

Fisk og bunndyr;
effekter av
sjøsaltepisoder
vinteren 2004/05



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) 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

Postboks 2026
5817 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

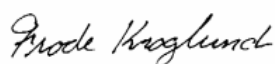
Tittel Fisk og bunndyr; effekter av sjøsaltepisoder vinteren 2004/05	Løpenr. (for bestilling) 5369-2007	Dato Feb. 2007
	Prosjektnr. Undernr. 26216	Sider Pris 96
Forfatter(e) Kroglund, F. & Kleiven, E. (NIVA) Barlaup, B.T., Halvorsen, G.A., Gabrielsen, S-E., Skoglund, H. & Wiers, T. (LFI-Unifob) Gutterup, J. (Tvedestrand kommune) Teien, H.C. (UMB)	Fagområde Sur nedbør, Klima	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Sør-Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning	Oppdragsreferanse
---	-------------------

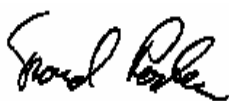
Sammendrag

Sør-Norge ble rammet av en rekke sjøsaltepisoder i januar 2005. En sjøsaltepisode karakteriseres ved at det kommer mye salt inn over land. Denne salttilførselen kan forårsake forsuringsepisoder. Det ble utført en karakterisering av vannkjemi, fisk og evertebrater i 15 vassdrag i januar og april 2005 for å beskrive den økologiske effekten av slike episoder. Fiskedød (i ferskvann) vurderes som mulig til sannsynlig i 8 vassdrag. Det ansees som sannsynlig til mulig at sjøoverlevelse til smolt ble redusert i 11 vassdrag. Graden av belastning varierer mellom og innen vassdrag. I 4 vassdrag ansees effektene på vannkjemi så marginale at det ikke forventes bestandeffekter som følge av vannkjemi. Basert på sammenhenger mellom gjelle-Al og vannkjemi foreslås det grenseverdier for pH, aluminium og ANC. Bunndyrene ble lite påvirket av sjøsaltene. I noen av elvene ble det mobilisert mindre Al enn forventet ved en gitt pH. Disse elvene synes derfor å ha et lavere potensial for biologiske skader i forbindelse med episodisk forsuring. Dette har stor relevans ved fastsettelse av vannkvalitetsgrenser, avgiftingsstrategier og kost-nytte vurderinger av kalking i laksevassdrag.

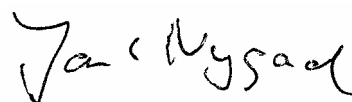
Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Forsuring	1. Acidification
2. Sjøsaltepisoder	2. Sea-salt episodes
3. Fisk	3. Fish
4. Bunndyr	4. Invertebrates



Frode Kroglund
Prosjektleder



Trond Rosten
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

**Fisk og bunndyr; effekter av sjøsaltepisoder
vinteren 2004/05**

Forord

Sør-Norge ble rammet av flere sjøsaltepisoder i januar 2005. Det viste seg etter hvert at denne forårsaket fiskedød. Direktoratet for naturforvaltning (DN) ble søkt om tilskudd til å finansiere en inventering av fisk og bunndyr i sannsynlige og mulige berørte vassdrag. Denne rapporten sammenstiller data fra egne undersøkelser igangsatt i 2005, men benytter også data fra en rekke andre kilder. Mye av dette har ikke vært tilgjengelig for oss før materialet ble publisert i ulike rapporter i årsskiftet 2006/07.

Vannkjemiske data fra Statlig program for forurensningsovervåking i regi av SFT, vannkjemiske data fra DN-effektkontroll og DN-driftskontroll er brukt i rapporten. Vi har benyttet dette materialet samt data fra Reetableringsprosjektet i håp om å beskrive den vannkjemiske miljøet og den økologiske effekten av forringet vannkvalitet mer presist enn det som ville ha vært mulig med kun våre egne data.

Gjennomføringen har vært et samarbeid mellom NIVA og LFI-Unifob, Bergen. El-fisket er i hovedsak utført av LFI-Unifob, mens burforsøk er utført av NIVA. Alle gjeller er analysert ved UMB. Bunndyranalysen er utført av LFI-Unifob. Prosjektansvaret har vært delt mellom B.T. Barlaup (LFI-Unifob) og F. Kroglund (NIVA).

Kontaktperson i DN har vært Roy Langåker. Vi takker DN for tilskuddet.

Grimstad, februar 2007

Frode Kroglund

Innhold

Sammendrag	6
Summary	9
1. Innledning	10
2. Materiale og metoder	12
2.1 Vassdragene og prøveinnsamlingslokaliteter	12
2.2 Vannkjemi	13
2.2.1 Egne vannprøver (analysert ved enten NINA- eller NIVA lab)	14
2.3 Beregninger	14
2.4 Fisk	15
2.5 Bunndyr	16
2.6 Klassifiseringskriterier	16
3. Vassdragsvise vurderinger	19
3.1 Storelva	20
3.2 Nidelva	22
3.3 Tovdalselva	24
3.4 Otra	26
3.5 Søgneelva/Songdalselva	28
3.6 Mandalselva - hovedløp	30
3.7 Mandal; Logåna og andre sidebekker langs anadrom del av elva	32
3.7.1 Logåna	32
3.7.2 Andre sidebekker til Mandalselva	34
3.8 Lygna	36
3.9 Audna	38
3.10 Kvina og Litleåna	40
3.10.1 Kvina	40
3.11 Bjerkreimselva	44
3.12 Oгна	46
3.13 Daleelva v/Vaksdal	48
3.14 Vosso	50
3.15 Ekso	52
3.16 Modalselva	54
4. Effekter av fiskedød på ungfiskbestandene av laks og aure i Logåna	55
4.1 Vannkjemi i 2005	55
4.2 Fiskedød	56
4.3 Effekter på rekrutteringen	57
5. Resultat og diskusjon: vannkjemiske og biologiske relasjoner	61
5.1 Gjelle-Al og vannkjemi	62
5.1.1 Relasjoner mellom gjeller og kationisk Al	62
5.1.2 Relasjoner mellom gjeller, kalking og ulike kjemiske vannkvalitetsindikatorer	63

5.2 Endringer i gjelle-Al fra januar til april	64
5.3 Sammenhenger mellom ulike vannkjemiske parametere	65
5.3.1 pH, ANC, alkalinitet og kationer	66
5.3.2 Relasjoner til total-Al	66
5.3.3 Relasjoner mellom total-Al, pH, TOC og tilstandsformer av Al	67
5.4 Mulig økologisk betydning av januar-episoden på bestand	68
5.5 Evaluering av bunndyr	72
5.6 Gjelle-Al som overvåkingsparameter	73
6. Referanser	74
Vedlegg A. Kationisk Al bestemt ved henholdsvis NIVA og NINA	78
Vedlegg B. ANC	79
Vedlegg C. Fisk: gjelle-Al; sammenhenger mellom arter	80
Vedlegg D. Restituering og smoltvandring	81
Vedlegg E. Bunndyr rådata	82

Sammendrag

Selv om sur nedbør er den viktigste årsaken til forsuring og mobilisering av Al, kan høye konsentrasjoner av Al mobiliseres under og etter en sjøsaltepisode. Under og etter en sjøsaltepisode øker Al konsentrasjonen i vannet som følge av ionebytte effekter mellom salt i nedbøren og Al i jordsmonnet (Hindar et al., 1994, 2004). Januar 2005 var preget av flere sjøsaltepisoder i Sør-Norge. Disse forårsaket fiskedød i enkelte vassdrag, mens fiskebestandene i andre vassdrag ble lite påvirket disse episodene. Kalkingen synes å ha dempet effektene av sjøsaltepisodene, men fisk i enkelte vassdrag, hvor det er kjent at kalkingsstrategien er utilstrekkelig (Audna, Lygna og Kvina) ble påvirket negativt.

Det er mest sannsynlig at helselidelser påført laks i de ulike vassdragene skyldes Al og ikke lav pH. H^+ er ikke i seg selv årsak til svekket fiskehelse før pH er lavere enn 5,4. pH er likevel viktig ved at H^+ -aktivitet er med på å bestemme tilstandsformene til Al, hvor giftighet tilskrives kationisk-Al. Faktorer som påvirker mobilisering (konsentrasjon) og tilstandsform (andel kationisk-Al) er dermed sammen med eksponeringsvarighet bestemmende for effekten av episoden i det enkelte vassdraget. Foruten påvirkninger som kan relateres til episode, vil fisk også kunne påvirkes av den generelle vannkvaliteten innenfor vassdrag. Det er forskjeller i vannkvalitetsrelasjoner mellom landsdeler. Dette bør utredes ytterligere da det har betydning for vannkvalitetsidentifisering og bestemmelse.

Det var klare sammenhenger mellom kationisk Al målt i ellevannet og gjelle-Al analysert på fisk innsamlet på samme dato. Sammenhengene var i hovedsak som forventet og lik det som påvises i forsøk. I forsøk eksponeres fisk under "stabile" forhold, mens vannkvalitet i et vassdrag kan og vil variere innenfor og mellom dager. Selv om de fleste gjelle-Al nivåene var som forventet ut fra kationisk-Al, ble det i enkelte vassdrag målt mer Al på gjellene enn det som forventes ut fra kationisk Al. Dette var særlig utpreget i januar. Forskjeller i sammenheng mellom kationisk-Al og gjelle-Al kan skyldes flere faktorer:

1. Fisken hadde høy gjelle-Al som følge av tidligere eksponeringer. Vannkjemi er under restituering. Dette gir et "misforhold" mellom dose og effekt. Dette kan være sannsynlig årsak i enkelte vassdrag.
2. Feilanalyse av vannkjemi. Lite sannsynlig da de vannkemiske relasjonene ikke antyder slike feil.
3. Blandsoner eller forekomst av ustabile tilstandsformer av Al kan være årsak i enkelte vassdrag, men er ikke rimelig årsak i alle berørte vassdrag. Under slike forhold kan fisken eksponeres for høyere Al-konsentrasjoner enn det som påvises i lagrede vannprøver som også er utsatt for temperaturheving.
4. Utilstrekkelig avgiftning av Al som følge av lav temperatur. Dette er kjent fra studier på transformasjonskinetikk, men ikke bekreftet med fiskeforsøk. Det bør vurderes gjennomført forsøk ved temperaturer omkring 0-2 °C for å få nærmere svar på dette.

Det ble utført en komparativ studie mellom akkumulering av Al på gjeller til laks og aure. Det var ingen forskjell i nivå mellom artene. Aure kan således benyttes til å indikere vannkvalitet og gjelle-Al akkumulering når laks ikke er tilstede.

Det døde fisk i Logåna og Søgneelva (i januar og mars). Fiskedøden ble dokumentert i Logåna. Årsklassene, som var hhv. 1-somrige og 2-somrige vinteren 2005, gikk i stor grad tapt. I motsetning til de omfattende skadene på laksebestanden ble bestanden av aure relativt lite påvirket av den samme episoden. Dette skyldes forskjeller i sårbarhet mellom artene og viser tydelig at laksen er langt mer sensitiv enn auren. Selv om episoden medførte akutt dødelighet for laksungene, ble ikke rognstadiet rammet like hardt. Dette skyldes trolig livshistorie forskjeller i sensitivitet og at vannkjemien nede i grusen er bedre enn kjemien i selve vannmassene. Samtidig kan den økte saltholdigheten som følger med en sjøsaltepisode redusere skadelige effekter av lav pH og forhøyet Al.

Fisk i de vassdragene som var "mest" påvirket i januar var fortsatt mest belastet i april. Gjelle-Al er relatert til endringer i vannkjemien. De vassdragene som var mest påvirket i januar var således også de vassdragene som hadde den dårligste kjemiske restitueringen fra januar til april.

Ut fra materialet er det nedenfor antydnet grenseverdier som skiller vannkjemi som assosieres med lav belastning, fra vannkjemi som gir "variabel" (høy til lav) eller alltid høy belastning. Disse grenseverdiene er ikke vesentlig forskjellig fra det som er publisert fra forsøk. Basert på gjelle-Al kunne fisk belastes til tross for at pH og ANC var høy. Dette antyder at Al forelå på en ustabil tilstandsform i enkelte vassdrag.

Belastning	Gjelle-Al <i>µg Al/g tv</i>	pH	Kationisk Al <i>µg/L</i>	ANC <i>µg ekv/L</i>
Lav	<40	>6,4	<10	>50*
Variabel	>40 til <100	5,7 – 6,4	10 – 25	30 - 50
Høy	>100	<5,7	>25	<30

*med flere unntak, usikker grense

Det kan ikke utelukkes at Otra, Nidelva og Bjerkreimselva er mindre giftig ved samme pH enn de andre elvene. Årsak til slik variasjon er ikke avklart av oss, men kan skyldes at kationisk-Al ikke alltid er like gjelle-reaktiv. Slike fenomen er tidligere tilskrevet effekter av humus og silisium, samt fluor. Faktorer som påvirker gjellereaktivitet til Al vil samtidig innvirke på vannkvalitet. Dette kan ha stor relevans for avgiftingsstrategier og kost-nytte vurderinger av kalking i laksevassdrag. Dette peker også på vassdragsspesifikke vannkvalitetsmål.

Nedenfor har vi gruppert i de ulike vassdragene i 4 ulike kategorier ut i fra sannsynlige effekter og alvorlighetsgrad som konsekvens av sjøsaltepisoden i 2005

1. *Kraftig berørte vassdrag* -sannsynlige effekter på overlevelse til laks i ferskvann og sannsynligvis svekket saltvannstoleranse
2. *Muligens berørte vassdrag (type A)* - mulig effekt på overlevelse til laks i ferskvann og svekket saltvannstoleranse
3. *Muligens berørte vassdrag (type B)* - mulig effekt på saltvannstoleranse til laks
4. *Sannsynligvis lite berørte vassdrag* - bestandseffekter hos laks kan ikke relateres til forsurening

1. Kraftig berørte vassdrag

1. Søgneelva
2. Logåna (Mandalsvassdraget)
3. Songåna, (Mandalsvassdraget)
4. Audna (Melhusfossen)
5. Litleåna (Kvina)
6. Dale (Vaksdal)
7. Modalselva (har ikke laks)

2. Muligens berørte vassdrag Type A

1. Mandalsvassdraget med sidebekker
2. Lygna
3. Audna (Konsmo)
4. Kvina
5. Oгна

3. Muligens berørte vassdrag - Type B

1. Nidelva
2. Ekso

4. Sannsynligvis lite berørte vassdrag

1. Storelva
2. Tovdalselva
3. Bjerkreimselva
4. Vosso

Effekter på bunndyr

Det ble påvist mer moderate effekter på bunndyr enn på fisk. Dette kan tilskrives ulik sårbarhet og følsomhet for episoder. Det bør legges økt fokus på å sammenstille data fra kjemi, bunndyr og fisk inn i samme vannkvalitetsmodell for å kalibrere responsindikatorerne mot hverandre.

Summary

Title: Fish and invertebrates, effects of sea-salt episodes during the winter of 2004/05

Year: 2007

Author:

Kroglund, F NIVA
 Barlaup, B.T. LFI-Unifob
 Halvorsen, G.A LFI-Unifob
 Gabrielsen, S-E. LFI-Unifob
 Gütterup, J Tvedestrand kommune
 Kleiven, E. NIVA
 Skoglund, H LFI-Unifob
 Teien, H.C. UMB
 Wiers, T LFI -Unifob

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5104-3

Sea-salt episodes caused by strong storms hit Southern Norway in January 2005. These resulted in a mobilization of cationic Al and depressed pH, resulting in increased concentrations of Al on fish gills. Al accumulated onto fish gills is the cause for mortality, reduced physiological fitness and impaired seawater tolerance. Other rivers were not affected by sea-salts, but still had acidification episodes relating to the normal water chemistry variation in acidified rivers.

Fish kills were observed in rivers when gill-Al exceeded 500 µg Al/g gill dry weight in January (Logåna, a tributary to River Mandalselva) and March (Søgneelva). This was to be expected based on earlier published relationships between gill-Al and mortality. Based on the measured gill-Al concentrations, fish kills are expected to have occurred in several other rivers.

From January to April, the gill-Al concentrations declined as a response to improved water quality. Despite this improvement, gill-Al levels were still at levels where reduced marine survival can be expected. Only 4 rivers are classified as unaffected. These were unaffected in both January and later during the season. These rivers are located in the midst of affected rivers.

There was a strong relationship between gill-Al concentrations measured on salmon and brown trout in the same river. This suggests that brown trout can be used as a surrogate for salmon.

Based on the material from the different rivers, water quality limits were generated. These were separated into low, variable or no accumulation of gill-Al.

Pressure - limits	Gill-Al µg Al/g dw	pH	Cationic Al µg Al/L	ANC µeq/L
Low	<40	>6,4	<10	>50*
Variable	>40 til <100	5,7 – 6,4	10 - 25	30 - 50
High	>100	<5,7	>25	<30

*several exceptions, uncertain limit

The rivers grouped on basis of the severity of the response and on possible ecological effects of the sea salt episode:

- *Severely affected rivers*: reduced survival in freshwater and seawater tolerance is likely
- *Possibly affected rivers (typeA)*: possible effects on survival in freshwater and reduced seawater tolerance
- *Possibly affected rivers (typeB)*: possible effects, but only on sea water tolerance
- *Probably unaffected rivers* – population effects most likely not caused by acidification

1. Innledning

Sur nedbør med påfølgende forsurening av vassdrag påvirker fiskebestander primært ved at aluminium (Al) mobiliseres på tilstandsformer som akkumuleres i og på gjellevev (Sparling og Lowe, 1996). Al foreligger i en rekke tilstandsformer i vann, men giftighet er i hovedsak bestemt av og relatert til den formen av Al som bestemmes som positivt ladd eller kationisk Al (labilt Al og uorganisk monomert Al). Når konsentrasjonen av denne øker, tiltar giftigheten. Konsentrasjonen av kationisk Al er relatert til pH, men påvirkes også av innholdet av en rekke ioner og organisk materiale i vannet, og av temperatur. Den biologiske virkningen bestemmes av eksponeringsvarighet, tidspunkt for eksponering, intensitet, ulike fysio-kjemiske variabler (deriblant kalsium og temperatur), og av biologiske egenskaper som art, livsstadium og forhistorien før eksponering. Det er således ikke nødvendigvis enkle sammenhenger mellom dose og respons. I perioder hvor konsentrasjonen av kationisk Al er under rask endring (for eksempel episoder) vil gjelle-konsentrasjonen ikke være i likevekt med Al i vann.

Selv om sur nedbør er den viktigste årsaken til mobilisering av Al, kan høye konsentrasjoner av Al mobiliseres under og etter en sjøsaltepisode, og da som følge av ionebytte effekter mellom salt i nedbøren og Al i jordsmonnet (Hindar et al., 1994, 2004). Fiskedød som følge av sjøsaltepisoder er i Norge beskrevet fra Møre og Romsdal i 1992 (Tørud, 1993) og fra Sør- og Vestlandet i 1993 (Hindar et al., 1993; Barlaup og Åtland, 1996). Eldre observasjoner av fiskedød i Sørlandselvene (fra årene omkring 1919-1920) er senere koplet til NAO-indeks og sjøsaltepisoder (Hindar et al., 2004). Sjøsaltepisoder er som sådan ikke et ukjent fenomen, men er likevel ikke et vanlig fenomen. Dersom prognosene for klimaforandringer slår til, forventes det økende mengde sjøsaltepisoder i årene framover. Selv om det foreligger mye data på episoder fra forsøksvirksomheten, foreligger det mindre empiriske data fra vassdrag. Ved å sammenstille data fra episoder i vassdrag med data fra forsøk, vil det være mulig å underbygge og sannsynliggjøre modellene. Sør-Norge ble påvirket av flere sterke sjøsaltepisoder i januar 2005 (Hindar og Enge, 2006).

- 08.jan 2005: 'Gudrun': Sør-Rogaland: NW sterk storm, Agder - Svenskegrensa: vestlig liten/full storm. Egersund – Svenskegrensa: Høy vannstand.
- 10.jan 2005: 'Hårek': Nord-Trøndelag til Lofoten: vestlig full - kortvarig sterk storm. Høy vannstand.
- 11. jan 2005: 'Inga': Egersund til Kristiansund: Stormflo (høy vannstand) sør-sørvestlig liten til sterk storm.”

Denne rapporten har samlet informasjon om vannkjemi og fiskestatus i en rekke vassdrag vinteren/våren 2005. Målsetningen med denne rapporten er å belyse:

- giftigheten til episoden (intensitet og varighet).
- restituering etter episoden.
- identifisere vassdrag hvor episoden kan ha resultert i bestandseffekter på fisk.

Aluminium påvirker fiskehelse. Ved høye konsentrasjoner av Al dør fisken som følge av svikt i respirasjon og/eller svikt i saltregulering i blod (Rosseland og Staurnes, 1994; Gensemer og Playle, 1999). Ved lavere konsentrasjoner påvirkes andre fysiologiske egenskaper (Staurnes et al., 1995). Selv om denne påvirkningen ikke er dødelig i ferskvann, vil også subletale påvirkninger kunne ha betydning for bestandsutviklingen. Belastninger som påvirker vekst kan medføre at smoltlengde avtar samtidig som smoltalder kan øke. Endringer i smoltalder og lengden til utvandrende smolt påvirker henholdsvis størrelsen på smoltutgangen og sjøoverlevelse til postsmolt. I tillegg vil selv lave konsentrasjoner av aluminium hemme syntese og aktivitet til saltreguleringsenzymet (Na^+, K^+ -ATPase) i gjellene (Staurnes et al., 1993; 1996; Kroglund og Staurnes, 1999; Kroglund et al., 2007ab; Magee et al., 2001; 2003). Denne hemmingen vil inntreffe allerede etter timer i belastende vann (Rosseland et al., 1992; Staurnes et al., 1993; 1996). Effekter målt som redusert sjøoverlevelse var like kraftige for

smolt eksponert for Al i 3 dager som for smolt eksponert til samme Al-nivå i >30 dager (Kroglund et al., 2007a,b). Dette enzymet er helt essensielt for sjøoverlevelse til postsmolt. Postsmolt med svekket evne til å saltregulere i sjøvann har hemmet fluktningsrespons (økt sannsynlighet for å bli spist) og endret vandringsatferd (smolten stanser opp og oppholder seg lengre i brakkvannsområdene) (Handeland et al., 1996; Magee et al., 2003) og redusert overlevelse fra postsmolt til voksen laks (Kroglund og Finstad, 2003; Kroglund et al., 2007a). Smolt som vandret inn i brakkvannsområder og som ikke blir spist vil kunne reetablere god helse over dager (Finstad et al., 2007). Det forventes at fisk som restitueres har en normal sjøoverlevelse. Dette antydes i utsettingsforsøk hvor marin vekst til Al-belastet presmolt ikke avvek fra vekst til ubelastet smolt (Kroglund og Finstad, 2003; Kroglund et al., 2007a).

Det er tidligere foreslått grenseverdier som angir mulig og sannsynlig effekt av en Al-eksponering (effekt på bestand; Kroglund et al., 2002; effekt på saltvannstoleranse; Kroglund et al., 2007b og effekt på sjøoverlevelse; Kroglund et al., 2007a). I alle smoltstudiene er det dokumentert nære sammenhenger mellom konsentrasjonen av kationisk (labilt) aluminium i vann og akkumuleringen av aluminium på fiskegjeller (gjelle-Al). Det er videre påvist nære sammenhenger mellom gjelle-Al som dose og intensiteten på de fysiologiske responsene, og på egenskaper som sjøvannsoverlevelse og vekst. Disse arbeidene danner grunnlaget for tolkning av kjemi og biologiske responsdata innsamlet i tilknytning til forurensningsepisoden i januar 2005. I tolkningen fokuseres det her på aluminium. pH (H^+) vurderes ikke som skadelig før det måles verdier vesentlig lavere enn 5,4 (Fivelstad et al., 2004). Ved høyere pH verdier vil pH sammen med andre ioner i vannet bidra til å justere giftigheten til aluminium. Disse variablene må sammen med temperatur inkluderes ved tolkning av sannsynlighet for effekter på bestand.

En episode kan karakteriseres på bakgrunn av intensitet, varighet og tidspunkt. Den biologiske effekten avhenger av hvor lenge fisken ble eksponert, og hvordan vannkvalitet ble endret i løpet av og i perioden etter episoden (Kroglund m.fl. 2007b). Dette er tidligere illustrert i Kroglund og Rosseland (2004), hvor fisken kan dø i løpet av 24 timers eksponering dersom vannkvaliteten er meget utilfredsstillende, mens ved mindre belastende vannkvalitet må belastningen opprettholdes i en uke eller mer for å oppnå samme dødelighet. Dersom fisken ikke døde i løpet av episoden vil den økologiske effekten avhenge av i hvor stor grad fisken kan restitueres. Betydelig restituering kan oppstå i løpet av få dager til uker hvis vannkvaliteten er god (Kroglund og Staurnes, 1999; Kroglund et al., 2001a). Hvis vannkjemien fortsatt er marginal etter en episode vil fiskens helse forbedres, men kun til det nivå vannkjemien tilsier (Verbost et al., 1995; Kroglund et al., 2001). Dette innebærer at vannkvalitet etter en episode kan være like viktig for tolkning av en episodes økologisk effekt, som selve episoden. Restitueringsrater etter en belastning er mindre godt dokumentert enn effekter forårsaket av selve belastningen.

På grunn av sin korte natur, kan den månedlige prøvetakingsprotokollen som benyttes i de fleste statlige overvåkingsprogrammer "miste" episoder. Dette innebærer at fisken kan svekkes og/eller dø under en episode som inntreffer i perioden mellom to prøvetakinger, hvor det vannkjemiske prøvetakingsprogrammet antyder tilfredsstillende vann. Dersom det er repeterte episoder, kan den første episoden svekke fiskens helse, mens den neste episoden (som kan være mindre intens) er den som har målbar eller synlig økologisk effekt (Henriksen et al., 1984). Slike faktorer medfører at det kan være stort sprik i dose-respons relasjoner. Dersom smoltkvaliteten er svekket vil det oppstå forsinkede biologiske responser, hvor de økologisk viktige responsene først inntreffer etter at fisken har forlatt vassdragene og vandret ut i havet (Kroglund og Finstad, 2003; Kroglund et al., 2007ab). De økologiske vurderingene utført på fiskematerialet fra 2005 bør følges opp etterprøves i forhold til fangst av voksen laks i de samme vassdragene de påfølgende årene. Dette kan tidligst registreres i 2006, og da kun på 1-sjø-vinters fisken.

2. Materiale og metoder

2.1 Vassdragene og prøveinnsamlingslokaliteter

For å påvise eventuelle biologiske effekter av stormene i januar 2005 ble det igangsatt prøvetaking av fisk og bunndyr i en rekke elver på Sørlandet og Vestlandet. Den første runden med prøvetaking ble gjennomført i perioden 18-29. januar 2005. Det ble foretatt en oppfølgende prøvetaking i april 2005. Materialet er supplert med resultatene fra andre pågående prosjekter våren 2005. Dette inkluderer prøvetaking av laks eksponert i bur og laks fanget i smoltfeller. Fangst/eksponeringsmetode er angitt i **Tabell 1**. Elvene og -stasjonene er angitt i **Figur 1, Tabell 1**.

Det ble i hovedsak tatt prøver fra kalkede lokaliteter som inngår i programmet for kalkingsovervåkingen. I noen av disse vassdragene ble det også tatt prøver fra ukalkede sidevassdrag. I tillegg ble det tatt prøver fra et utvalg ukalkede lokaliteter hvor det foreligger før-data med tanke på vannkjemiske og biologiske forhold.



Figur 1. Vassdrag som ble undersøkt i januar og april 2005 i tilknytning til stormene Gudrun, Inga og Hårek. Små prikker angir sidefelt i de respektive vassdragene.

Tabell 1. Oversikt over vassdrag og lokaliteter på Sørlandet og Vestlandet hvor det ble samlet inn prøver vinteren og/eller våren 2005. Prøvetakingen omfattet laks (L) og aure (A) samlet inn ved bruk av elektrisk fiske, fra burforsøk, eller fra fangst i smoltfeller.

Vassdrag	Stedsnavn	Stasjon UTM; N_Ø	El-fiske art	Fisk- bur	Smolt- feller	Bunn- dyr
Storelva	Klova	65073-4906		L		
	Lilleholt	6499046-492855		L		
	Innløp Lundevatn	6501237-496276		L		
Nidelva	Sandva	6500824-495722	L	L	L	X
	Bøylefoss	6494809-483588		L		
	Eivindstad	6488608-480529				
Tovdalselva	Helle	6474603-480820		L	L	
	Boen	6456254-449300			L	
	Prestabekken	6454465-448312	L,A			
Otra	Teinefossen	6467420-455154	L,A			X
	Skråstad	6450834-437655		L	L	
	Haus	6453653-437246	L,A			X
Søgneelva	Oppne	6446468-431056		L		
	Monan	6441602-431279	L,A	L		X
Mandalselva	Oppstr. Lauvdal	6458464-413083	L,A			X
	Logåna, nedstr. doserer	6458253-411627	A			X
	Logåna, oppstr. doserer	6458734-410803	L			
	Logåna v/bensinstasjon	6456854-412144	L,A			X
	Songåna	6451359-413054	L,A			X
	Oppstr. Hesså	6469462-414014		L	L	
Audna	Utløp	6439155-412320		L	L	
	Konsmo	6462449-403632	L			X
Lygna	Melhusfossen	6443812-402152	L			X
	Hovedløp v/Lyngdal	6448215-387426	L			X
Kvina	Hovedløp f/samløp Litleåna	6466144-380354	L			X
	Litleåna	6466281 381151	L			X
Bjerkreimselva	Utløp Fotlandsvatn	6486865 324990	L			X
	Utløp Svelavatnet	6501963 331191	L			X
Ogna	Utløp v/steinbro	6490683 314894	L			X
Vosso	Kvilekvål	6726110 344771	L,A		L	X
	Teigdalselva	6729745 340887	L			X
	Bolstadelva	6726423 333453	A			X
Daleelva	v/smoltfelle	6720498 325377	L,A		L	X
	Veihølen	6720253 325183	L,A			
Ekso	Nedstr. Myster	6737935 325791	L			X
Modalselva	Otterstad	6746751 326535	A			X
	Eikehaug	6747816 328602	A			X
	Almeli	6748762 331547	A			X

2.2 Vannkjemi

Det ble tatt egne vannprøver i tilknytning til fiskeundersøkelsene i januar og i april. Disse gir et øyeblikksbilde av vannkjemien der og da, men sier ingenting om vannkvalitet i perioden forut for og etter prøvetakingen. Disse vannprøvene sammenholdes derfor med andre vanndatasett fra de samme vassdragene. Prøvene som ble tatt samtidig med fisket er viktigste for å tolke fiskeresponsene.

Andre datasett inkluderer:

- DN-vannkjemikontroll; vannprøver ukentlige til annenhver uke.
- DN-effektkontroll; månedlig prøvetaking.
- Kontinuerlig pH; data på timesbasis (kalka og ukalka elver).

2.2.1 Egne vannprøver (analysert ved enten NINA- eller NIVA lab)

Aluminium (vedlegg A)

NIVA og NINA fraksjonerer og analyserer Al etter ulike protokoller. For å vurdere betydningen av forskjell i analysemetode ble kationisk Al analysert ved NINA (UmAl) og ved NIVA (LAl) sammenholdt med gjelle-Al (UMB). Det var ingen klare forskjeller i relasjon (se vedlegg A). De to analysemetodene for kationisk Al vurderes derfor som tilstrekkelig like i dette materialet til at resultatene kan kombineres. En slik sammenkopling av data bør evalueres på nytt, men da på et større datasett som inkluderer gjelle-metall. Rene vannkjemiske evalueringer er utført tidligere. Disse påviser til dels betydelige forskjeller mellom laboratorier (Hindar et al., 2000; André, 2003).

Basekationer og anioner; ANC (vedlegg B)

Eventuelle forskjeller i kationer og anioner ble vurdert ved å sammenligne relasjonen mellom ANC_{cb} og ANC_{org}. ANC_{cb} beregnes som differansen mellom summen av kationer og anioner mens ANC_{org} beregnes ut fra pH, svake syrer og Al. Dette er gjort på data fra hver av analyseinstitusjonene. Selv om en sammenligning av disse to metodene for beregning av ANC ikke er å betrakte som en kvalitetssjekk mellom ulike laboratorier, vil graden av samsvar kunne antyde sannsynlighet for at analysemetodene er likeverdige. Ettersom det ikke var noen systematisk forskjell i relasjonene (se **vedlegg B**) antas det at begge laboratoriene hadde tilfredsstillende analyseresultater til bruk i denne rapporten. Det er også undersøkt for forskjeller i relasjoner mellom ANC og ulike kjemiske variabler.

2.3 Beregninger

Klorid og ikke-marin natrium (E-Na*) er brukt som indikatorer på sjøsaltpåvirkning. E-Na* beregnes ved å trekke den marine andelen av Na fra den målte konsentrasjonen:

$$\text{Formel 1:} \quad \text{E-Na}^* = \text{Na}_{\text{målt}} - \text{Na}_{\text{marint}}$$

Det antas at all klorid i en vannprøve stammer fra sjøsalter ($\text{Cl}_{\text{målt}} = \text{Cl}_{\text{marint}}$). Det er et konstant forhold mellom Na og Cl i sjøvann. Dette forholdet benyttes til å beregne $\text{Na}_{\text{marint}}$:

$$\text{Formel 2:} \quad \text{E-Na}^* = \text{Na}_{\text{målt}} - (\text{Cl}_{\text{målt}} \cdot \text{Na}_{\text{sjøvann}} / \text{Cl}_{\text{sjøvann}}) = \text{Na}_{\text{målt}} - 0,856 \cdot \text{Cl}_{\text{målt}}$$

Under og etter en sjøsaltepisode kan Na holdes tilbake i jordsmonnet på grunn av ionebytting i jorda, mens Cl vil transporteres ut med avrenningsvannet. Na/Cl sammenhengen kan derfor endres under og etter en sjøsaltepisode. E-Na*-konsentrasjon kan da bli negativt. Dette Na-underskuddet må kompenseres med andre ioner for å opprettholde ladningsbalansen. I jord med god bufferevne skjer dette hovedsakelig med kalsium og magnesium, mens det i forsuret jord også skjer med H⁺ og Al-ioner. Kombinasjonen av forsuring- og saltpåvirkning avgjør konsentrasjonen av de to sistnevnte og dermed hvor giftig vannet kan bli for fisk (Hindar et al. 1994).

ANC_{cb} beregnes ut fra formelen: (vanlig ANC beregning)

$$\text{Formel 3} \quad = ((\text{Ca} \cdot 49,9) + (\text{Mg} \cdot 82,3) + (\text{E-Na} \cdot 43,5) + (\text{K} \cdot 25,6)) - ((\text{SO}_4 \cdot 20,8) + (\text{Cl} \cdot 28,2) + (\text{NO}_3 \cdot 0,07))$$

ANC_{org} beregnes ut fra formelen: (benevnes ANC-2 i eldre litteratur)

$$\text{Formel 4} \quad = \text{Alk} + \text{TOC} \cdot 4 - (10^{\wedge} \text{pH}) \cdot 10^{\wedge} 6 - \text{LAI} \cdot 0,111$$

ANC_{Coaa} beregnes ut fra formelen: (Lydersens TOC korrigeringer)

$$\text{Formel 5} \quad = \text{ANC}_{\text{cb}} - (3,4 \cdot \text{TOC})$$

2.4 Fisk

I de fleste vassdragene ble det samlet inn ungfisk av laks ved bruk av elektrisk fiskeapparat. Fisken som ble samlet inn var hovedsakelig presmolt, dvs. fisk som ut fra størrelsen var forventet å vandre ut som smolt våren 2005. Målsettingen var å samle inn minst 5 presmolt av laks fra hver lokalitet. Etter innsamlingen ble fisken avlivet med et slag mot hode og andre gjellebue ble dissekert ut for senere analyse av aluminium. All prøvetaking ble utført etter standard protokoll (Teien et al., 2006ab). I de tilfellene det ikke var mulig å få tak i nok laks ble det samlet inn presmolt av aure. I noen elver ble minst 5 individer samlet inn av begge arter for å gjøre en analyse av artsforskjeller.

I Logåna i Mandalsvassdraget ble det den 24.jan. 05 rapportert om død ungfisk av laks og aure. Den 26. jan. 05 ble et utvalg av den døde fisken samlet inn og frosset ned. Denne ble senere lengdemålt og aldersbestemt ved avlesning av otolitter. I tillegg ble det samlet inn et materiale av gjenlevende fisk for å få et mål på artssammensetningen mellom aure og laks. For å vurdere effekten av fiskedøden på bestandsnivå, ble det høsten 2005 foretatt et standard elektrisk fiske i Logåna for å bestemme tettheter av ungfisk (Bohlin et al. 1989). Det elektriske fisket ble utført på tre stasjoner som også ble fisket høsten 2003 i forbindelse med utplanting av lakserogn i regi av reetableringsprosjektet (Hesthagen 2006). Eggoverlevelsen for utplantet rogn, og rogn funnet i naturlige gytegroper i Logåna, ble undersøkt den 24. april 2005.

For hvert uttak av fisk er det beregnet en forventet gjelle-Al konsentrasjon ut fra beregnet konsentrasjon av kationisk Al, en biokonsentrasjonsfaktor for Al samt at det er gjort en evaluering på den mulige økologiske effekten av de målte konsentrasjonene. Når det tas prøver av frittlevende fisk i elv vil gjelle-Al være en funksjon av den kjemi som fisken opplevde dagene og timene før fangst, men nivåene vil også være avhenge av den belastning eller vannkjemi fisken opplevde mange dager forut for fangst. Dette skyldes at Al akkumuleres på ulike steder i gjellene, hvor elimineringsrater sannsynligvis avhenger av akkumuleringssted. Det antas her at Al som er akkumulert på utsiden av gjellene (i mukus/slim og på celleveggene) kommer raskere i likevekt med vannkjemien enn Al som er akkumulert inne i cellene. Denne skiftes sannsynligvis ut mer som følge av celleutskifting, og ikke som følge av kinetiske reaksjoner mellom gjelleoverflate og vann. For å kunne evaluere de målte konsentrasjonene av gjelle-Al er det utført to beregninger; estimert gjelle-Al og biokonsentrasjonsfaktor.

Estimert verdi for gjelle-Al er basert på en empirisk sammenheng mellom LAI og gjelle-Al etablert i forsøk utført på Ims i perioden 1999 til 2004 (Kroglund et al., 2007a). For konsentrasjoner av LAI > 5 µg Al/L kan sammenhengen med gjelle-Al beskrives som (**Figur 2a**):

$$\text{Formel 6:} \quad \text{Gjelle-Al} = 8 \cdot \text{LAI} - 30; \quad p < 0.001; \quad r^2 = 0,83$$

(LAI spredning 5 til 40 µg LAI/L; gjelle-Al fra 5 til 200 µg Al/g gjelle tv)

En biokonsentrasjonsfaktor (BCF) beskriver sammenhengen mellom akkumulert mengde metall og konsentrasjon kationisk metall i vannet. Denne er erfaringsmessig i området 1 til 3 når vannet er aldret i 100 minutter og Al er fraksjonert *in situ* (Teien et al., 2006b), eller i området 2 til 8 når relasjonen er basert på fisk eksponert i "stabil" vann og hvor Al er fraksjonert først etter transport og lagring (Kroglund et al., 2007b) (**Figur 2b**). Forskjellen i faktor-nivå skyldes forskjeller i fraksjonerings- og analyseprotokoll til Al. Dette illustreres bl.a. av forskjeller i sammenheng mellom pH og kationisk Al, hvor Al er fraksjonert *in situ* (Ali) eller etter lagring (LAI; NIVA) (**Figur 2c**). Den positive sammenhengen som observeres mellom LAI og BCF kan tyde på at faktoren også påvirkes av pH. Tilsvarende betydning av pH antydes også i materialet i Teien et al., (2006b).

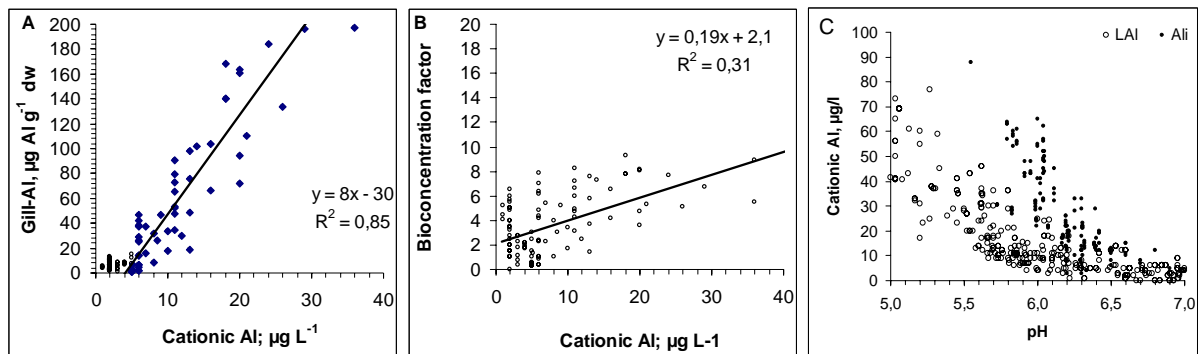
Når BCF eller gjelle-Al er høyere enn forventet antyder dette at den akkumulerte konsentrasjonen er høyere enn forventet ut fra den analyserte konsentrasjonen av kationisk Al. Dette vil skje i blandsoner, samt i etterslepet av en episode hvor vannkjemi restitueres raskere enn det gjelle-Al elimineres. Hvis BCF er vesentlig lavere enn forventet tyder dette på at den målte konsentrasjonen av kationisk Al er

mindre bioreaktivt enn forventet, eller at prøvene er tatt i starten av en episode hvor likevekt ikke er etablert. Feilanalyser vil også gi feilaktige svar. Likeledes vil BCF bli økende usikker ved lave konsentrasjoner av kationisk Al. Høy BCF ved lave LAI-konsentrasjoner kan tilskrives usikker bestemmelse av kationisk Al.

Biokonsentrasjonsfaktor (BCF) beregnes som:

Formel 7:
$$\text{BCF} = \text{Gjelle-Al } (\mu\text{g Al(g tv)} / \text{LAI } (\mu\text{g Al/L})$$

Både estimert gjelle-Al og BCF vil være mål for samme usikkerhet.



Figur 2a-c. Sammenheng mellom a) kationisk Al (analysert som LAI) og gjelle-Al og b) kationisk Al (analysert som LAI) og BCF og c) pH og kationisk Al fraksjonert som henholdsvis Ali (*in situ*) eller LAI (lagret vann; NIVA) (data fra Kroglund et al., 2007b).

2.5 Bunndyr

I et utvalg av elvene (**Tabell 1**) ble det utført innsamlinger for å fastsette effekter på bunndyr. Det ble benyttet kvalitativ innsamlingsmetodikk (sparkeprøver, Frost et al., 1971). En prøve består av materiale samlet inn fra forskjellige steder eller habitater på stasjonen. På de ulike habitatene sparkes/rotes det i ca. 10 sekunder, og materialet samles opp i en hov med 250 µm maskevidde. Totalt rotes det i elvebunnen i ca. 2 min, dvs. fra 10 til 12 ulike steder. Alt materiale slås sammen til en prøve som konserveres på etanol for senere sortering og artsbestemmelse under lupe. Dette gjelder spesielt for grupper der tålegrensene for forsurening er kjent (Fjellheim og Raddum, 1990; Lien et al., 1996).

Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet etter henholdsvis Fjellheim og Raddum (1990), og Raddum (1999). Verdien 1 for Indeks 1 viser et bunndyrsamfunn som inneholder en eller flere av de mest forsuringfølsomme artene. Dette indikerer liten eller ingen forsuringsskade, mens verdien 0 (sterkt skadet) oppnås når det bare finnes arter med høy toleranse for surt vann. Verdien 0,5 indikerer et moderat forsuringsskadet samfunn, og oppnås når arter som er moderat følsomme for forsuring finnes i prøven. Indeks 2 graderer indeksverdien mellom 0,5 og 1 basert på mengdeforholdet mellom den svært følsomme døgnfluen *Baetis rhodani* og tolerante steinfluer. Verdier for Indeks 2 mellom 0,5 og 1 indikerer et subletalt stress på *B. rhodani* før alle larvene dør ut. Indeks 2 gir derfor en strengere bedømmelse av skadene enn Indeks 1.

I tillegg til de innsamlede prøvene har vi tatt med resultater fra kalkingsovervåkingen våren 2005, der lokalitetene samsvarer med eller ligger i nærheten av de som er undersøkt i prosjektet.

2.6 Klassifiseringskriterier

I tabellene under hvert vassdrag er det angitt fargekodinger for gjelle-Al (**Tabell 2**). Denne kodingen angir en forventet økologisk effekt. Denne vurderingen baseres kun på de målte konsentrasjonene og tar ikke hensyn til episodens varighet. Fargekodingen tar hensyn årstid og utviklings stadium, hvor det











brukes en strengere skala i april/mai enn i januar. Denne skalaen er basert på grenseverdier foreslått i Kroglund et al., (2007b) og effekter på sjøoverlevelse (Kroglund et al., 2007a). Det forventes ikke at det vil forekomme dødelighet i ferskvannseksposeringer før gjelle-Al >300 µg Al/g gjelle tv. Eksposeringen må samtidig vare i mange dager for å gi dødelighet ved denne metallkonsentrasjonen. Settes det imidlertid krav til at det ikke skal være effekter på vekst, saltvannstoleranse samt sjøoverlevelse må grenseverdien senkes til 30 µg Al/g gjelle tv. Effekter på saltvannstoleranse påvises allerede etter få dager. Effekten på vekst tiltar med økende dose og eksponeringsvarighet. Gjelle-Al konsentrasjoner <60 µg Al/g (for presmolt) og <30 µg Al/g (for smolt) brukes i denne rapporten som grenseverdier som skiller fisk med forventet god helse og økologisk status fra fisk med forringet helse. Denne evalueringen tar ikke hensyn til hvor godt fisken vil restitueres etter en episode. Restitueringsrater utover rene fysiologiske responser er mindre godt dokumentert.


Sårbarheten til laks i forhold til vannkjemi endres utover våren med økende smoltifisering. Vannkvaliteter som er akseptable i januar kan være kritiske i mai (Staurnes et al., 1995). Det er antydte grenseverdier for vannkvalitet og laks i en rekke rapporter (Kroglund et al., 2002; Kroglund og Rosseland, 2004; Kroglund et al., 2007a,b). I denne rapporten vurderes vannkvalitet i henhold til kriteriene nedenfor (**Tabell 3**). Disse grensene er en forenkling av grenser antydte i tidligere undersøkelser.

Både pH- og ANC-grensene forutsetter at det kan være bioreaktivt Al tilstede. Dette innebærer at vassdraget tilføres Al. Al-konsentrasjonene kan være "lave" som følge av kalking (pH-økning) og som følge av at surt vann blandes med vann som har en høyere alkalinitet. I vann uten bioreaktivt Al vil smolt tolerere betydelig lavere verdier enn det som er angitt nedenfor. Kriteriene benyttet for parr og presmolt forutsetter at eksponeringsvarigheten er kort, at fisken kan restitueres i bedre vannkjemi etter en episode og at redusert vekst ikke vurderes som en vesentlig økologisk respons. Inkluderes effekter på vekst må grensene skjerpes.

"Kritisk" i denne vurderingen betyr at sannsynlighet for dødelighet eller omfattende funksjonssvikt øker med tiltagende belastning. "Marginal" innebærer at dødelighet ikke forventes og at fisken vil reetablere en god helse når belastningen avtar. "God" innebærer at det vurderes som mindre sannsynlig at indikatoren antyder en skade. Det er ingen nødvendig relasjon eller korrelasjon mellom indikatorene, selv om de vil være relaterte. pH kan således vurderes som "god" mens samme vann vurderes som "kritisk" ut fra labilt-Al.

Tabell 2. Klassifiseringskriterier for gjelle-Al i forhold til forventet økologisk respons. Det er ikke tatt hensyn til eksponeringsvarighet og sannsynlighet eller mulighet for fullverdig reetablering av fiskens helse etter en belastning. Det er angitt ulike grenser for parr/presmolt og smolt. Fisk defineres her som smolt når de er prøvetatt etter 1. april.

Økologisk status	Gjelle-Al Parr/premolt	Gjelle-Al smolt
Høy	<40 	<15 
God	40-60 	15-30 
Moderat	60-150 	30-60 
Dårlig	150-300 	60-150 
Svært dårlig	>300 	>150 

Prøvetidspunkt: Januar  Mai

Tabell 3a. Grenseverdier for klassifisering av pH, ANC og LAI i vannkvaliteter som tolkes som ”marginal”, ”god” og ”kritisk”. Kriteriene tar ikke hensyn til eksponeringsvarighet, men tar hensyn til økt sårbarhet hos smolt i forhold til parr og presmolt. Grensene tar ikke hensyn til temperatur.

		pH			ANC			Labil-AI		
		Kritisk	Marginal	God	Kritisk	Marginal	God	Kritisk	Marginal	God
Parr	1/6-1/3	<5,5	5,5-5,7	>5,7	<(-10)	(-10) - 10	>10	>40	20-40	<20
Presmolt	1/3-15/4	<5,7	5,7-6,0	>6,0	<0	0 - 15	>15	>25	10-25	<10
Smolt	15/4- 31/5	<6	6,2-6,4	>6,4	<25	25-50	>50	>15	5-15	<5

Tabell 3b BCF Grenseverdier som skiller biokonsentrasjonsfaktor i klassene; lavere enn forventet, forventet og høyere enn forventet.

	Lavere enn forventet	Forventet	Høyere enn forventet
BCF	<2	2-8	>8

Tabell 3c E-Na* Grenseverdier som indikerer vannprøver hvor forholdet mellom klorid og ikke-marin natrium er brukt som indikatorer på grad av påvirkning av sjøsalter.

	Grad av innvirkning				
E-Na*	>5	0-5	(-5) - 0	(-15) - (- 5)	<(-15)

3. Vassdragsvise vurderinger

For hvert vassdrag presenteres generell vannkjemi, aluminium, gjelle-Al og bunndyr. For hver resultatdel er det utført økologiske vurderinger. Disse baserer seg på:

- Belastning fra stormene.
- pH og ANC i vannprøver
- Gjelle-Al – tilstandsklasse (fra målte verdier)
- Gjelle-Al, mulig økologisk effekt.
- Karakterisering av episode i forhold til sjøsalt og aluminium
- Effekter på bunndyr.

I alle tabeller forstås kolonnene som:

Lab = Analyselaboratorium: NA= NIVA, NI=NINA

Art = L (laks) eller A (ørret)

Gj-est = gjelle-Al beregnet ut fra kationisk Al (LAl og UmAl); se formel 6

Gj-Al = gjelle-Al analysert ($\mu\text{g/g}$ gjelle tv). Det vises gj.snitt og SD basert på gjeller fra 6 fisk.

pH

Ca, mg/L

TOC, mg C/L

LAl; kationisk Al bestemt som LAl (NIVA) eller UmAl (NINA)

ANC, $\mu\text{eq/L}$; se formel 3

E-Na*, $\mu\text{eq/L}$; se formel 1 og 2

FV-død = vurdering av mulig akutt giftighet som medfører økt sannsynlighet for dødelighet i ferskvann. Antall tegn angir hvor kritisk nivået vurderes.

SV-eff = vurdering av mulig effekt på postsmoltoverlevelse (kun for fisk prøvetatt i perioden 1. april til 20. mai 2005). Perioden er satt lang ettersom vi ikke vet hvor raskt fisk restitueres etter belastning. En belastning tidlig i april må likevel vurderes som mindre skadelig enn en like stor belastning i mai. Antall tegn angir hvor kritisk nivået vurderes. 0 innebærer at nivået ikke forventes å gi skade.

Avk = en evaluering av forskjell mellom målt og beregnet gjelle-Al konsentrasjon. + og – angir retningen på avviket. Antall tegn størrelsen på avviket.

BCF = biokonsentrasjonsfaktor (konsentrasjon Al på gjeller i forhold til kationisk Al i vann)

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj- est.	Gj-Al $\mu\text{g/g}$	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAl $\mu\text{g/L}$	ANC $\mu\text{ekv/L}$	E-Na* $\mu\text{ekv/L}$	FV- død	SV- eff	Avk	BCF
-----------	------	-----	-----	-------------	--------------------------	----	------------	-------------	------------------------	--------------------------	----------------------------	------------	------------	-----	-----

3.1 Storelva

Generell vannkjemi

Kontinuerlig måling av pH oppstrøms kalkdoseringsanlegget ved Hauglandsfossen antyder en mindre forsurende episode med start omkring 8. januar. Denne ble gradvis dempet utover i måneden, men repetert 23. februar (**Figur 3a**). Under disse episodene ble pH redusert til 5,5. Basert på pH-data fra DN-vannkjemikontroll ble det registrert en forsurende episode oppstrøms kalkdosereren ved Hauglandsfossen 3. januar (**Figur 3b**). I samme periode anga den kontinuerlige pH-loggingen nedstrøms dosereren tilfredsstillende pH (**Figur 3a**). Episoden i januar mer antydes i målområdet for tiltaket. Kalkingen har bidratt til å opprettholde vannkvalitet innenfor vassdraget hele våren 2005.

Reduksjonen i pH påvist i DN-vannkjemikontroll ble ikke påvist i materialet fra DN-effektkontroll (**Figur 4a**). Dette skyldes mest sannsynlig prøvetakingsfrekvens. Egne målinger av pH var tilnærmet lik det som ble målt innen effektkontrollen (**Figur 4a**). Selv om det ikke ble påvist større effekter på pH, ble det målt en reduksjon i ANC fra nivåer >100 til nivåer <75 $\mu\text{ekv/L}$ i januar (**Figur 4b**). Selv om E-Na^* var lav, ble det ikke påvist E-Na^* -nivåer under null. Sjøsalter ga lite utslag på vannkjemien innen dette vassdraget. Episoden er mest sannsynlig relatert til snøsmelting og nedbør.

Aluminium

Konsentrasjonen av kationisk Al var i overkant av $10 \mu\text{g Al/L}$ i perioden januar til april (**Figur 4a**). Konsentrasjonen avtok i mai. Den høye LAI-konsentrasjonen vi målte nederst i vassdraget i juni antas å være en analysefeil.

Gjeller

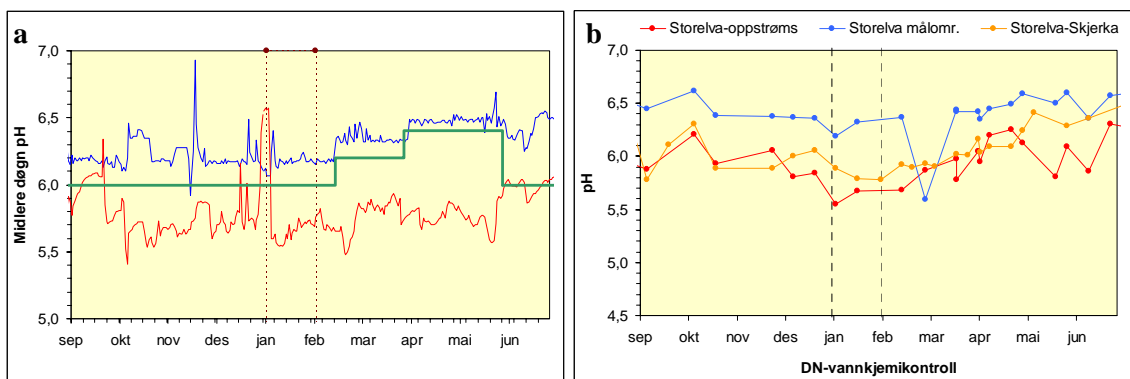
Basert på måling av kationisk Al i perioden januar til april forventes det gjelle-Al konsentrasjoner i området 30 til $80 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tv innenfor vassdraget (**Tabell 4**). Det ble på de samme datoene målt verdier i området fra 10 til $50 \mu\text{g Al/g}$ gjelle tv. Smolten vandret ut av Storelva i perioden 11. til 14. mai 2005. Konsentrasjonen av Al på gjellene økte fra midten av mai til juni på alle stasjoner. Denne økningen antyder økende akkumulering av Al på gjellene i en periode hvor vannkvaliteten synes å være under bedring. Dette kan tyde på at det var mer bioreaktivt Al i vassdraget etter vårflommen enn det en analyse av LAI angir.

Bunndyr

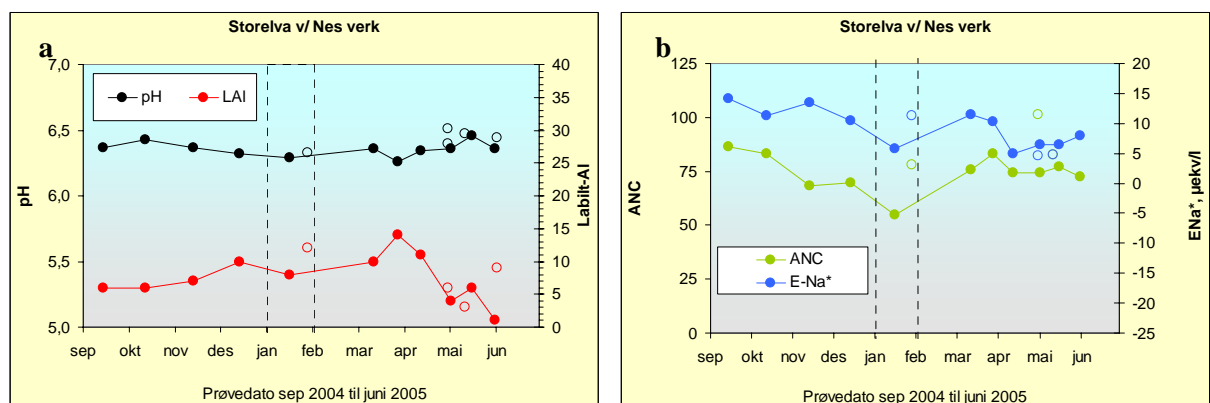
Artene som ble funnet i januar og i juni er vist i **Vedlegg ED1**. Indeks 1 og Indeks 2 var 1 både i januar og under kalkingsovervåkingen i begynnelsen av juni. Bunndyr ble ikke undersøkt i vassdraget i 2004. I 2003 var begge indeksene på St. 12 lik 1 både vår og høst.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget ble ikke påvirket av sjøsalter i januar. E-Na^* var positiv og $>4,9$.
- pH og ANC i vannprøver tyder på "god" vannkvalitet hele våren. LAI var noe høy i april.
- BCF var som forventet. Høy verdi v/Klova skyldes usikker LAI.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt før 20. mai klassifiseres som "god".
 - Gjelle-Al konsentrasjonene målt i mai forventes ikke å påvirke sjøoverlevelse.
 - Gjelle-Al ved Sandva i midten av april antyder en episodisk moderat vannkvalitet som ikke dokumenteres i øvrig vannkjemi (jf. økningen i LAI).
 - Gjelle-Al konsentrasjonene målt etter 20. mai var høyere enn perioden før. Konsentrasjonene er ikke skadelige for parr. Smolten hadde på dette tidspunktet forlatt vassdraget. Årsaken til det observerte bør avklares da det ikke kan begrunnes ut fra den målte vannkjemien.
- Den målte gjelle-Al konsentrasjonen var som oftest nær den beregnede konsentrasjonen.
- Bunndyrene viser ingen skade som følge av dårlig vannkjemi, ei heller fra sjøsaltepisodene.
- Vassdraget var i liten grad påvirket av sjøsalter, forsurende episoder eller blandsoner.



Figur 3ab. kontinuerlig måling av a) pH oppstrøms doseringsanlegget ved Hauglandsfossen (rød) og ved Nes Verk (blå) og b) pH målt i tilknytning til DN-vannkjemikontroll oppstrøms kalkdosereren, i målområdet for tiltaket samt i sidevassdraget Skjerka. Sesongvariasjon i mål-pH er antydnet i fig.a.



Figur 4ab. Prøver innsamlet for DN-effekt kontroll (fylte sirkler) og egne målinger (åpne sirkler) analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*.

Tabell 4. Gjelle- og vannkjemi data fra Storelva i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i **tabell 2** (gjeller) og i **tabell 3** for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj-est.	Gj-Al $\mu\text{g/g}$	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI $\mu\text{g/L}$	ANC $\mu\text{ekv/L}$	E-Na* $\mu\text{ekv/L}$	FV-død	SV-eff	Avk	BCF
Klova	02.mai	NV	L	34		6,39	2,4	3,9	8	74	5,8	0	0		
Klova	13.mai	NV	L	10	27±17	6,47	2,5	4,7	2	90	6,7	0	0	+	14
Klova	03.jun	NV	L	26	41±26	6,48			7			0	0	+	6
Sandva	29.jan	NV	L	66	29±25	6,33	2,2	4,5	12	78	11,3	0	0	---	2
Sandva	12.mar		L		19±8							0	0		
Sandva	10.apr		L		60±34							0	++		
Sandva	11.apr		L		33±8							0	+		
Sandva	02.mai		L		7±3							0	0		
Lilleholt	02.mai	NV	L	18		6,51	2,9	3,9	6	101	4,7	0	0		
Lilleholt	13.mai	NV	L	10	25±18	6,47	2,5	4,3	3	83	4,9	0	0	+	8
Lilleholt	03.jun	NV	L	42	53±19	6,44			9			0	0		6
Lundvt.	02.mai	NV	L	10		6,4	2,5	4,4	5	86	4,1	0	0		
Lundvt.	13.mai	NV	L	10	9±5	6,39	2,3	4,8	2	89	6,2	0	0		5
Lundvt.	03.jun	NV	L		19±8	6,3						0	0		

3.2 Nidelva

Generell vannkjemi

Data fra DN-vannkjemikontroll påviser større episoder i Bjørkoselva nedstrøms Kilandsvann (**figur 5**). Basert på DN-effektkontroll var pH ved Rygene omkring 5,7 fra til oktober 2004 til februar 2005 (Error! Reference source not found.a). Etter dette steg pH gradvis til nivå omkring 6. Det var kun mindre forskjeller mellom dette datasettet og det vi målte i egne prøver (fra Bøylestad og Helle). ANC-verdiene varierte med pH og lå mellom 25 og 50 $\mu\text{ekv/L}$ hele vinteren. Selv om E-Na* var lav, ble det ikke påvist E-Na*-nivå under null (Error! Reference source not found.b). Verken data fra Nidelva eller sidevassdraget (Bjørkoselva) tyder på at Nidelva var vesentlig påvirket av en sjøsaltepisode.

Aluminium

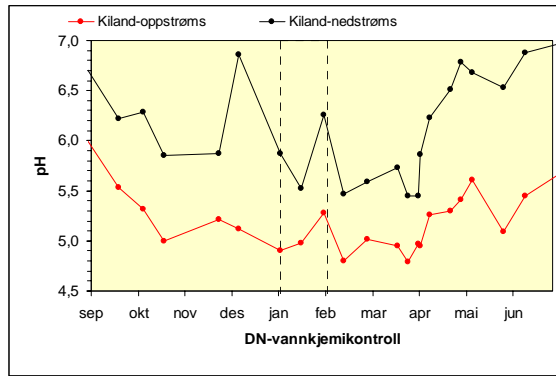
Det var liten forskjell i nivå mellom Bøylestad og Helle (Error! Reference source not found.a). Både i egne målinger og i målingene av LAI utført innen DN-effektkontroll, varierte konsentrasjonen av kationisk Al mellom 13 og 25 $\mu\text{g Al/L}$ i perioden januar til april. Det ble således målt høyest nivå i den perioden vannet var kaldest. I april avtok konsentrasjonen av LAI til et nivå mellom 7 og 15 $\mu\text{g Al/L}$. I våre egne prøver ble det målt LAI-konsentrasjoner på 17 $\mu\text{g Al/L}$ på prøveuttaket i juni. Den høye konsentrasjonen LAI vi målte nederst i vassdraget i juni antas å være en analysefeil.

Gjeller

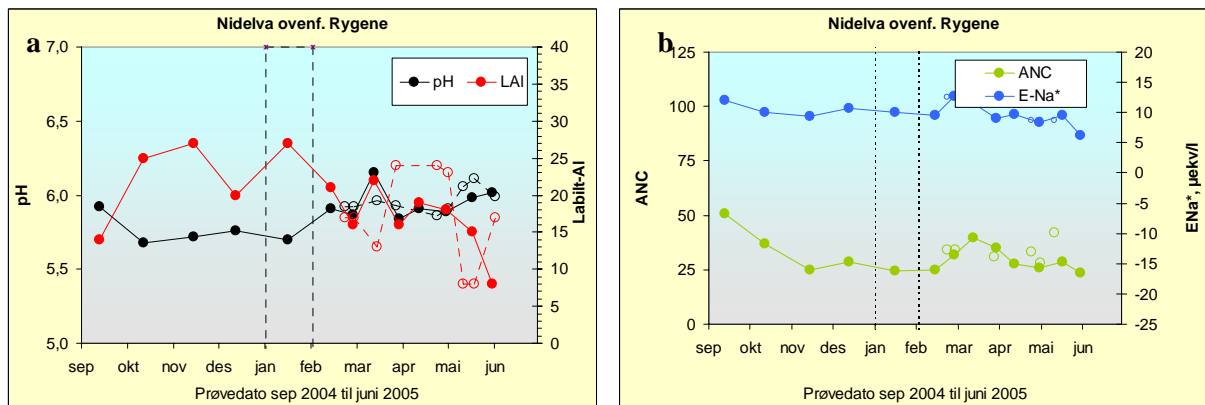
I mars ble det målt betydelig mer Al på gjellene enn det som beregnes ut fra LAI (**tabell 5**). I starten av mai ble det målt betydelig mindre enn beregnet. Likheten i nivå mellom fisk målt ved Bøylefoss og Helle tyder ikke på at det er lokale årsaker til dag til dag forskjellene i gjelle-Al. Blandsoner synes derfor mindre relevant. Det kan ikke utelukkes at vannkjemien har hatt episodiske variasjoner vi ikke fanget opp. Det er også mulig at de høye verdiene i mars skyldes Al akkumulert i jan.-feb., som var en periode med høy LAI.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var lite påvirket av stormene i januar. E-Na* var positiv og $>4,9$.
- pH og ANC i vannprøver tyder på en fra "kritisk" til "marginal" vannkvalitet. LAI var noe høy i april.
 - Vannkvalitet var "kritisk" i januar og februar.
- BCF var uventet høy 2. mars og uventet lav i mai.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt før 20. mai klassifiseres som "kritisk" til "marginal". Deretter måltes det lave verdier tilsvarende "høy" status.
 - Variasjonen i gjelle-Al kan ikke forklares ut fra pH, LAI eller ANC. Akkumulering av Al i Nidelva synes påvirket av faktorer vi ikke har inkludert i analysene. Mer Al akkumuleres enn forventet i mars, mindre i mai. Dette kan tyde på ustabile former av Al (i mars), og at akkumulerbarheten til Al påvirkes av for eksempel F, Si og TOC.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i mai forventes ikke å påvirke sjøoverlevelse såfremt helselidelser påført fisken i mars og april er restituert.
- Vassdraget var forsuringspåvirket vinteren 2005.



Figur 5. pH målt i tilknytning til DN-vannkjemikontroll oppstrøms kalkdosereren og i målområdet for tiltaket i Bjørkos-Kilandsvassdraget (et sidevassdraget til Nidelva).



Figur 6ab. Prøver innsamlet for DN-effektkontroll (fylte sirkler) og egne målinger (åpne sirkler) analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*.

Tabell 5. Gjelle- og vannkjemi data fra Nidelva i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i **tabell 2** (gjeller) og i **tabell 3** for de øvrige indikatorene. Det ble kun tatt prøver av anleggsprodusert laks fra Finså klekkeri. Denne har en forhistorie som avviker fra villfiskens eksponeringshistorie.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj-est.	Gj-Al µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV- død	SV- eff	Avk	BCF
Bøylstad	02.mar	NV	L	58	167±61	5,95	1,11	2,3	11	31	9,7	0	0	+++++	15
Bøylstad	17.mar	NV	L	90		5,93	1,15		15						
Bøylstad	30.mar	NV	L	106	139±30	6,0	1,12	2,2	17	33	12,3	0	0	+++	8
Bøylstad	26.apr	NV	L	218		5,84	1,04	2,6	31	25	9				
Bøylstad	03.mai	NV	L	162	43±9	5,97	1,06	2,5	24	25	8,3	0	+	-----	2
Bøylstad	13.mai	NV	L	58		6,01	1,28	2,4	11	34	8,2				
Bøylstad	20.mai	NV	L	34	15±5	6,04	1,26		8			0	0	-	2
Bøylstad	03.jun	NV	L		15±4	5,9		3,2				0	0		
Helle	02.mar	NV	L	106	167±17	5,92	1,1	2,3	17	34	12,5	0	0	+++	10
Helle	17.mar	NV	L	74		5,96	1,16		13						
Helle	30.mar	NV	L	162	126±16	5,93	1,16	2,6	24	31	9,2	0	0	---	5
Helle	26.apr	NV	L	162		5,86	1,16	2,7	24	33	8,8				
Helle	03.mai	NV	L	154	25±3	5,91	1,17	2,8	23	28	8,7	0	0	-----	1
Helle	13.mai	NV	L	34		6,06	1,42	2,7	8	42	8,7				
Helle	20.mai	NV	L	34	11±2	6,11	1,36		8			0	0	--	1
Helle	03.jun	NV	L		12±9	5,99		3,4				0	0		

3.3 Tovdalselva

Generell vannkjemi

Basert på DN-effektkontroll ved Boen var pH 6,3 eller høyere hele vinterperioden (**Figur 7a**). Det var kun mindre forskjeller mellom dette datasettet og det vi målte i egne prøver fra Teinefoss. ANC-verdiene varierte lite og lå mellom 50 og 80 $\mu\text{ekv/L}$ hele vinteren. Det ble ikke påvist E-Na*-verdier under null, men det ble registrert et betydelig avtak i ikke-marint Na gjennom vinteren (**Figur 7b**). Dette antyder et svakt innslag av sjøsalter i materialet.

Aluminium

Konsentrasjonen av kationisk Al lå mellom 10 og 20 $\mu\text{g Al/L}$ hele vinteren (**Figur 7b**). I mai økte konsentrasjonen av LAI og varierte omkring 20 $\mu\text{g Al/L}$ i mai og juni. I de egne prøvene ble det målt høyere LAI-konsentrasjoner enn i effektkontrollen i januar og i april.

Gjeller

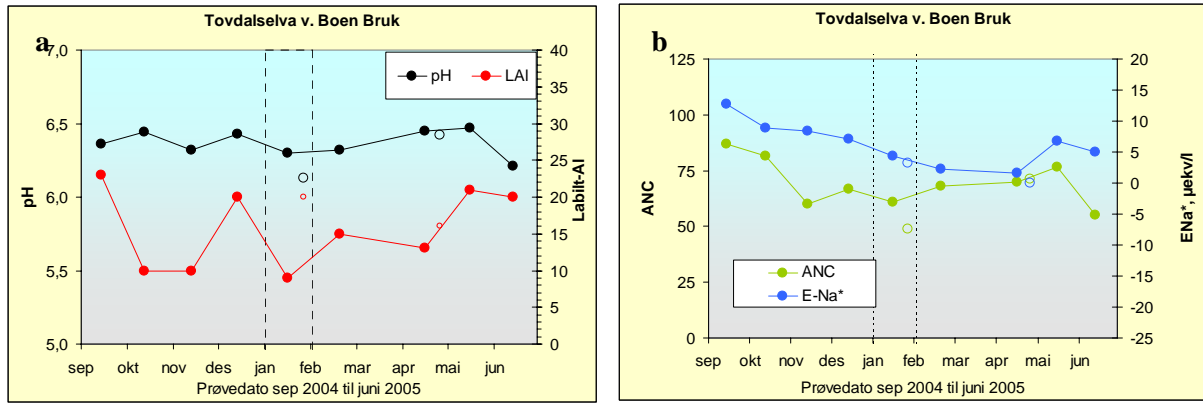
Gjelle-Al konsentrasjonen antyder fra "marginal" til "dårlig" vannkvalitet i januar (**Tabell 6**). Fisk prøvetatt i april og mai antyder i hovedsak "god" vannkvalitet. Det ble beregnet høyere konsentrasjoner enn det som ble målt. Konsentrasjonen av bioreaktivt Al i vassdraget kan således være lavere enn det som antydes ved analyse av LAI.

Bunndyr

Artene som ble funnet oppstrøms Teinefoss i januar og i mai er vist i **Vedlegg ED2**. Indeks 1 og 2 var 1 i januar. I mai var Indeks 1 og 2 henholdsvis 1 og 0,53. Data fra kalkingsovervåkingen høsten 2004 på St. 16 viste at indeks 1 var 1 og Indeks 2 var 0,64. Lokalitetene nederst i Tovdalselva er imidlertid ikke optimale for bunndyrsindeksene fordi elva er stor og tung, med store blokker i bunnsubstratet.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var svakt påvirket av sjøsalter i januar. E-Na* var positiv og $>1,7$.
- pH og ANC i vannprøver tyder på "god" vannkvalitet hele våren. LAI var periodevis "kritisk" høy om våren.
- BCF var lavere enn forventet i april og mai i hovedelva.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i januar antyder "dårlig" vannkvalitet. I april og mai ble det målt verdier som antyder "god" vannkvalitet.
 - Variasjonen i gjelle-Al kan ikke forklares ut fra pH, LAI eller ANC. Bioreaktivitet til Al i Tovdalselva synes påvirket av faktorer vi ikke har inkludert i analysene (for eksempel F, Si og TOC)
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i mai forventes kun å ha en begrenset påvirkning på sjøoverlevelse såfremt helselidelser påført fisken i januar er restituert.
- Dårlig vannkvalitet i januar påvises ikke i overvåkingen av vannkjemi.
- Bunndyrene viser ingen effekt av sjøsaltepisodene i januar. Den lave verdien av Indeks 2 om våren kan være en akkumulert effekt av episodene vinteren og våren 2005, men det må tas forbehold om at lokalitetene nederst i elva ikke er optimale for indeksene.



Figur 7. ab. Prøver innsamlet for DN-effekt kontroll (fylte sirkler) og egne målinger (åpne sirkler) analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*.

Tabell 6. Gjelle- og vannkjemidata fra Storelva i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i **tabell 2** (gjeller) og i **tabell 3** for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj-est.	Gj-Al µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV-død	SV-eff	Avk	BCF
Prestabk.	28.jan	NV	L	138	167	6,4	2,8	3,9	21	73	-3,2	0	0	++	8
Teinefoss	28.jan	NV	L	130	87±32	6,1	1,6	4,1	20	49	3,2	0	0	---	4
Teinefoss	28.apr	NV	L	98	15±3	6,4	2,1	0	16	71	0	0	0	---	1
Smoltfella	04.mai		L		23±8							0	0		
Smoltfella	28.apr	NV	L	74	19±11	6,45			13	70	1,7	0	0	---	1
Smoltfella	11.mai		L		31±13							0	+		
Smoltfella	18.mai	NV	L	138	28±20	6,47			21	77	6,8	0	0	----	1
Prestabk	28.jan	NV	A		62±20							0	0		
Prestabk	28.apr	NV	A	10	17±3	6,6	4	0	3	122	-3,9	0	0		6
Teinefoss	28.jan	NV	A	130	140±18	6,1	1,6	4,1	20	49	3,2	0	0		7
Teinefoss	28.apr	NV	A	98	29±20	6,4	2,1	0	16	71	0	0	0		2

3.4 Otra

Generell vannkjemi

pH i Otra varierte mellom 5,6 og 6,1 det meste av vinteren 2004/05 basert på data fra den kontinuerlige pH-loggingen (**Figur 8a**). Det ble påvist tre episoder. pH avtok raskt den 8. januar 2005 til et nivå omkring 5,6. Denne episoden vedvarte til omkring 14. januar. Det inntraff to nye episoder i mai hvor pH ble redusert, men da til nivåer >5,8. I de egne vannkemimålingene varierte pH mellom 5,8 og 6,1. ANC-verdiene varierte omkring 20 til 35 $\mu\text{ekv/L}$. E-Na*-nivået var lavt, men positivt (**Figur 9b**). Episoden i januar påvises også i DN-vannkemikontroll (**Figur 8b**).

Aluminium

Konsentrasjonen av LAI varierte mellom 6 og 32 $\mu\text{g Al/L}$ (**Figur 9a**). Endringene kan ikke knyttes til pH. Det er tidligere påvist sammenhenger mellom pH-reduksjoner og vannbidrag fra arealer nedstrøms Byglandsfjorden. Slike faktorer kan være viktige, også til å forklare variasjonen i Al.

Gjeller

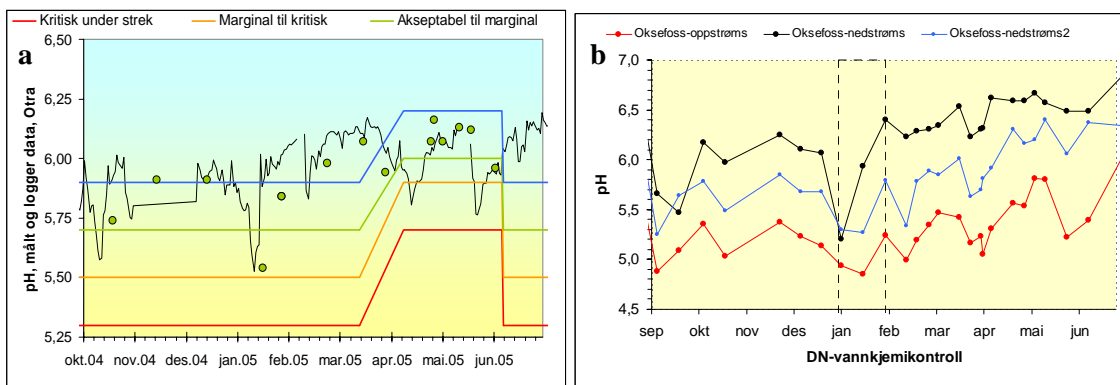
Gjelle-Al konsentrasjonene antyder "dårlig" vannkvalitet i januar til april (**Tabell 7**). I mai avtok nivået kraftig og indikerer "god" til høy vannkvalitet.

Bunndyr

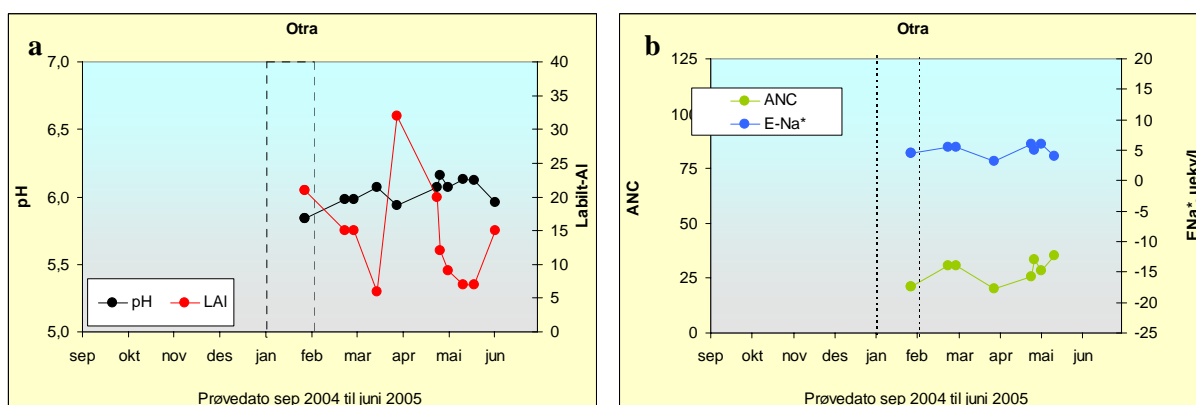
Artene som ble funnet ved Haus i januar og i mai er vist i **Vedlegg ED3**. Indeksene viser verdien 0 i januar. Det finnes ingen data fra 2004 og seinere på våren i 2005. Verdien på Indeks 1 indikerer et sterkt forsuret bunnfynd. Det må imidlertid tas forbehold om at dette baserer seg på bare en prøve, og kan være et resultat av tilfeldigheter.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget ble i liten grad påvirket av sjøsalter i januar. E-Na* var positiv og >3,1.
- pH og ANC i vannprøver tyder på "god" vannkvalitet hele våren. LAI var høy i januar og april.
- BCF var som forventet med unntak av en måling i mars. BCF avtok fra januar til mai.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt før 1. mai klassifiseres som "dårlig". Deretter måles det lave verdier tilsvarende "god" og "høy" status.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i mai forventes ikke å påvirke sjøoverlevelse såfremt helselidelser påført fisken i januar til april er restituert.
- Vassdraget påvirkes av kortvarige forsuringsepisoder. Disse er tidligere koplet til den relative betydningen av sidebekker til vannføring nedstrøms Byglandsfjorden.
- Bunndyrindeksene indikerer et sterkt forsuringsskadet samfunn i januar. Det er usikkert om dette kan tilskrives stormene i januar.



Figur 8ab. a) pH målt i tilknytning til DN-vannkjemikontroll og b) kontinuerlig logging av pH ved Vigeland. pH-grenser som antyder fra ”kritisk” til ”god” vannkvalitet for laks er inntegnet.



Figur 9. Prøver innsamlet som egne målinger og analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*.

Tabell 7. Gjelle- og vannkjemidata fra Otra i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i **tabell 2** (gjeller) og i **tabell 3** for de øvrige indikatorene. Mens det ble prøvetatt villfisk ved Haus, er fisk ved Mosby anleggsprodusert laks fra Finså klekkeri. Denne har en forhistorie som dermed avviker fra villfiskens forhistorie.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj-est.	Gj-AI µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV-død	SV-eff	Avk	BCF
Haus	28.jan	NV	L	138	173±27	5,84	0,9	2,2	21	21	4,5	0	0	+++	8
Mosby	24.feb	NV	L	90		5,98	0,92	2,1	15	31	5,5	0	0	+++	11
Mosby	02.mar	NV	L	90	158±25	5,98	0,92	2,1	15	31	5,5	0	0	+++	11
Mosby	17.mar	NV	L	18		6,07	0,98		6						
Mosby	30.mar	NV	L	226	201±42	5,94	0,94	2	32	20	3,1	0	0	--	6
Mosby	26.apr	NV	L	130	63±17	6,07	0,87	1,8	20	26	6	0	+++	---	3
Haus	28.apr	NV	L	66	63±17	6,2	1,1		12	33	4,9	0	+++		5
Mosby	03.mai	NV	L	42	26±4	6,07	0,9	1,8	9	28	6	0	0	-	3
Mosby	13.mai	NV	L	26	29±13	6,13	1,12	1,8	7	35	4,1	0	0		4
Mosby	20.mai	NV	L	26	13±4	6,12	1,04		7			0	0		2
Mosby	03.jun	NV	L	90	20±6	5,96		2,6	15			0	0	---	1
Mosby	28.jan	A	L	138	118±26	5,84	0,9	2,2	21	21	4,5	0	0	--	6

3.5 Søgneelva/Songdalselva

Generell vannkjemi

pH var > 6 gjennom det meste av vinteren og våren (**Figur 10a**). Lav pH ble målt i slutten av mars 2005, og da med pH 5,8. ANC ble redusert til 30 $\mu\text{ekv/L}$ i slutten av mars. Resten av perioden var ANC betydelig høyere enn 50 $\mu\text{ekv/L}$ (**Figur 10b**). Ikke marint Na (E-Na*) var negativ hele perioden, hvor de laveste verdiene ble målt samtidig som pH var på sitt laveste og ANC mest redusert. Dette tyder på at sjøsaltene fikk økende betydning utover i sesongen og særlig stor betydning i tilknytning til snøsmelting seint i mars.

Aluminium

Konsentrasjonen av LAI varierte fra "lav" til "høy". Høy konsentrasjon ble målt i januar og mars 2005 (**Figur 10a**).

Fiskedød

Det var fiskedød i vassdraget i januar og i mars 2005. Både laks og aure (alle størrelsesklasser) ble plukket opp av fiskelaget lokalt. Det var fiskedød i bureksponeringene i mars. Fisken døde i januar ved pH verdier >6 , ANC $>66 \mu\text{ekv/L}$ og LAI-konsentrasjoner $< 26 \mu\text{g Al/L}$. I mars døde fisken ved pH-verdier $>5,8$, ANC $>30 \mu\text{ekv/L}$ og LAI-konsentrasjoner $< 60 \mu\text{g Al/L}$. Vannprøvene er ikke nødvendigvis representative for det vannet som drepte fisken, ettersom prøvene ble tatt en til flere dager etter fiskedøden.

Gjeller

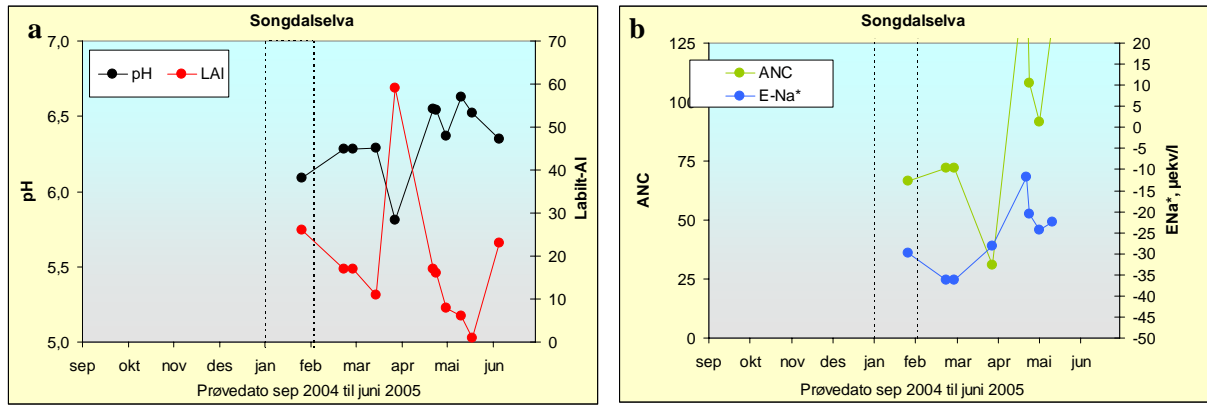
Gjelle-Al konsentrasjonene varierte mellom nivåer som antyder fra "dårlig" til "svært dårlig" vannkvalitet i januar til april (**Tabell 8**). I mai ble det målt nivåer som antyder fra "god" til "høy" vannkvalitet. Dødelighet i januar og mars, til tross for at pH ikke var spesielt lav, antyder at det her er stor sannsynlighet for blandsoner. Blandsonene må ha sitt opphav ovenfor E-18 ettersom begge stasjoner var likt berørt.

Bunndyr

Artene som ble funnet ved Monan i januar og i mai er vist i **Vedlegg ED4**. Indeks 1 er 1,0 og Indeks 2 er 0,80 i januar, mens indeksene er henholdsvis 1,0 og 0,81 i april. Før-data foreligger ikke. Indeksene antyder ingen effekt av sjøsaltepisodene på bunndyrfaunaen ved Monan.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget ble påvirket av sjøsalter i januar. E-Na* var negativ og <-10 hele våren.
- pH og ANC i vannprøver tyder på "god" vannkvalitet. LAI var "kritisk" høy i april og juni.
- Det døde villfisk samt fisk i bur. Vannkvalitet var således kritisk til tross for at $\text{pH} > 5,8$ og $\text{ANC} > 30 \mu\text{ekv/L}$.
- BCF var ofte høy. Dette tyder på at LAI underestimeres; blandsoner.
- Den målte gjelle-Al konsentrasjonen var høyere enn forventet i januar til mars, deretter som forventet eller lavere enn forventet.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt før 1. mai klassifiseres som "dårlig" til "svært dårlig" og på et nivå hvor dødelighet kan forventes såfremt eksponeringsvarigheten er tilstrekkelig lang. Deretter målt det lave verdier, tilsvarende "god" til "høy" status.
 - Variasjonen i gjelle-Al kan ikke forklares ut fra pH, LAI eller ANC.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i mai forventes ikke å påvirke sjøoverlevelse såfremt helselidelser påført fisken i perioden fram til april er restituert. Dødelighet i januar og mars vil ha effekter på fangst av laks og aure de nærmeste årene.
- Episoden i januar og mars var "kritisk" for parr.
- Vassdraget påvirkes av forsurende episoder og sannsynligvis av blandsoner.
- Bunndyrsamfunnet ved Monan ble ikke påvirket av sjøsaltepisodene.



Figur 10. Prøver innsamlet for DN-vannkjemikontroll (fylte sirkler) og egne målinger (åpne sirkler) analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*.

Tabell 8. Gjelle- og vannkjemidata fra Søgneelva i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i **tabell 2** (gjeller) og **tabell 3** for de øvrige indikatorene. Mens det ble prøvetatt villfisk ved Monan, er fisk ved Rismyr og Toftesvei anleggsprodusert laks fra Finså klekkeri. Denne har en forhistorie som dermed avviker fra villfiskens.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj-est.	Gj-AI µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV- død	SV- eff	Avk	BCF
Monan	27.jan	NV	L	178	290±51	6,1	3,3	2,6	26	66	-29,9	0	0	+++++	11
Rismyr	02.mar	NV	L	106	169±73	6,28	3,57	2,1	17	72	-36,3	0	0	+++	10
Rismyr	17.mar	NV	L	58		6,29	3,76		11						
Rismyr	30.mar	NV	L	442	936±350	5,81	2,19	2,7	59	31	-28,3	+++	0	+++++	16
Rismyr	26.apr	NV	L	98		6,54	3,91	2,1	16	108	-20,5				
Rismyr	03.mai	NV	L	34	23±3	6,37	3,5	2,5	8	91	-24,5	0	0		3
Rismyr	13.mai	NV	L	18		6,63	4,42	2,1	6	134	-22,5				
Rismyr	20.mai	NV	L	10	15±5	6,52	4,38		1			0	0		15
Rismyr	07.jun	NV	L	154	18±2	6,35		3,5	23			0	0	----	1
Toftedalsvg	26.jan	NV	L	178		6,09	3,28	2,6	26	66	-29,9				
Toftedalsvg	02.mar	NV	L	90	141±136	6,32	3,52	2,2	15	72	-34,5	0	0	+++	9
Toftedalsvg	17.mar	NV	L	34		6,33	3,91		8						
Toftedalsvg	30.mar	NV	L	354	1051±330	5,96	2,38	2,9	48	32	-36	+++	0	+++++	22
Toftedalsvg	26.apr	NV	L	98		6,59	4,03	2,1	16	122	-14				
Toftedalsvg	03.mai	NV	L	50	29±10	6,43	3,63	2,5	10	93	-27,8	0	0	--	3
Toftedalsvg	13.mai	NV	L	18		6,66	4,45	2,2	6	128	-25,1				
Toftedalsvg	20.mai	NV	L	18	13±5	6,43	4,28		6			0	0		2
Toftedalsvg	07.jun	NV	L	74	40±30	6,43		3,4	13			0	0	---	3
Monan	27.jan	NV	A	178	364±205	6,1	3,3	2,6	26	66	-29,9	+	0	+++++	14
Monan	24.apr	NV	A	106	90±30	6,55	4,6	2,1	17	160	-12	0	+++	-	5

3.6 Mandalselva - hovedløp

Generell vannkjemi

Både i egne prøver og i DN-effektkontroll var pH på et nivå gjennom hele vinteren og våren som antas å være tilfredsstillende for laks (**Figur 11a**). Beregnet ANC-verdi varierte gjennom mellom 50 og 70 $\mu\text{ekv/L}$. Basert på E-Na* (<-10 i januar) var vassdraget påvirket av sjøsalter fra januar 2005 (**Figur 11b**).

Aluminium

Det ble målt LAI-konsentrasjoner som varierte fra verdier omkring 5 $\mu\text{g/L}$ til nivåer >30 $\mu\text{g/L}$ (**Figur 11a**). Den høye verdien i april sammenfaller med lav E-Na*. Den høye Al-verdien i desember kan ikke uten videre forklares.

Gjeller

Gjelle-Al konsentrasjonene i Mandalselva, målt oppstrøms Laudal, var høye i januar 2005 (**Tabell 9**). Dette kan ha sammenheng med høy LAI i desember. Senere på året var gjelle-Al konsentrasjonen lavere enn forventet basert på beregnet LAI.

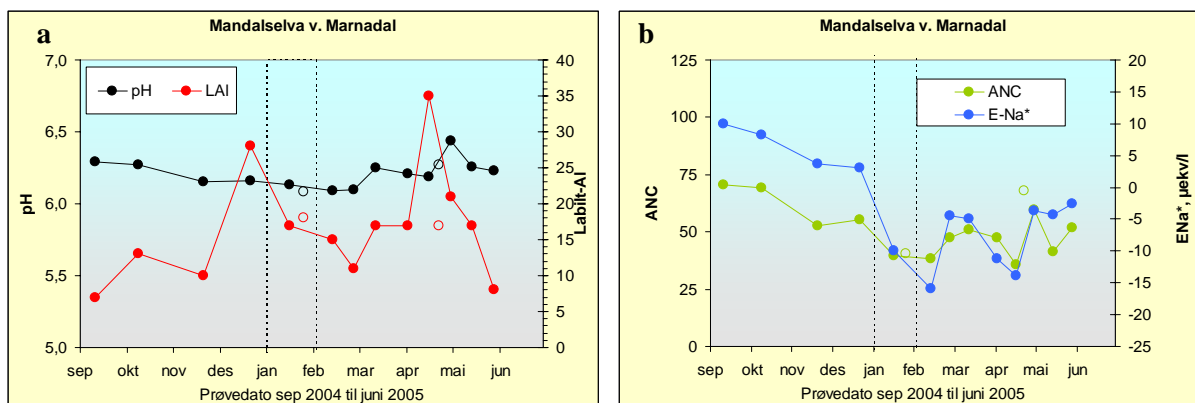
Smolt fanget under utvandring ved Hesså hadde verdier omkring 25 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv, noe som indikerer en "god" vannkvalitet. Konsentrasjonene var høyere nederst i elva, hvor konsentrasjonene antyder "moderat" til dårlig vannkvalitet. Denne forskjellen fra Hesså til Møll er påpekt i tidligere arbeider (Kroglund et al, 1999 og 2000).

Bunndyr

Artene som ble funnet i Mandalselva oppstrøms Laudal i april og i begynnelsen av juni er vist i **Vedlegg ED5**. Indeks 1 er lik 1,0 på begge datoene, mens Indeks 2 er 1,0 i april og 0,67 i begynnelsen av juni. Indeks-verdiene for St. 12 fra kalkingsovervåkingen i 2004 var 0,5 i både vår- og høstprøvene.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var påvirket av stormene i januar. E-Na* var negativ og <-10 i januar.
- pH og ANC i vannprøver tyder på marginal vannkvalitet hele våren. LAI var noe høy i mars og april.
- BCF var høy i januar, deretter avtagende til lav.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i januar til april klassifiseres som "kritisk" til "marginal". Deretter måles det lave verdier tilsvarende "god" status ved Hesså. Vannkvaliteten forringes fra Hesså til Møll.
 - Variasjonen i gjelle-Al kan ikke bare forklares med variasjon i pH, LAI eller ANC.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i mai ved Møll forventes å påvirke sjøoverlevelse. Denne påvirkningen er påvist også tidligere år.
- Vassdraget påvirkes av aluminium, sannsynligvis fra sure sidebekker som forårsaker blandsoner langs anadrom strekning av elva.
- Bunndyrsamfunnet viser ingen påvirkning fra sjøsaltepisodene.



Figur 11. Prøver innsamlet for DN-effektkontroll (fylte sirkler) og egne målinger (åpne sirkler) analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*.

Tabell 9. Gjelle- og vannkjemidata fra Mandalselva i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i **tabell 2** (gjeller) og i **tabell 3** for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj-est.	Gj-AI µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV-død	SV-eff	Avk	BCF
oppstr. Laudal	26.jan	NI	L	114	305±137	6,1	1,7	3,1	18	41	-13,5	+	0	+++++	17
oppstr. Laudal	24.apr	NV	L	106	44±20	6,3	1,9	2,5	17	68	-2,6	0	+	---	3
Hesså	05.mai	NV	L	138	55±30	6,4			21	60	-3,7	0	++	---	3
Hesså	11.mai		L		21±8							0	0		
Hesså	12.mai		L		18±3							0	0		
Hesså	16.mai	NV	L	106	25±12	6,26			17	42	-4,4	0	0	---	1
Hesså	23.mai		L		21±2							0	0		
Hesså	24.mai		L		20±2							0	0		
Hesså	25.mai		L		25							0	0		
Hesså	26.mai		L		31±20							0	X		
Hesså	31.mai	NV	L	34	25±7	6,23			8	52	-2,6	0	0		3
Fella nede	04.mai		L		56±43							0	++		
Fella nede	05.mai		L		34±8							0	+		
Fella nede	11.mai		L		89±57							0	++		
Fella nede	18.mai		L		34±15							0	+		
Fella nede	21.mai		L		72±52							0	+++		
oppstr. Laudal	26.jan	NI	A	114	143	6,1	1,7	3,1	18	41	-13,5	0	0	++	8

3.7 Mandal; Logåna og andre sidebekker langs anadrom del av elva

3.7.1 Logåna

Generell vannkjemi

I Logåna var det en kraftig pH-episode i januar. pH ble redusert til verdier < pH 5 (**Figur 12a**). Det inntraff en ny episode i mars, hvor pH ble redusert til 5,8. pH er svært fluktuerende i vassdraget slik at vannprøvene tatt 26. januar trenger ikke være representative for den vannkjemien som drepte fisken. E-Na* var <-30 i januar og april, mens ANC var > 17 µekv/L.

Aluminium

Konsentrasjonen av LAI var >100 µg Al/L i januar og mars (**Figur 12b**). Dette er konsentrasjoner som er "kritiske" for laks.

Fiskedød

Det var fiskedød i Logåna i januar 2005. Det døde hovedsakelig laks, men også noe aure. Vassdraget er behandlet med silikat (se kap. 4). Doseringen av silikat ble stanset forut for episoden for teknisk vedlikehold av anlegget. For en nærmere beskrivelse av episoden med fiskedød og bestandseffekter henvises det til kapittel 4.

Gjeller

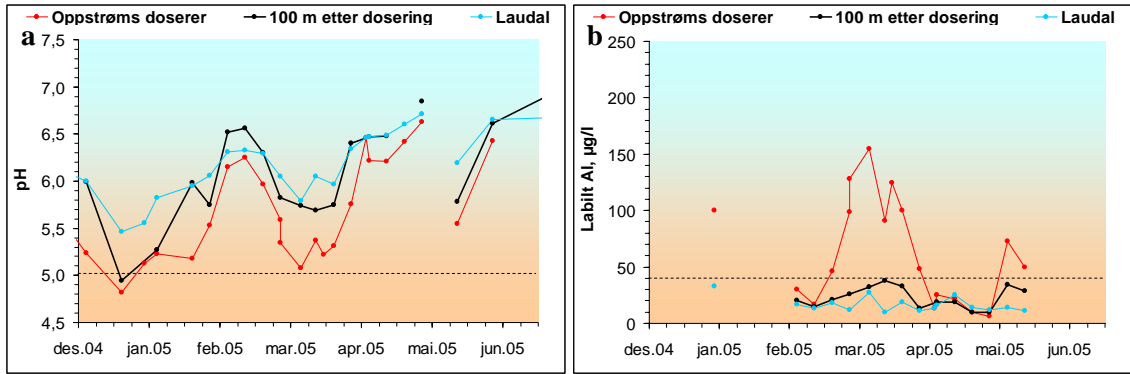
Gjelle-Al målt i januar var betydelig høyere enn de konsentrasjonene som tidligere er assosiert med dødelighet (**Tabell 10**). I april ble det målt verdier som antyder en dårlig vannkvalitet.

Bunndyr

Artene som ble funnet i Logåna i januar, april og i begynnelsen av juni er vist i **Vedlegg ED5**. Det ble tatt prøver både oppe og nede i Logåna. Prøvene fra øverst i Logåna rett nedstrøms silikat-doseren har indeksverdien 1,0 for begge indeksene både i januar og i begynnelsen av juni. Prøvene lenger nede i elva har indeksverdi 1,0 for både Indeks 1 og 2 i januar, mens Indeks 2 i april er 0,90.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var sterkt påvirket av stormene i januar, med en ny episode i mars.
- pH og ANC i vannprøver tatt sammen med fisk tyder ikke på kritiske tilstander. Konsentrasjonen av LAI var kritisk høy. E-Na* var kraftig negativ både i januar og april.
- Episodene i januar og mars var kritiske for parr (0+ til 3+) av laks og aure.
- Basert på de målte verdiene for gjelle-Al er dødelighet å forvente.
- BCF var svært høy i januar.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i april forventes å påvirke sjøoverlevelse.
- Vassdraget påvirkes av forsurende episoder som ikke kun kan relateres til sjøsalter.
- Gjelle-Al konsentrasjonene var høyere enn det som forventes ut fra LAI. Dette kan tyde på blandsoner, eller at gjellene ikke var i likevekt med Al i vannet i sluttfasen av en episode.
- Bunndyrsamfunnet indikerer ingen påvirkning fra sjøsaltepisodene, verken oppe eller nede i Logåna.



Figur 12.a) pH og b) LAI analysert som en del av overvåkingen av Logåna i 2004 og 2005. Data fra Kaste et al., 2007.

Tabell 10. Gjelle- og vannkjemidata fra Logåna i 2005. Stasjonsplassering fremgår av kart i kap. 4. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i **tabell 2** (gjeller) og i **tabell 3** for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj- est.	Gj-Al µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV- død	SV- eff	Avk	BCF
Oppstr. Dos.	26.jan	NI	L	1250	1677±632	5,6	2,5	1,9	160	17	-65,2	++++	0	+++++	10
Oppstr. Dos.	24.apr		L	234	121±36	6,1	2,9	2,1	33	44	-51,1	0	++++	----	4
v/b.stasjon	26.jan	NI	L	1250	816	5,6	2,5	1,9	160	17	-65,2	+++	0	----	5
v/b.stasjon	24.apr		L	74	88±21	6,5	3,6	3	13	81	-35,9	0	+++		7
st. 3 og 4	26.jan	NI	A	1250	1025±442	5,6	2,5	1,9	160	17	-65,2	+++	0	----	6
st. 3 og 4	24.apr		A	74	110±36	6,5	3,6	3	13	81	-35,9	0	++++	+++	8
v/b.stasjon	26.jan	NI	A	1250	1225±548	5,6	2,5	1,9	160	17	-65,2	++++	0	--	8

3.7.2 Andre sidebekker til Mandalselva

Generell vannkjemi

pH var høy alle prøvetakingsdatoer. ANC var også høy. E-Na* antyder at vannet var påvirket av sjøsalter (**Tabell 11**).

Aluminium

Konsentrasjonen av LAI varierte omkring 20 µg Al/L (**Tabell 11**).

Gjeller

Gjelle-Al var betydelig høyere enn de konsentrasjonene som tidligere er assosiert med dødelighet i januar (**Tabell 11**). Verdiene målt i april representerer en dårlig vannkvalitet.

Bunndyr

Artene som ble funnet i Songåna ved Marnardal i januar og april er vist i **Vedlegg ED5**. Det finnes ingen før-prøver fra Songåna. Indeks 1 har verdien 1,0 både i januar og april, mens Indeks 2 har verdiene 0,52 i januar og 0,54 i april. *Baetis rhodani* var tilstede ved begge tidspunktene, men i lavt antall i forhold til tolerante steinfluer. Indeks 2 indikerer et bunndyrsamfunn med "moderate" forsureningskader.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var sterkt påvirket av stormene i januar, med en ny episode i mars.
- pH og ANC i vannprøver tatt sammen med fisk tyder ikke på "kritiske" tilstander.
- BCF var svært høy i januar.
- Gjelle-Al konsentrasjonene klassifiseres som "svært dårlige".
 - Gjelle-Al konsentrasjonene målt i januar forventes å påvirke overlevelse i ferskvann.
 - Gjelle-Al konsentrasjonene målt i april kan påvirke saltvannstoleranse såfremt fisken ikke restitueres før utvandring.
- Indeksene viser et "moderat" forsureningsskadet bunndyrsamfunn. Dette kan skyldes sjøsaltepisodene. Manglende førdata fra bekken gjør at det er vanskelig å skille effekten av episodene fra en eventuell generell forsurening i bekken.

Tabell 11. Gjelle- og vannkjemidata fra Songåna i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i **tabell 2** (gjeller) og i **tabell 3** for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj- est.	Gj-Al µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV- død	SV- eff	Avk	BCF
v/Marnadal	26.jan	NI	L	106	564±180	6,4	3,6	4,1	17	104	-39,9	+++	0	+++++	33
v/Marnadal	24.apr		L	122	166±18	6,4	3,6	2,3	19	112	-24,6	0	++++	+++	9
v/Heddeland	27.jan	NI	A	154	418±219	6,2	4,1	2,4	23	111	-36,9	++	0	+++++	18
v/Marnadal	26.jan	NI	A	106	399±84	6,4	3,6	4,1	17	104	-39,9	++	0	+++++	23

3.8 Lygna

Generell vannkjemi

Oppstrøms dosereren ble det observert flere til dels kraftige fall i pH. I DN-vannkemikontroll var pH redusert i januar og starten av februar, for så å øke gradvis gjennom vinteren (**Figur 13**). Det ble målt pH-verdier i underkant av 6 ved Vegge.

Basert på DN-effektkontroll var pH ved Vegge høyere enn 6 på alle prøvetakingsdatoer vinteren og våren 2005 (**Figur 14a**). ANC var normalt $> 50 \mu\text{ekv/L}$. E-Na* avtok kraftig fra desember til januar og markerer en tydelig sjøsaltpåvirkning (**Figur 14b**).

Aluminium

Konsentrasjonen av LAI økte gradvis gjennom vinteren til tross for at pH økte. På slutten av mars og midt i april ble det målt lavere konsentrasjoner enn det som var vanlig resten av vinteren (**Figur 14a**).

Gjelle-Al

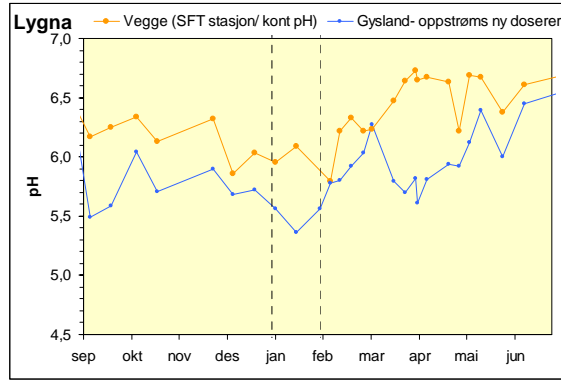
Gjelle-Al konsentrasjonene i januar indikerte svært dårlig vannkvalitet og var oppunder de nivå hvor dødelighet kan opptre såfremt eksponeringsvarighet er tilstrekkelig lang (**Tabell 12**). Konsentrasjonene i april antyder "moderat" til "dårlig" vannkvalitet.

Bunndyr

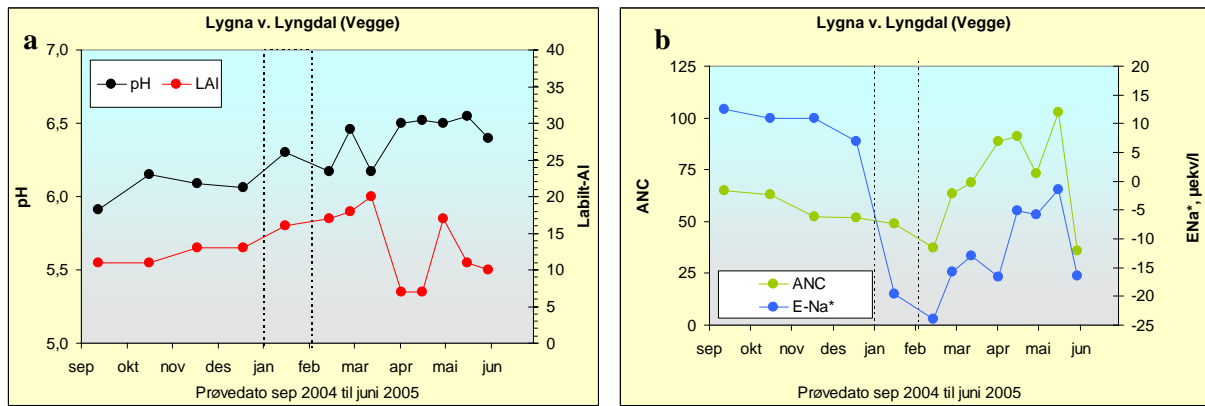
Artene som ble funnet i Lygna nedstrøms Vegge i januar og april er vist i **Vedlegg ED7**. Indeks 1 var 1,0 på begge tidspunktene. Indeks 2 hadde verdien 1,0 i januar og 0,77. *Baetis rhodani* er tilstede i stort antall ved begge tidspunktene, mens antallet steinfluer er mye større i prøvene i april enn i januar. Den litt lavere Indeks 2 i april kan dermed skyldes tilfeldigheter.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var sterkt påvirket av stormene i januar. E-Na* var sterkt negativ hele våren.
- pH og ANC i vannprøver tyder på "god" vannkvalitet hele våren. LAI var noe høy i mars og mai.
- BCF var høy i januar.
- Basert på gjelle-Al kan dødelighet ikke utelukkes blant de eldste (største) fiskene i januar.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i april forventes å påvirke sjøoverlevelse.
- Vassdraget påvirkes av aluminium. Gjelle-Al konsentrasjonene er høyere enn det som forventes ut fra LAI. Dette antyder blandsoner, selv om slike er mindre sannsynlige basert på en vurdering av vannbidrag fra sidebekker til hovedelva.
- Bunndyrsamfunnet viser små eller ingen respons på sjøsaltepisodene.



Figur 13. pH målt i tilknytning til DN-vannkjemikontroll ved Vegge.



Figur 14. Prøver innsamlet for DN-effektkontroll og analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*.

Tabell 12. Gjelle- og vannkjemidata fra Lygna i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i tabell 2 (gjeller) og i tabell 3 for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj-est.	Gj-Al µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV-død	SV-eff	Avk	BCF
Lygna	27.jan	L		90	324±98	6,1	2	2,7	15	39	-17,5	+	0	+++++	22
Lygna	23.apr	L		58	59±10	6,5	2,3	2,9	11	72	-5	0	++		5

3.9 Audna

Generell vannkjemi

I DN-vannkemikontroll var pH redusert i januar og starten av februar, for så å øke gradvis gjennom vinteren (**Figur 15**). Det ble målt pH-verdier på 5,6 ved Melhusfossen i januar. Basert på DN-effektkontroll var pH ved Melhusfossen høyere enn 6 på alle prøvetakingsdatoer vinteren og våren 2005 (**Figur 16a**). ANC var normalt $> 30 \mu\text{ekv/L}$. E-Na* avtok kraftig fra desember til januar og markerer en tydelig sjøsaltpåvirkning (**Figur 16b**). pH var periodevis episodisk eller kronisk lav i sidebekker til Audna.

Aluminium

Konsentrasjonen av LAI var høy ved Melhusfossen i egne målinger i januar (**Figur 16a**). I effektkontrollen påvises ikke slike økninger. Det var til dels høye Al-konsentrasjoner i sidebekker til Audna.

Gjelle-Al

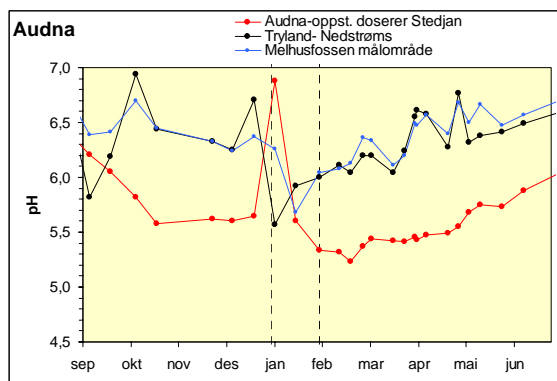
Gjelle-Al indikerte "dårlig" vannkvalitet i januar (**Tabell 13**). Ved Melhusfossen ble det målt verdier som kan gi fiskedød såfremt belastningen varer tilstrekkelig lenge. Fra januar til april avtok konsentrasjonene, men var fortsatt på nivå hvor effekter på saltvannstoleranse kan forventes.

Bunndyr

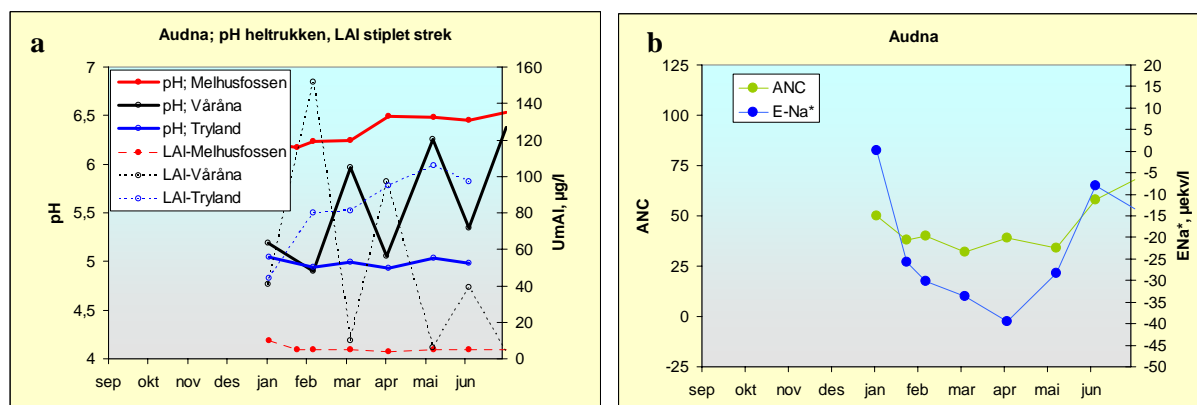
Artene som ble funnet i Audna ved Melhusfossen og ved Konsmo i januar og april er vist i **Vedlegg ED6**. Data fra kalkingsovervåkingen fra slutten av mai er også tatt med. Indeks 1 har verdien 1,0 ved Melhusfossen i hele perioden. Indeks 2 har verdien 1,0 i januar og mai, mens den faller noe i april med verdien 0,79. Dette kan være en svak respons på sjøsaltepisoden, men kan også være en tilfældighet. Ved Konsmo hadde Indeks 1 verdien 1,0 på alle tre tidspunkt. Indeks 2 hadde også verdien 1,0 i januar og april, mens det i mai ikke var *Baetis rhodani* tilstede i prøvene på den undersøkte lokaliteten i utløpet av Ytre Øydnvatn (oppstrøms lokaliteten ved Konsmo). Dermed kan Indeks 2 ikke beregnes. Her ble det imidlertid registrert 3 individer av den svært følsomme døgnfluen *Caenis horaria*. Prøvene øverst i Audna viser et bunndyrsamfunn upåvirket av forsuring.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var sterkt påvirket av stormene i januar.
- pH og ANC i vannprøver tatt sammen med fisk tyder ikke på "kritiske" tilstander.
- Basert på gjelle-Al kan dødelighet ikke utelukkes blant de eldste (største) fiskene i januar.
- BCF var høy ved Melhusfossen i januar.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i april forventes å påvirke sjøoverlevelse.
- Vassdraget påvirkes av aluminium. Gjelle-Al konsentrasjonene ved Melhusfossen var høyere enn det som forventes ut fra LAI. Dette antyder blandsoner. Det er tidligere antydning i egen utredning at dette er sannsynlig.
- Bunndyrsamfunnet oppe og nede i Audna viser ingen effekt av sjøsaltepisodene.



Figur 15. pH målt i tilknytning til DN-vannkjemikontroll ved Tryland, oppstrøms doserer og Melhusfossen.



Figur 16. Prøver innsamlet for DN-effektkontroll og analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*.

Tabell 13. Gjelle- og vannkjemidata fra Audna i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i **tabell 2** (gjeller) og i **tabell 3** for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj- est.	Gj-Al µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV- død	SV- eff	Avk	BCF
Konsmo	27.jan	L	114	111±88	6,5	2,6	4,3	18	90	1,1	0	0			6
Konsmo	25.apr	L	74	42±9	6,4	2,7	3,6	13	99	-0,8	0	+			3
Melhusfossen	27.jan	L	226	604±124	5,9	1,9	3,8	32	33	-15,2	+++	0	+++++		19
Melhusfossen	25.apr	L	106	94±21	6,4	2,6	2,8	17	72	-16,7	0	++++			6

3.10 Kvina og Litleåna

3.10.1 Kvina

Generell vannkjemi

pH ved Kloster avtok til verdier omkring 5,5 i januar 2005 (**Figur 17a**). I prøver tatt fra mars 2005 er pH tilfredsstillende. pH-fallet som ble observert ved Kloster var ikke tilstede ved Trælandsfoss. ANC avtok fra tilfredsstillende nivå til nivå opp mot 10 $\mu\text{ekv/L}$ i januar (**Figur 17b**). Denne reduksjonen og påfølgende økning var gjenspeilet i endringene i E-Na*-nivået. Samme mønster ble registrert i våre egne prøver.

Aluminium

Konsentrasjonen av LAI økte med avtagende pH (**Figur 17a**). I januar ble det målt en konsentrasjon på 47 $\mu\text{g/L}$. Resten av målingene angir konsentrasjoner omkring 15 til 20 $\mu\text{g Al/L}$ i april, og verdier omkring 10 $\mu\text{g Al/L}$ i mai.

Gjelle-Al

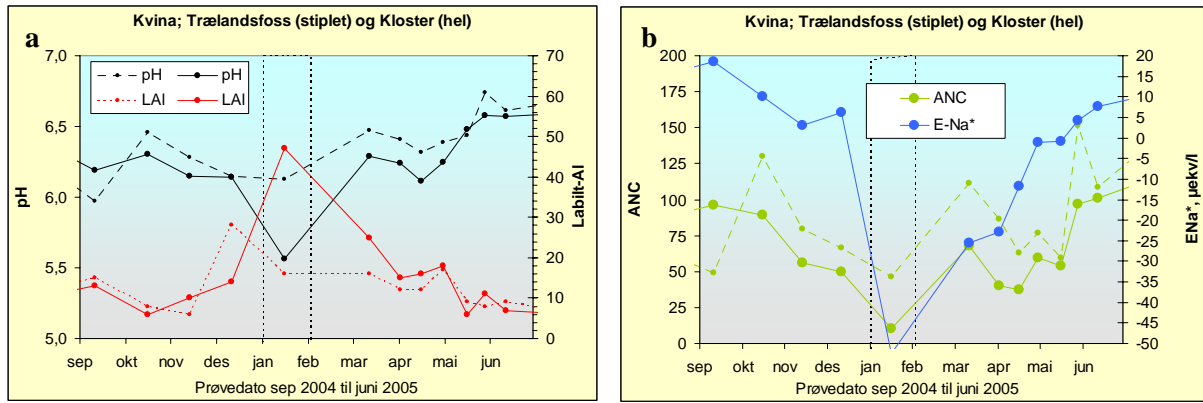
Gjelle-Al nivået som ble målt i januar tyder på dårlig vannkvalitet (**Tabell 14**). Prøver tatt i april tyder på "god" vannkvalitet.

Bunndyr

Artene som ble funnet i Kvina oppstrøms samløpet med Litleåna i januar og april er vist i **Vedlegg ED8**. Indeks 1 og Indeks 2 har verdien 1,0 på begge tidspunktene. Data fra kalkingsovervåkingens St. 2 i 2004, noe oppstrøms lokaliteten som ble undersøkt her, viser samme resultat.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var sterkt påvirket av stormene i januar.
- pH og ANC i vannprøver tatt sammen med fisk i januar tyder på "kritiske" vannkvaliteter.
- Basert på gjelle-Al er ikke dødelighet sannsynlig i januar.
- BCF var høy i januar.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i april forventes ikke å påvirke sjøoverlevelse
- Gjelle-Al konsentrasjonene var høyere enn det som forventes ut fra LAI. Dette kan tyde på blandsoner, eller at gjellene ikke var i likevekt med Al i vannet i slutfasen av en episode.
- Bunndyrsamfunnet viser ingen effekt av sjøsaltepisodene.



Figur 17. Prøver innsamlet for DN-effektkontroll og analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*. Nedstrøms Trælandsfoss som stiplet, Kloster som heltrukken linje.

Tabell 14. Gjelle- og vannkjemidata fra Kvina i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i **tabell 2** (gjeller) og i **tabell 3** for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj-est.	Gj-Al µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV-død	SV-eff	Avk	BCF
Kvina	27.jan	L	66	223±105	6,2	2,7	2,4	12	45	-51,7	0	0	+++++	19	
Kvina	23.apr	L	58	24±11	6,2	1,6	2,9	11	47	1,1	0	0	---	2	

Litleåna

Generell vannkjemi

pH oppstrøms dosereren var lav og avtok ytterligere i januar 2005 (**Figur 18**). Tilsvarende episode ble observert på stasjonen før samløpet med Kvina (**Figur 19a**). På forvinteren var pH her noe lav, mens den var tilfredsstillende på ettervinteren. ANC oppstrøms dosereren var hovedsakelig negativ. Denne varierte i takt med intensiteten på E-Na*-underskuddet (**Figur 19b**).

Aluminium

Konsentrasjonen av LAI økte med avtagende pH (**Figur 19a**). I januar ble det målt en konsentrasjon på 141 µg/L oppstrøms dosereren. Resten av målingene angir konsentrasjoner omkring 45 µg Al/L oppstrøms dosereren. LAI hadde samme variasjonsmønstre nedstrøms dosereren som oppstrøms, men konsentrasjonene var lavere. Det var høye konsentrasjoner ut april, deretter lave konsentrasjoner i april og verdier omkring 10 µg Al/L i mai.

Gjelle-Al

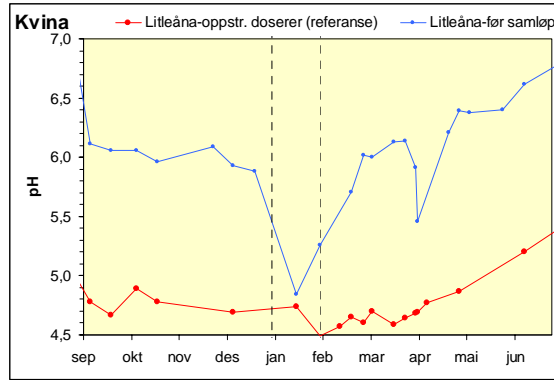
Gjelle-Al konsentrasjonen i januar tyder på svært dårlig vannkvalitet (**Tabell 15**). Selv om det var en reduksjon i nivå fra januar til april, var konsentrasjonene fortsatt uakseptable og tyder på ”dårlig” til ”svært dårlig” vannkvalitet.

Bunndyr

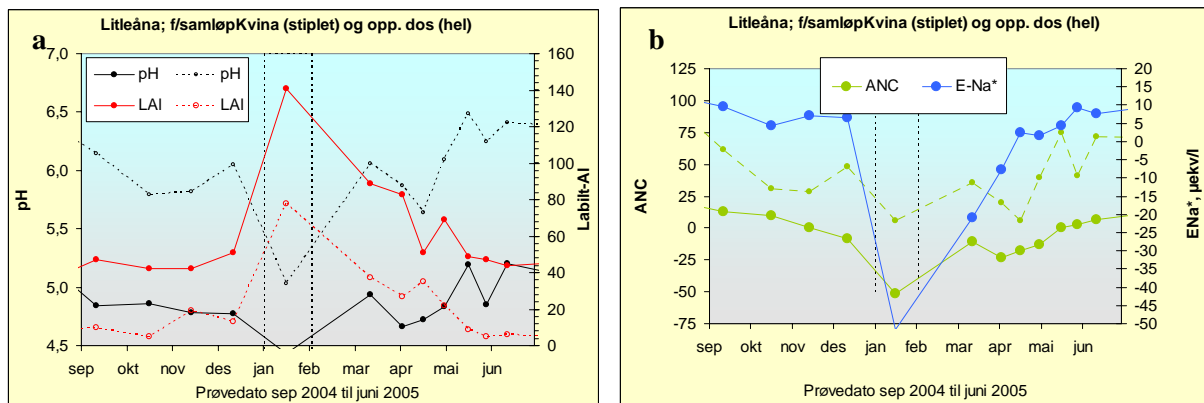
Artene som ble funnet i Kvina oppstrøms samløpet med Litleåna i januar og april er vist i **Vedlegg ED8**. Indeks 1 og Indeks 2 hadde verdien 1 både i januar og i april. Data fra kalkingsovervåkings St. 6 fra 2004 viser verdien 1 på begge indekser i vårprøvene, og 1 og 0,73 for henholdsvis Indeks 1 og 2 i høstprøvene.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var sterkt påvirket av stormene i januar.
- pH og ANC i vannprøver tatt sammen med fisk tyder på ”kritiske” tilstander.
- Basert på gjelle-Al kan dødelighet ikke utelukkes blant de eldste (største) fiskene i januar.
- BCF var normal.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i april forventes å påvirke sjøoverlevelse.
- Vassdraget påvirkes av aluminium.
- Episoden i januar kan ha vært kritisk for parr hvis varigheten var lang nok.
- Gjelle-Al konsentrasjonene var høyere enn det som forventes ut fra LAI. Dette kan tyde på blandsoner, eller at gjellene ikke var i likevekt med Al i vannet i sluttfasen av en episode.
- Bunndyrsamfunnet viser ingen effekt av sjøsaltepisodene.



Figur 18. pH målt i tilknytning til DN-vannkjemikontroll oppstrøms og nedstrøms kalkdoserer.



Figur 19. Prøver innsamlet for DN-effektkontroll og analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*. Før samløp med Kvina som stiplet, Litleåna oppstrøms doserer som heltrukken linje.

Tabell 15. Gjelle- og vannkjemidata fra Litleåna i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i tabell 2 (gjeller) og i tabell 3 for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj-est.	Gj-AI µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV-død	SV-Eff	Avk	BCF
Litleåna	27.jan	L	754	497±117	5,3	1,7	2,2	98	-4	-47,5	++	0	----	5	
Litleåna	23.apr	L	138	132±18	5,9	2,1	2,4	21	62	-8,1	0	++++	6		

3.11 Bjerkreimselva

Generell vannkjemi

I DN-driftkontroll ble det påvist flere pH-episoder, både oppstrøms og nedstrøms Malmei (**Figur 20**). I stasjonene som inngår i DN-effektkontroll var pH høy hele vinteren (**Figur 21a**). ANC varierte lite, og var på ca 50 $\mu\text{ekv/L}$. E-Na* avtok i januar til -6 $\mu\text{ekv/L}$. Fra april var nivåene >0 $\mu\text{ekv/L}$ (**Figur 21b**).

Aluminium

Konsentrasjonen av LAI var <10 $\mu\text{g Al/L}$ og < 5 $\mu\text{g Al/L}$ i perioder (**Figur 21a**).

Gjelle-Al

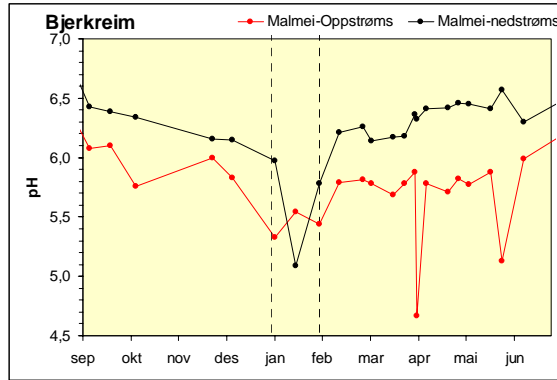
Gjelle-Al nivået var lavt gjennom hele perioden til tross for at det i perioder ble målt lav pH, høy LAI, lav E-Na* og ANC-verdier <50 $\mu\text{ekv/L}$ (**Tabell 16**). Målingene i Bjerkreimselva avviker fra andre vassdrag.

Bunndyr

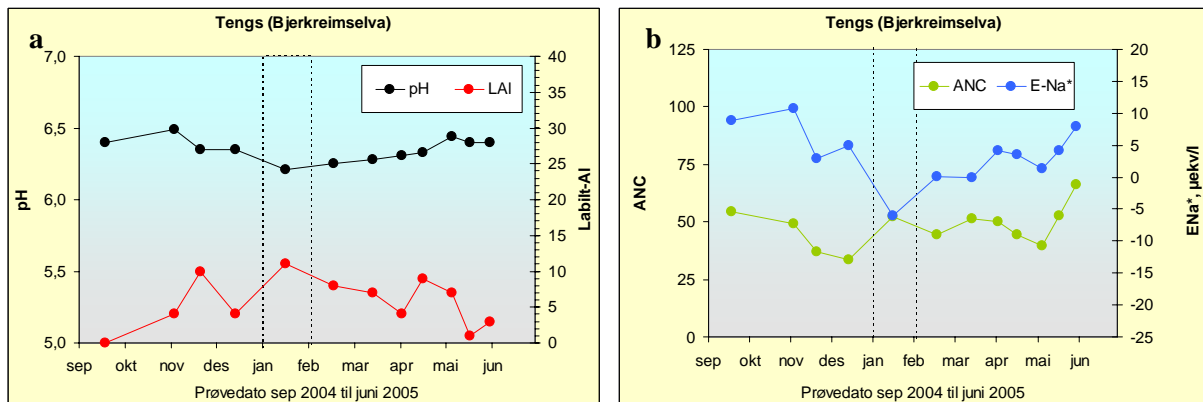
Artene som ble funnet i Bjerkreimselva i januar og april er vist i **Vedlegg ED9**. Ved utløpet av Svelevatn var Indeks 1 og Indeks 2 lik 1 både i januar og april. Ved utløpet av Fotlandsvatn ble det tatt en prøve i april. Her hadde også begge indeksene verdien 1.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var påvirket av stormene i januar.
- pH og ANC i vannprøver tatt sammen med fisk kan antyde ”marginal” vannkvalitet.
- BCF var meget lav.
- Den målte gjelle-Al konsentrasjonen var lavere enn forventet i januar og april.
- Basert på de målte verdiene for gjelle-Al hadde episodene ingen effekt.
- Sjøsaltepisodene hadde ingen effekt på bunndyrsamfunnet.
- Vassdraget avviker fra andre kalka elver. Dette kan skyldes innsjøkalkingene, hvor denne kalkingsstrategien gir lang varighet mellom tidspunkt for tiltak og når ”vannet” når fisken.



Figur 20. pH målt i tilknytning til DN-vannkjemikontroll.



Figur 21. Prøver innsamlet for DN-effektkontroll og analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*.

Tabell 16. Gjelle- og vannkjemidata fra Bjørkreim i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i tabell 2 (gjeller) og i tabell 3 for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj- est.	Gj- Al µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV- død	SV- eff	Avk	BCF
Utløp Tengsdalsvatnet	28.jan	L	26	4±3	6,3	1,5	1,5	7	31	-1,7	0	0	--	1	
Utløp Tengsdalsvatnet	23.apr	L	50	11±9	6,3	1,6	1	10	58	9,1	0	0	---	1	
Utløp Svelavatnet	28.jan	L	42	4±2	6,2	1,4	1,5	9	23	-4,7	0	0	---	0	
Utløp Svelavatnet	23.apr	L	66	12±7	6,2	1,2	1	12	39	6,9	0	0	---	1	

3.12 Oгна

Generell vannkjemi

Basert på DN-driftkontroll var pH tilfredsstillende ved Laksesvela, eller målområdet for tiltaket (**Figur 22**). Ved Egeland var pH kritisk lav hele våren. Det ble her målt høy pH i januar, mens samtlige andre stasjoner øst for Oгна hadde lav pH. Dette kan skyldes en analysefeil.

I DN-effektkontroll var pH lav i perioden januar til april (**Figur 23a**). Både ANC og E-Na*-verdiene var negative (**Figur 23b**).

Aluminium

Det ble målt Al i overkant av 20 µg LAI/L både i januar og april i de egne vannprøvene. I effektkontrollen var konsentrasjonen oppunder 35 µg Al/L i mars (**Figur 23a**).

Gjelle-Al

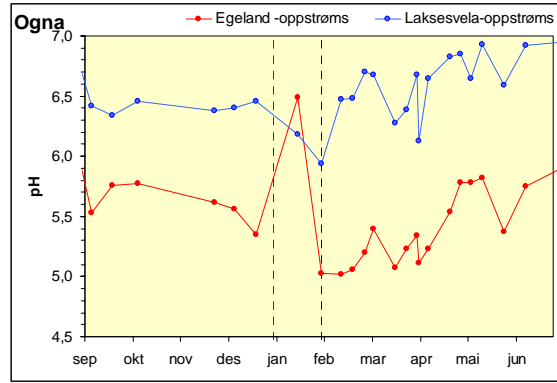
Gjelle-Al konsentrasjonene målt i januar tyder på svært dårlig vannkvalitet (**Tabell 17**). Fra januar til april avtok konsentrasjonene, og klassifiseres da som en "moderat" vannkvalitet.

Bunndyr

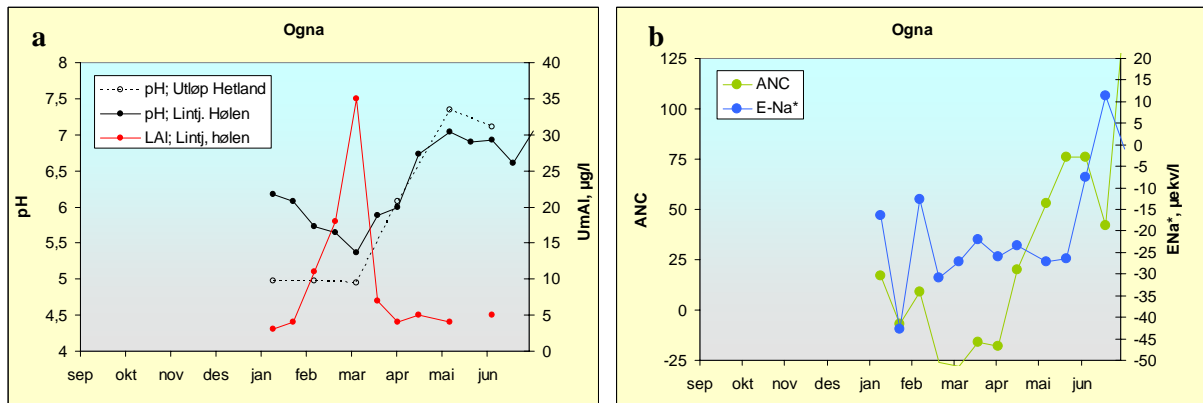
Artene som ble funnet i Oгна i januar og april er vist i **Vedlegg ED10**. Prøvene ble tatt ved en steinbro ca. 400 m oppstrøms utløpet. Begge indeksene hadde verdien 1 både i januar og april.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var sterkt påvirket av stormene i januar.
- pH og ANC i vannprøver tatt sammen med fisk tyder på "kritiske" til "marginale" tilstander i vassdraget.
- Basert på gjelle-Al kan dødelighet ikke utelukkes blant de eldste (største) fiskene i januar.
- BCF var høy i januar.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i april forventes å påvirke sjøoverlevelse.
- Basert på de målte verdiene for gjelle-Al i januar kan dødelighet forventes.
- Gjelle-Al konsentrasjonene var høyere enn det som forventes ut fra LAI. Dette kan tyde på blandsoner, eller at gjellene ikke var i likevekt med Al i vannet i slutfasen av en episode.
- Sjøsaltepisodene hadde ingen effekt på bunndyrsamfunnet.



Figur 22. pH målt i tilknytning til DN-vannkjemikontroll.



Figur 23. Prøver innsamlet for DN-effektkontroll og analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*.

Tabell 17. Gjelle- og vannkjemidata fra Oгна i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i tabell 2 (gjeller) og i tabell 3 for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj- est.	Gj-Al µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV- død	SV- eff	Avk	BCF
Oгна	28.jan	L	186	406±91	6,2	2,2	1,4	27	21	-27,9	++	0	+++++	15	
Oгна	23.apr	L	162	48±8	6,1	1,3	1,2	24	-47	-44,7	0	++	-----	2	

3.13 Daleelve v/Vaksdal

Generell vannkjemi

pH på stasjon 1 var lavere på forvinteren enn det som ble målt på stasjon 2 (**Figur 24**). Resten av vinteren var pH på stasjon 1 sterkt fluktuerende, og noe mer stabil enn på stasjon 2. I våre egne prøver varierte pH fra 5,8 til 6,5 oppstrøms fangstfella (**Tabell 18**). ANC var >20 $\mu\text{ekv/L}$. Det ble målt negativ E-Na* i januar (**Tabell 18**).

Aluminium

Konsentrasjonen av LAI i vassdraget var i våre egne prøver aldri høyere enn 10 $\mu\text{g Al/L}$ og var lavere enn 5 $\mu\text{g Al/L}$ på de andre prøvetakingsdatoene (**Tabell 18**).

Gjelle-Al

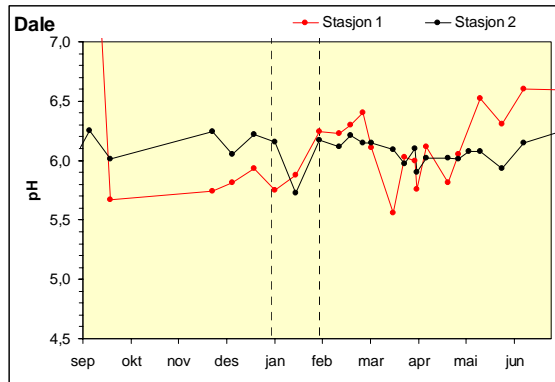
Gjelle-Al målt i januar 2005 var høy og tyder på kritiske vannkvaliteter (**Tabell 18**). På de andre datoene var konsentrasjonen betydelig lavere, men fortsatt noe høy i forhold til det som forventes ut fra LAI.

Bunndyr

Det ble bare tatt en prøve i Daleelva. Prøven ble tatt ved smoltfellen i april. Artene som ble funnet er vist i **Vedlegg ED11**. Begge indeksene hadde verdien 1. Det finnes ikke andre data fra Daleelva.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var påvirket av stormene i januar.
- pH og ANC i vannprøver tatt sammen med fisk tyder ikke på kritiske tilstander.
- Den målte gjelle-Al konsentrasjonen antyder "svært dårlig" vannkvalitet i januar.
- BCF var periodevis svært høy. Dette kan tyde på blandsoner i elva.
- Gjelle-Al var høyere enn forventet i januar, april og mai. Dette kan antyde blandsoner i elva.
- Gjelle-Al konsentrasjonene målt i april forventes å påvirke smoltens sjøoverlevelse.
- Basert på de målte verdiene for gjelle-Al i januar kan dødelighet forventes hvis episoden hadde lang varighet.
- Bunndyrprøven i Daleelva indikerer ingen effekt av sjøsaltepisodene.



Figur 24. pH målt i tilknytning til DN-vannkjemikontroll.

Tabell 18. Gjelle- og vannkjemidata fra Daleelva i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i tabell 2 (gjeller) og i tabell 3 for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj- est.	Gj-Al µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV- død	SV- eff	Avk	BCF
Dale Veihølen-Geitabakken	13.mai	L		10	34±11	5,8	0,6		5	20	4,5	0	+	++	7
Dale oppstrøms	18.jan	L		10	396±123	6,1	1,7	0	2	25	-23,2	++	0	+++++	198
Dale oppstrøms	15.apr	L		50	41±8	6,5	1,1	1,1	10	60	30,1	0	+		4
Dale oppstrøms	13.mai	L		10	41±12	6,3	0,7		3	39	25,5	0	+	+++	14
Dale Veihølen-Geitabakken	13.mai	A		10	25±11	5,8	0,6	0	5	20	4,5	0	0	+	5
Dale oppstrøms	13.mai	A		10	24±5	6,3	0,7	0	3	39	25,5	0	0		8

3.14 Vosso

Generell vannkjemi

pH var tilfredsstillende høy hele vinteren målt i DN-vannkemikontroll for Bolstadhølen (**Figur 25**) Det ble i det samme datasettet registrert en pH-episode oppstrøms kalkingen i Evanger kraftstasjon.

pH målt for DN-effektkontroll ved Raundalen, Kvilekvål og Teigdalen var tilfredsstillende høy hele vinteren (**Figur 26a**). ANC ved Kvilekvål avtok fra nivåer omkring 50 $\mu\text{ekv/L}$ i januar til nivåer omkring 25 $\mu\text{ekv/L}$ i mai og juni (**Figur 26b**). E-Na* var svakt negative denne perioden. Basert på vannprøver tatt sammen med fisken var ANC høy, men E-Na* var negativ i januar 2005 (**Figur 26b**). Dette siste viser at området var påvirket av en sjøsaltepisode. Effekten av denne avtok utover våren.

Aluminium

Konsentrasjonen av LAI var lav hele våren (**Figur 26a**).

Gjelle-Al

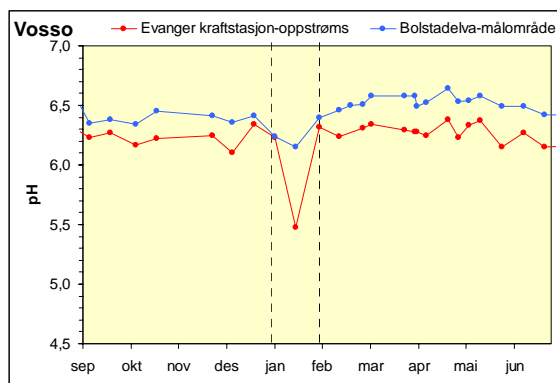
Gjelle-Al var lav på alle stasjoner og tyder på høy vannkvalitet (**Tabell 19**).

Bunndyr

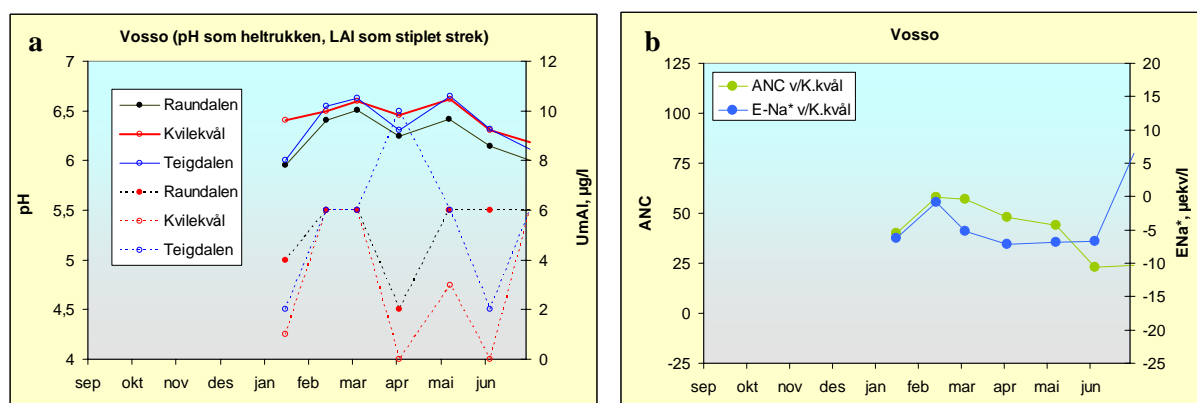
Artene som ble funnet i Vosso og Teigdalselva i april og juni er vist i **Vedlegg ED12**. I Bolstadelva var indeksverdien 1 for begge indeksene på begge tidspunktene. Det samme gjaldt for Vosso ved Kvilekvål/Skorve, og for Teigdalselva ved Forvoren.

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var påvirket av stormene i januar.
- pH og ANC i vannprøver tatt sammen med fisk tyder på "gode" til "moderate" vannkvaliteter.
- BCF var lav og normal. En høy verdi er usikker på grunn av lav Al konsentrasjon.
- Gjelle-Al konsentrasjonene varierte mellom nivåer som for presmolt og smolt antyder "høy" til "god" tilstandsklasser.
- Episoden i januar og mars var ikke kritisk for parr.
- Bunndyrprøvene fra våren indikerer at sjøsaltepisodene ikke hadde noen effekt.



Figur 25. pH målt i tilknytning til DN-vannkjemikontroll.



Figur 26. Prøver innsamlet for DN-effektkontroll og analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*.

Tabell 19. Gjelle- og vannkjemidata fra Vosso i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i tabell 2 (gjeller) og i tabell 3 for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj-est.	Gj-AI µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV-død	SV-eff	Avk	BCF
Bolstad	18.jan	NI	L	10		6,3	1,1	0	1	31	-10				
Bolstad	15.apr		L	18		6,5	1,4	1	6	57	0,2	0	0	-	
Kvilekvål	18.jan	NI	L	10	2	6,4	1,3		0	61	-5,2	0	0		
Kvilekvål	15.apr		L	10	17±5	6,5	1,7	1,4	5	67	-1,8	0	0		3
Teigdalselva	18.jan	NI	L	10	16±10	6,1	1,3		1	24	-23,2	0	0		16
Teigdalselva	15.apr		L	18	11±3	6,5	1,7	0,8	6	58	-3,2	0	0		2
Bolstad	18.jan	NI	A	10	6±4	6,3	1,1	0	1	31	-10	0	0		6
Bolstad	15.apr		A	18	12±4	6,5	1,4	1	6	57	0,2	0	0		2
Kvilekvål	18.jan	NI	A	10	11±7	6,4	1,3	0	0	61	-5,2	0	0		

3.15 Ekso

Generell vannkjemi

I DN-vannkjemikontroll ble det påvist episodiske skiftninger i pH oppstrøms doseringsanlegget (**Figur 27**). Nedstrøms doseringsanlegget (etter samløpet med vann fra Myster kraftverk) ble det registrert et tydelig pH-fall i januar. Resten av perioden var pH nedstrøms dosereren tilfredsstillende.

I DN-effektkontroll ble det registrert en forsureningsepisode i januar (**Figur 28a**). Denne sammenfaller med en kraftig økning i LAI, sterk reduksjon i ANC samt E-Na*. ANC-reduksjonen var mer gradvis gjennom hele vinteren for så å øke til nivåer $>25 \mu\text{ekv/L}$ etter januar. Variasjonen i E-Na* fulgte endringene i ANC fram til april, deretter ble E-Na* økende positiv samtidig som ANC igjen ble noe redusert (**Figur 28b**).

Aluminium

Konsentrasjonen av LAI i DN-effektkontroll varierte mellom 5 og 10 $\mu\text{g Al/L}$ hele vinteren med unntak av en høy verdi i januar (**Figur 28a**). Denne sammenfalt med lav pH og lav E-Na*.

Gjelle-Al

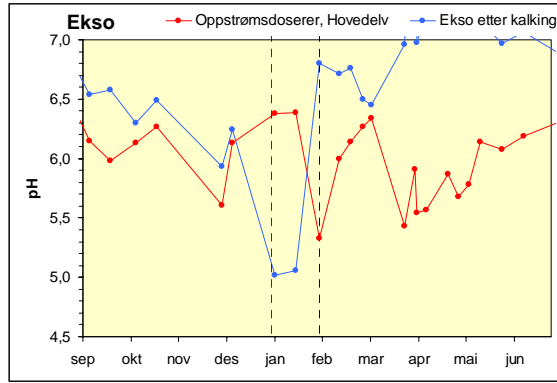
Gjelle-AL konsentrasjonen målt i januar tyder på dårlig vannkvalitet (**Tabell 20**). Endringene fra januar til april var betydelige, men på grunn av smoltens økte følsomhet for Al klassifiseres også disse konsentrasjonene som belastende og vannkvaliteten vurderes som "moderat".

Bunndyr

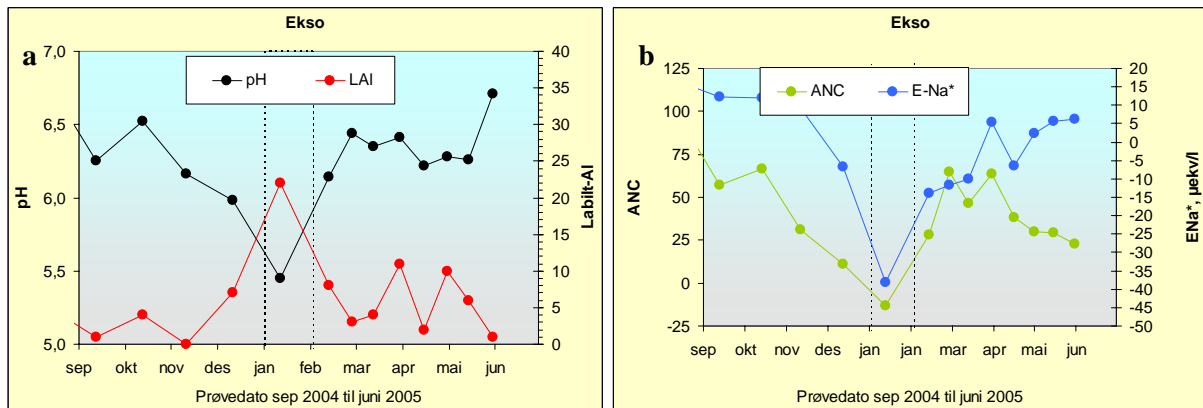
Det ble tatt tre prøver fra Ekso i januar, mens det ble tatt en prøve i april. Artene som ble funnet er vist i **Vedlegg ED13**. Prøvene fra januar hadde alle verdiene 1 for Indeks 1. Det samme hadde Indeks 2 for den nederste stasjonen i Ekso og for sideelva Leiro, mens Indeks 2 hadde verdien 0,77 for den øverste stasjonen i Ekso. I april var verdiene for Indeks 1 og Indeks 2 for den nederste stasjonen i Ekso henholdsvis 1 og 0,95

Økologiske vurderinger

- Vassdraget var påvirket av stormene i januar.
- pH og ANC i vannprøver tatt sammen med fisk tyder på "kritiske" tilstander.
- BCF var normal.
- Gjelle-Al konsentrasjonene varierte mellom nivåer som for presmolt og smolt antyder "svært dårlig" tilstandsklasse.
- Episoden i januar var sannsynligvis ikke kritisk for parr, mens effekter på sjøoverlevelse kan ikke utelukkes.
- Indeksverdiene indikerer ingen effekt av sjøsaltepisodene på bunndyr.



Figur 27. pH målt i tilknytning til DN-vannkjemikontroll.



Figur 28. Prøver innsamlet for DN-effektkontroll og analysert for a) pH og LAI og b) ANC og E-Na*.

Tabell 20. Gjelle- og vannkjemidata fra Ekso i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i tabell 2 (gjeller) og i tabell 3 for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj-est.	Gj-AI µg/g	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI µg/L	ANC µekv/L	E-Na* µekv/L	FV-død	SV-eff	Avk	BCF
Nedstr Myster	26.jan	NI	L		172±73	6,6	1,8			56	-16,2	0	0		
Nedstr Myster	15.apr	NV	L	42	38±16	6,3	1,2	0,9	9	33	-6,3	0	+		4

3.16 Modalselva

Generell vannkjemi

pH var 5,5 eller lavere i januar og april. ANC varierte omkring null (**Tabell 21**). E-Na* var negativ, med verdier < -5 $\mu\text{ekv/L}$ (**Tabell 21**).

Aluminium

Det ble målt 20 $\mu\text{g/L}$ LAI i april (**Tabell 21**).

Gjelle-Al

Det foreligger kun målinger fra aure ettersom vassdraget ikke har noen stabil laksebestand (**Tabell 21**). Disse viste både i januar og april gjelle-Al konsentrasjoner som vil være kritisk for lakseparr og smolt.

Bunndyr

Det ble tatt fem prøver fra Modalselva i januar, mens det ble tatt en prøve i april. Artene som ble funnet er vist i **Vedlegg ED14**. Indeks 1 hadde verdiene 0,5 på de tre nederste lokalitetene i januar, mens den hadde verdien 1 på de to øverste. Indeks 2 var imidlertid 0,53 og 0,52 på begge disse lokalitetene i januar. Indeks 1 var også 0,5 på den nederste lokaliteten i april.

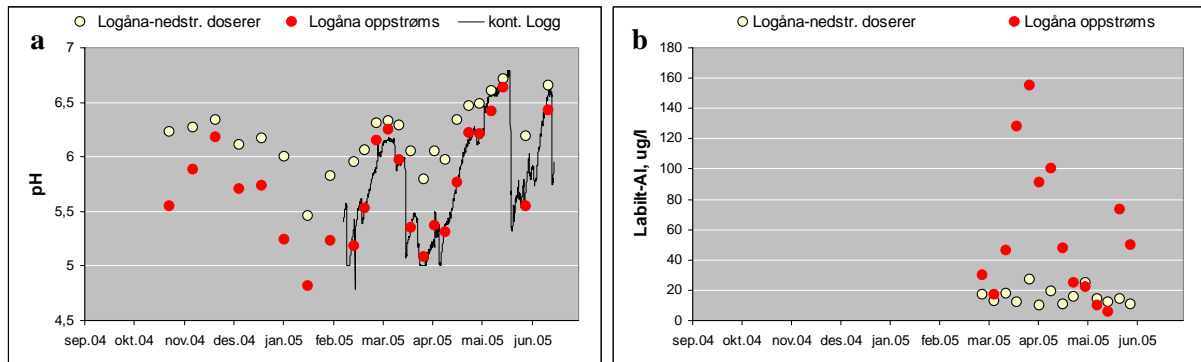
Økologiske vurderinger

- Vassdraget var påvirket av stormene i januar.
- pH i vannprøver tatt sammen med fisk tyder på kritiske tilstander.
- Gjelle-Al konsentrasjonene varierte mellom nivåer som for presmolt og smolt antyder svært dårlig tilstandsklasser.
- Episoden i januar var ”kritisk” for parr.
- BCF var høy i april.
- Basert på de målte verdiene for gjelle-Al i januar kan dødelighet forventes.
- Bunndyrsamfunnet viser en ”moderat” forsuret elv. Om dette skyldes sjøsaltepisodene eller den generelle forsuringssituasjonen i elva er usikkert.

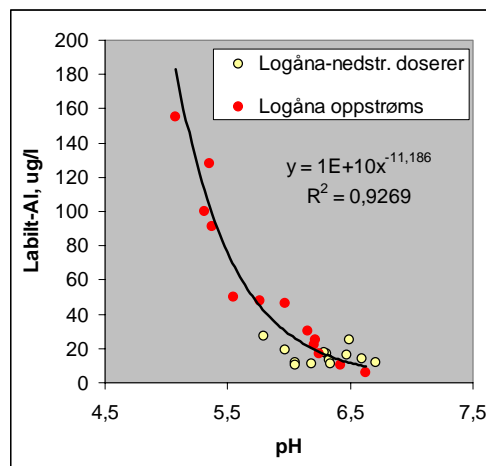
Tabell 21. Gjelle- og vannkjemidata fra Modalselva i 2005. De ulike kolonnene er beskrevet i starten av kap. 3 og forklaringen på de ulike fargekodene er gitt i **tabell 2** (gjeller) og i **tabell 3** for de øvrige indikatorene.

Lokalitet	Dato	Lab	Art	Gj- est.	Gj-Al $\mu\text{g/g}$	pH	Ca mg/L	TOC mg/L	LAI $\mu\text{g/L}$	ANC $\mu\text{ekv/L}$	E-Na* $\mu\text{ekv/L}$	FV- død	SV- eff	Avk	BCF
Almeli	28.jan	NI	A		639±92	5,4	0,4			2,6	-5,9	+++	0		
Eikhaug	28.jan	NI	A		635±186	5,4	0,4			-1,9	-9,2	+++	0		
Otterstad	28.jan	NI	A		1188±634	5,5	0,4			1,8	-8,7	+++	0		
Otterstad	15.apr	NV	A	130	347±82	5,7	0,4	0,5	20	2,1	0,3	+	+++	+++	17

pH var lavere enn 5 i midten av januar 2005 (**Figur 30a**). I perioden forut og etter var pH lavere enn 5,5. Tilsvarende lave pH-verdier ble også registrert i mars og april 2005. pH var på nytt lav i mai. I elvemunningen var pH redusert i midten av januar 2005, men var høyere enn 5,5 resten av måleperioden. Mens redusert pH assosieres med høye LAI-konsentrasjoner oppstrøms doserereren, ble det aldri målt konsentrasjoner $>30 \mu\text{g Al/L}$ i elvemunningen (**Figur 30b**). Det var en nær sammenheng mellom pH og LAI oppstrøms doserereren (**Figur 31**). Det er ut fra dette rimelig å anta at belastningen kan ha vært høyere enn $160 \mu\text{g Al/L}$ tidligere i januar 2005.



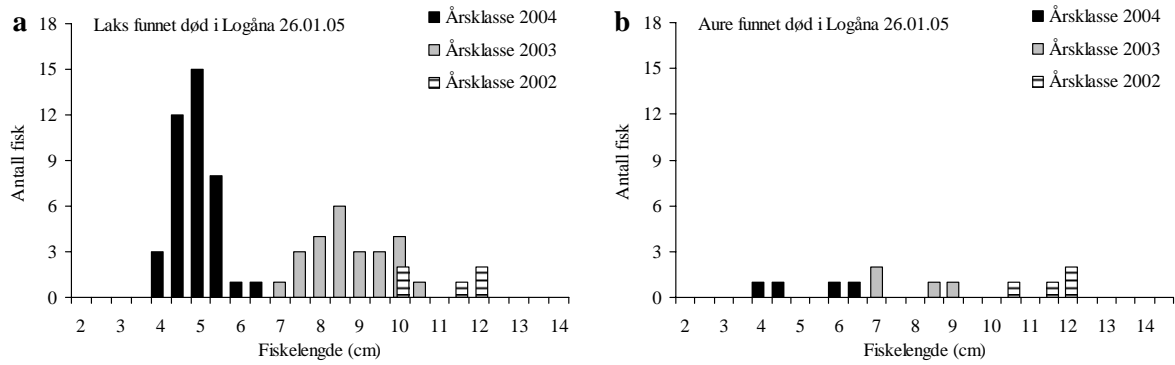
Figur 30ab. a) pH målt oppstrøms og nedstrøms silikatdoserer og pH logget oppstrøms doserer og b) LAI analysert som en del av overvåkingen av Logåna i 2004 og 2005. Data fra Kaste et al., 2007.



Figur 31. Sammenheng mellom pH og labilt-Al i ubehandlet vann i Logåna.

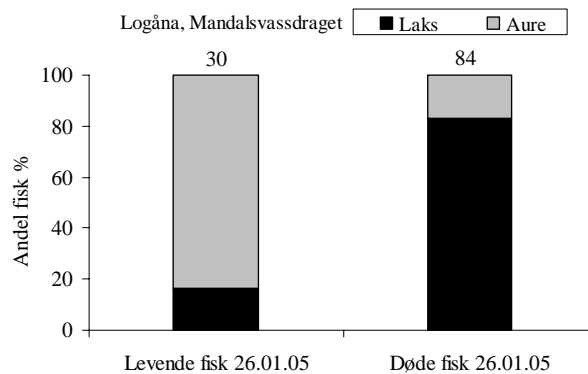
4.2 Fiskedød

Fiskedøden ble observert første gang 24. januar 2005. Det er uklart når den startet. Vanntemperaturen i starten av februar var $1,1 \text{ }^\circ\text{C}$. Det er rimelig å anta at vannet også var kaldt i januar. Av lengde- og aldersfordelingen for laks framgår det at de tre yngste aldersklassene var representert i fiskedøden (**Figur 32a**). Ensomrig laks, dvs. 2004-årsklassen, utgjorde 57 %, mens tosomrige (2003-årsklassen) og tresomrige (2002-årsklassen) utgjorde hhv. 36 % og 7 % av den døde innsamlede fisken. Av aure ble det funnet langt færre døde fisk, hhv. 4, 3 og 2 fra årsklassene 2004-2002 (**Figur 32b**).



Figur 32. Venstre figur viser lengde- og aldersfordeling av død laks samlet inn den 26. jan. 2005. Høyre figur viser tilsvarende figur for innsamlet død aure.

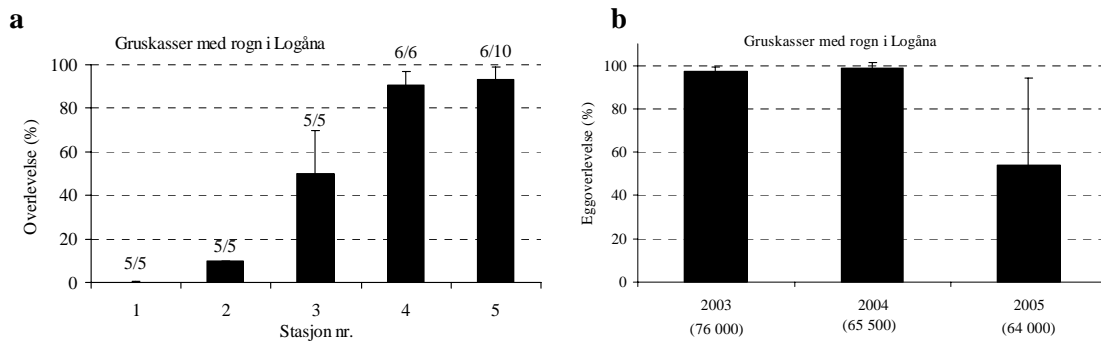
Samme dag som det ble samlet inn død fisk fra Logåna ble det også fisket med elektrisk fiskeapparat for å få et tilfeldig utvalg av overlevende fisk. Det ble totalt samlet inn 25 aure og 5 laks. Blant de gjenlevende fiskene utgjorde da auren 83 %. Denne klare overvekten av aure blant gjenlevende fisk var identisk med andelen laks funnet blant fiskene som døde i episoden (**Figur 33**). Denne selektive dødligheten på ungfisk av laks skyldes artsforskjeller i toleranse ovenfor surt, Al-rikt vann (Fivelstad og Leivestad 1984, Rosseland og Skogheim 1984; Rosseland et al., 1986).



Figur 33. Andel laks og aure blant levende og døde fisk samlet inn i Logåna den 26. jan. 2005.

4.3 Effekter på rekrutteringen

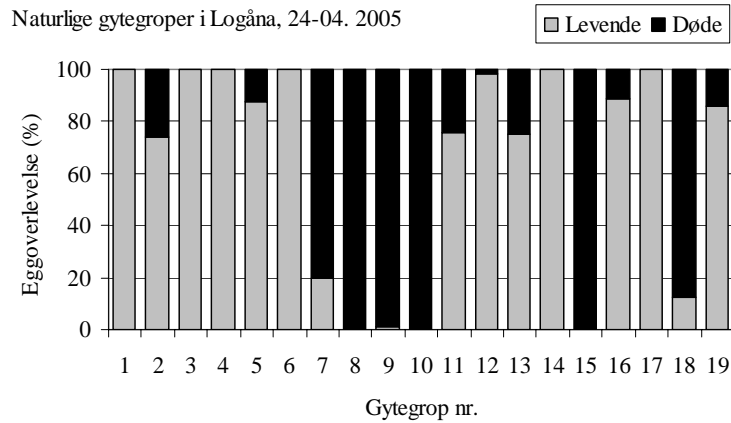
Eggene ble utplassert 25. januar 2005, eller etter at den kraftigste forsureningsepisoden var avsluttet. All rogn ble utplassert på strekningen nedstrøms dosereren i Logåna. Eggoverlevelsen var svært lav på de øverste stasjonene og bedre lenger nedstrøms i elva (**Figur 34**). Denne markerte gradienten i overlevelse kan skyldes en gradvis bedring av de vannkjemiske forholdene nedover i vassdraget. Dette er påvist i en rekke vannkjemiske undersøkelser i vassdraget (Kaste et al., 2007). Den gjennomsnittlige eggoverlevelsen for utplantet rogn var 52,2 % (std=37,7) i Logåna i 2005. Dette er en betydelig redusert overlevelse sammenliknet med 2003 og 2004 (**Figur 34**). Overlevelsen i Logåna var også redusert i forhold til den andre lokaliteten for rognplanting i Mandalselva, dvs. i Kosåna, hvor den gjennomsnittlige overlevelsen i 2005 var 84,6 % (std=3,6).



Figur 34. Venstre figur viser estimert overlevelse av utlagt rogn frem til yngelen har forlatt grusen i rognkassene på de ulike stasjonene i Logåna i 2005. Hver søyle angir gjennomsnittlig overlevelse på hver stasjon med standardavvik. Tallene over hver kolonne angir hvor mange av kassene som ble kontrollert av totalt antall kasser utlagt på stasjonen. Høyre figur viser gjennomsnittlig overlevelse for 2005 sammenliknet med de to foregående årene. Tallene i parentes under søylene viser antallet rogn plantet ut de ulike årene.

Eggoverlevelsen for rogn ble undersøkt i 19 naturlige gytegroper i nedre del av Logåna den 24. apr. 2005. Overlevelsen varierte relativt mye mellom de ulike gropene (**Figur 35**). Den gjennomsnittlige overlevelsen var 64,1% (std = 42,0), dvs. om lag på samme nivå som overlevelsen funnet for utlagt rogn. Den reduserte eggoverlevelsen kan trolig tilskrives de uheldige, vannkjemiske forholdene i forbindelse med sjøsaltepisoden i januar, men også etterfølgende episoder med relativt lav pH nær 5.0 i mars 2005. Det er velkjent at rognstadiet hos laksefisk er sensitive for lav pH (Brown and Lynam 1981; Brown 1982; Brown and Sadler 1989). Årsaken til at eggene er følsomme for surt vann er trolig en reduksjon i pH i eggets indre miljø som forstyrrer den normale enzymaktiviteten (Peterson m.fl. 1980; Kügel and Peterson 1989).

Sett i forhold til den omfattende fiskedøden i Logåna synes effekten på eggoverlevelsen moderat. Tilsvarende god overlevelse på rognstadiet relativt til ungfiskstadiene ble også registret ved fiskedøden under sjøsaltepisoden i 1993. I tre vassdrag i Hordaland resulterte da de vannkjemiske forholdene (pH 4.5-5.1, labilt Al 200-350 µg/L) i akutt fiskedød av aure, mens eggoverlevelsen i naturlige gytegroper varierte fra 52-83% (Barlaup og Åtland, 1996). Årsaken til den begrensede dødeligheten på eggstadiet er trolig flere. Vannkjemisk i elvegrus vil normalt være bedre enn kjemien over grusen (Korman et al., 1994). Rogna ble således mest sannsynlig ikke eksponert for de pH/Al-verdiene som fisken opplevde. I tillegg kjennetegnes sjøsaltepisoder ved en økning i vannets saltholdighet. Det er kjent at økt saltholdighet beskytter eggene mot lav pH (Bua and Snekvik 1972), og at økte konsentrasjoner av kalsium og aluminium bidrar til den beskyttende effekten (Brown and Lynam 1981; Brown 1982; Sayer et al. 1991). Skadevirkningene hadde trolig blitt langt mer alvorlige dersom episoden hadde forekommet senere på våren, og dermed rammet det mer ømfintlige plommesekestadiet (Skogheim and Rosseland 1984; Reader et al. 1988; Lacroix and Korman, 1996).

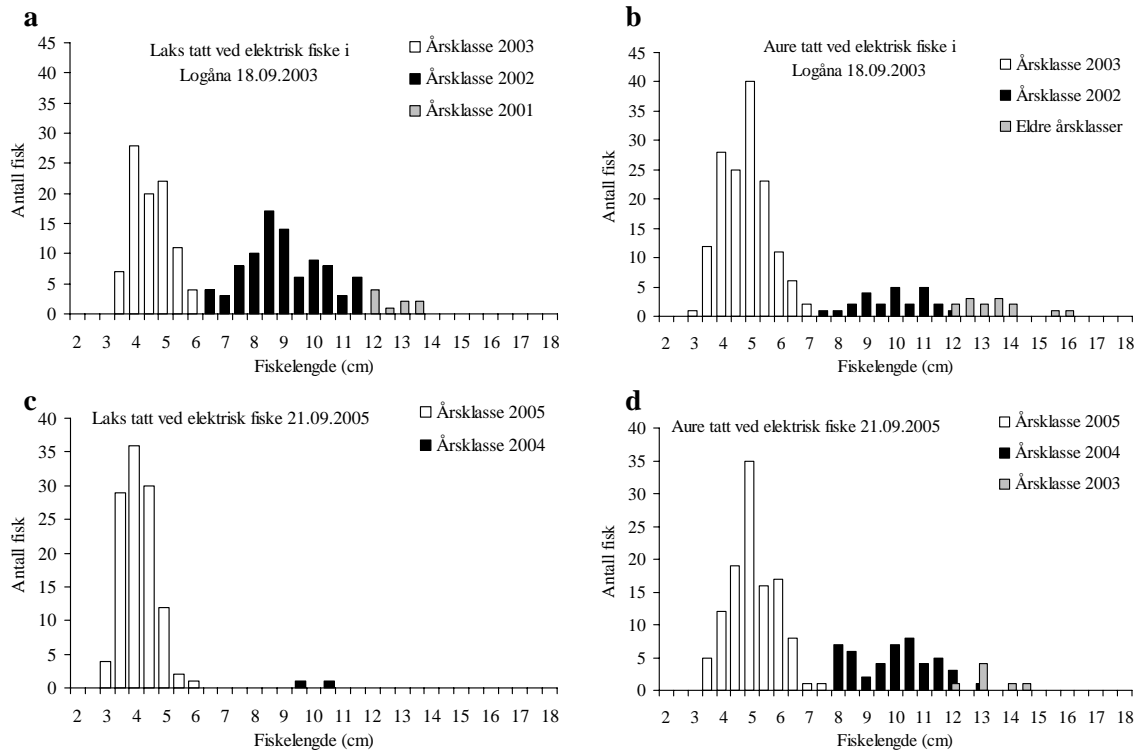


Figur 35. Eggoverlevelse funnet i naturlige gytegroper i Logåna den 24.04.2005.

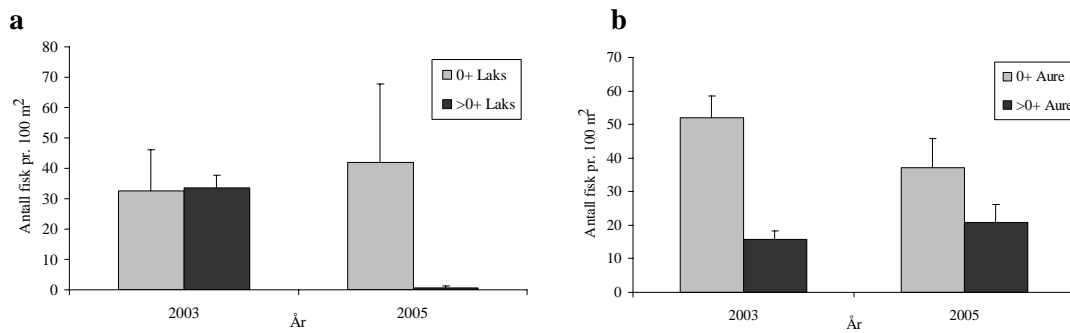
Høsten 2005 ble det utført et elektrisk fiske på tre stasjoner i Logåna for å vurdere om fiskedøden i januar 2005 hadde påvirket sammensetningen av fiskebestandene. Lengde- og aldersfordelingen for ungfisk høsten 2005 ble derfor sammenliknet med tilsvarende data fra høsten 2003. Høsten 2005 var ungfiskbestanden av laks i Logåna kjennetegnet ved at den var fullstendig dominert av ensomrig lakseyngel, dvs. 2005-årsklassen som var på rognstadiet under episoden i januar. Eldre ungfisk var nesten helt fraværende og det ble bare tatt to tosomrige laks, dvs. fra 2004 årsklassen, på fisket av de tre stasjonene. Denne alderssammensetningen er svært unormal og avviker klart fra situasjonen høsten 2003 da det var tre årsklasser av laks i ungfiskbestanden (**Figur 36**). Fiskedøden i januar 2005 synes derfor å ha utradert ungfisk av laks, slik at to årsklasser er tapt. Årsklassen 2005, som var på rognstadiet under episoden, synes derimot å ha klart seg godt, noe som samsvarer med resultatene fra rognundersøkelsene.

I motsetning til ungfiskbestanden av laks synes bestanden av aure å være lite berørt av episoden, siden resultatene fra høsten 2005 skiller seg lite fra høsten 2003. Tettheten av ungfisk viser som nevnt at ungfisk eldre enn årsyngel (> 0+) er utradert blant laksen, mens tilsvarende ikke er tilfelle for auren (**Figur 37**).

Samlet viser resultatene fra Logåna at sjøsaltepisoden medførte omfattende fiskedød av lakseunger. Årsklassene som var hhv. ensomrige og tosomrige vinteren 2005 gikk i stor grad tapt. I motsetning til de omfattende skadene på laksebestanden ble bestanden av aure relativt lite påvirket av den samme episoden. Dette skyldes forskjeller i sårbarhet mellom artene, og viser tydelig at laksen er langt mer sensitiv enn auren. Selv om episoden medførte akutt dødelighet for lakseungene ble ikke rognstadiet rammet like hardt. Dette skyldes trolig at den økte saltholdigheten som følger med en sjøsaltepisode motvirker skadelige effekter av lav pH på rognstadiet.



Figur 36. Alders- og lengdefordeling for ungfiskbestandene av laks (venstre panel) og aure (høyre panel) funnet ved elektrisk fiske på tre stasjoner høsten 2003 og høsten 2005 i Logåna.



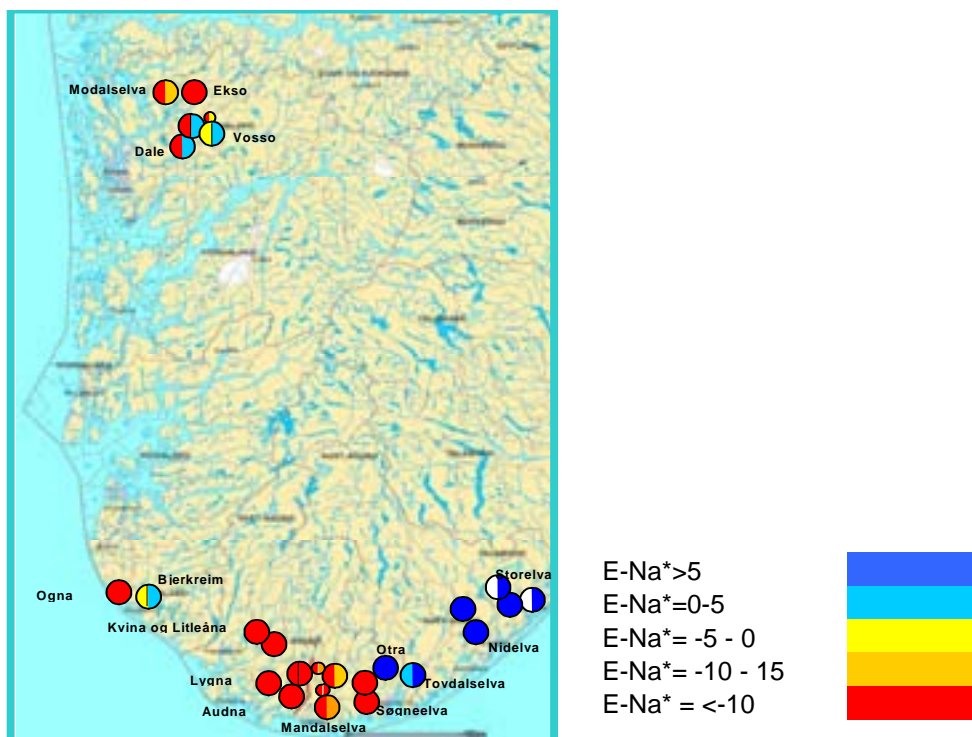
Figur 37. Gjennomsnittlige tettheter med standard-avvik for ungfisk av laks (venstre) og aure (høyre) funnet ved elektrisk fiske på tre stasjoner i Logåna den 18.09.03 sammenliknet med den 21.09.05.

5. Resultat og diskusjon: vannkjemiske og biologiske relasjoner

I perioden 26. desember 2004 til 12. januar 2005 var klimamønsteret i det nordlige Atlanterhavet karakterisert ved svært høye verdier for NAO-indeksen (Hindar og Enge, 2006). Resultatene fra denne undersøkelsen viser at nedbørstasjonen Nausta ble mest påvirket av sjøsalter helt i begynnelsen av januar 2005, mens "Inga" førte til sterk sjøsaltpåvirkning noe senere og da sterkest i de sørligste delene av landet. Det er dermed her snakk om to uavhengige episoder, som delvis er geografisk og tidsmessig adskilt. Samtidig påpekes det i Hindar og Enge (2006) at det var flere mindre episoder gjennom hele vinteren 2004/05. Disse observeres tydelig i flere av datasettene. Hvilken episode som førte til de største belastningene er derfor usikkert.

Effektene av sjøsaltepisodene ble ikke påvist i vassdrag øst for Otra (**Figur 38**). Grensen går ved Mandal, hvor Søgneelva var kraftig påvirket. Mandalselva hadde en mer variabel belastning. Her er det sannsynligvis viktig hvor stor andel av nedslagsfeltet til de enkelte vassdragene som ble berørt. Det kunne samtidig være store forskjeller i belastning mellom nærtliggende vassdrag, jf. Ognå og Bjerkreimselva på Sør-Vestlandet og Vosso, Dale, Ekso og Modalselva i Hordaland. Dette gir et komplekst bilde, hvor det ikke umiddelbart er opplagt hva som bestemmer mobilisering av Al i de respektive områdene. Sjøsaltepisoder kommer på toppen av den generelle forsuringsbelastningen i de respektive elvene.

Det er ikke ut fra dette materialet mulig å angi hvor lenge episoden hadde en negativ innvirkning på fisken. I enkelte vassdrag ble det målt klare effekter av sjøsaltepisoden ut mai, i andre var det en betydelig endring i E-Na*-nivå fra januar til mai. I enkelte vassdrag varierte dosen gjennom sesongen, mest sannsynlig som følge av snøsmelting til ulik tid i ulike delfelt innenfor vassdraget.

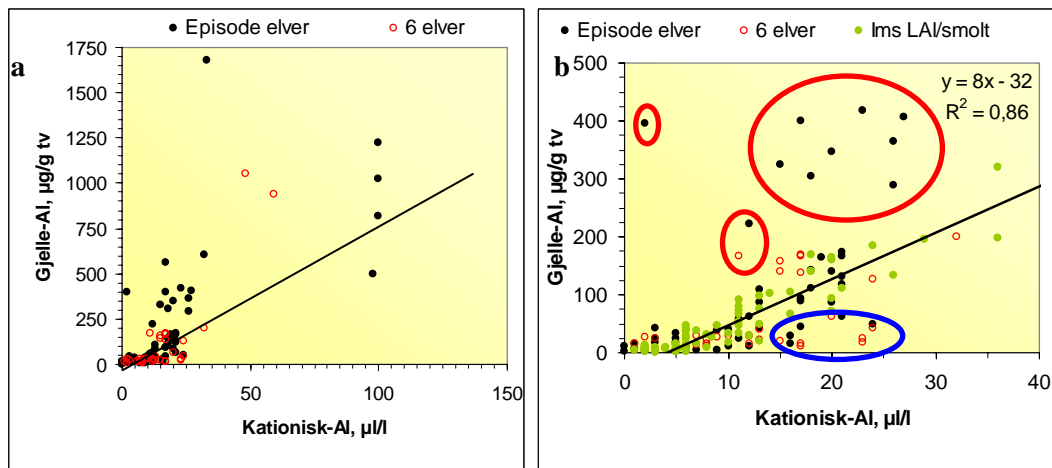


Figur 38. Illustrasjon av E-Na*-nivåer målt i henholdsvis januar (venstre halvdel av sirkel) og april/mai (høyre halvdel av sirkel) i de ulike vassdragene som inngår i undersøkelsen.

5.1 Gjelle-Al og vannkjemi

5.1.1 Relasjoner mellom gjeller og kationisk Al

Sammenhengene mellom kationisk Al og gjelle-Al for hele materialet er vist i **Figur 39a**. Det er en moderat sterk relasjon i materialet. I **Figur 39b** er det i tillegg inkludert data generert i forsøk utført ved Ims (Kroglund et al., 2007a). Materialet fra Ims er i all hovedsak basert på prøver tatt under stabile forhold hvor det var liten endring i pH forut for fiskeprøvetakingene. Ims-materialet benyttes her som en modell. Målinger i de enkelte elvene kan evalueres i forhold til denne. De fleste målinger er i overensstemmelse med den empiriske relasjonen fra Ims. Mulige uteliggere i materialet fra de respektive elvene er sirklet inn. Mange uteliggerne antyder høyere gjelle-Al enn det som forventes ut fra kationisk Al, samtidig som det motsatte påvises i noen prøver. Uteliggere merket med rød sirkel vil ha høy BCF, mens de merket med blått vil ha en lav BCF.



Figur 39ab. Sammenhenger mellom kationisk Al og gjelle-Al analysert i episode-elvene (dette materialet), samt fra burforsøk utført i 6 elver på Sørlandet, samt materialet fra Ims (kun b). Regresjonene gjelder kun for materialet fra Ims. Bemerk skalendringer i figur b. Rød og blå sirkel i fig. b angir prøver med henholdsvis høy og lav BCF.

Gjelle-Al nivå påvirkes av en rekke faktorer. Både fiskens eksponeringshistorie og romlige gradienter i vannkjemi vil være bestemmende for den målte konsentrasjonen av gjelle-Al. Under stabile forhold er det en sterk sammenheng mellom gjelle-Al og kationisk Al i vannet. Det finnes imidlertid unntak:

1. Gjelle-Al innstiller seg i likevekt med kationisk Al i løpet av 24 timer i forsøk utført på laks (Teien et al., 2006b). I forsøk med aure tok det ca 3 dager før en tilsvarende likevekt ble etablert (Andren et al., 2006). Gjelleprøver tatt i en fase med raske endringer i vannkjemi vil ikke være i likevekt med vannkjemi og BCF vil bli lav.
2. Elimineringssraten er også rask, hvor det vesentligste av den akkumulerte konsentrasjonen elimineres i løpet av et døgn (Lacroix, et al., 1993; Kroglund et al., 2001a; Teien et al., 2006ab). Gjelleprøver tatt i en fase med raske endringer i vannkjemi vil ikke være i likevekt med vannkjemien. Høy BCF kan forventes.
3. Konsentrasjonen av kationisk Al underestimeres i blandsoner (Rosseland et al., 1992; Lydersen et al., 1994; Poleo et al., 1994; Kroglund et al., 2001ab, Teien et al. 2004; Teien, 2005). I en blandsoner vil ikke kationisk Al være i likevekt med pH og vannets øvrige ionesammensetning. Det vil da måles høyere gjelle-Al konsentrasjoner enn det som forventes basert på vannprøver sent til en analyseinstitusjon. Høy BCF kan forventes.
4. Transformasjonsrater avtar ved lav temperatur og det tar lengre tid å transformere LMM Al til HMM Al (Lydersen et al., 1990). Vannprøver som innsendes til et analyselaboratorium vil utsettes for lagring samt temperaturheving. Dette bidrar til å heve pH og redusere LAI. I januar vil temperaturen i elva være lav. Fisk kan da eksponeres for mer kationisk Al enn det som fremkommer i en vannprøve etter oppvarming og lagring. Høy BCF kan forventes.

5. Ikke all kationisk Al er akkumulert på en fiskegjelle (Teien et al., 2006ab). Akkumulerbarhet til Al som bestemmes som kationisk påvirkes av bl.a. F, P, Si, TOC med mer. Her mangler vi data på bl.a. spesiering av kationisk Al. BCF vil beregnes for lav.
6. Ulike "kontamineringer" som partikulært Al i turbide vassdrag, støv med mer. Dette er en "akkumulering" av Al som ikke har noen biologisk effekt.
7. Det vil alltid være usikkerheter når konsentrasjonene er lave.

Alle faktorene over kan forklare hvorfor det måles mer/mindre gjelle-Al enn det som forventes ut fra kationisk Al. Hvilken enkeltfaktor som er viktigst i forhold til misforholdet vil variere fra vassdrag til vassdrag. Dette illustrerer at det kan være vassdragsspesifikke faktorer som både kan påvirke kalkingsstrategi samt kost-nytte forhold.

5.1.2 Relasjoner mellom gjeller, kalking og ulike kjemiske vannkvalitetsindikatorer

Det var ingen sammenheng mellom kalking og gjelle-Al (**Figur 40a-d**). Egenskap "kalket" var uvesentlig i forhold til pH, ANC og E-Na*. Dette er å forvente da både kalking og sjøsaltepisoder påvirker pH og ANC og dermed kationisk Al. Dette indikerer også at "pH-målet" for tiltak ikke må underskrides. Kalka elver med pH <6 hadde forhøyet høy gjelle-Al oppunder kritiske nivå i januar. Basert på (**Figur 40a-d**) antydes det grenseverdier for pH, Al, ANC og E-Na* (**Tabell 22**). Grensene her er ikke vesentlig forskjellig fra det som tidligere er antydnet for laks (Kroglund et al., 2002; Kroglund og Rosseland, 2004; Kroglund et al., 2007b).

- Gjelle-Al var generelt "lav" når kationisk Al <10 µg Al/L. Høye verdier ble målt med økende hyppighet når kationisk Al overskred 10 µg Al/L. Lave verdier ble sjeldent målt når kationisk Al >20 µg Al/L.
- De høyeste gjelle-Al verdiene ble målt i vann som hadde pH-verdier <6. I intervallet pH 5,7 til 6,0 kunne det måles fra "lav" til "høy" gjelle-Al. Når pH var > 6,3 var gjelle-Al normalt < 200 µg Al/g tv.
- Høye verdier gjelle-Al ble målt når ANC < 50 µekv/L. I området 25 til 50 kunne det måles fra "lav" til "høy" gjelle-Al. "Lave" gjelle-Al verdier ble fortrinnsvis målt når ANC >50 µekv/L.
- Gjelle-Al økte med avtagende E-Na*. Når E-Na* var < 5 µekv/L var gjelle-Al "lav".

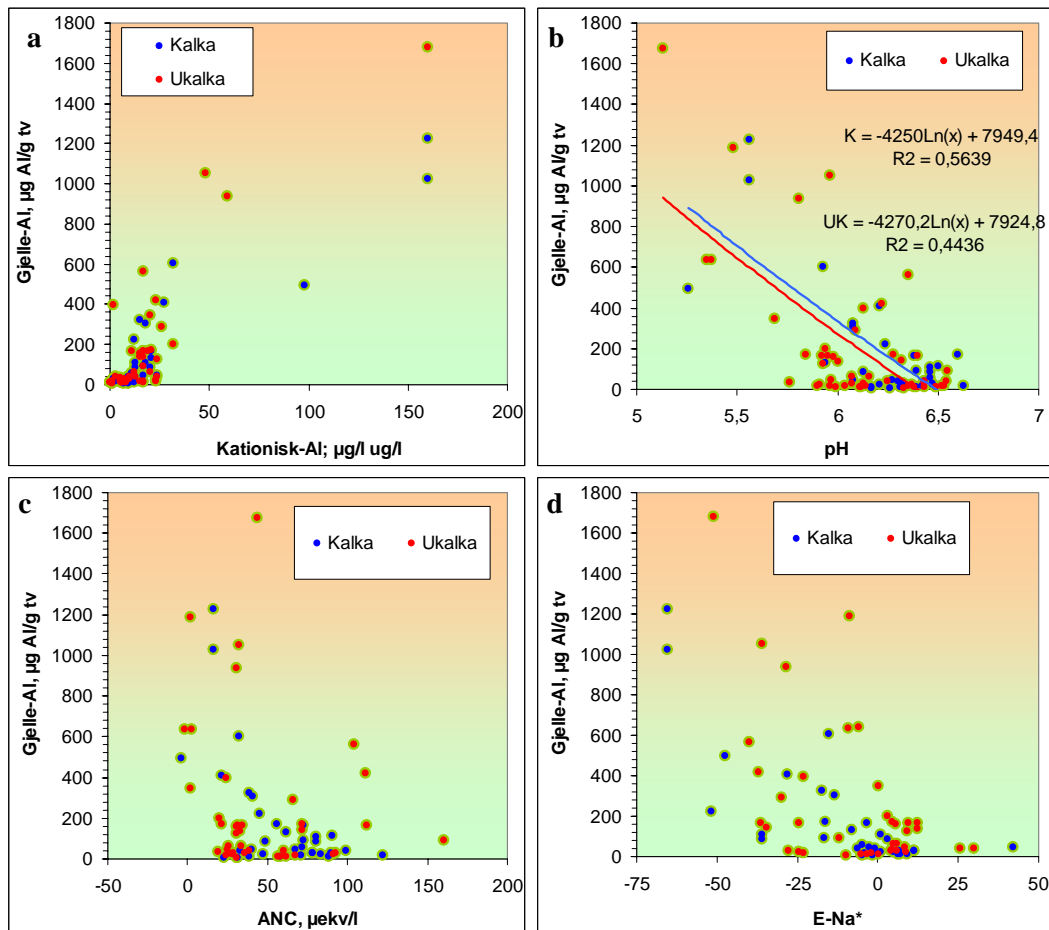
Sammenhengene i materialet viser at det er sammenhenger mellom ulike vannkvalitetsindikatorer og gjelle-Al, men sammenhengene er ikke alltid enkle og ikke alltid robuste. Samtidig påvises det "høye" gjelle-Al nivåer til tross for at pH, ANC og kationisk Al antyder tilfredsstillende forhold. Dette er en sterk indikasjon på at Al kan foreligge på en ustabil og akkumulert form selv i vann som klassifiseres som godt. Mens pH og Al påvirkes av transport og kan gi feilaktig indikasjon av vannkvalitet, er ANC upåvirket av lagring. Selv ved høy ANC påvises det akkumulering av Al. Dette må skyldes at Al er biotilgjengelig til tross for høy ANC. "Ustabile" former av Al kan skyldes tilførsel av Al fra sure sidebekker som ikke er avgiftet, men også at avgifting er en "sein" prosess når vanntemperaturen er lav.

- Det er systematiske forskjeller i fordeling av ulike former av Al mellom vassdrag. Samtidig er det klare forskjeller i sammenhenger mellom kationisk Al og gjelle-Al. Det å påvise hvilke faktorer som innvirker på reaktivitet til Al og dermed gjelle-Al nivå vil ha betydning for mer presis definering av de kjemiske målsetningene for tiltak:
 - Hva er sammenheng mellom pH og kationisk Al?
 - Hva påvirker sammenhengen mellom kationisk Al og gjelle-Al?
 - Hva er sammenhengen mellom ANC og kationisk Al?
 - Hva er sammenhengen mellom mobiliserende komponenter (SO₄, NO₃, Cl⁻ og TOC) og total-Al, reaktivt Al og ikke-labile former av Al?

Tabell 22. Grenseverdier som skiller "lave" gjelle-AI verdier fra høye verdier basert på målinger utført i ulike vassdrag i 2005. "Variabel" antyder det vannkvalitetsområdet hvor både lave og høye belastninger påvises.

Belastning	Gjelle-AI	pH	Kationisk AI	ANC
Lav	<40	>6,4	<10	>50*
Variabel	>40 til <100	5,7 – 6,4	10 - 25	30 - 50
Høy	>100	<5,7	>25	<30

*med flere unntak, usikker grense



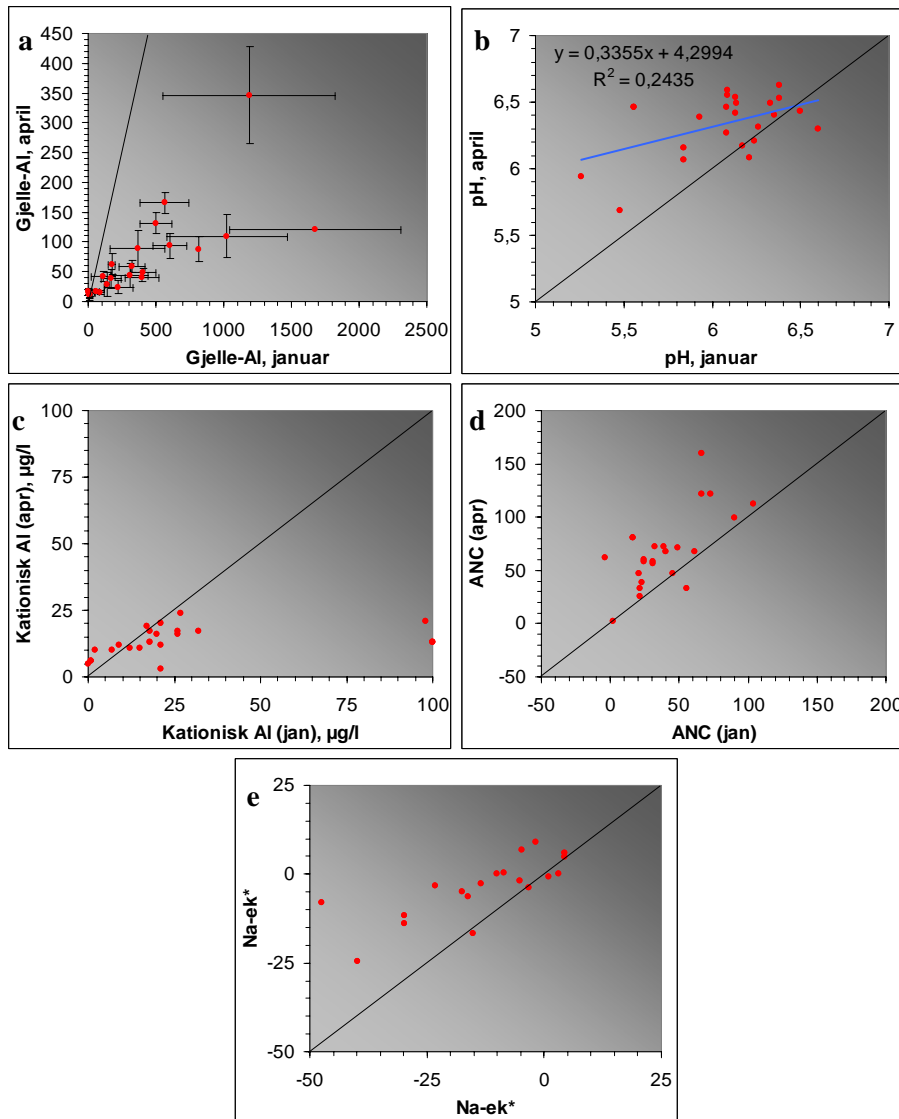
Figur 40. Sammenheng mellom pH og gjelle-AI målt i fisk fra vassdrag prøvetatt i tilknytning til sjøsaltepisoden i 2005. Prøver fra januar og april er samlet i figuren.

5.2 Endringer i gjelle-AI fra januar til april

Al-konsentrasjonen på gjellene til fisken avtok fra januar til april (**Figur 41**). De vassdragene hvor gjelle-AI var høy i januar hadde også høyest gjelle-AI i april. Tilsvarende endringer fra januar til april ble påvist for pH, kationisk AI, ANC og E-Na*. De vassdragene som var kraftigst rammet var de vassdragene som hadde som sådann den "dårligste" restitueringen fra januar til april. Endringene i gjelle-AI var også en funksjon av endringene i vannkjemi. Selv om endringene innebærer en betydelig reduksjon i belastning fra januar til april, angir ikke reduksjonen hvor godt fiskens helse er restituert. Reetablering av god helse vil være forsinket i forhold til eliminering av Al. Full reetablering av alle helseparametre tar tid, uten at vi kan angi hvor lang tid som kreves (se argumentasjon i NFR søknad: MODSMO, 2006). Det er her antydning betydelig effekter på fiskehelse etter 1 uke i tilfredsstillende vann, men upublisert materiale fra pågående forsøk støttet av NFR antyder dårligere restitueringsrater enn dette.

- Høye verdier i januar kan redusere størrelsen på bestanden og størrelsen av smoltutgangen ved å drepe parr og presmolt. En omfattende dødelighet kan påvirke bestanden flere år framover.
- Høye verdier i mai kan bidra til å redusere sjøoverlevelse. Det vil være den fysiologiske tilstanden som fisken har på utvandringstidspunktet som bestemmer i hvilken grad sjøoverlevelsen blir påvirket eller ikke. Fisk som belastes i april må restitueres før full saltvannstoleranse reetableres.

Det kritiske spørsmålet er: hvor godt kan og vil fisken restitueres fra slutten av april til mai. Tidspunktet for smoltutvandring var dagene før 17. mai i Storelva, Otra, Tovdalselva og Mandalselva i 2005 (hovedutvandring innenfor perioden 5. til 20. mai). Utvandringa var ca. 1 uke tidligere i 2005 enn i 2004 i Otra og Tovdalselva. I Mandalselva vandret smolten ut som i 2004, men begge disse årene skjedde det 2 uker tidligere enn de tre foregående årene (se **vedlegg D**). Fra prøvetakingene i slutten av april til smoltutvandringen gikk det fra 2 til 3 uker.



Figur 41. Sammenhenger for a) gjelle-Al, b) pH, c) kationisk Al, d) ANC og e) E-Na* målt i januar i forhold til målinger utført i april.

5.3 Sammenhenger mellom ulike vannkjemiske parametere

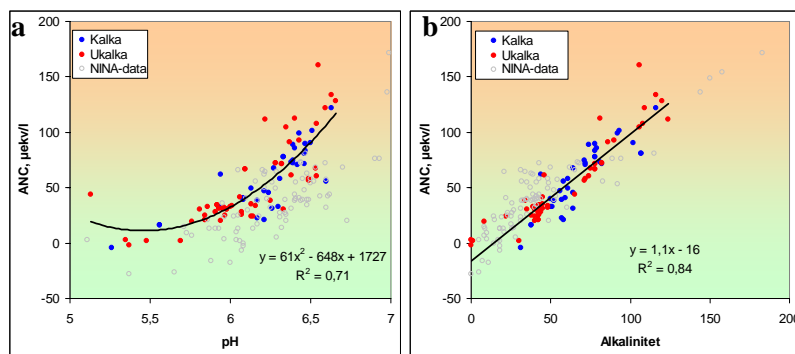
Effekter på fisken skyldes primært aluminium. Faktorer som påvirker mobilisering (konsentrasjon) og tilstandsform (andel giftig Al) er dermed viktig for tolkning av data og forståelse av vannkvalitet i det

enkelte vassdraget. Det legges her vekt på faktorer som gav generelle relasjoner for hele datamaterialet. Det var forventet at enkelte relasjoner ville påvirkes av kalking. Prøvene er derfor skilt i forhold til tiltak (kalket og ukalket).

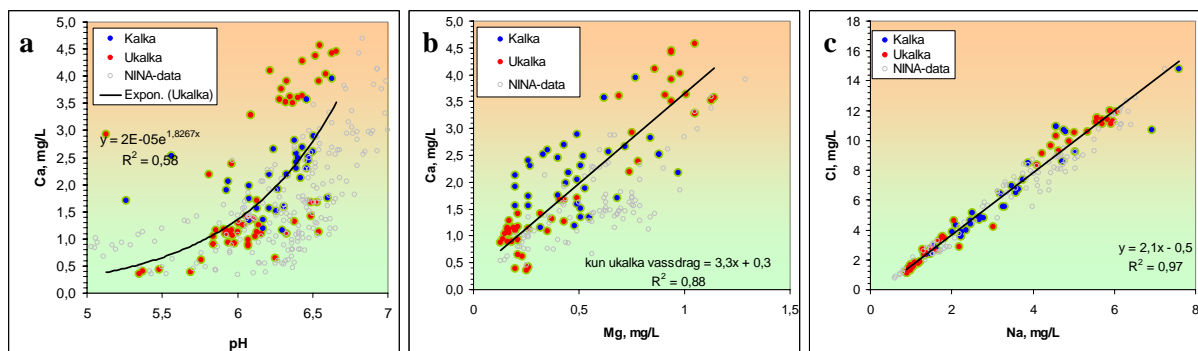
5.3.1 pH, ANC, alkalinitet og kationer

I dette materialet inngår vannprøver innsamlet i tilknytning til fiskeprøvetakingen, men også vannprøver innsamlet og analysert ved NINA som en del av DN-effektkontroll. NINA-materialet er inkludert for å antyde eventuelle forskjeller i relasjoner mellom analyselaboratorier. Slike forskjeller kan ha betydning for hvilke vannkjemiske grenser som skiller tilfredsstillende fra mindre tilfredsstillende vannkvaliteter. Det er ikke diskutert årsaker til eventuelle forskjeller her. Forskjeller som fremkommer i grafene bør likevel utredes, da dette har betydning for påvisning av vannkvaliteter hvor fisk kan/ikke vil skades.

ANC var i dette materialet moderat sterkt relatert til pH. Det var samtidig sterke sammenhenger mellom alkalinitet og ANC. Disse sammenhengene var som forventet og uavhengig av kalking (**Figur 42ab**). Det var en svak sammenheng mellom pH og kalsium (Figur 43a). Kalsiumnivået i de kalka vassdragene var godt innenfor den spredning som ble målt i de ukalka vassdragene. Ca/Mg var til tross for kalkingen relatert, selv om spredningen i datapunktene var stor (Figur 43b). Høye konsentrasjoner av Ca og Mg vil bidra til å senke giftighet til Al, dog ikke effekter på saltvannstoleranse. Det var som forventet en nær 1:1 sammenheng mellom Cl og Na (Figur 43c).



Figur 42ab. Sammenhenger mellom a) pH og ANC (µekv/L) og b) alkalitet og ANC (µekv/L). Det er skilt mellom prøver tatt i kalka og ukalka vassdrag. Data fra DN-effektkontroll analysert ved NINA i 2005 er antydnet for sammenligning.



Figur 43a-c. Sammenhenger mellom a) pH og Ca (mg/L) b) Mg (mg/L) og Ca (mg/L), og c) Na (mg/L) og Cl (mg/L). Data fra DN-effektkontroll analysert ved NINA i 2005 er antydnet for sammenligning.

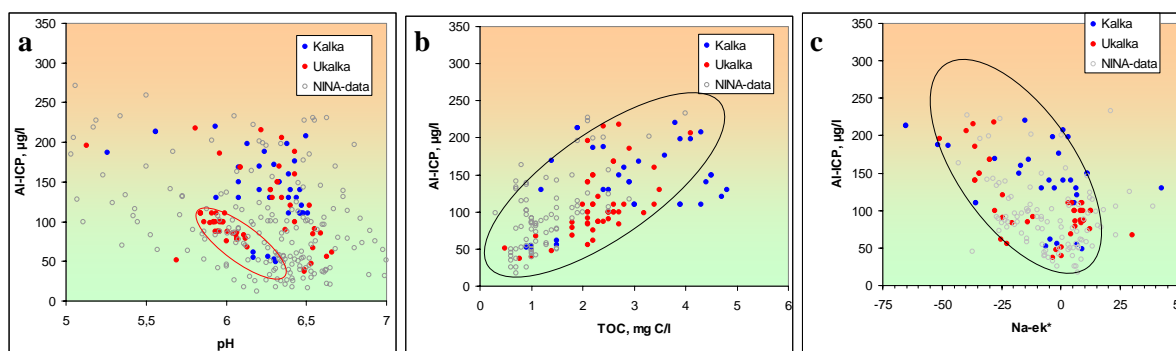
5.3.2 Relasjoner til total-Al

Det var en form for sammenheng mellom pH, TOC og E-Na* og total-Al (Figur 44a-c). Sammenhengen mellom pH og total-Al antyder at det var to konsentrasjonsnivåer av Al i materialet, hvor Al i begge konsentrasjonene var relatert til pH. Total-Al konsentrasjoner <100 µg/L ved lav pH

ble kun målt i Otra, Nidelva, Bjerkreim og i Søgneelva (kun når sistnevnte hadde høy pH). De lave Al-konsentrasjonene i disse elvene i forhold til pH tyder på at det her mobiliseres mindre Al enn det som var tilfellet i de andre vassdragene. Faktorer som resulterer i konsentrasjonsnivåforskjeller mellom vassdrag kan også medføre forskjeller i dose ved en gitt pH. *Det er derfor mulig at Otra, Nidelva og Bjerkreim er mindre giftig ved samme pH enn de andre elvene. Dette kan ha stor relevans for avgiftingsstrategier og kost-nytte vurderinger av kalking i laksevassdrag. Dette peker også på vassdrags spesifikke vannkvalitetsmål.*

Konsentrasjonen av total-Al økte også med økt TOC. Relasjoner i kalka lokaliteter synes lik relasjonene i de ukalka lokaliteten for pH og TOC. Årsaken til variasjonen i total-Al er ikke ytterligere forsøkt avklart innen dette prosjektet, men ytterligere analyser av hva som styrer total-Al kan være viktig å få avklart da Al er den viktigste årsaken til forringet vannkvalitet.

I materialet er det inkludert data analysert ved NINA for DN-effektkontroll. Det er større spredning mellom total-Al og pH i NINA-materialet enn i prøver analysert ved NIVA. Årsaken til slike forskjeller bør avklares da de har betydning for fastsettelse av vannkvalitet.

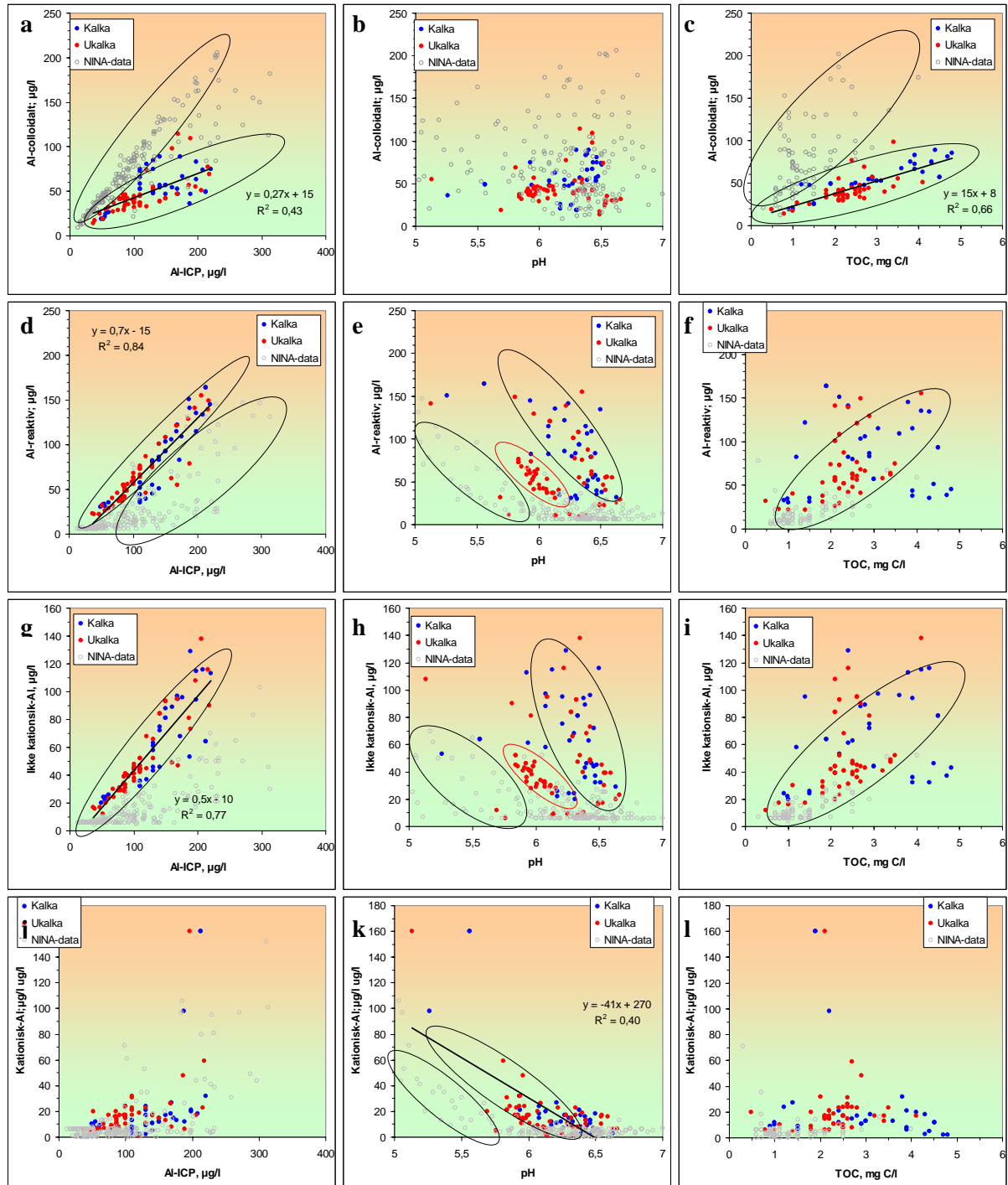


Figur 44. Sammenhenger mellom a) pH, b) TOC og c) E-Na* i forhold til total-Al. Vassdrag som er kalket er atskilt fra de ukalka vassdragene ved bruk av farge. Datapunkter innsirklet i fig "a" stammer alle fra Nidelva og Otra samt fra Søgneelva når pH i dette vassdraget var høyt (røde punkter) og fra Bjerkreim (blå punkter). Sirklene i fig b og c antyder mulig sammenheng i datasettet.

5.3.3 Relasjoner mellom total-Al, pH, TOC og tilstandsformer av Al

I henhold til gjeldende teori vil kationiske former av Al transformeres til kolloidale former av Al etter kalking og pH-økning. Det var derfor forventet at sammenhengene mellom pH og ulike former av Al skulle variere med tiltak. Det var ingen entydig klar separasjon av de ulike tilstandsformene til Al i henholdsvis kalka og ukalka vassdrag, verken i forhold til total-Al, pH eller TOC (Figur 45). Det var imidlertid forskjeller som kan relateres til analyselaboratorium.

Det var en rimelig sterk sammenheng mellom reaktivt og ikke kationisk Al i forhold til total-Al. Det var også rimelig sterke relasjoner mellom total-Al og de beregnede formene av Al. Årsaken til variasjoner i total-Al og i tilstandfordeling skyldes sannsynligvis mer komplekse relasjoner enn det som denne analysen påviser. Forskjeller mellom relasjoner som kan relateres til analyseinstitusjoner bør følges. Likeledes bør det avklares hva som styrer sammenhengene mellom kationisk Al og pH, TOC, og ANC.



Figur 45a-l. Sammenhenger mellom ulike tilstandsformer til Al i forhold til total-Al (ICP), pH og TOC. Data fra DN-effektkontroll analysert ved NINA er inkludert for sammenligning. Sorte sirkler antyder mulige sammenhenger.

5.4 Mulig økologisk betydning av januar-episoden på bestand

Det er i samtlige forsøk utført de siste 10 årene påvist sammenhenger mellom kationisk Al og gjelle-Al (Teien, 2005), mellom gjelle-Al og dødelighet (Kroglund og Rosseland, 2004), og med endringer i fysiologisk status (Kroglund et al., 2001ab; Kroglund og Finstad, 2003; Kroglund et al., 2007ab). I forsøk hvor presmolt ble eksponert til Al over lang tid (>40 dager) ble det påvist redusert vekst (Kroglund et al., 2007a). Den biologiske responsen er således avhengig av eksponeringsintensitet, tidspunkt og varighet. Etter en eksponeringsfase vil helsen reetableres når vannkjemien forbedres.

Vannkvaliteten etter episoden er bestemmende for restitueringsrater og graden av restituering (Verboost et al., 1995; Kroglund og Staurnes, 1999; Kroglund et al., 2001a).

De relasjoner mellom gjelle-Al og kationisk Al som er påvist i forsøk gjelder sannsynligvis også for villfisk. Den variasjonen vi observerer mellom datamaterialet fra elvene og forsøkene skyldes sannsynligvis fraksjoneringsprotokollene og transport av vannprøvene, ulike komponenter koplet til episoden (vannprøver kan være tatt etter at fisken ble belastet) og tilstedeværelse av blandsoner (høy BCF). Ustabile former av Al kan foreligge nedstrøms sure sidebekker, men også i kalka elver når temperaturen er lav. Transformasjonsrater avtar med synkende temperatur, men alt empirisk materiale i hovedsak stammer fra forsøk utført når temperaturen var $>8^{\circ}\text{C}$. Vi mangler data på transformasjonsrater når temperaturen er i intervallet 0,5 til 3°C . Basert på empiriske sammenhenger mellom gjelle-Al og biologisk respons er belastningen i de ulike vassdragene vurdert ut fra gjelle-Al. Det vurderes respons i form av dødelighet i ferskvann og effekter på saltvannstoleranse.

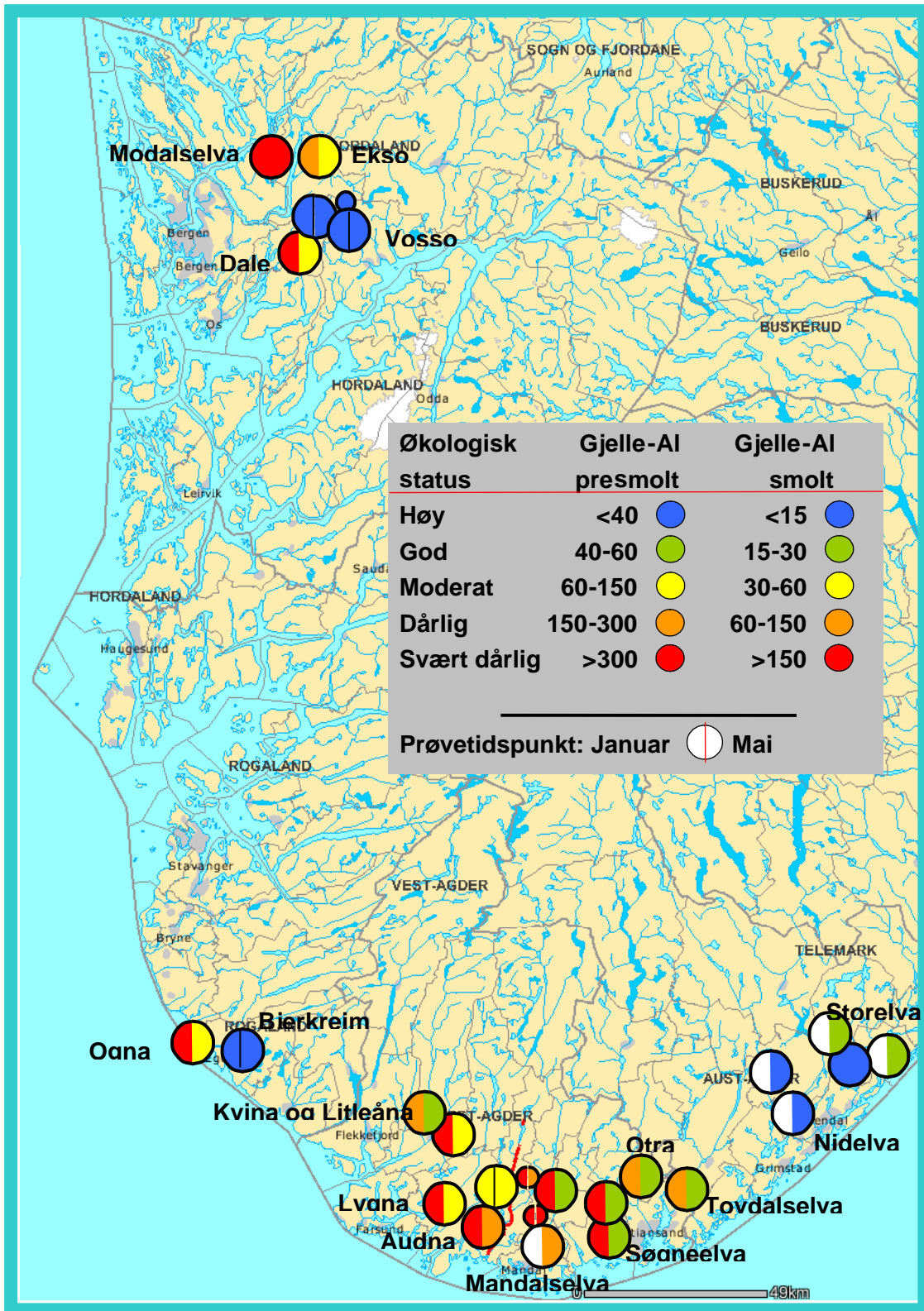
Dødelighet vurderes som sannsynlig i seks vassdrag og som lite sannsynlig i 8 vassdrag. Belastningsnivåene er antydnet i **Tabell 23; Figur 46**. Livsstadiene parr, presmolt og smolt har ulike sensitivitet for Al. Som det fremkommer fra figurene ble det i mange vassdrag målt gjelle-Al konsentrasjoner $>350\ \mu\text{g Al/g gjelle tv}$. I forsøk påvises det tiltagende dødelighet på smolt når gjelle-Al overskrider denne grensen, samtidig som det ikke påvises dødelighet i tilsvarende forsøk på parr før konsentrasjoner overskrider $800\ \mu\text{g Al/g gjelle tv}$. I Logåna og i Søgneelva døde det fisk tilhørende alle størrelsesklasser. Prøver av levende fisk fanget dagene etter viste da gjelle-Al konsentrasjoner $>800\ \mu\text{g Al/g gjelle tv}$. I områder der dødeligheten var mer moderat var gjelle-Al nivåene $>500\ \mu\text{g Al/g gjelle tv}$. Grenseverdiene som vi har benyttet i denne rapporten benyttet er derfor ikke urimelige. Fraværet av tilsvarende høye gjelle-Al verdier i de andre vassdragene tyder på et lavere risikonivå for forekomst av fiskedød. På den annen side er prøvetakingstidspunktet bestemmende for hvor nært i tid en treffer den mest uheldige vannkjemien. Vi kan derfor ikke utelukke at det også forekom dødelighet i flere av de undersøkte vassdragene. Generelt er det svært vanskelig å påvise fiskedød i større vassdrag. Nedenfor er det opplistet hvilke vassdrag som sannsynligvis og muligens ble påvirket:

Effekter på saltvannstoleranse vurderes som sannsynlig i fem vassdrag og som lite sannsynlig i 4 vassdrag. Belastningsnivåene er antydnet i **Tabell 23; Figur 46**. I forsøk er det påvist betydelig reduksjon i sjøoverlevelse når gjelle-Al overstiger $25\ \mu\text{g Al/g gjelle tv}$ (Kroglund og Finstad, 2003; Kroglund et al., 2007a). Når gjelle-Al overstiger dette nivået påvises det økende skader på saltreguleringsenzymet $\text{Na}^+, \text{K}^+ \text{-ATPase}$, hvor skader på dette enzymet svekker sjøoverlevelse (Staurnes et al., 1993ab, Staurnes et al., 1996). Enzymet svekkes selv etter timer i belastende vann (Rosseland et al., 1992; Staurnes et al., 1996; Kroglund og Finstad, 2003; Kroglund et al., 2007a). Vassdrag hvor gjelle-Al var "høyt" i april og/eller målt som forhøyet i mai er klassifisert som "sannsynlig påvirket". Vassdrag hvor gjelle-Al var moderat forhøyet i april, men hvor det ikke foreligger målinger fra mai er anført som "mulig påvirket".

Det forventes ikke effekter av vannkvalitet på laks i fire vassdrag. Belastningsnivåene er antydnet i **Tabell 23; Figur 46**. I disse vassdragene er belastningsnivået definert som gjelle-Al så lavt at det ikke uten videre er mulig å begrunne eventuelle bestandseffekter med vannkvalitet i elva alene.

Tabell 23. Oppsummerende tabell over forventet økologisk effekt av vannkvalitet på parr/presmolt (perioden januar til april) og presmolt/smolt (perioden april til juni). Effekter er gradert som sannsynlig mulig og lite sannsynlig. Fargeskalaen er som i tabell 2.

Sannsynlig	Jan-apr	Apr-mai	Død i ferskvann	Effekt på saltvannstoleranse
Storelva	29	7-20	Lite sanns.	Lite sanns. Gjelle-AI var lav etter 11.april
Nidelva	130-170	11-43	Lite sanns.	Mulig
Tovdalselva	60-160	28-30	Lite sanns.	Lite sanns.
Otra	170-200	13-60	Lite sanns.	Mulig
Søgneelva	170-1050	13-30	Sannsynlig	Mulig
Mandalselva, flere stasjoner	305	25-90	Mulig	Sannsynlig (forskjell Hesså til Møll)
Logåna -Mandalselva	1025-1070	90-120	Sannsynlig	Sannsynlig
Songåna -Mandalselva	400-560	170	Sannsynlig	Sannsynlig
Lygna	324	59	Mulig	Mulig
Audna-flere stasjoner	110-600	42-94	Sannsynlig (forskjell Konsmo til Melhusfossen)	Sannsynlig (forskjell Konsmo til Melhusfossen)
Kvina	223	24	Lite sanns.	Mulig
Littleåna-Kvina	497	132	Sannsynlig	Sannsynlig
Bjerkreimselva	4	11-12	Lite sanns.	Lite sanns.
Ogna	406	48	Mulig	Mulig
Dale v/Vaksdal	396	21-45	Mulig	Mulig
Vosso (flere stasjoner)	2-16	11-12	Lite sanns.	Lite sanns.
Ekso (flere stasjoner)	172	38	Lite sanns.	Mulig
Modalselva (flere stasjoner)	640-1200	350	Sannsynlig	Sannsynlig



Figur 46. Økologisk karakterisering av vassdragene basert på måling av gjele-AI i januar (venstre halvdel av sirkel), og for perioden april til midten av mai (høyre halvdel av sirkelen). For parr/presmolt benyttes en klassifiseringsskala tilpasset økologisk status i ferskvann (vekst og dødelighet), mens det for smolt benyttes en skala basert på marin overlevelse. Klassifiseringene angir fra høy (blå) til svært dårlig økologisk status (rød). Hvit farge betyr ingen data.

5.5 Evaluering av bunndyr

Bunndyrundersøkelsene skilte ut vassdrag med høy økologisk status fra vassdrag med redusert status. Det var ingen entydig og klar sammenheng mellom fiskestatus og bunndyrstatus. Selv vassdrag med fiskedød ble ut fra bunndyrundersøkelsen klassifisert til høy status. Vassdrag med redusert status er ukalket, eller prøvene er tatt på stasjoner som kun i liten grad er påvirket av kalking. Dette resultatet antyder at bunndyrene er mindre følsomme for slike episoder, eller at de følsomme livsstadiene ikke var tilstede.

Tabell 24. Oppsummering av mulige og sannsynlige effekter på bunndyr av sjøsaltepisodene i januar og av generell vannkvalitet våren 2005. Oppsummeringene er basert på data gitt under hvert vassdrag.

		Indeks I		Indeks II		Status basert på bunndyr
		Januar	April	Januar	April	
Storelva		1	1	1	1	Høy
Tovdal	Teinefossen	1		1		
	Slettane		1		1	Høy
Otra	Haus	0		0		Lav
Søgneelva	Monan	1	1	0,8	0,8	Moderat
Mandalselva	Hovedløp	1	1	1	0,7	Moderat
	Logåna	1	1	1	1	
	Logåna nederst	1	1	1	0,9	
	Songåna	1	1	0,5	0,5	Moderat
Audna	Melhusfossen	1	1	1	0,8	Moderat
	St 13 v/ Melhusfossen			1	1	Høy
	Konsmo	1	1	1	1	Høy
	Ytre Øydnavatn		1		-	
Lygna		1	1	1	0,8	Moderat
Kvina	Hovedløp	1	1	1	1	Høy
	Littleåna	1	1	1	1	Høy
Bjerkreimselva		1	1	1	1	Høy
Ogna		1	1	1	1	Høy
Daleelva				1	1	Høy
Vosso	Bolstad	1	1	1	1	Høy
	Kvilekvål	1	1	1	1	Høy
	Teigdalselva	1	1	1	1	Høy
Ekso	Hovedløp	1	1	1	0,95	Høy
	Leire			1	1	Høy
	Eikemo			1	0,8	Moderat
Modalselva	Otterstad	0,5	0,5	-	-	Lav
	Eikehaug	0,5		-		Lav
	St 6	0,5		-		Lav
	St 7	1		0,5		Lav
	Almeli	1		0,5		Lav

5.6 Gjelle-Al som overvåkingsparameter

Det er i en rekke rapporter og artikler anbefalt at gjeller inkluderes som en av parametrene som undersøkes i DN-effektprogram i kalka elver. Resultat fra undersøkelsen vår i 2005 tyder på at fisk i flere av vassdragene utsettes for mer Al enn det som forventes ut fra LAI (BCF er høy). Dette kan tyde på at det er blandsoner innenfor vassdraget. I andre tilfeller påvises det en lav BCF. Dette tyder på at LAI er mindre reaktiv enn det vanlige. Forskjeller i reaktivitet til LAI kan være et grunnlag for å inkludere BCF som en av responsvariablene ved utarbeidelse av kalkingsstrategier og oppfølging av tiltak. Dette kan gi lokale tilpassninger til kalkingsmålsetningene og bidra til en bedre differensiering av pH-mål etter tiltak.

Det foreligger flere år med data på gjelle-Al fra en rekke av vassdragene som er inkludert i denne rapporten. Noe av dette er materiale innsamlet under høstfisket (både kvantitative målinger og staining), noe er materiale innsamlet i tilknytning til smoltundersøkelsene som utføres om våren. Dette materialet, sammen med data fra Reetableringsprosjektet og fra en rekke referansevassdrag er data som bør sammenstilles med data på vannkjemi og på fangst av laks. En slik sammenstilling vil bidra til evaluere gjelle-Al som overvåkingsvariabel og for å validere grenseverdier benyttet både i denne rapporten og som er publisert i en rekke artikler og rapporter de senere årene. Resultatene fra presmolt/smoltundersøkelsene utført våren 2005 påviser metalleksponeringer som ikke er like opplagt sannsynlig i den regulære, vannkjemiske overvåkingen i mange av vassdragene. Den økologiske effekten av metall-akkumuleringene bør underkastes en kritisk analyse. Størrelsen av det tilgjengelige materialet er antydnet nedenfor. Fokus må her settes på effekter på dødelighet, vekst, smoltproduksjon og smolt-til-voksen overlevelse.

Vassdrag	Kilde	Periode	Publisert i
Referansevassdrag i TRD, M&R, S&F og HO	B.Finstad	1997-1998	NINA-notat, upublisert materiale
Audna	B.Barlaup	2003-	Kroglund, 2003; Barlaup et al., 200?
Vosso	B.Barlaup	2000-	Barlaup et al., 200?
Dalselva (Høyanger)	B.Barlaup R.Lund	1998-	Åtland et al., 1998ab; Barlaup et al., 200?; Lund et al., 2004, 2005
Dalselva v/Vaksdal	B.Finstad	1996-1998	Finstad et al., 1999a
Ekso	V.Bjerknes	2000-	Barlaup et al., 200?
Suldalslågen	B.Finstad	1996-2000	Kroglund et al., 1998c; Finstad et al., 1999b, 2000, Strand et al., 2000, 2001
Ims	F.Kroglund	1997-	1998-2006 data
Figgjo	F.Kroglund	1997-	3 år med upublisert data
Lygna	F.Kroglund	2003	Upublisert data
Mandalselva	F.Kroglund	1998-	Kroglund et al., 1999b, 2001b, 2003, 2005; Kroglund, 2005;
Otra	F.Kroglund	1999-	Kroglund et al., 1999a, 2001a, 2005; Kroglund, 2005;
Tovdalselva	F.Kroglund	1999-	Kroglund et al., 1999b, 2001b, 2003, 2005; Kroglund, 2005;
Nidelva	F.Kroglund	2003-	Kroglund et al., 2005; Kroglund, 2005;
Storelva	F.Kroglund	2003-	Kroglund et al., 2007ab
VK-materialet, fra Ho til Fi	Diverse	1999-	VK-publisering årlig

Utover dette finnes det data fra en rekke enkeltundersøkelser utført i regionale studier på Vestlandet (Åtland et al, 1998ab; Bjerknes et al., xxxx). Det finnes sannsynligvis også materiale vi ikke har oversikt over.

6. Referanser

- Andrén, C., 2003. Provningsjæmnförelser av aluminiumsfraksjoner i 2002 og 2003. Comparison of aluminium fractionation and analytical protocols in 2002 and 2003. ITM-report 117: 46p (In Swedish with English summary).
- Andrén, C.M., Kroglund, F., and Teien, H.C., 2006. Controlled exposure of brown trout to humic water limed to different pH and inorganic aluminium concentrations. Verh. Int. Verein. Limnol; xx: xx-xx.
- Barlaup, B.T., Gabrielsen S.E., Skoglund, H., Wiers, T., og Moen, V., 2005. Utlegging av øyerogn i Kosåna og Lågåna i Mandalsvassdraget våren 2003 – beskrivelse og evaluering av tiltaket. I: Hesthagen T.(red.) 2005. Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2001-2003. DN-utredning 2005-9.
- 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., redaktør. 2006. Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2005. DN-utredning 2006-4.
- Barlaup, B.T. and Åtland, A., 1996. Episodic mortality of brown trout (*Salmo trutta* L.) caused by sea-salt-induced acidification in western Norway: Effects on different life stages within three populations. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 53:1835-1843.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. and Saltveit, S.J., 1989. Electrofishing - theory and practice with special emphasis on salmonids. Hydrobiologia 173: 9-43.
- Brown, D.J.A. and Lynham, S., 1981. The effect of sodium and calcium concentrations on the survival of brown trout (*Salmo trutta*) at low pH. Bull. Env. Contam. Toxicol. 30: 582-587.
- Brown, D.J.A., 1982. Influence of calcium on the survival of eggs and fry of brown trout (*Salmo trutta*) at pH 4.5. Bull. Env. Contam. Toxicol. 28: 664-668.
- Brown, D.J.A. and Sadler, K., 1989. Fish survival in acid waters, p. 31-44. In R., Morris, E.W. Taylor, D.J.A. Brown and J.A. Brown [ed.] Acid toxicity and aquatic animals. Society for Experimental Biology. Seminar series 34. Cambridge Univ. Press.
- Bua, B. og Snekvik, E., 1972. Klekkforsøk med rogn av laksefisk 1966-1971. Vann. 1: 86-93.
- Finstad, B. et al. 1999a. Fremdriftsrapport – lakselus og sur nedbør som populasjonsregulerende faktor hos atlantisk laks og sjøørret. Utsettinger av lakselusbeskyttet smolt. 5 s.
- Finstad, B., Kroglund, F., Hartvigsen, R., Teien, H.-C., Rosseland, B.O. & Salbu, B. 1999b. Suldalslågen: Fisk og vannkjemisk status våren 1997. - NINA Oppdragsmelding 588: 1-32.
- Finstad, B., Strand, R., Kroglund, F., Teien, H.-C. & Hartvigsen, R. 2000. Suldalslågen: Fisk og vannkjemisk status våren 1998. – NINA Oppdragsmelding 644: 1-25.
- Finstad, B., Kroglund, F., Strand, R., Stefansson, S.O., Bjørn, P.A., Rosseland, B.O. and Salbu, B., 2007. Salmon lice or suboptimal water quality – reasons for reduced postsmolt survival? Submitted to Aquaculture.
- Fivelstad, S. and Leivestad, H., 1984. Aluminium toxicity to Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.): Mortality and physiological response. Rep.Inst.Freshwat.Res., Drottningholm. 61: 66-77.
- Fivelstad, S., Olsen, A.B., Stefansson, S., Handeland, S., Waagbo, R., Kroglund, F. and Colt, J., 2004. Lack of long-term sublethal effects of reduced freshwater pH alone on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts subsequently transferred to seawater. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 61: 511-518.
- Fjellheim, A. and Raddum, G.G., 1990. Acid precipitation: Biological monitoring of streams and lakes. Sci. Tot. Env. 96: 57-66.
- Frost, S., Huni, A. and Kershaw, W.E., 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. Can. J. Zool., 49: 167-173.
- Gensemer, R.W. and Playle, R.C., 1999. The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. Critical Reviews In Environmental Science And Technology 29:315-450.
- Handeland, S.O., Jarvi, T., Ferno, A. and Stefansson, S.O., 1996. Osmotic stress, antipredator behaviour, and mortality of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. Can.J.Fish.Aquat.Sci. 53: 2673-2680.
- Henriksen, A., Skogheim, O.K. and Rosseland, B.O., 1984. Episodic changes in pH and aluminium-speciation kill fish in a Norwegian river. Vatten 40: 255-260.
- Hesthagen, T., 2006. Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2005. DN-utredning 2006-4: 65.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. og Lien, L., 1993. Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA, O-93129: 42 s.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. and Semb, A., 1994. Acid water and fish death. Nature 372: 327-328.
- Hindar, A., Teien, H.C., Salbu, B., Lierhagen, S., Oug, E., 2000. Faktorer som påvirker aluminiumskjemien og dermed vannkvalitetsmålet for laks i Tovdal- og Mandalsvassdraget. NIVA-rapport OR-4229: 82s.
- Hindar, A. Tørseth, K., Henriksen, A. and Orsolini, Y., 2004. The significance of the North Atlantic Oscillation (NAO) for sea-salt episodes and acidification-related effects in Norwegian rivers. Environmental Science and Technology 38: 26-33.
- Hindar, A., 2005. Whole-catchment application of dolomite to mitigate episodic acidification of streams induced by sea-salt deposition. Sci. Total Environ. 343: 35-49.
- Hindar, A. og Enge, E., 2006. Sjøsaltepisoder under vinterstormene i 2005 – påvirkning og effekter på vannkjemii i vassdrag. NIVA, O-25249. 48 s.

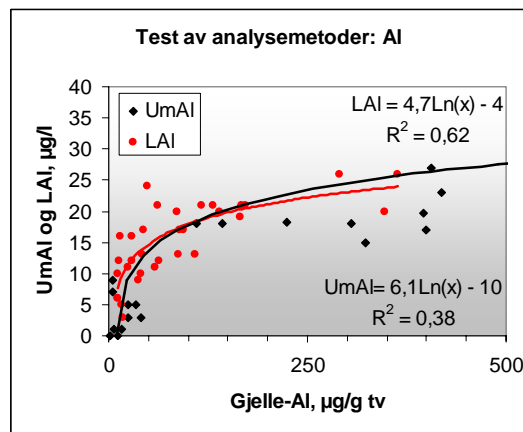
- Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O. og Fiske, P., 2006. Smoltutvandring i Mandalselva, 2001-2005. I: Hesthagen, T., redaktør. 2006. Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2005. DN-utredning 2006-4.
- Kaste, Ø., Kroglund, F., Høgberget, R. og Skancke, L.B., 2006. Silikatdosering i Logåna, Mandalsvassdraget. En oppsummering av FoU-virksomheten 2004-06. NIVA-rapport 5319-2006.
- Korman, J., Marmorek, D.R., Lacroix, G.L., Amiro, P.G., Ritter, J.A., Watt, W.D., Cutting, R.E. and Robinson, D.C.E., 1994. Development And Evaluation Of A Biological Model To Assess Regional-Scale Effects Of Acidification On Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 51: 662-680.
- Kroglund, F., Finstad, B., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Håvardstun, J. og Salbu, B. 1998. Fisk og vannkjemisk status i Suldalslågen, våren 1996. - NIVA-rapport 3863-98: 1-54.
- 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., Teien, H.C., Lucassen, E., Håvardstun, J., Rosseland, B.O., Salbu, B. og 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., Larsen, B.M., Kaste, Ø. og Aanes, K.J., 2001a. Tiltaksorientert overvåking av Otra i 2000. NIVA-rapport LNR 4429-2001. 56 s.
- Kroglund, F., Berger, H.M., Finstad, B., Johansen, M.B., Kaste, Ø., Rosseland, B.O. og Teien, H.C., 2001b. Smoltkvalitet i Mandalsvassdraget, våren 1999. I: Hesthagen, T. (red). Reetablering av laks på Sørlandet. Reetableringsprosjektet, Årsrapport 1999. DN-notat 2001-5.
- Kroglund, F. og Kaste, Ø., 2002. Forsuringsstatus og tiltaksplan mot forsuring i Nedre Otra, Vest-Agder, NIVA rapport 4588-2002. 31 s.
- Kroglund, F., 2003. Smoltkvalitet i Mandalsvassdraget. I: Haraldstad, Ø. & Hesthagen, T. (red). Laksen er tilbake i kalkede Sørlandselver - Reetableringsprosjektet 1997-2002. DN-Utredning 2003-5: 78-82.
- Kroglund, F. og Teien, H.C., 2003. Fysiologiske responser hos laks relatert til avgiftingsrater til aluminium i kalket surt humøst vann. I: Haraldstad, Ø. & Hesthagen, T. (red). Laksen er tilbake i kalkede Sørlandselver - Reetableringsprosjektet 1997-2002. DN-Utredning 2003-5: 83-86.
- Kroglund, F., 2003. Helsestatus til smolt produsert ved Finså og Audna klekkeri i perioden 1998 til 2002. I: Haraldstad, Ø. & Hesthagen, T. (red). Laksen er tilbake i kalkede Sørlandselver - Reetableringsprosjektet 1997-2002. DN-Utredning 2003-5: 87-90.
- Kroglund, F., 2005. Smoltundersøkelser; Smoltkvalitet i Mandalselva, Otra, Tovdalselva og Nidelva våren 2004. Reetablering av laks på Sørlandet Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2004. Utredning 2005-10.
- Kroglund, F., Hesthagen, T.H., Håvardstun, J., Jensås, J.G., 2005. Smoltstatus hos laks i Mandalsvassdraget og Tovdalsvassdraget våren 2003. in Hesthagen, T.H. (ed.) Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2001-2003. DN Utredning 2005-9., 40-49.
- Kroglund, F., Høgberget, R., Kaste, Ø., 2005. Silikat-dosering i Logåna, Mandalsvassdraget. Vannkjemisk, fiskeforsøk og vurdering av dosemaal., NIVA-rapport 1-24.
- Kroglund, F. and 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. og Finstad B. 2001. Selv lave aluminiumskonsentrasjoner påvirker fysiologisk status, vekst, vandring og marin overlevelse hos to stammer av atlantisk laks. *Vann 4b*: 427-432.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B. and Lucassen E., 2001a. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolt. *Water Air And Soil Pollution* 130: 911-916.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O. and Salbu, B., 2001b. Time and pH-Dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. *Water Air And Soil Pollution* 130: 905-910.
- Kroglund, F., Kaste, O., Rosseland, B.O. and Poppe T., 2001c. The return of the salmon. *Water Air And Soil Pollution* 130: 1349-1354.
- Kroglund, F., Wright, R.F., Burchart, C., 2002. Acidification and Atlantic salmon: critical limits for Norwegian rivers. Oslo: Norwegian Institute for Water Research. Report nr 111: 61 p.
- Kroglund, F. og Finstad, B., 2003. Low concentrations of inorganic monomeric aluminum impair physiological status and marine survival of Atlantic salmon. *Aquaculture* 222: 119-133.
- Kroglund, F. og Rosseland, B.O., 2004. Effekter av episoder på parr og smoltkvalitet til laks. NIVA-rapport 4797-2004: 41s
- 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., Finstad, B., Stefansson, S.O., Nilsen, T., Kristensen, T., Rosseland, B.O., Teien, H.C. and Salbu, B., 2007a. Exposure to moderate acid water and aluminium reduces Atlantic salmon postsmolt survival. Submitted to *Aquaculture*.
- Kroglund, F., Rosseland, B.O., Teien, H.C., Salbu, B., Kristensen, T. and Finstad, B., 2007b. Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L) exposed to reduced pH and increased aluminum in episodes. Submitted to *HESS*.
- Kroglund et al., 2007c. Datarapporter fra Storelva for årene 2003, 2005 og 2006. Under ferdigstilling.
- Kügel, B. and R.H. Peterson. 1989. Perivitelline fluid pH of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) eggs in relation to ambient pH. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 2070-2073.

- Lacroix, G.L., Peterson, R.H., Belfry, C.S. and Martin Robichaud, D.J., 1993. Aluminum dynamics on gills of Atlantic salmon fry in the presence of citrate and effects on integrity of gill structures. *Aquat.Toxicol.* 27: 373-402.
- Lacroix, G.L. and Korman, J., 1996. Timing of episodic acidification in Atlantic salmon rivers influences evaluation of mitigative measures and recovery forecasts. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 53: 589-599.
- Lien, L., Raddum, G.G., Fjellheim, A. and Henriksen, A., 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analysis of fish and invertebrate responses. *Sci. Tot. Env.* 177: 173-193.
- Lydersen, E., Poléo, A.B.S., Nandrup Pettersen, M., Riise, G., Salbu, B., Kroglund, F. and 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.
- Lydersen, E., Salbu, B., Poleo, A.B.S., Muniz, I.P., 1990. Influences of Temperature on Aqueous Aluminum Chemistry. *Water, Air and Soil Pollution.* 51: 203-215.
- Magee, J.A., Haines, T.A., Kocik, J.F., Beland, K.F., McCormick, S.D., 2001. Effects of acidity and aluminum on the physiology and migratory behavior of Atlantic salmon smolts in Maine, USA. *Water Air And Soil Pollution.* 130: 881-886.
- Magee, J.A., Obedzinski, M., McCormick, S.D., Kocik, J.F., 2003. Effects of episodic acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 60: 214-221.
- Peterson, R.H., Daye, P.G., and Metcalfe, J.L., 1980. Inhibition of Atlantic salmon (*Salmo salar*) hatching at low pH. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 770-774.
- 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.Soil Pollut.* 75: 339-351.
- Raddum, G.G. 1999. Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes. In Raddum, G.G., Rosseland, B.O. and Bowman, J. (Eds.) Workshop on biological assessment and monitoring: evaluation of models. ICP-Waters Report 50/99, pp. 7-16. NIVA, Oslo.
- Reader, J.P., Dalziel, T.R.K., and Morris, R., 1988. Growth, mineral uptake and skeletal calcium deposition in brown trout, *Salmo trutta* L., yolk-sac fry exposed to aluminum and manganese in soft acid water. *J. Fish Biol.* 32: 607-624.
- 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. *Environmental Pollution* 78): 3-8.
- Rosseland, B.O., Skogheim, O.K., Kroglund, F., Hoell, E., 1986. Mortality and physiological stress of year-classes of salmon, brown trout and brook trout in acidic aluminium rich soft water. *Water, Air, and Soil Pollution.* 30: 751-756.
- Rosseland, B.O., Skogheim O.K., 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium- rich water. 2. Physiological stress and mortality of one- and two- year-old fish. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm.* 61: 187-194.
- Rosseland, B.O., Staurnes, M., 1994. Physiological Mechanisms for Toxic Effects and Resistance to Acidic Water: An Ecophysiological and Ecotoxicological Approach. In: Steinberg CEW, Wright RF, editors. *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future*: John Wiley and Sons Ltd. p 227.
- Rosseland, B.O., Skogheim, O.K., Kroglund, F. and Hoell, E., 1986. Mortality and physiological stress of year-classes of landlocked and migratory Atlantic salmon, brown trout and brook trout in acid aluminium-rich soft water. *Water, Air, Soil Pollut.* 30: 751-756.
- Sayer, M.D.J., Reader, J.P. and Morris, R., 1991. Embryonic and larval development of brown trout, *Salmo trutta* L.: exposure to aluminium, copper, lead or zinc in soft, acid water. *J. Fish Biol.* 38: 431-455.
- Skogheim, O.K. and Rosseland, B.O., 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium- rich water. 1. Mortality of eggs and alevins. *Rep.Inst.Freshwat.Res.Drottningholm.*, 177-185.
- Sparling, D.W. and Lowe, T.P., 1996. Environmental hazards of aluminum to plants, invertebrates, fish, and wildlife. *Rev Environ Contam Toxicol.* 145: 1-127.
- Staurnes, M., Blix, P., Reite, O.B., 1993a. Effects of acid water and aluminum on parr-smolt transformation and seawater tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 50: 1816-1827.
- Staurnes, M., Lysefjord, G., Hansen, L.P. and Heggberget, T.G., 1993b. Recapture rates of hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) related to smolt development and time of release. *Aquaculture* 118: 327-337.
- Staurnes, M., Hansen, L.P., Fugelli, K., Haraldstad, O., 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.
- Staurnes, M., Kroglund, F., Rosseland, B.O., 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. *Water, Air, And Soil Pollution:* 85: 347-352.
- Strand, R., Finstad, B., Kroglund, F. & Teien, H.-C. 2000. Forsuringsstatus og effekter på smolt i Suldalslågen våren 1999. – NINA Oppdragsmelding 672: 1-24.
- Strand, R., Finstad, B., Kroglund, F., Teien, H.-C. & Berger, H.M. 2001. Forsuringsstatus og effekter på smolt i Suldalslågen våren 2000. – NINA Oppdragsmelding 732: 1-31.
- 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):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: 191-200.
- Teien, H.C., Salbu, B., Heier, L.S., Kroglund, F., Rosseland, B.O., 2005a. Fish mortality during sea salt episodes - catchment liming as a countermeasure. *J Environ Monit*. 7: 989-998.
- Teien, H.C., Andrén, C., Kroglund, F., Salbu, B., 2005b. Changes in gill reactivity of aluminium species following liming of an acid and aluminium-rich humic water. *Verh int Verein Limnol*, 29: 837-840.
- Teien, H.C., Kroglund, F., Åtland, A., Rosseland, B.O., Salbu, B., 2006a. 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: 151-163.
- Teien, H.C., Kroglund, F., Salbu, B., Rosseland, B.O., 2006b. Gill reactivity of aluminium-species following liming. *Science Of The Total Environment* 358: 206-220.
- Tørud, B., 1993. Ekstreme værforhold og fiskedød i et settefiskanlegg. *Norsk Veterinærtidsskrift* 105:527-530.
- Verbost, P.M., Berntssen, M.H.G., Kroglund, F., Lydersen, E., Witters, H.E., Rosseland, B.O., Salbu, B., Bonga, S.E.W., 1995. The toxic mixing zone of neutral and acidic river water: Acute aluminium toxicity in brown trout (*Salmo trutta* L). *Water Air And Soil Pollution* 85: 341-346.

Vedlegg A. Kationisk Al bestemt ved henholdsvis NIVA og NINA

Vannprøver fra Vestlandselver i januar ble analysert ved NINA. Vannprøver fra Sørlandselvene i januar og alt materialet fra april er analysert ved NIVA. Disse laboratoriene benytter ulike protokoller for fraksjonering og bestemmelse av Al. Det er velkjent at ulike analyseprotokoller gir ulikt resultat (Hindar et al., 2000; Andrén, 2003). For å teste om materialet kan slås sammen til en gruppe, eller om data fra de respektive laboratoriene må bearbeides separat ble relasjonene mellom gjelle-Al (samme laboratorium for alle analyser) relatert til henholdsvis UmAl (NINA) og LAI (NIVA) (**Figur 47**). Det er for få analyser fra hele konsentrasjonsspektret til å gi et entydig svar, samtidig som de ulike datapunktene ikke stammer fra samme vannkilde. Til tross for denne usikkerheten, var forskjellene i relasjoner for små til at vi mener det er nødvendig å behandle dataene separat. Fraksjonene UmAl og LAI benevnes heretter for *kationisk Al* (positivt ladde spesies av Al). Det ble heller ikke påvist vesentlige forskjeller i relasjon mellom UmAl og LAI i forhold til gjelle-Al i forsøk utført ved NINAs forskningsstasjon, Ims (Kroglund, upublisert materiale). Det bør utføres mer systematiske sammenligninger av fisk og Al fraksjonert ved de ulike laboratoriene for å verifisere om de kjente forskjellene i analyseprotokoll har liten praktisk betydning når vannets kvalitet skal vurderes.



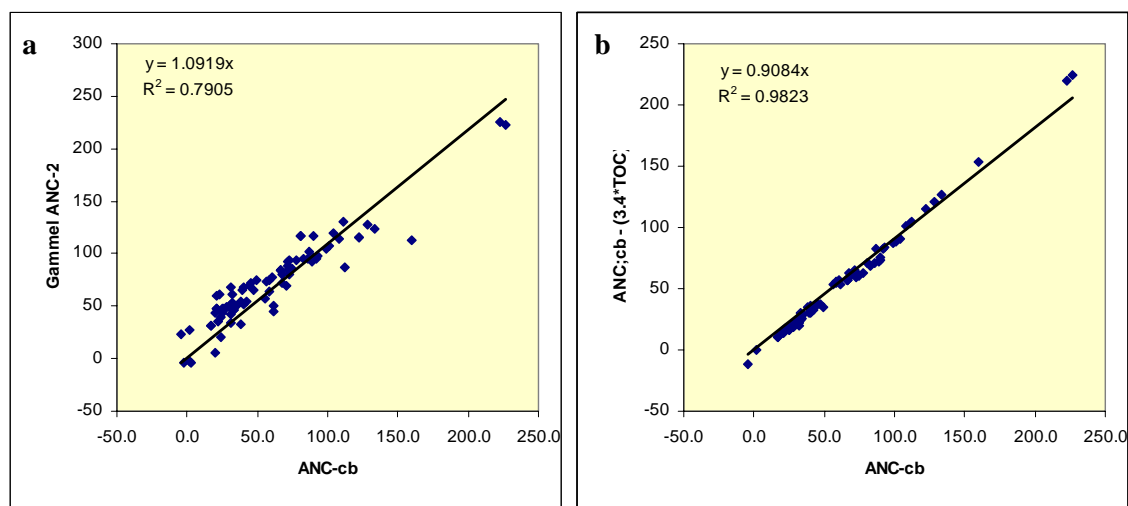
Figur 47. Sammenhenger mellom UmAl (analysert ved NINA) og LAI (analysert ved NIVA) og gjelle-Al (analysert ved UMB).

Vedlegg B. ANC

Som en test på analysesikkerhet for kationer og anioner er ANC beregnet etter to ulike metoder. Ettersom disse legger vekt på enten differansen mellom summen av kationer og anioner, alternativt pH, svake syrer og Al, har de to beregningsmetodene ulikt tallgrunnlag. Siden disse var relatert tyder analysen på at det ikke var feil i de vannkjemiske analysene.

Det forventes at visse sammenhenger skal være konservative, mens andre kan være mer dynamiske. Ettersom vannkvalitet ikke kun bestemmes av de giftige komponentene i vannkjemien, men også av en rekke giftmodifiserende komponenter, vil vannkvalitet bestemmes av samvariasjonen av en rekke fysio-kjemiske faktorer. For å se på regionale og tidsmessige sammenhenger innen materialet er det utført en del analyser på sammenhenger for å identifisere mulige effekter av lokale forhold.

Det var en nær sammenheng mellom ANC beregnet etter gammel metode og ANC korrigert med hensyn til humusinnhold (**Figur 48ab**). Det var likeledes en rimelig god sammenheng mellom ANC beregnet på bakgrunn av hovedioner og på bakgrunn av pH, alkalitet, organisk karbon og Al. Dette tyder på at det ikke er større feil i enkeltmålinger, og at eventuelle feil må kunne aksepteres. Det er ingen grunn til å forvente forskjeller i ANC avhengig av analyseinstitusjon.



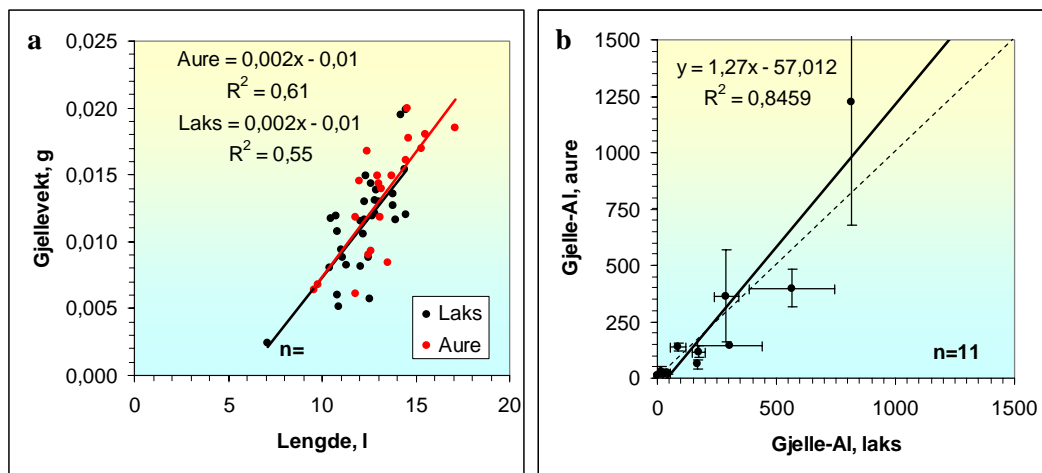
Figur 48ab. ANCcb (formel 3) i forhold til ANCOrg (formel 4) og b) ANCcb (formel 3) i forhold til ANCoaa (formel 5). Formlene er oppgitt i kap. 2.3.

Vedlegg C. Fisk: gjelle-AI; sammenhenger mellom arter

I materialet inngår det gjeller fra både aure og laks. I enkelte vassdrag forekommer begge artene, i andre er forsuringen den mest sannsynlige årsak til at laks er utryddet. Før resultatene fra de enkelte elvene ble vurdert, ble det utført en evaluering for å fastslå om AI-akkumulering på gjellene til aure kan benyttes som surrogat for laks. Hvis relasjonen mellom AI i vannet og gjeller er tilfredsstillende lik, er akkumuleringen uavhengig av art. Likeledes ble det utført en analyse av gjellens vekt i forhold til fiskens lengde. Dette brukes som kontroll av prøvene.

Det var ingen forskjell i sammenhengen mellom fiskens lengde og gjellens vekt (**Figur 49a**). Dette antyder at gjelleprøvens vekt er uavhengig av fiskeart og av prøvetaker.

I materialet foreligger det prøver fra både laks og aure fra samme lokalitet og til samme tid 11 ganger. Det var ingen forskjell i gjelle-AI nivå mellom artene fra samme lokalitet (**Figur 49b**). Dette antyder at man med rimelig sikkerhet kan benytte gjelle-AI fra aure som et surrogat for laksegjeller. Denne konklusjonen bør bekreftes med flere analyser for den oppfattes som endelig. Forekomst av aure i vassdrag som mangler laks indikerer artsforskjeller i toleranse.

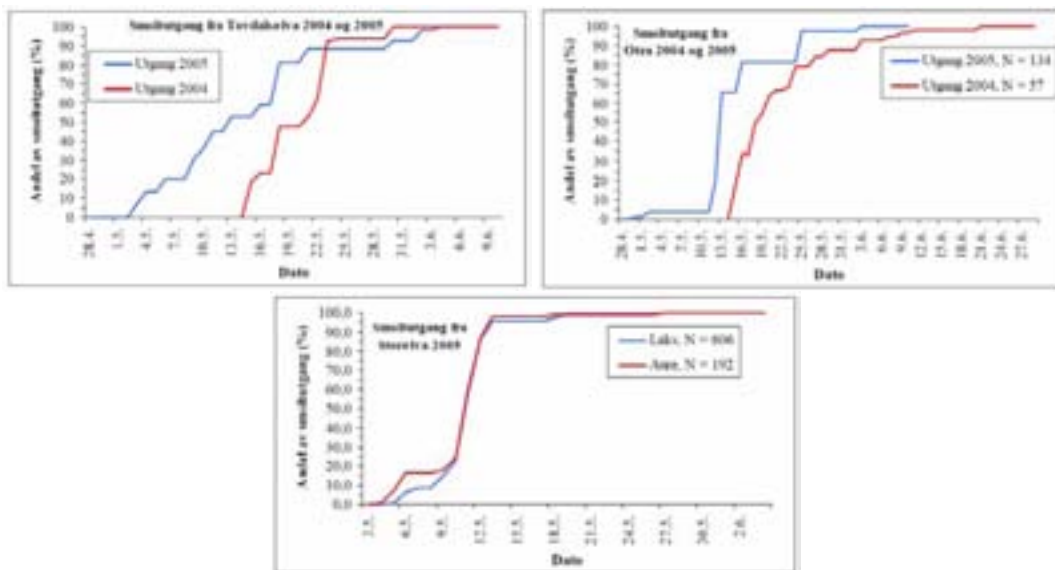


Figur 49ab. Sammenheng mellom a) fiskens lengde (cm) og gjellevekt og b) sammenheng mellom AI målt på laks og aure fra samme tidspunkt og stasjon.

Vedlegg D. Restituering og smoltvandring

Tidspunktet for smoltvandring er viktig å inkludere i en vurdering av mulige og sannsynlige effekter av vannkjemi. Før fisken vandrer fra ferskvann til sjøvann må fisken ha smoltifisert og ha de egenskaper (fysiologiske, atferd og etologiske) en god smolt skal ha. Fisk med ”skader” på saltvannstoleranse vil ha redusert sjøoverlevelse (Staurnes et al., 1996; Kroglund og Finstad, 2003; Kroglund et al., 2007a). Det er lite som tyder på at smolt med hemmet saltvannstoleranse utsetter utvandring til toleranse overfor salt er reetablert (Kroglund mfl., 1994; 1995, 2007a; Kroglund og Finstad, 2003; Magee et al., 2003). Restituering av ulike helseparametre tar tid. I Kroglund et al., (2001a) ble det antydnet 1 uke. Senere studier kan antyde at dette er for kort tid, uten at vi kan angi nye grenser for tid til full smoltkvalitet er reetablert.

Når smolten har forlatt vassdraget er det ikke lengre relevant å benytte ”smolt-baserte” krav til vannkvalitet. Tidspunkt for smoltutvandringen er således relevant for å avgrense den perioden smoltens toleranse benyttes til å fastsette vannkvalitetskrav og vannkvalitetsunderskridelser. I Mandalselva ble 50 % av smoltfellefangsten registrert i perioden 22.-27. mai i 2001 til 2003, men i perioden 8.-9. mai i 2004 og 2005. Årsaken til 14 dagers forskjell er ikke avklart i denne rapporten. Det var samtidig en klar sammenfall i tid for smoltvandring i ulike Sørlandselver i 2004 og 2005. Våren 2005 vandret hoveddelen av smolt fra Mandalselva, Tovdalselva, Otra og Storelva i perioden 8. til 14. mai (**Figur 50**). Fra prøveuttak i slutten til april til smoltutvandringen startet tok det med andre ord fra 1 til 2 uker. Dette kan være for kort tid til å tillate etablering av full smoltkvalitet. Fisk med omfattende ”belastninger” i april kan således være påvirket også under utvandring.



Tabell 6.3. Tidspunkt for 25, 50 og 75% utvandring av smolt i Mandalselva, 2001-2005

År, sted	25	50	75	Varighet 50%, dager
2001, Finså	20. mai	27. mai	2. juni	13
2002, Finså	13. mai	22. mai	26. mai	13
2003, Hesså	15. mai	22. mai	30. mai	15
2004, Hesså	5. mai	8. mai	14. mai	9
2005, Hesså	4. mai	8. mai	18. mai	14
2005, Møll	5. mai	9. mai	18. mai	13
Median*	13. mai	22. mai	26. mai	13

*Møll 2005 utelatt

Figur 50. Tidspunkt for smoltutvandring i Storelva, Otra, Tovdalselva og Mandalselva i 2004 og 2005 samt tidsspenn for smoltvandring i Mandalselva (se tabellen). Alle figurer fra Hesthagen, T, (2006).

Vedlegg E. Bunndyr rådata

Vedlegg D1. Bunndyr funnet i roteprøver i Vegårdsvassdraget vinter og vår 2005

¹ Prøve fra kalkingsovervåkingen. *** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:	Storelva v/ Sandva	St. 12 Storelva v/ Fosstveit
Dato:	29.1.05	1.6.05
Nematoda	1	
Bivalvia		
* <i>Pisidium</i> sp.		18
Gastropoda		
*** <i>Lymnaea peregra</i>		1
Oligochaeta	12	1
Acari	1	6
Ephemeroptera		
*** <i>Baetis rhodani</i>	14	20
*** <i>Baetis niger</i>	1	
*** <i>Baetis</i> cf. <i>digitatus</i>		1
Coleoptera		
Coleoptera indet.	13	10
Odonata		
Anisoptera indet.		1
Plecoptera		
<i>Amphinemura borealis</i>	2	
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	2	
<i>Leuctra hippopus</i>	1	
<i>Leuctra</i> sp.	2	7
<i>Brachyptera risi</i>	3	
<i>Protonemura meyeri</i>	3	
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	2	
** <i>Isoperla</i> sp.	2	
Trichoptera		
<i>Agapetus ochripes</i>	2	
<i>Agapetus</i> sp.		1
** <i>Crunoecia irrorata</i>		1
<i>Halesus radiatus</i>		1
** <i>Hydropsyche siltalai</i>	7	5
** <i>Hydropsyche pellucidula</i>	4	
** <i>Ithytrichia lamellaris</i>	3	6
** <i>Lepidostoma hirtum</i>	2	11
Hydroptilidae indet.		1
Diptera		
Chironomidae indet.	137	145
Ceratopogonidae indet.	1	1
Simuliidae indet.	5	6
Tipuloidea indet.		6
Diptera indet.	4	1
Sum	224	250
Forsuringsindeks 1	1	1
Forsuringsindeks 2	1	1

Vedlegg D2. Bunndyr funnet i roteprøver i Tovdalsvassdraget vinter og vår 2005.¹ Prøve fra kalkingsovervåkingen. *** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:		Tovdalselva oppstrøms Teinefossen	St. 16 Tovdalselva v/ Slettane ¹
Dato:		28.1.05	13.5.05
Nematoda			1
Oligochaeta		16	14
Bivalvia			
*	<i>Pisidium</i> sp.	1	
Gastropoda			
***	<i>Lymnaea peregra</i>	4	
Acari		2	4
Ephemeroptera			
***	<i>Baetis rhodani</i>	11	1
	<i>Heptagenia fuscogrisea</i>		2
**	<i>Heptagenia sulphurea</i>	1	
	<i>Leptophlebia vespertina</i>		1
Plecoptera			
	<i>Amphinemura borealis</i>	13	29
	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	1	2
**	<i>Isoperla</i> sp.		1
	<i>Leuctra hippopus</i>	1	
	<i>Leuctra</i> sp.	2	
	<i>Protonemura meyeri</i>	2	
	<i>Taenoperyx nebulosa</i>	1	
	<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	9	1
Trichoptera			
	<i>Ceraclea</i> sp.		1
**	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	4	3
**	<i>Hydropsyche siltalai</i>	2	8
**	<i>Ithytrichia lamellaris</i>	3	11
**	<i>Lepidostoma hirtum</i>	4	2
	<i>Neureclipsis bimaculata</i>	1	
**	<i>Oecetis testacea</i>	1	
	<i>Oxyethira</i> sp.	1	2
	<i>Rhyacophila nubila</i>	3	7
	Polycentropodidae indet	1	
Diptera			
	Chironomidae indet.	65	201
	Empididae indet.		5
	Simuliidae indet.	15	
	Tipuloidea indet.	1	
Sum		165	296
Forsuringsindeks 1		1	1
Forsuringsindeks 2		1	0,53

Vedlegg D3. Bunndyr funnet i roteprøver i Otra vinter 2005.
 *** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:	Otra v/ Haus
Dato:	28.1.05
Nematoda	1
Oligochaeta	44
Crustacea	
Crustacea indet.	6
Ephemeroptera	
<i>Leptophlebia marginata</i>	9
<i>Leptophlebia vespertina</i>	4
Plecoptera	
<i>Brachyptera risi</i>	1
<i>Leuctra hippopus</i>	1
Trichoptera	
<i>Limnephilus</i> sp.	1
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	1
Limnephilidae indet.	1
Diptera	
Chironomidae indet.	76
Ceratopogonidae indet.	1
Simuliidae indet.	2
Sum	148
Forsuringsindeks 1	0
Forsuringsindeks 2	-

Vedlegg D4. Bunndyr funnet i roteprøver i Songdalselva vinter og vår 2005.

*** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:	Songdalselva v/ Monan	Songdalselva v/ Monan
Dato:	27.1.05	24.4.05
Oligochaeta	12	12
Acari	3	
Ephemeroptera		
*** <i>Baetis rhodani</i>		15
*** <i>Baetis</i> sp.	13	
** <i>Heptagenia sulphurea</i>		1
<i>Leptophlebia marginata</i>		1
<i>Leptophlebia vespertina</i>		1
Plecoptera		
<i>Amphinemura borealis</i>	5	7
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	3	1
<i>Brachyptera risi</i>	28	36
** <i>Isoperla</i> sp.	1	
<i>Leuctra</i> sp.		2
<i>Protonemura meyeri</i>	7	1
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>		1
Nemouridae indet	1	
Coleoptera		
<i>Elmis aenea</i>	14	17
<i>Limnius volckmari</i>	3	18
<i>Oulimnius</i> sp.	5	
Coleoptera indet.		2
Trichoptera		
<i>Athripsodes</i> sp.		6
** <i>Hydropsyche pellucidula</i>		2
** <i>Hydropsyche siltalai</i>		6
** <i>Hydropsyche</i> sp.	7	
** <i>Ithytrichia lamellaris</i>	12	9
** <i>Lepidostoma hirtum</i>		5
<i>Oxyethira</i> sp.	6	2
<i>Rhyacophila nubila</i>		7
Glossosomatidae indet	1	
Limnephilidae indet.	2	
Diptera		
Chironomidae indet.	88	12
Ceratopogonidae indet.	1	
Empididae indet.	5	
Simuliidae indet.	5	
Sum	222	164
Forsuringsindeks 1	1	1
Forsuringsindeks 2	0,80	0,81

Vedlegg D5. Bunndyr funnet i Mandalsvassdraget vinter og vår 2005.¹ Prøve fra kalkingovervåkingen. *** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:	Mandalselva, hovedløp oppstrøms Laudal	St. 12 Mandalselva v / Dyråsen ¹	Lågåna øverst, ca. 200m nedstrøms, SI- doserer	St. 11 Lågåna v / Sveinall, etter kalking ¹	Lågåna v/bensinstasjon	Lågåna v/bensinstasjon	Songåna v/ Marnadal	Songåna v/ Marnadal
Dato:	24.4.05	2.6.05	26.1.05	2.6.05	26.1.05	24.4.05	26.1.05	24.4.05
Nematoda	12	4				1		
Bivalvia								
* <i>Pisidium</i> sp.	10							
Oligochaeta	13	2	1	4	5	12	18	16
Crustacea								
Crustacea indet.		2						
Ostrcoda indet.				1				1
Acari		4	5	2				
Ephemeroptera								
*** <i>Baetis rhodani</i>	22	4	81	33	52	18	3	4
*** <i>Baetis</i> sp.								
<i>Leptophlebia marginata</i>	2				3			
<i>Leptophlebia vespertina</i>					1			
** <i>Siphonurus</i> sp.								1
Plecoptera								
<i>Amphinemura borealis</i>	15	20	2		7		5	10
<i>Amphinemura sulciollis</i>	8	1	7	1	10	4	10	23
<i>Amphinemura</i> sp.				11				
<i>Brachyptera risi</i>	1		20		27	36	53	28
** <i>Diura nanseni</i>					1		1	
** <i>Isoperla</i> sp.								1
<i>Leuctra hippopus</i>			16		20	2	30	3
<i>Leuctra</i> sp.				15		2	7	24
<i>Nemoura avicularis</i>			1		12		4	
<i>Nemoura cinerea</i>			1	1				

Vedlegg D5 fortsetter...

Stasjon:	Mandalselva, hovedløp oppstrøms Laudal	St. 12 Mandalselva v / Dyråsen ¹	Lågåna øverst, ca. 200m nedstrøms, SI- doserer	St. 11 Lågåna v / Sveinall, etter kalking ¹	Lågåna v/bensinstasjon	Lågåna v/bensinstasjon	Songåna v/ Marnadal	Songåna v/ Marnadal
Dato:	24.4.05	2.6.05	26.1.05	2.6.05	26.1.05	24.4.05	26.1.05	24.4.05
<i>Protonemura meyeri</i>	5		13		1		7	3
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	3		2		18	1	16	7
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>				1				
Nemouridae indet.		2		1				
** Perlodidae indet.		1						
Coleoptera			6				26	
<i>Elmis aenea</i>	1	1		1	2	7		24
<i>Elodes</i> sp.				1				
<i>Limnius volckmari</i>	1	1		11		15		22
<i>Oulimnius</i> sp.					1			
Coleoptera indet.	1					2		
Trichoptera								
<i>Halesus radiatus</i>			4		1			
** <i>Hydropsyche pellucidula</i>	2	3						1
** <i>Hydropsyche siltalai</i>	15	2					6	
** <i>Hydropsyche</i> sp.					1			
** <i>Lepidostoma hirtum</i>	4	3					1	
<i>Oecetis testacea</i>	3							
<i>Oxyethira</i> sp.	15	1						
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	2		1					
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>			6		24			
<i>Potamophylax</i> sp.						7		1
<i>Rhyacophila nubila</i>			1	4	3	7		1
Limnephilidae indet.					1	2	2	

Vedlegg D5 fortsetter ...

Stasjon:	Mandalselva, hovedløp oppstrøms Laudal	St. 12 Mandalselva v/ Dyråsen ¹	Lågåna øverst, ca. 200m nedstrøms, SI- doserer	St. 11 Lågåna v/Sveinall, etter kalking ¹	Lågåna v/bensinstasjon	Lågåna v/bensinstasjon	Songåna v/ Marnadal	Songåna v/ Marnadal
Dato:	24.4.05	2.6.05	26.1.05	2.6.05	26.1.05	24.4.05	26.1.05	24.4.05
Diptera								
Chironomidae indet.	71	32	81	98	126	24	22	93
Ceratopogonidae indet.			1	1		6	22	
Empididae indet.	3	1		4				
Simuliidae indet.	6	8	27	8	54	32	6	
Tipuloidea indet.							6	1
<i>Dicranota</i> sp.								2
Diptera indet.						3		
Sum	215	92	276	198	370	181	245	266
Forsuringsindeks 1	1	1	1	1	1	1	1	1
Forsuringsindeks 2	1	0,67	1	1	1	0,90	0,52	0,54

Vedlegg D6. Bunndyr funnet i roteprøver i Audna vinter og vår 2005.¹ Prøve fra kalkingsovervåkingen. *** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:	Melhusfossen	Melhusfossen	St. 13 Audna v/ Melhusfossen ¹	Oppstrøms Kongsno	Oppstrøms Kongsno	St. 8 Utløp Ytre Øydnavatn ¹
Dato:	27.1.05	25.4.05	31.5.05	27.1.05	25.4.05	31.5.05
Nematoda		4	2	2	2	2
Gastropoda						
***	<i>Lymnaea peregra</i>			3	1	
Bivalvia						
*	<i>Pisidium</i> sp.	1	4	1	1	2
Hirudinea						
***	<i>Erpobdella octoculata</i>		1			
***	<i>Glossophonia complanata</i>		1			
Oligochaeta						
		18	10	7	10	19
Crustacea						
	Crustacea indet.	1			2	16
Acari						
		1	3	7	1	3
Ephemeroptera						
***	<i>Baetis rhodani</i>	94	17	8	66	44
***	<i>Caenis horaria</i>					3
	<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	2			2	
**	<i>Heptagenia sulphurea</i>		1	2	2	7
	<i>Leptophlebia marginata</i>				1	
	<i>Leptophlebia vespertina</i>				1	4
	<i>Leptophlebia</i> sp.	1				
	Heptagenidae indet.	8				
Plecoptera						
	<i>Amphinemura borealis</i>		13	2	7	
	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	8	6		17	9
	<i>Brachyptera risi</i>	24	12		41	
	<i>Leuctra fusca</i>					10
	<i>Leuctra hippopus</i>	1			1	
	<i>Leuctra</i> sp.	6	24	9	9	35
	<i>Protonemura meyeri</i>	2	2		1	1
	<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	11	1		3	7
	Nemouridae indet.					1

Vedlegg D6 fortsetter...

Stasjon:	Melhusfossen	Melhusfossen	St. 13 Audna v/ Melhusfossen ¹	Oppstrøms Konsmo	Oppstrøms Konsmo	St. 8 Utløp Ytre Øydnavatn ¹
Dato:	27.1.05	25.4.05	31.5.05	27.1.05	25.4.05	31.5.05
Coleoptera						
<i>Elmis aenea</i>			1	2	2	
<i>Limnius volckmari</i>	2	16	3	5	19	3
<i>Oulimnius</i> sp.	1	1	1			8
Elmidae indet.		1				
Gyrinidae indet.	3			1	10	1
Trichoptera						
<i>Athripsodes</i> sp.	2	1		6	6	1
<i>Ceraclea</i> sp.				1		
** <i>Hydropsyche pellucidula</i>		4		6	8	
** <i>Hydropsyche siltalai</i>	11	13	3	3	5	
** <i>Lepidostoma hirtum</i>	10	2	1	9	13	
<i>Oxyethira</i> sp.		1	1	2	1	
<i>Plectrocnemia conspersa</i>					1	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>						2
<i>Neureclipsis bimaculata</i>						42
<i>Rhyacophila nubila</i>	5	1		2	1	1
Diptera						
Chironomidae indet.	106	48	173	63	86	21
Ceratopogonidae indet.		3	1		3	4
Empididae indet.	1	4	1		2	
Simuliidae indet.	37	2	4	7	6	
<i>Tipula</i> sp.		2			1	
Limonidae indet.		1				
Diptera indet.	1					1
Sum	357	199	226	277	268	157
Forsuringsindeks 1	1	1	1	1	1	1
Forsuringsindeks 2	1	0,79	1	1	1	-

Vedlegg D7. Bunndyr funnet i roteprøver i Lygna vinter og vår 2005.

*** Meget følsom ** Moderat Følsom * Litt følsom

Stasjon:		Lygna v/ Lyngdal	Lygna v/ Lyngdal
Dato:		27.1.05	23.4.05
Oligochaeta		13	14
Acari		5	3
Ephemeroptera			
***	<i>Baetis rhodani</i>	52	33
**	<i>Heptagenia sulphurea</i>	1	
Plecoptera			
	<i>Amphinemura borealis</i>	9	45
	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	9	6
	<i>Brachyptera risi</i>	12	5
**	<i>Diura nanseni</i>	1	1
	<i>Leuctra</i> sp.	13	65
	<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	2	2
Coleoptera			
	<i>Elmis aenea</i>		6
	<i>Limnius volckmari</i>		1
	Coleoptera indet.	12	
Trichoptera			
	<i>Athripsodes</i> sp.		1
	<i>Ceraclea</i> sp.	2	1
**	<i>Hydropsyche pellucidula</i>	3	3
**	<i>Hydropsyche siltalai</i>	1	6
**	<i>Lepidostoma hirtum</i>	9	4
	<i>Rhyacophila nubila</i>	2	
Diptera			
	Chironomidae indet.	19	27
	Ceratopogonidae indet.		3
	Simuliidae indet.	11	1
	<i>Tipula</i> sp.		1
Sum			
	Forsuringsindeks 1	1	1
	Forsuringsindeks 2	1	0,77

Vedlegg D8. Bunndyr funnet i roteprøver i Kvina og Litlåna vinter og vår 2005.

*** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:	Kvina oppstrøms samløp	Kvina oppstrøms samløp	Litleåna, oppstrøms	Litleåna, oppstrøms
	(fiskestasjon 7)	(fiskestasjon 7)	samløp	samløp
Dato:	21.1.05	23.4.05	21.1.05	23.4.05
Nematoda		2	5	
Oligochaeta	54	38	12	32
Acari	4	3	9	10
Ephemeroptera				
*** <i>Baetis rhodani</i>	48	64	92	38
Plecoptera				
<i>Amphinemura borealis</i>	4	18	16	19
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	4	1	11	12
<i>Brachyptera risi</i>	2	1	20	30
** <i>Diura nanseni</i>			1	
** <i>Isoperla</i> sp.				5
<i>Leuctra hippopus</i>		1	4	1
<i>Leuctra</i> sp.				4
<i>Protonemura meyeri</i>	6	4	7	2
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	2	1	9	6
Coleoptera				
<i>Elmis aenea</i>			12	7
<i>Limnius volckmari</i>	5	14	3	40
Trichoptera				
<i>Athripsodes</i> sp.			4	1
<i>Ceraclea</i> sp.	8	1		
** <i>Hydropsyche pellucidula</i>		2		
** <i>Hydropsyche siltalai</i>	13	12	12	8
** <i>Ithytrichia lamellaris</i>	1			
** <i>Lepidostoma hirtum</i>	9	11	4	5
** <i>Oecetis testacea</i>	1	1		
<i>Oxyethira</i> sp.	4		3	1
<i>Plectrocnemia conspersa</i>				1
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>			3	
<i>Rhyacophila nubila</i>	4	1	4	4
Diptera				
Chironomidae indet.	112	40	69	27
Ceratopogonidae indet.				7
Emoididae indet.	3		8	3
Simuliidae indet.	24	1	28	1
Diptera indet.		3		
Sum	308	219	336	264
Forsuringsindeks 1	1	1	1	1
Forsuringsindeks 2	1	1	1	1

Vedlegg D9. Bunndyr funnet i roteprøver Bjerkreimselva vinter og vår 2005.

*** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:		Bjerkreimselva, utløp Svelevatn	Bjerkreimselva, utløp Svelevatn	Bjerkreimselva, utløp Fotlandsvatn
Dato:		28.1.05	23.4.05	23.4.05
Nematoda			2	1
Gastropoda				
***	<i>Lymnaea peregra</i>	1	1	3
Bivalvia				
	<i>Pisidium</i> sp.		4	1
Oligochaeta		2	2	1
Crustacea				
	Crustacea indet.		4	2
Acari			3	3
Ephemeroptera				
***	<i>Baetis rhodani</i>	69	45	8
***	<i>Caenis horaria</i>			2
**	<i>Heptagenia sulphurea</i>			4
	<i>Heptagenia</i> sp.			6
	<i>Leptophlebia marginata</i>	5	4	1
	<i>Leptophlebia vespertina</i>	2	1	1
Plecoptera				
	<i>Amphinemura borealis</i>	1	1	1
	<i>Amphinemura sulcicollis</i>	2	2	1
	<i>Brachyptera risi</i>	6	1	
**	<i>Isoperla</i> sp.			1
	<i>Leuctra</i> sp.		1	
	<i>Nemoura avicularis</i>	6		
Trichoptera				
	<i>Athripsodes</i> sp.		1	2
	<i>Ceraclea</i> sp.		1	
	<i>Cyrnus trimaculatus</i>			1
**	<i>Hydropsyche siltalai</i>	1	2	
**	<i>Ithytrichia lamellaris</i>	16	18	
**	<i>Lepidostoma hirtum</i>		2	2
	<i>Neureclipsis bimaculata</i>	18	19	
**	<i>Oecetis ochracea</i>		1	
	<i>Oxyethira</i> sp.			3
	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	9	1	14
	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	20	13	27
	<i>Rhyacophila nubila</i>	2		1
	Leptoceridae indet.		1	
	Trichoptera indet.			2

Vedlegg D9 fortsetter...

Diptera			
Chironomidae indet.	144	142	132
Ceratopogonidae indet.			1
Empididae indet.			1
Muscidae indet.		1	
Simulidae indet.	10		
<i>Tipula</i> sp.		1	1
Sum	314	274	223
Forsuringsindeks 1	1	1	1
Forsuringsindeks 2	1	1	1

Vedlegg D10. Bunndyr funnet i roteprøver i Oгна vinter og vår 2005.

*** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:	Ogna v/ steinbro, ca 400 m oppstr. utløp	Ogna v/ steinbro, ca 400 m oppstr. utløp
Dato:	28.1.05	23.4.05
Nematoda		7
Hirudinea		
*** <i>Glossophonia complanata</i>		1
Bivalvia		
* <i>Pisidium</i> sp.	2	
Gastropoda		
*** <i>Gyraulus acronicus</i>		2
*** <i>Lymnaea peregra</i>		2
Oligochaeta	6	24
Acari		12
Ephemeroptera		
*** <i>Baetis rhodani</i>	50	12
*** <i>Caenis luctuosa</i>	21	21
** <i>Heptagenia sulphurea</i>	7	2
Plecoptera		
<i>Amphinemura borealis</i>	18	29
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	5	4
<i>Brachyptera risi</i>	7	
** <i>Isoperla</i> sp.	9	2
<i>Leuctra hippopus</i>	3	
<i>Leuctra</i> sp.	3	4
<i>Protonemura meyeri</i>	5	
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	9	6
Coleoptera		
<i>Elmis aenea</i>		6
<i>Limnius volckmari</i>		10
<i>Oulimnius</i> sp.		2
Gyrinidae indet.		6
Coleoptera indet.	7	
Trichoptera		
<i>Athripsodes</i> sp.		11
** <i>Hydropsyche pellucidula</i>	4	5
** <i>Hydropsyche siltalai</i>	7	26
<i>Hydroptila</i> sp.		1
** <i>Ithytrichia lamellaris</i>	1	4
** <i>Lepidostoma hirtum</i>		7
** <i>Oecetis testacea</i>		8
<i>Oxyethira</i> sp.		4
<i>Rhyacophila nubila</i>	6	4
Phrygaenidae indet.		1
Diptera		
Chironomidae indet.	50	120
Ceratopogonidae indet.		12
Empididae indet.		2
Simuliidae indet.	11	3
Sum	231	360
Forsuringsindeks 1	1	1

Forsuringsindeks 2

1

1

Vedlegg D11. Bunndyr funnet i roteprøver i Daleelva våren 2005.

*** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:	Daleelva v/ smoltfelle
Dato:	15.4.05
Nematoda	2
Oligochaeta	14
Acari	6
Ephemeroptera	
*** <i>Baetis rhodani</i>	43
Plecoptera	
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	5
<i>Brachyptera risi</i>	7
Trichoptera	
** <i>Apatania</i> sp.	7
<i>Oxyethira</i> sp.	1
Diptera	
Chironomidae indet.	96
Empididae indet.	1
Simuliidae indet.	40
<i>Tipula</i> sp.	1
Sum	
Forsuringsindeks 1	1
Forsuringsindeks 2	1

Vedlegg D12. Bunndyr funnet i roteprøver i Vosso våren 2005.

¹ Prøve fra kalkingsovervåkingen. *** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:	Bolstadelva v/ utløp	St. 19 Bolstadelva v/ Bolstad ¹	Vosso v/ Kvilekvål	St. 17 Vosso v/ Skorve ¹	Teigdalselva v/ Forvoren	St. 18 Teigdalselva v/ Forvoren ¹
Dato:	15.4.05	7.6.05	15.4.05	7.6.05	15.4.05	7.6.05
Nematoda	4	11	10	6	2	8
Gastropoda						
*** <i>Lymnaea peregra</i>			1	4	1	
Bivalvia						
* <i>Pisidium</i> sp.	1					
Oligochaeta	18	7	6	8	2	9
Crustacea						
Crustacea indet.		3		4		1
Acari		2	1	2		
Ephemeroptera						
** <i>Ameletus inopinatus</i>					8	
*** <i>Baetis rhodani</i>	54	29	12	37	71	44
*** <i>Caenis luctuosa</i>			1			
*** <i>Ephemerella aurivilli</i>						3
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>			1			
** <i>Heptagenia sulphurea</i>				1		
Plecoptera						
<i>Amphinemura borealis</i>	7	13	11	29	24	24
<i>Amphinemura</i> cf. <i>standfussi</i>						3
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	2	1		4	8	
<i>Brachyptera risi</i>	21		5	2	88	3
** <i>Capnia</i> sp.					42	
** <i>Isoperla</i> sp.		3	1	4		
<i>Leuctra</i> sp.	7		1	3		12
<i>Nemoura cinerea</i>		2				
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>					1	
Coleoptera						
<i>Elmis aenea</i>	1	1				
Trichoptera						
** <i>Apatania</i> sp.					1	1
<i>Hydroptila</i> sp.	1	1				
<i>Limnephilus</i> sp.				1		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>						1
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	2			3		2
<i>Potamophylax</i> sp.		1				
<i>Rhyacophila nubila</i>		1		1		1
Diptera						
Chironomidae indet.	145	255	70	203	84	167
Ceratopogonidae indet.			1			
Empididae indet.	1	5	1	6		4
Simuliidae indet.		3	3	17	30	9
<i>Dicranota</i> sp.						1
<i>Tipula</i> sp.			1			
Diptera indet.						1
Sum	264	338	126	335	362	294
Forsuringsindeks 1	1	1	1	1	1	1
Forsuringsindeks 2	1	1	1	1	1	1

Vedlegg D13. Bunndyr funnet i roteprøvene i Ekso vinter og vår 2005.

*** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:	Ekso nedstrøms kraftstasjon	Ekso nedstrøms kraftstasjon	Leiro	Ekso v/ Eikemo
Dato:	26.1.05	15.4.05	26.1.05	26.1.05
Nematoda		7	1	1
Oligochaeta	10	30	5	1
Acari	2	1	7	9
Ephemeroptera				
** <i>Ameletus inopinatus</i>	2		1	1
*** <i>Baetis rhodani</i>	66	10	54	25
Plecoptera				
<i>Amphinemura borealis</i>	10	8	16	55
<i>Amphinemura</i> sp.		1		
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	10	8	14	26
<i>Brachyptera risi</i>	40	1	15	9
** <i>Capnia</i> sp.	6			
** <i>Isoperla</i> sp.		1		1
<i>Leuctra hippopus</i>		1	2	
<i>Leuctra</i> sp.		3	2	
<i>Nemoura cinerea</i>	2			
<i>Protonemura meyeri</i>			3	1
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>			2	1
Nemouridae indet.		2		
Coleoptera				
<i>Elmis aenea</i>		1	4	2
Trichoptera				
** <i>Apatania</i> sp.	2	12		2
** <i>Lepidostoma hirtum</i>		1		
<i>Oxyethira</i> sp.	13	7	4	4
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		4	1	
<i>Rhyacophila nubila</i> larve			1	
Diptera				
Chironomidae indet.	76	136	96	134
Empididae indet.	3	6	2	1
Simuliidae indet.	50	2	6	14
<i>Dicranota</i> sp.		1	1	
<i>Tipula</i> sp.		1		
Sum	292	244	237	287
Forsuringsindeks 1	1	1	1	1
Forsuringsindeks 2	1	0,95	1	0,77

Vedlegg D14. Bunndyr funnet i roterpøvene i Modalselva vinter og vår 2005.

*** Meget følsom ** Moderat følsom * Litt følsom

Stasjon:	Modalselva v/ Otterstad	Modalselva v/ Otterstad	Modalselva v/ Eikehaug	Modalselva, fiskest. 6	Modalselva, fiskest. 7	Modalselva v/Almeli
Dato:	28.1.05	15.4.05	28.1.05	28.1.05	28.1.05	28.1.05
Nematoda	4		4	5	2	1
Oligochaeta	6	11		5	4	6
Crustacea				11	3	3
Crustacea indet.				11	3	3
Ostracoda indet.						1
Acari			4	19	6	8
Ephemeroptera						
*** <i>Baetis</i> sp.					1	1
<i>Leptophlebia marginata</i>				1		
<i>Leptophlebia vespertina</i>				1		1
Plecoptera						
<i>Amphinemura borealis</i>	1	3	3		2	4
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	4	1	14		8	13
<i>Brachyptera risi</i>	10	1	47		13	12
** <i>Capnia</i> sp.	4					
** <i>Diura nanseni</i>		1				
<i>Leuctra hippopus</i>	4	5	4		5	9
<i>Leuctra nigra</i>				3	2	4
<i>Leuctra</i> sp.	3	10	4		2	6
<i>Nemoura cinerea</i>	2	2				1
<i>Protonemura meyeri</i>			7			
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1				1	
Trichoptera						
** <i>Apatania</i> sp.	28	1	8	33	1	9
<i>Halesus radiatus</i>	3		1	9		
<i>Halesus</i> sp.						1
<i>Oxyethira</i> sp.	2		6	10	1	3
<i>Plectrocnemia conspersa</i>			2	1		
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	4		2	19	10	6
Polycentropodidae indet.					2	2
Diptera						
Chironomidae indet.	100	22	58	99	117	91
Ceratopogonidae indet.		1				1
Empididae indet.	6		2	3	3	2
Simuliidae indet.	110	3	26	1	59	7
Tabanidae indet.			2			
<i>Dicranota</i> sp.			4			1
<i>Tipula</i> sp.	2	1	2			
Sum	294	62	200	231	245	196
Forsuringsindeks 1	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1
Forsuringsindeks 2	-	-	-	-	0,53	0,52