Påvirket	Mulig påvirket	Ikke påvirket
pH	<5.7	5.2 til 6.1	5.6 til 6.2	>6.0
LAI ($\mu\text{g L}^{-1}$)	>20	5 til 50	3 til 25	<10
ANC ($\mu\text{ekv L}^{-1}$)	<8	-5 til 15	10 til 36	>20
Ca (mg L^{-1})	<2.6	0.4 til 2.2	0.6 til 1.9	>1.1