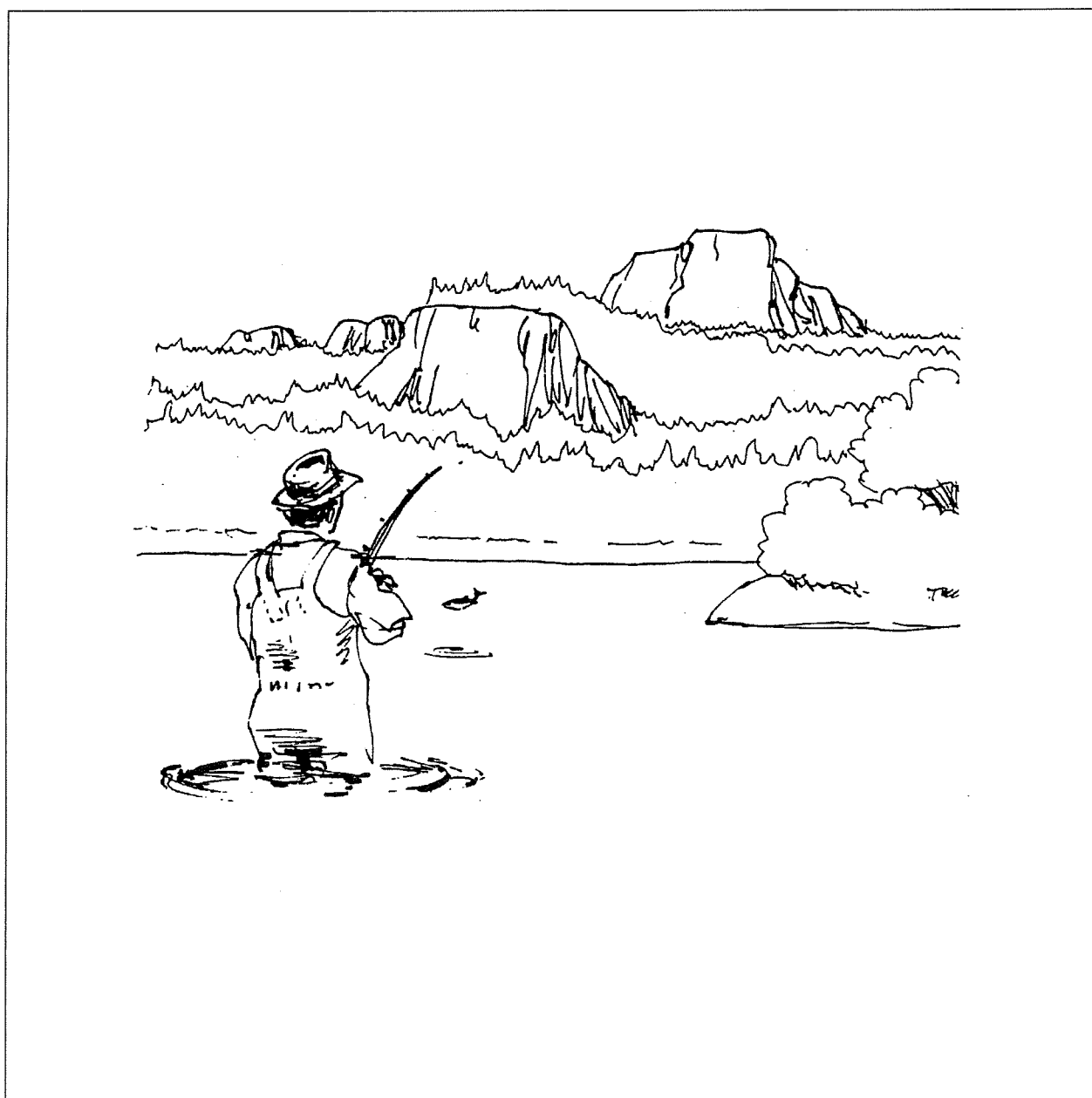


RAPPORT LNR 4255-2000

Forsuringssituasjonen for laks i Vosso og vurdering av behov for ytterligere kalkingstiltak



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet:

www.niva.no

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 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 Forsuringssituasjonen for laks i Vosso og vurdering av behov for ytterligere kalkingstiltak.	Løpenr. (for bestilling) 4255-2000	Dato 4.09.00
	Prosjektnr. Undernr. O-20056	Sider Pris 40
Forfatter(e) Hindar, Atle og Kroglund, Frode	Fagområde Forsuring og kalking	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hordaland	Oppdragsreferanse MVA 108/99
--	---------------------------------

Sammendrag

Laksebestanden i Vossovassdraget har vært i kraftig tilbakegang og ble fredet i 1992. Både lakselus og forsuring er faktorer som i fellesskap eller hver for seg kan ha forårsaket den negative utviklingen. I denne rapporten er forsuringssituasjonen gjennomgått på nytt for å vurdere behovet for og nytten av kalkingstiltak. Innsamlede vannkjemidata i perioden 1994-1999, gjennomførte eksponeringsforsøk med fisk i vassdraget og generelle vannkvalitetskriterier for laks danner grunnlaget for vurderingen. Forsuringspåvirkningen av Vosso og Bolstadelvi er mindre entydig enn i vassdrag lengere sør ettersom pH-reduksjonen og mobiliseringen av aluminium har en mer episodisk karakter. Men både vannkjemi, fysiologiske undersøkelser av fisk i Vosso og generelle vannkvalitetskriterier for laks viser at forsuring kan ha påvirket bestanden negativt, uten at dette er vist eksplisitt. Til tross for manglende dokumentasjon av en direkte kopling mellom forsuring og endring i bestandsstatus, bør det gjennomføres kalkingstiltak. Vi anbefaler terrengkalking i nedre del av vassdraget for å holde aluminium tilbake, eventuelt kombinert med kalkdoserere i perioden februar-mai. Pågående kalking ved Evanger kraftstasjon bør opprettholdes i minst to år, mens skjellsandkalking i Teigdalselvi og Tverrelvi bør videreføres.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Forsuring 2. Laks 3. Kalking 4. Vannkvalitet 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Acidification 2. Atlantic salmon 3. Liming 4. Water quality
---	--


Atle Hindar
Prosjektleder


Brit Lisa Skjellkvåle
Forskningsleder


Nils Roar Sælthun
Forskningssjef

Forsuringssituasjonen for laks i Vosso og vurdering av behov for ytterligere kalkingstiltak

Forord

På grunnlag av et møte mellom Direktoratet for naturforvaltning, Fylkesmannen i Hordaland og NIVA i Grimstad den 19.5.99 ba Fylkesmannen i brev av 14.6.99 om en videreføring av NIVAs arbeid med vannkvalitetsspørsmål i Vossovassdraget. Dette arbeidet ble startet opp med rapporten: *En vurdering av vannkvaliteten i Vossovassdraget 1967-1997*.

På basis av NIVAs prosjektforslag av 13.8.99 og påfølgende kontakt, ba Fylkesmannen om et revidert prosjektforslag i brev av 17.11.99. Revidert forslag av 30.11.99 ble akseptert i brev av 22.12.99.

Kontaktperson hos Fylkesmannen i Hordaland har vært Kjell Hegna.

Vi takker Norsk institutt for naturforskning (NINA) for å ha stilt nødvendige vannkjemiske data til disposisjon for vurdering av forurensingssituasjonen og effekt av igangsatte kalkingstiltak.

Grimstad, 4. september 2000

Atle Hindar

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Bakgrunn	8
2. Vannkjemisk utvikling i Vossovassdraget	8
2.1 Vossovassdraget	8
2.2 Tidligere undersøkelser	9
2.3 Dataoversikt	10
2.4 Analysemetoder for Al	13
2.5 Vannkvalitetskriterier	13
2.6 Resultater	15
2.6.1 Vosso med Strondaelvi og Raundalselvi i øvre del	15
2.6.2 Sidevassdrag i nedre del av Vosso	15
3. Biologiske toleranseverdier for anadrom fisk på Vestlandet	24
3.1 Toleransegrenser	24
3.2 Effekt av ustabil Al-kjemi	26
4. Forsuringspåvirkning av fisk i Vossovassdraget	26
4.1 Generelt om bestandsendringer i Vosso	26
4.2 Forsuringspåvirkning	27
5. Forsuringsproblemets omfang i Vosso	30
5.1 Oppsummering av kjemiske og biologiske forhold	30
5.2 Vurdering av usikkerhet	32
6. Kalkingsplan	33
6.1 Kalkdosering i Evanger kraftstasjon	33
6.2 Kalkdosering i sidefelt i nedre del	33
6.3 Skjellsandkalking i Teigdalselvi og Tverrelvi	34
6.4 Terrengkalking	35
6.5 Anbefaling	36
7. Referanser	37

Sammendrag

Vossovassdraget, med Bolstadelvi i nedre del, var en av de beste lakseelvene i Hordaland fram til omlag 1980. Laksen i Vossovassdraget har siden den tid vært i kraftig tilbakegang, særlig fra slutten på 1980-tallet, og elva ble totalfredet fra 1992. Tilbakegangen for villaksen i Vosso sammenfaller i tid med oppbyggingen av oppdrettsvirksomheten i Norge, og lakselusangrep kan ha hatt en avgjørende effekt på bestanden. Men en av årsakene kan også være surt vann og mobilisering av aluminium fra delfelt innen vassdraget samt vann overført fra Eksingdalen.

Det er utarbeidet kalkingsplan for Vossovassdraget (Kaste *et al.* 1994). Elva fullkalkes ikke, men siden sommeren 1994 er det dosert kalk fra en doserer i Evanger kraftverk. I tillegg kalkes enkelte sideelver i nedre del med skjellsand. Basert på overvåkingsdatene synes pH-målet for Bolstadhølen å være oppnådd.

Samtidig som vi de siste årene har fått mere kunnskap om laksesmoltenes spesielle vannkvalitetskrav, har den generelle forsuringssituasjonen i Norge forbedret seg. Og siden trusselbildet er sammensatt i Vosso, er det vanskelig å vurdere forsuringens omfang.

Den foreliggende rapporten inneholder følgende elementer:

- En presentasjon av relevante arbeider i den kjemiske utviklingen i Vossovassdraget.
- En presentasjon av relevante arbeider når det gjelder biologiske toleranseverdier for anadrom fisk på Vestlandet. Relevante arbeider om forsuringspåvirkning på fisk i Vossovassdraget er tatt med.
- Forslag til sammenfattende konklusjon av NIVA om forsuringens omfang pr. i dag i Vossovassdraget.
- Konkret vurdering av det videre behovet for kalking i Vosso.
- Kalkingsplaner basert på alternative tolkninger av forsuringens karakter i Vosso.

Våre vurderinger og konklusjoner om forsuringens omfang i Vosso er basert på de kunnskapene som finnes om vannkjemien i vassdraget, forsuring generelt og toleranseverdier for laks på individnivå i Vosso og i andre vassdrag. Dette medfører en viss grad av usikkerhet. Denne usikkerheten kan gi grunnlag for ulike tolkninger av det trusselbildet forsuringen alene eller sammen med andre miljøproblemer representerer.

Resultatene viser at vannkvaliteten i Vosso tilsynelatende er god, men at uorganisk aluminium mobiliseres og transporteres ut i vassdraget på anadrom strekning, spesielt nedstrøms Vangsvatnet. Det er dessuten vist at fiskekvaliteten i flere vassdragsavsnitt i Vosso er dårligere enn det vi ville forvente i et vassdrags som er upåvirket av forsuring. De siste årene er det vist at den type mobilisering av uorganisk aluminium en har i Vosso og de transformasjoner i tilstandsformene til aluminium som derfor sannsynligvis finner sted kan gi dårligere helsestatus for laksesmolt. Dette alene, eller i kombinasjon med andre miljøtrusler, slik som lakseluspåslag, kan gi redusert overlevelse for smolten i sjøvann og dermed være med å forklare den tilbakegang av laks en har sett i Vosso. Det er imidlertid ikke vist eksplisitt at forsuring og Al-forgiftning forårsaker denne tilbakegangen.

Siden forsuringens effekt på vannkvalitet og fisk er mindre tydelig i Vosso enn i mange andre vassdrag, kan det være grunnlag for å hevde at nytteverdien av kalkingstiltak kan bli liten. Andre miljøfaktorer, slik som lakselus, kan være viktigere for laksens tilbakegang. Det kan derfor hevdes at kalking ikke bør gjennomføres. I så fall er det en risiko for at problemet for laksen fortsetter fordi det kan tenkes at nettopp forsuring er med på å skape eller forsterke de problemene som er registrert for laksen i Vosso. Usikkerhet i disse sammenhenger er ikke ensbetydende med at man ikke skal gjøre noe.

Vi er av den oppfatning at det, til tross for manglende dokumentasjon av en direkte kopling mellom Al-kjemi og bestandsstatus, bør gjennomføres kalkingstiltak. Det kan legge forholdene bedre til rette for laksebestanden, blant annet ved at en øker sjøvannstoleransen til smolten.

Det er anbefalt ulike kalkingstiltak i nedre del av Vosso. Vi tror det kan være fornuftig å kombinere terrengkalking med dosererkalking, og vår anbefaling er:

- 1) at kalkingen i Evanger kraftstasjon fortsetter og tas opp til revurdering hvis vannkvaliteten, basert på økofysiologiske målinger også i 2000 og 2001 viser seg å være akseptabel oppstrøms kalkingen.
- 2) at skjellsandkalkingen i Teigdalselvi og Tverrelvi videreføres inntil det er vist at vannkvaliteten her er god også uten kalking. Prøvetakingsprogrammet bør endres for å fange opp dette.
- 3) at det søndre feltet i nedre del av Vosso terrengkalkes.
- 4) at det umiddelbart settes igang forsøk med terrengkalking i Rasdalen med Vossedalselvi som annetvalg.
- 5) at hvis en avventer terrengkalking bør sideelvene i nedre del kalkes i perioden februar-mai.

Summary

Title: Evaluation of acidification impact on Atlantic salmon in River Vosso and need for additional liming measures.

Year: 2000

Author: Atle Hindar and Frode Kroglund

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3880-8

River Vosso, including the Bolstad section close to the coast, used to be one of the best salmon rivers of Hordaland county until 1980. Salmon catches have since then been severely reduced and fishing has been prohibited since 1992. Catches were reduced parallel to the increase of fish farming along the coast, and increasing problems with salmon lice have probably been important for the decrease. However, acidification and mobilization of toxic aluminium may also have been important. The mix of factors makes it difficult to draw conclusions regarding acidification impact.

The aim of this report is to give a presentation of recent work on water chemistry in the river system and present relevant work on critical chemical factors for Atlantic salmon. Studies of potential acidification impact on the salmon in Vosso are also included. A liming plan is suggested on basis of this evaluation.

Tributaries upstream lake Vangsvatnet were only slightly acidic and had low concentrations of inorganic monomeric aluminium in the period 1994-1999. Also the main river from Vangsvatnet and down to the Bolstad fjord had a measured water quality that in itself could be acceptable for salmon.

Acid and Al-rich water of tributaries from south in the lower river section may be a problem for salmon smolts, however, as toxic Al probably is transformed after entering the main river. Even increased toxicity has been found under such circumstances. The proportion of water coming from the acid tributaries is relatively high during the smoltification period and the water temperature is low. This tends to increase the significance of the acidified waters from the surrounding catchment of the lower reaches and the river.

Results of fish exposures in freshwater of different pH and Al-concentrations and in salt water and from monitoring of fish quality in different parts of the river system indicate that, although in relatively low concentrations, aluminium is responsible for variations in measured physiological parameters. This indicates that the water quality is suboptimal and should be limed.

However, infections of postsmolts by salmon lice may also be the reason why the salmon population of Vosso has declined and mask any positive effects of liming on freshwater survival and seawater tolerance. The benefits from liming measures may thereby be low until the sealice problem is brought under control.

Al-mobilization is mainly related to sea-salt episodes during winter and spring. We recommend liming of these tributaries if possible, and the method that is most suited is probably terrestrial liming. At a dose of 1-2 tons/ha of coarse-grained dolomite the water chemistry may stabilise at acceptable pH and Al-concentrations. Terrestrial liming may be supplemented with doser liming and spreading of shell sand on riverbeds in some of the tributaries.

1. Bakgrunn

Vossovassdraget, med strekningen Bolstadelvi i nedre del, var en av de beste lakseelvene i Hordaland fram til omlag 1980, og var kjent for storlaks på over 10 kg. Laksen i Vossovassdraget har siden den tid vært i kraftig tilbakegang, og elva ble totalfredet fra 1992. Forholdene for laks i Vosso var fortsatt kritisk på slutten av 1990-tallet (Barlaup *et al.* 1999).

Tilbakegangen for villaksen i Vosso sammenfaller i tid med oppbyggingen av oppdrettsvirksomheten i Norge. Både rømt oppdrettslaks og lakselusangrep kan ha hatt en avgjørende effekt på laksebestanden (Kroglund *et al.* 1994a; Sægrov *et al.* 1997ab). Forsuringsbelastning og påfølgende mobilisering av aluminium er også foreslått som sannsynlig årsak til nedgang i laksebestanden på Vestlandet (Hindar *et al.* 1997; Kroglund *et al.* 1994a; 1996ab).

Det er utarbeidet kalkingsplan for Vossovassdraget (Kaste *et al.* 1994). Elva fullkalkes ikke, men siden sommeren 1994 er det dosert kalk fra en doserer i Evanger kraftverk. I tillegg kalkes enkelte sideelver i nedre del med skjellsand.

Samtidig som vi de siste årene har fått mere kunnskap om laksesmoltens spesielle vannkvalitetskrav (se bl.a. Staurnes *et al.* 1995; Rosseland og Kroglund 2000), har den generelle forsuringssituasjonen i Norge forbedret seg (SFT 1999). Ytterligere forbedring kan forventes (Henriksen og Buan 2000), men forbedringsraten vil sikkert variere fra vassdrag til vassdrag. Positive effekter på laksebestander vil først inntreffe når vannkvaliteten ikke lenger påvirker egenskaper som er vesentlige for overlevelse i ferskvann og i det marine miljø. Siden trusselbildet er sammensatt i Vosso, er det ved overgangen til et nytt århundre ekstra vanskelig å vurdere forsuringsproblemets omfang.

Den foreliggende rapporten inneholder følgende elementer:

- En presentasjon av relevante arbeider om den kjemiske utviklingen i Vossovassdraget.
- En presentasjon av relevante arbeider når det gjelder biologiske toleranseverdier for anadrom fisk på Vestlandet. Relevante arbeider om forsuringspåvirkning på fisk i Vossovassdraget er tatt med.
- Sammenfattende konklusjon om forsuringsproblemenes omfang pr. i dag i Vossovassdraget.
- Konkret vurdering av det videre behovet for kalking i Vosso utfra ulike tolkninger av data/konklusjoner som er kommet fram under punktene over.
- Kalkingsplaner basert på alternative tolkninger av forsuringsproblemets karakter i Vosso.

2. Vannkjemisk utvikling i Vossovassdraget

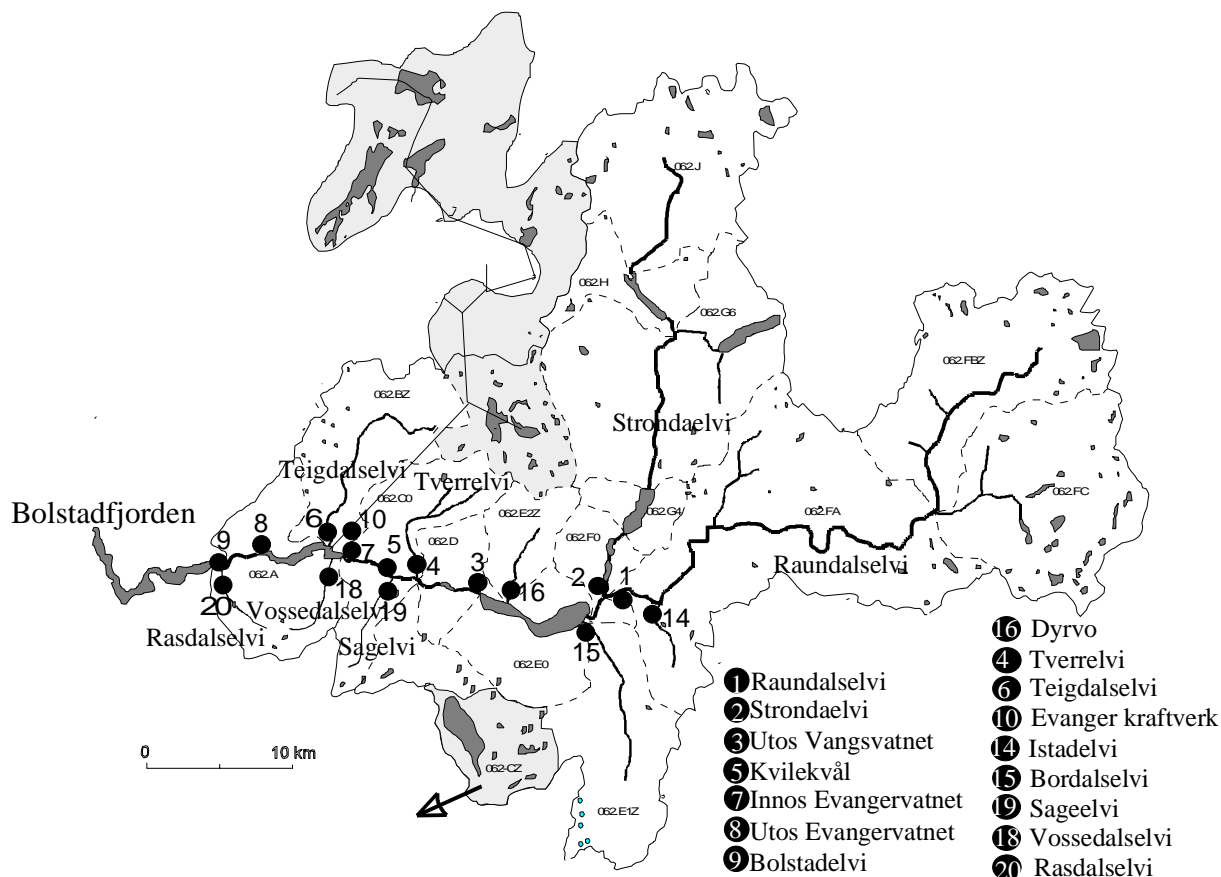
2.1 Vossovassdraget

De indre deler av Vossovassdraget strekker seg fra Vikafjellet mellom Hordaland og Sogn og Fjordane i nord (Strondaelvi) til de indre deler av Hardangerfjorden i sør (Raundalselvi og Bordalselvi), se **Figur 1**. Alle disse delvassdragene renner ned i Vangsvatnet og utgjør tilsammen 992 km².

Nedbørfeltet til utløpet av Vangsvatnet er 1089 km². Naturlig felt ved Vossos utløp i Bolstadfjorden er 1492 km², i tillegg er 195 km² av øvre del av Eksingedalsvassdraget overført til Vosso gjennom Evanger kraftverk. 47 km² av Torfinno er ført ut av vassdraget. Totalt nedbørfelt til Vosso (inkl. netto reguleringer) er dermed 1641 km² (Kaste *et al.* 1994), og det vil det si at omlag 60% av vannet i Vosso har sitt opphav i indre områder.

Vossovassdraget er sterkt regulert i nedre del. Bergenshalvøens Kommunale Kraftselskap (BKK) fikk konsesjon til å regulere felt i øvre del av Teigdalselva, Eksingedalsvassdraget og Modalsvassdraget i

1966 og første aggregat ble satt i drift i Evanger kraftstasjon i 1969. Det regulerte feltet har et samlet areal på 254 km², hvorav 59 km² er de øvre deler av Teigdalsens nedbørfelt mens resten er overført fra Eksingedalsvassdraget. I tillegg til disse reguleringene er et 47 km² felt ved Torfinnsvatn i sør overført sørover og ut av Vossovassdraget. Vossovassdraget er nå vernet mot nye reguleringer. Det er redegjort nærmere for disse reguleringene tidligere (Kroglund *et al.* 1998b).



Figur 1. Vossovassdraget, med nedbørfelt og delnedbørfelt (REGINE-enheter). Målestasjoner for vannkjemie er angitt (se også tabell 1). Kartet er omarbeidet på grunnlag av kart fra NVE. Det skraverte området er regulert, med påtegning av utløpssted.

2.2 Tidligere undersøkelser

Det er gjennomført en rekke undersøkelser i Vossovassdraget gjennom årenes løp, og flere institusjoner har bidratt til å belyse vannkjemiske og biologiske forhold. Et samlet bilde av den vannkjemiske utviklingen i vassdraget kan ta utgangspunkt i den systematiske overvåkingen som er gjennomført fra 1988 av Fiskeforskningen ved Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, seinere Norsk institutt for naturforskning på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning.

Overvåkingen omfattet månedlige prøver fra en stasjon ved Kvilekvål i perioden 1988-1993. Etter 1993 ble stasjonsnettet utvidet for å studere forsurens innvirkning på vannkjemien nærmere. I **Figur 1** er stasjonsplassering for de viktigste prøvetakingsstasjonene vist. Resultater er rapportert i DNs overvåkingsserie (Hartvigsen 1998; 1999). På bakgrunn av data fra denne overvåkingen har NIVA også tidligere vurdert forurensingssituasjonen i vassdraget (Kroglund *et al.* 1993; 1998b) og kommet med forslag til kalkingstiltak (Kaste *et al.* 1994).

Selv om Vossovassdraget på 1980-tallet ikke ble betraktet som forsuret, viste beregninger at tålegrensen for sterk syre i vassdragets nedre del var overskredet (Henriksen *et al.* 1990). Dette ga seg utslag i lave pH-verdier og konsentrasjoner av uorganisk monomert aluminium som ble antatt å kunne ha en negativ effekt på laks. Det kom fram i en relativt omfattende vannkjemisk dokumentasjon våren 1993 (Kroglund *et al.* 1993). Koplingen mellom lav pH, høye Al-konsentrasjoner og sjøsaltepisoder ble gjort allerede på det tidspunktet. Det ble på denne bakgrunn også trukket fram faren for dannelse av blandsoner i vassdragets nedre del. Det er områder i elva der det foregår transformasjoner av aluminium etter sammenblanding av ulike vannkvaliteter. Disse sonene kan være spesielt giftige for fisk (Rosseland *et al.* 1992). Lave pH-verdier i sidevassdrag i nedre del i kombinasjon med aluminiumsmobilisering ble også påvist med bakgrunn i vannkjemiske data fra overvåkingen i 1995 (Kroglund *et al.*, 1998b).

Også overvåkingsdata fra 1997 og 1998 viste lave pH-verdier i sideelver i nedre del, og det ble påpekt at de aluminiumskonsentrasjonene som ble målt kunne være underestimert som følge av Al-transformasjoner i prøvene (Kroglund *et al.*, 1998b, Hartvigsen 1998; 1999). En slik underestimert er svært aktuell i de vassdragsavsnitt som er påvirket av Al-mobilisering i sidefelt, slik som Vosso nedstrøms Vangsvatnet og Bolstadelvi. Hartvigsen beskriver også vannkvalitetsendringer som skyldes kalkingen i vassdraget.

Det er tidligere gjort en vurdering av reguleringens innvirkning på hydrologi og vannkemi, og det er vist hvordan reguleringen kan innvirke negativt på vannkvaliteten i Bolstadelvi (Kaste *et al.* 1994; Kroglund *et al.* 1998b). Både en sur og Al-holdig vannkvalitet fra overførte områder i Eksingedalen og det at store mengder av denne vannkvaliteten kommer ut ved Evanger i den viktige smoltifiseringsperioden er framholdt som uheldig. Snøsmeltingen i indre deler av Vossovassdraget starter først seinere på våren og de nedre deler vil i perioder være dominert av vann fra regulerte felt. Dette var bakgrunnen for at kraftverksvannet ble anbefalt kalket (Kaste *et al.* 1994), noe som umiddelbart ble gjennomført (fra sommeren 1994).

I denne rapporten er det gjort en vurdering av overvåkingsdata samlet inn av NINA i perioden 1994-1999, og i det følgende gis først en oversikt over de data som foreligger.

2.3 Dataoversikt

I denne rapporten er vannkjemiske data fra Norsk institutt for naturforskning for perioden 1994-1999 studert nærmere. I perioden er en rekke stasjoner prøvetatt, se **Tabell 1**, men det er kun et fåtall som har et fullstendig datasett (full ionesammensetning) over hele perioden, se **Tabell 2** og **Tabell 3**.

Tabellene viser at det kun er vannprøver fra stasjonen Kvilekvål (5) nedstrøms Vangsvatnet som er analysert for full ionesammensetning i hele perioden. I tillegg er prøver fra Raundalselvi (1), Vossedalselvi (18) og Rasdalselvi (20) analysert for full ionesammensetning til og med 1997. I 1999 var det kun Kvilekvål og Evangervatnet (utos; 8) som hadde fullt program. Som en ser av Tabell 3 foreligger komplette aluminiumsanalyser for sju stasjoner.

Tabell 1. Stasjonsnummer og stasjonsnavn i Vosso som er brukt ved innlegging i RESA-databasen på NIVA. Stasjonsnavn er tilpasset tidligere navnsetting (Kroglund et al. 1998b).

STNUM	Stasjonsnavn	
1	Raundalselvi ved Skjerve	
2	Strondaelvi, oppstrøms Voss klekkeri	
3	Vangsvatnet, utos	
4	Tverrelvi ved Geitle, nedstrøms kalking	
5	Kvilekvål, Vosso	
6	Teigdalselvi, nedstrøms skjellsand-kalking	
6b	Teigdalselvi, ovenfor skjellsand-kalking	
7	Evangervatnet, innos	
8	Evangervatnet, utos (Vassenden)	
9	Bolstadelvi ved Bolstadhølen	
10	Evanger kraftstasjon, nedstrøms kalkdoserer	
11	Evanger kraftstasjon, ovenfor kalkdoserer	
14	Istadelvi	
15	Bordalselvi, utos (i Vangsvatnet)	
16	Dyrvo, utos (i Vangsvatnet)	
17	Torfinno	
18	Vossedalselvi, utos (i Evangervatnet)	
19	Sagelvi, utos (i Vosso)	
20	Rasdalselvi, utos (i Bolstadelvi)	
21	Holskarv	
22	Vassøyane	
23	Askjedalsvatn	
24	Skjerjavatn	
25	Grøndalsvatn	
26	Volavatn	
<u>Nye nummer kun for dette prosjektet:</u>		
30	Seimsvatn, utos (UT etter -94)	(Tidl Lok.3)
40	Skorveelvi (UT etter -94)	(Tidl Lok.10)
41	Merkesgrovi (UT etter -94)	(Tidl Lok.11)

Tabell 2. Oversikt over data for vannkjemiske hovedkomponenter (for aluminium, se **Tabell 3**) på de ulike stasjoner (referert til stasjonsnr. i **Tabell 1**). A: fullstendig ionesammensetning over hele året, dvs. omlag 12 ganger per år, B: det er kun målt pH sammen med to andre parametre, A/2: fullstendig ionesammensetning er kun målt i et halvt år (omlag seks ganger) og A med parentes: A er kun målt det antall ganger som står i parentesen. Tomme plasser vil si at det ikke ligger inne data i det materialet som er oversendt fra NINA.

Nr.	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1	A	A	A	A	B	B
2	A	A	A	B	B	
3		A	A	B	B	
4	A	A	A			
5	A	A	A	A	A	A
6	A	A	A	B	B	
6b				A/2	B	
7	A	A	A			
8	A	A	A		B	A
9	A	A	A		A	B
10	A	A	A	B	B	B
11	A	A	A	B	B	B
14		A(4)				
15	A	A	A/2			
16	A(4)	A	A			
17		A(2)				
18	A	A	A	A	B	B
19	A	A	A			
20	A	A	A	A	B	B
21-26*						
30	A					
40	A/2					
41	A(3)					

*Her er det kun analysert en prøve i oktober 1995 med A.

Tabell 3. Oversikt over aluminiumsdata fra de ulike stasjonene (se stasjonsnavn i **Tabell 1**). Tegnet + vil si at Al er fraksjonert og analysert, mens tallet 0 betyr at det ikke er tilfellet. Tall i parentes er brukt i de tilfeller det ikke foreligger regelmessig prøvetaking over året og refererer seg til antall prøver med Al-analyse, mens +/2 vil si at det er analysert Al halve året.

Nr.	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1	+	+	+	+	+	+
2	+	+	+	+	+	+
3	0	+	+	+	+	+
4	+	+	+	0	0	0
5	+	+	+	+	+	+
6	+	+	+	+	+	+
6b	0	0	0	+	+	0
7	+	+	+	0	0	0
8	+	+	+	0	+	+
9	+	+	+	0	+	0
10	+	+	+	+	+	0
11	+	+	+	+	+	0
14	0	+(4)	0	0	0	0
15	+	+	+	0	0	0
16	+(4)	+	+	0	0	0
17	0	+(2)	0	0	0	0
18	+	+	+	+	+	+
19	+	+	+	0	0	0
20	+	+	+	+	+	+
21-26*	0		0	0	0	0
30	+	0	0	0	0	0
40	+/2	0	0	0	0	0
41	+(3)	0	0	0	0	0

*Her er det kun analysert en prøve i oktober 1995, og med Al-analyser.

2.4 Analysemetoder for Al

De analysemetoder som Norsk institutt for naturforskning (NINA) har brukt til å fraksjonere og analysere aluminium avviker fra de metodene som er brukt i forbindelse med de fiskeforsøk det refereres til i denne rapporten (analysemetoder som benyttes av NIVA og/eller LAK). Siden det ikke tilsettes syre før analyse av de monomere fraksjonene, slik NIVA gjør, vil totalt monomert Al (TmAl) og organisk monomert Al (OmAl) være lavere enn ved NIVA. Differansen mellom dem er uorganisk monomert Al (UmAl). Denne fraksjonen ser ut til å være i godt samsvar med den tilsvarende labile fraksjonen (LAl) som analyseres på NIVA eller Al_i som analyseres på LAK, basert på parallelle analyser utført i Mandals- og Tovdalsvassdraget (Hindar *et al.* 2000). Basert på målinger fra Suldalslågen oppgav imidlertid NINA UmAl-konsentrasjoner på halvparten av de konsentrasjonene LAK og NIVA målte ved pH-verdier fra 6.2 eller lavere. Ved pH 6.4 var forskjellene større (Kroglund *et al.* 1998d). Vi må derfor ta forbehold om at tolkninger som er basert på Al-data fra NINA kan være for ”snille”.

Differansen mellom totalt Al (TrAl) og TmAl blir større enn ved NIVA. Denne differansen er kolloidalt og partikulært Al (PkAl). Al som er hardt bundet til leire og andre mineraler inngår i liten grad i totalanalysen.

Siden pH måles i forbindelse med Al-analysene på NINA-laboratoriet og det ikke skjer surgjøring av prøvene, vil sammenhengen mellom UmAl og pH være svært god, også ved relativt høye pH-verdier, se Hindar *et al.* (2000). I datasettet for de to sure sidevassdragene Vossedalselvi og Rasdalselvi var 75% av variasjonen i UmAl forklart med pH.

2.5 Vannkvalitetskriterier

I denne rapporten har vi brukt vannkvalitetskriteriene i **Tabell 4** for å vurdere vannkvalitet i forhold til laksesmolt. Disse kriteriene er tidligere brukt til en tilsvarende vurdering av andre lakseelver på Vestlandet (Hindar *et al.* 1997). Som grunnlag for tabellen har vi benyttet fysiologiske data fra fiskeeksponeringsforsøk og samtidige *in situ* målinger av aluminium. Al fraksjoner bestemt etter transport og lagring kan, avhengig av blant annet pH, være inntil 90% lavere enn verdiene fraksjonert *in situ*. I **Tabell 5** er data fra disse forsøkene sammenfattet.

Verdier av UmAl målt på laboratorium kan ligge for lavt ved at det skjer endringer under lagring og transport. Hvor mye vil avhenge blant annet av pH og av hvor mye lavere UmAl målt ved NINA er i forhold til LAl målt ved NIVA.

Tabell 4. Fare for skade på laksesmolt ved ulike maksimalkonsentrasjoner av labilt aluminium. Skadevurderingene er gjort med basis i eksperimentelle forsøk der smolt er eksponert til ulike vannkvaliteter og deretter testet på kritiske variable, se avsnitt 3.1.

Følgende inndeling er gjort:

- : ingen skade
- (x) : liten eller ingen skade
- x : moderat skade
- xx : betydelig skade
- xxx : betydelig skade - moderat dødelighet
- xxxx : betydelig skade - betydelig dødelighet

Konsentrasjon av uorganisk monomert Al (UmAl; µg/L)	Fare for skade i ferskvann	Fare for skade i sjøvann
0-4	-	-
5-9	-	(x)
10-14	(x)	x
15-19	x	xx
20-29	xx	xxx
30-49	xxx	xxxx
≥ 50	xxxx	xxxx

Tabell 5. Foreløpige grenseverdier for uorganisk monomert aluminium (Al_i) med hensyn til fysiologisk status til lakseparr og –smolt basert på renneforsøk og *in situ* fraksjonert aluminium, se tekst. TOC < 1 mg er satt som lav. Høy TOC er konsentrasjoner i området 4-6 mg TOC/L. Grenseverdiene for Al_i ville vært betydelig lavere dersom Al_i ble fastsatt på bakgrunn av fraksjonering utført på et vannlaboratorium etter transport (lagringstid samt temperaturøkning) av vannprøvene.

Kriteria	TOC	Gjeller µg Al/ g tv		<i>In situ</i> frasjonert Al µg Al/L		
		Parr	Smolt	Parr	Smolt	
Tilstand uakseptabelt hvis:						
Dødelighet	>0	Lav	>400	>250	>60	>30
		Høy	>400	>250	>60	>70
Plasma klorid	<120mM	Lav	>200	>200	>20	>25
		Høy	>200	>200	>35	>50
Glukose	>5mM	Lav	>50	>50	>15	>10
		Høy	>250	>50	>40	>15
Sjøvann dødelighet	>0	Lav		>250		>30
		Høy		>250		>70
Sjøvann plasmaklorid	>160mM	Lav		>50		>20
		Høy		>50		>45
a) Diff SV-FV plasmaklorid	>40mM	Lav		>50		>30
		Høy		>50		>45
b) Diff SV-FV plasmaklorid	>20mM	Lav		>25		>8
		Høy		>25		>15

2.6 Resultater

2.6.1 Vosso med Strondaelvi og Raundalselvi i øvre del

pH for perioden 1994 til 1999 i Strondaelvi, Raundalselvi og ut av Vangsvatnet er vist i Figur 2. pH i Raundalselvi var lav (ned mot 5.5) i en periode i 1994 og i en periode i 1996, mens pH på strekningen Vangsvatnet-Bolstadfjorden så vidt var under 6.0 kun i 1994. Konsentrasjonene av aluminium var svært lave i hovedvassdraget. Uorganisk monomert Al (UmAl) var ikke over 5 µg/L i nedre del og ikke over 8 µg/L i Raundalselvi. Totalt monomert Al (TmAl) var ikke over 20 µg/L i nedre del, men kunne være ca. 30 µg/L i Raundalselvi. Det ble ikke funnet en signifikant reduksjon i konsentrasjonen av ikkemarin sulfat eller økning i ANC (syrenøytraliserende kapasitet) ved Kvilekvål i perioden 1994-2000. Basert på pH og UmAl synes vannkvaliteten i Strondaelvi relativt god i perioden 1994-1999, mens Raundalselvi hadde noe dårligere vannkvalitet. Etter sammenblanding og som resultat av kjemiske og biologiske prosesser i Vangsvatnet, får vannet ut av Vangsvatnet en relativt stabil og akseptabel vannkvalitet.

I Bordalselvi og tilløpet Dyrvo til Vangsvatnet fra nord var vannkvaliteten svært god i perioder, men pH kunne være under 6.0 i Bordalselvi. UmAl var oppe i 6-7 µg/L, mens TmAl var oppe i 20 µg/L.

2.6.2 Sidevassdrag i nedre del av Vosso

Det er tilløpene i den nedre søndre delen av vassdraget som ser ut til å være problematiske med hensyn til vannkvalitet. Her var pH mellom 5 og 6, men i perioden 1994-2000 ser det ut til å ha vært en klar økning i pH i Vossedalselvi og Rasdalselvi. For Rasdalselvi kan dette delvis skyldes skjellsandkalking i 1997. Siden det ikke er analysert på full ionesammensetning for mer enn de fire første årene i de to sidegreinene, er det vanskelig å dokumentere om denne økningen henger sammen med bedring i forsuringssituasjonen.

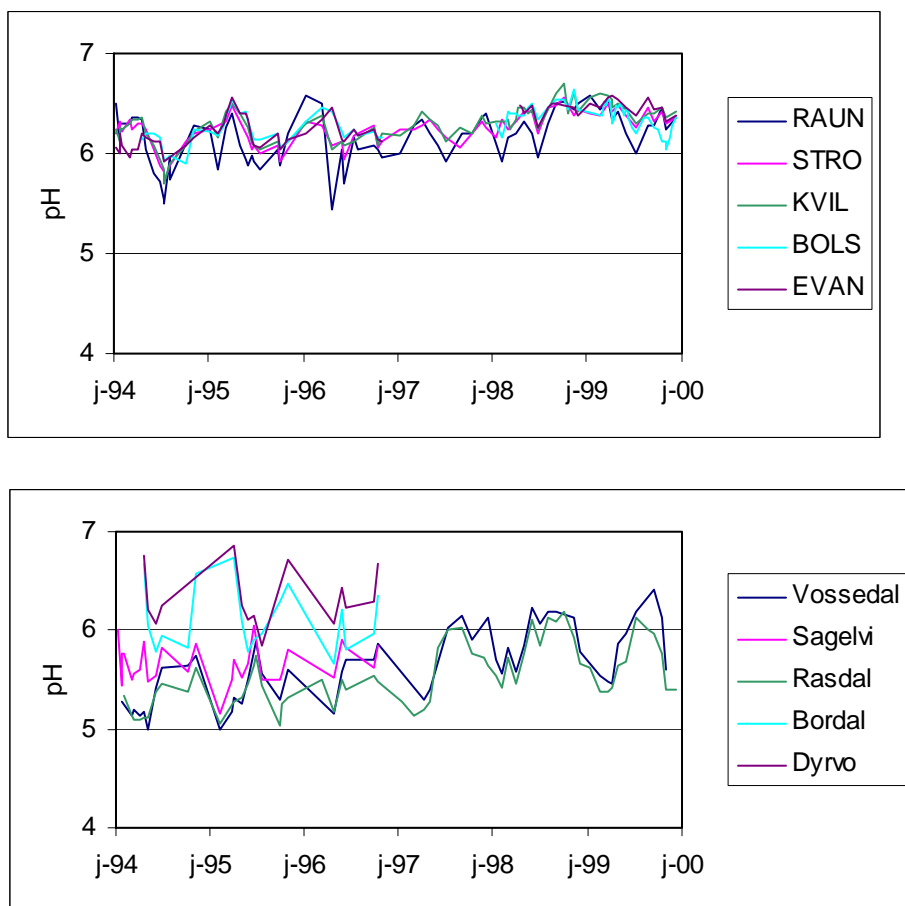
I Vossedalselvi og Rasdalselvi var konsentrasjonen av UmAl flere ganger mellom 20 og 40 µg/L, mens TmAl ofte kunne være 40-60 µg/L. De høyeste konsentrasjonene av UmAl forekom i februar-mai i 1994, 1995, 1997 og 1999 og i særlig surt vann (pH 5.0 i slutten av september 1995). Særlig i Rasdalselvi var alle de høyeste konsentrasjonene assosiert med sjøsaltepisoder, se nedenfor.

I deler av denne utsatte vårperioden, det vil si fra midt i april til midt i mai, utgjør vannføringen fra feltet nedstrøms Vangsvatnet normalt ca. 50% av vannføringen i Vosso (Kroglund *et al.* 1998b). Vannføringen ut av Evanger kraftverk kan i perioder på våren være 2 til 3 ganger større (basert på ukkesmidler) enn vannføringen ut av Vangsvatnet. Basert på daglige målinger kan bidraget være betydelig større. Det vil si at vannkvaliteten (og temperaturen) i vann fra restfeltet og fra kraftverket vil kunne ha en avgjørende betydning for vannkvaliteten (og temperaturen) i Vosso.

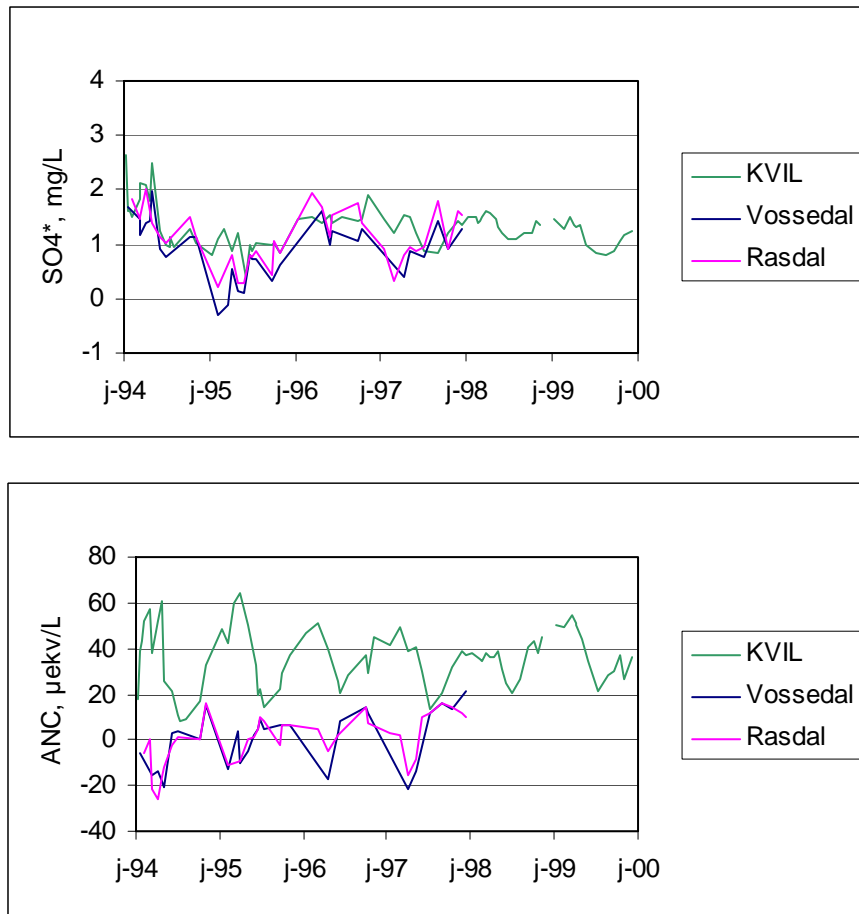
Men tilførselene av UmAl til hovedelva medførte ikke at det ble målt økte konsentrasjoner av UmAl der. Denne sannsynlige underestimeringen av Al er påpekt av Hartvigsen (1998; 1999) og kan skyldes Al-transformasjoner i vannprøver som er transportert og lagret, samt at NINA kan ha målt lavere Al enn tilfellet vill vært hvis prøvene var analysert for labit Al ved NIVA.

Kroglund *et al.* (1998b) fant at det var en betydelig differanse mellom UmAl konsentrasjonen estimert i Bolstadelvi og det som måles. Basert på 16 datasett for Bolstadelvi var beregnet UmAl konsentrasjon (på basis av tilførsler fra sidefeltene) alltid 2 til 6 ganger høyere enn det som ble målt i hovedelva. Unntak var beregninger for juni og juli. Når det måles lavere konsentrasjoner av UmAl og TmAl i Bolstadhølen (nedstrøms samløpet med sideelvene) enn det som beregnes, kan det, som Kroglund *et al.* (1998b) påpeker, skyldes endringer i Al-tilstandsformen fordi pH er høyere i hovedelva. Endring i tilstandsform til Al som følge av pH økning er veldokumentert (Rosseland *et al.* 1992; Lydersen *et al.* 1994; Poléo *et al.* 1994; Kroglund *et al.* 1998cd; 1999a, 2000ab).

Transformasjon av UmAl til andre tilstandsformer resulterer i at den eventuelle giftige konsentrasjonen underestimeres når *in situ* fraksjonering ikke utføres (Lydersen *et al.* 1994; Kroglund *et al.* 2000ab). Arealet berørt av pågående transformasjon av Al vil variere avhengig av temperatur (Lydersen 1990), pH og mengden Al etter blanding som skal transformeres (Kroglund *et al.* 2000ab). Ved pH lavere enn 6.2 vil det arealet som er berørt av pågående transformasjon være stort relativt til arealet ved pH 6.4. Figur 4 viser at det ikke er en generell økning i OmAl eller PkAl verken i den perioden som er omtalt over eller ellers i året fra stasjonen Kvilekvål 3-4 km nedstrøms Vangsvatnet og ned til Bolstad. Når Al-konsentrasjonen er relativt lav i tilførselselvene, fortynningen betydelig og variasjonen i datamaterialet stort, er det imidlertid vanskelig å påvise denne type endringer og dermed verifisere hypotesen.

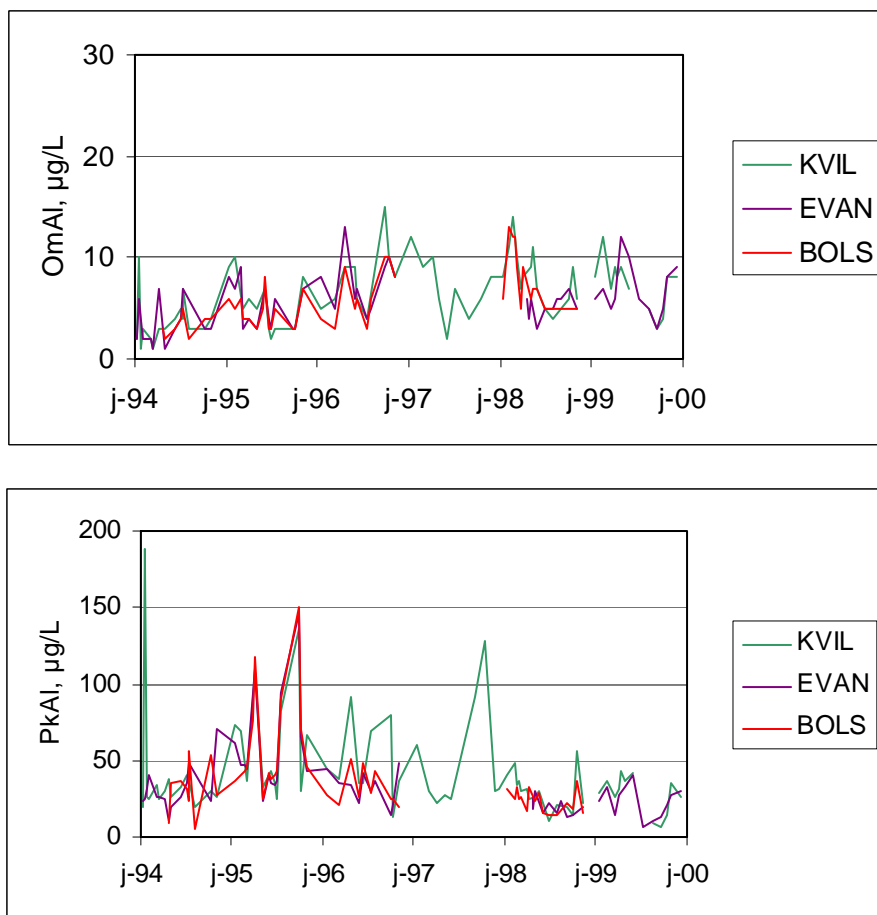


Figur 2. pH på ulike stasjoner i Vosso; stasjonene Strondaelvi og Raundalselvi i øvre del av vassdraget samt Kvilekvål, Evanger og Bolstad i nedre del (øverste figur) og sidegreiner (nederste figur).



Figur 3. Utvikling i ikkemarin¹ sulfat (øverst) og syrenøytraliserende kapasitet (ANC; nederst) i Vosso ved Kvilekvål og i de to sideelvene Vossedalselvi og Rasdalselvi.

¹ For å finne ikke-marin SO₄ trekkes en fra den andelen av SO₄ som hører til sjøsalttilførselen. Vi går ut fra at all klorid i vannprøven tilføres som sjøsalt og bruker forholdet mellom SO₄ og Cl i sjøvann i beregningen.



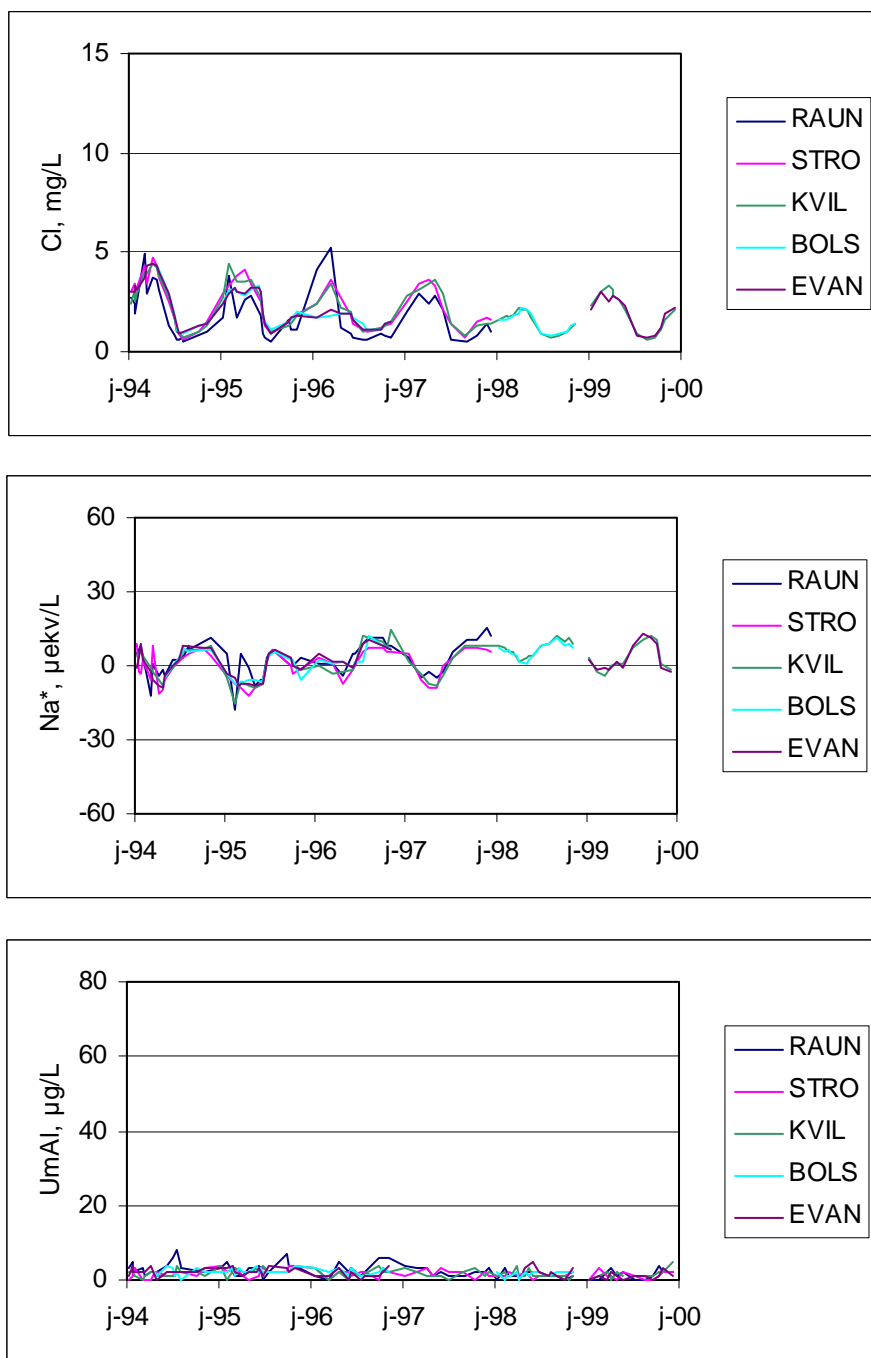
Figur 4. Organisk monomert Al (OmAl) og partikulært+kolloidalt Al (PkAl) på stasjoner i Vosso fra utløpet av Vangsvatnet og ned til Bolstad.

Det er stor variasjon i både pH og uorganisk monomert Al i sidefeltene i nedre del, og det er av interesse å se nærmere på hva som styrer dette. Sjøsaltepisoder er tidligere trukket fram som viktig for vannkvaliteten i dette området (Kroglund *et al.* 1993; Kaste *et al.* 1994; Kroglund *et al.* 1998b). Slike episoder forårsaket regional fiskedød i Sør-Norge i 1993 (Hindar *et al.* 1993; 1994). I datamaterialet fra perioden 1994-1999 er det en viss mulighet for å analysere effekten av sjøsaltepisoder, men mangelen på full ionesammensetning for sideelvene i nedre del i årene 1998 og 1999 gjør det vanskelig å kople den positive pH-utviklingen direkte med eventuelle endringer i sjøsaltpåvirkning. Vi skal først se på om det i det hele tatt kan være en generell sammenheng mellom lav pH og slike episoder.

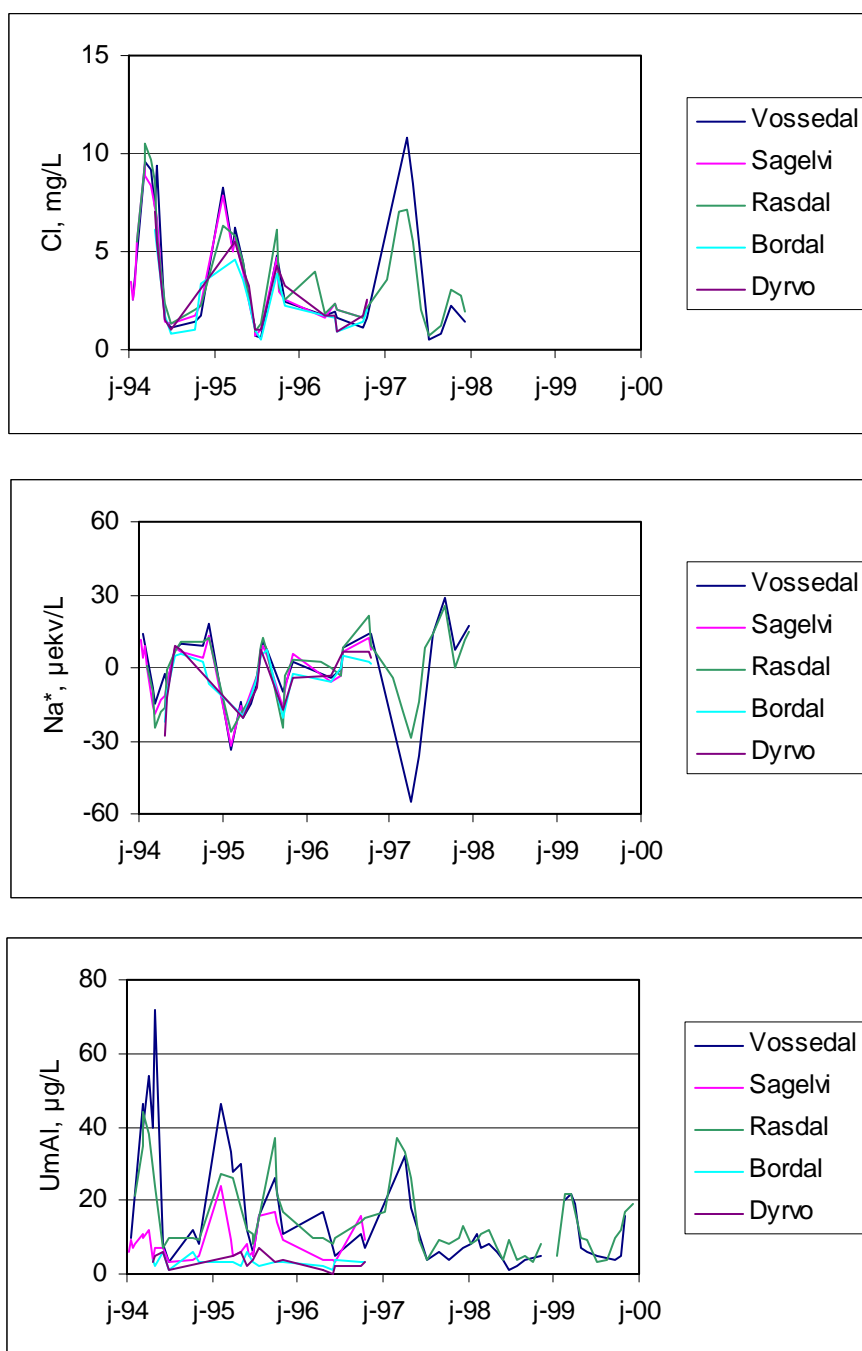
For å undersøke om det er forekommet sjøsaltepisoder i vassdraget er det undersøkt forekomst av høye kloridkonsentrasjoner og negative konsentrasjoner av ikke-marin natrium². Negative verdier for ikke-marin natrium² viser at det har skjedd en ionebytting av tilført Na i jorda. For å kompensere for dette må det føres andre positivt ladde ioner ut sammen med kloridet. I områder som er godt bufret fra naturens side er det først og fremst basekationer (Ca og Mg) som erstatter Na, mens det i forsurede områder er H⁺ og Al-ioner (Hindar *et al.* 1994).

² For å finne ikke-marin Na trekker en fra den andelen av Na som hører til sjøsaltilførselen. Vi går ut fra at all klorid i vannprøven tilføres som sjøsalt og bruker forholdet mellom Na og Cl i sjøvann i beregningen.

I hovedvassdraget har konsentrasjonen av klorid ikke vært over 5 mg/L og ikke-marin Na unntaksvis ned mot og noe under – 10 $\mu\text{ekv/L}$, se Figur 5. Dette viser tegn til sjøsaltepisoder, men de har ikke vært spesielt kraftige. Den svært lave konsentrasjonen av uorganisk monomert Al (UmAl; Figur 5) viser at sjøsaltepisoder i perioden ikke har hatt betydning for den målte Al-konsentrasjonen i hovedvassdraget, heller ikke i Bordalselvi og Dyrvo. Det er også gjort enkle regresjonsanalyser for å teste sammenhengen mellom pH og ikkemarin natrium i hovedvassdraget. Det er ikke funnet signifikante sammenhenger i denne undersøkelsen, men ikkemarint natrium var betydelig lavere våren 1993 (Kroglund *et al.* 1993).



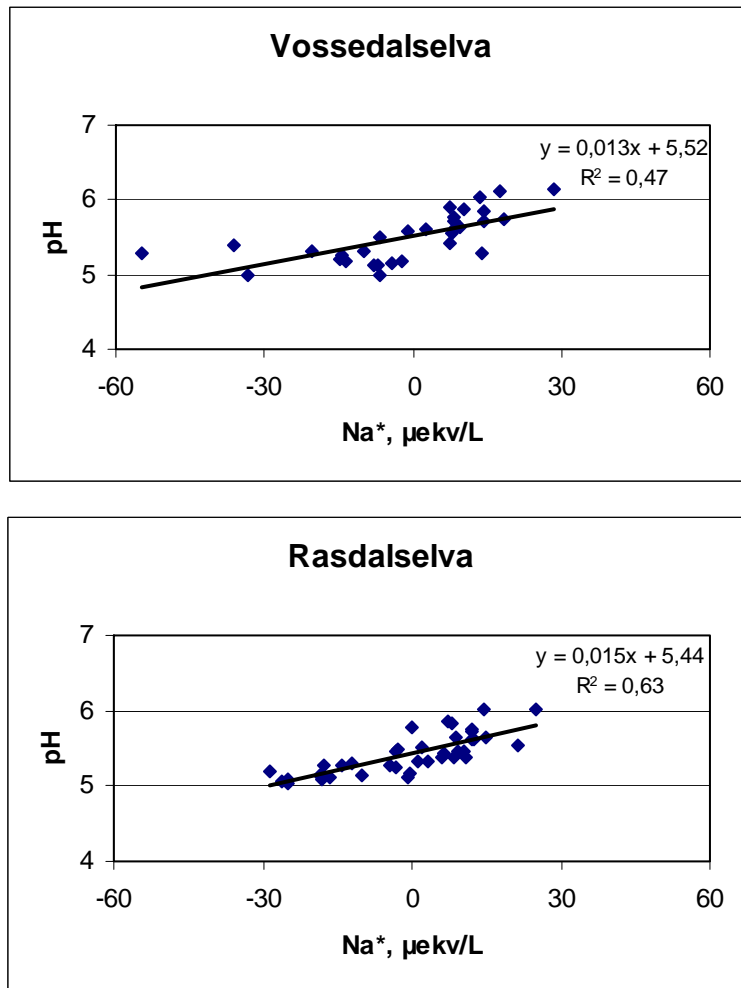
Figur 5. Sjøsaltepisoder i hovedvassdraget i Vosso; kloridkonsentrasjon øverst, ikkemarint Na i midten og uorganisk monomert Al nederst.



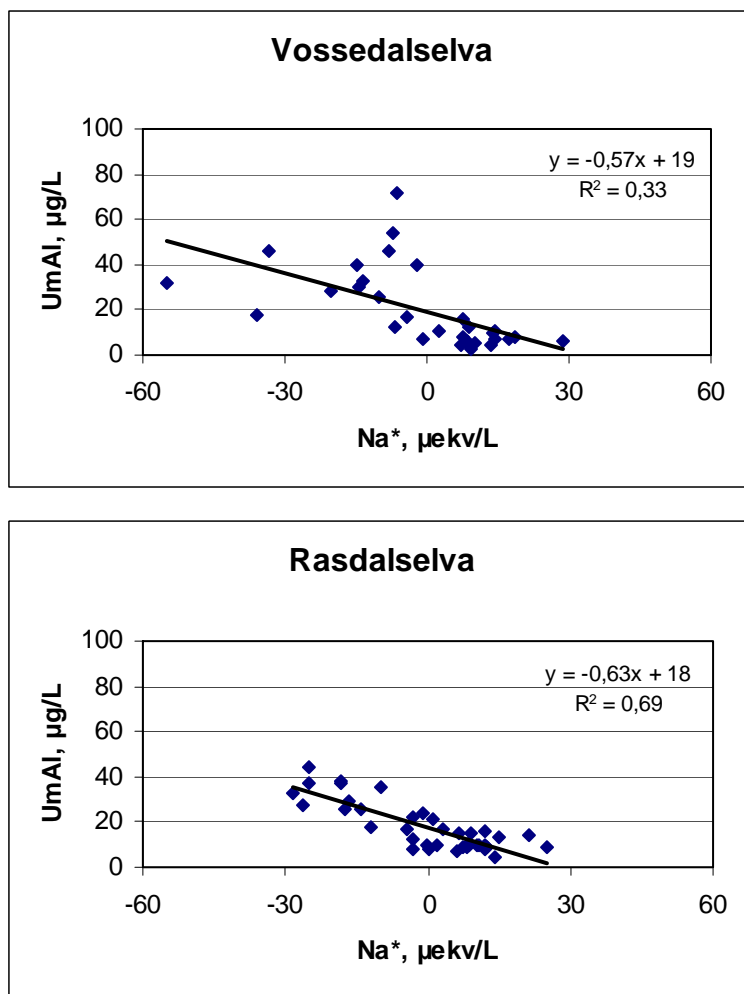
Figur 6. Sjøsaltepisoder i sidevassdrag i Vosso; kloridkonsentrasjon øverst, ikkemarin Na i midten og uorganisk monomert Al nederst.

Sjøsaltepisoder har derimot vært et problem i sidevassdragene i nedre del. Kloridkonsentrasjoner på mellom 5 og 10 mg/L i de tre nederste sidevassdragene og ikkemarin Na relativt hyppig (nesten årvisst i den perioden det finnes data) på under -10 til -20 µekv/L viser dette. I disse periodene er det målt relativt høye konsentrasjoner (> 20-30 µg/L) av uorganisk monomert Al (Figur 6). Det er også viktig å legge til at prøvetakingene har vært sporadiske, hver annen til hver fjerde uke, og at episodene både kan ha vært fler og kraftigere.

For å teste hvor viktig sjøsaltepisoder er for surheten (pH) og aluminiummobilisering, er det gjort enkle regresjonsanalyser også for disse lokalitetene. Resultatene er vist i Figur 7 og Figur 8. Omlag 50-60% av variasjonen i pH kan forklares ved ikkemarin Na. På samme måte er 30-70% av variasjonen i uorganisk monomert Al forklart ved ikkemarin Na. Også totalt monomert Al var godt korrelert med denne parameteren og 30% av variansen kunne forklares i begge vassdrag. Total Al viste derimot ingen signifikant negativ korrelasjon med ikkemarin Na. Dette vil si at det i hovedsak er sjøsaltepisoder som forårsaker lav pH og tilførsel av uorganisk monomert Al i avrenningsvannet i disse områdene.

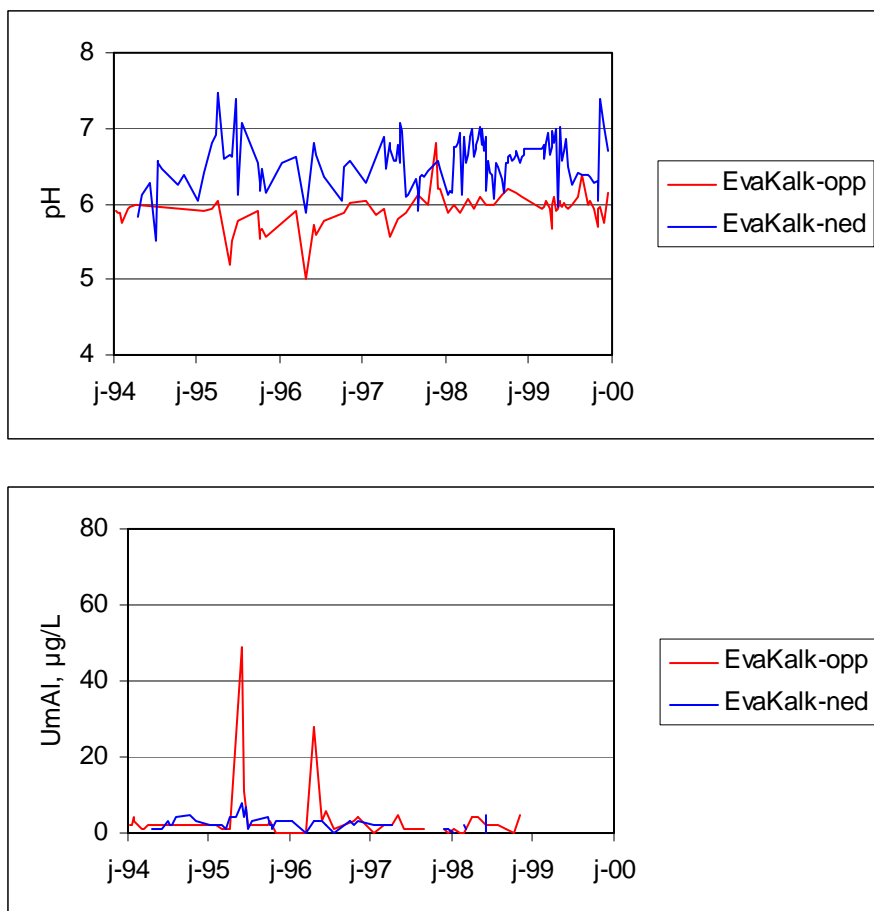


Figur 7. Forholdet mellom ikke-marin Na og pH i to sideelver til Vosso i nedre del. Regresjonslinje, regresjonslikning og r^2 -verdi er lagt inn i figuren.



Figur 8. Forholdet mellom ikkemarin Na og uorganisk monomert Al i to sideelver til Vosso i nedre del. Regresjonslinje, regresjonslikning og r^2 -verdi er lagt inn i figuren.

I dag kalkes tilløpet via Evanger kraftstasjon. Vi har også sett på de data som finnes fra dette området i perioden 1994-2000. To perioder med dårlig vannkvalitet er registrert. En sjøsaltepisode i slutten av mai 1995, trolig forsinket i forhold til øvrige lokaliteter, ga pH 5.2 og UmAl på 49 µg/L, mens en spesielt sur episode med høy sulfatkonsentrasjon i april 1996 ga pH 5.0 og UmAl på 28 µg/L. Ut over dette er det ikke data som viser at det er behov for kalking, særlig i 1998 og 1999 har pH vært nær 6.0, men for 1999 finnes ikke Al-data. Ved pH over 5.5 ser det imidlertid ut til at UmAl er svært lav (<5-6 µg/L), så det er grunn til å tro at vannkvaliteten har vært god disse to årene, også uten kalking.



Figur 9. pH og uorganisk monomert Al oppstrøms og nedstrøms kalkdoserer i Evanger kraftstasjon i perioden 1994-2000.

I Teigdalselvi, som er kalket med skjellsand siden 1994, var pH oppstrøms det kalkede området høyere enn pH 6.5 i 1997 og 1998, mens det ikke finnes data fra 1999. Nedstrøms var derimot pH noe lavere, ned mot 6.0. Det skyldes både at det kan være relativt liten effekt på vannkjemien ved denne kalkingsteknikken og at det sannsynligvis kommer inn surt tilsig mellom de to målestasjonene. Sjøsaltepisoden vinteren 1994 og vinteren 1995 (se **Figur 6**) resulterte ikke i dårlig vannkvalitet. Om dette skyldtes skjellsandkalkingen eller at basekationer (Ca og Mg) ble mobilisert fra jordsmonnet i dalen og dermed bufret vannet, er ikke mulig å fastslå siden prøvetakingen i denne perioden kun var nedstrøms skjellsandkalkingen. De vannkjemiske data som finnes fra denne elva er ufullstendige, og det kan være vanskelig å vurdere forurensingssituasjonen.

Fra Tverrelvi finnes ikke vannkjemiske data fra årene etter 1996, men til tross for skjellsandkalking (i perioden 1994-1996) ble det påvist enkelte sure episoder nedstrøms dette området midt på 1990-tallet. Det er verdt å merke seg at pH ikke ble redusert til under pH 6.1 under sjøsaltepisodene vinteren 1994 og ikke under 5.8 under tilsvarende forhold i 1995. Også her var prøvetakingen kun nedstrøms skjellsandutlegget og det er vanskelig å vurdere denne effekten opp mot jordas egen evne til å avsyre. Men siden det ble målt sure episoder innimellom, noe som tyder på dårlig bufferkapasitet i jorda, er det sannsynlig at god vannkvalitet under sjøsaltepisodene skyldtes skjellsandkalking.

Avgjørende spørsmål for Vosso blir så om de vannkvalitetskriteriene som er satt er relevante i alle sammenhenger og om målt U_mAl i hovedleva gir et riktig bilde av Al-kjemiens betydning for fisken i vassdraget. Betydelig tilførsel av giftig Al fra sidevassdragene blir ikke nødvendigvis målt som

tilsvarende økt konsentrasjon av UmAl på laboratoriet og det kan være at pH 6.0 i hovedvassdraget under disse omstendighetene ikke gir tilstrekkelig rask avgiftning av aluminium fra sidefeltene. Måling av fiskefysiologi og aluminiumakkumulering på fiskegjeller kan være med å utdype bildet, og dette er tema for neste kapittel.

3. Biologiske toleranseverdier for anadrom fisk på Vestlandet

Kunnskap om hvilke effekter surt og aluminiumsholdig vann har på anadrom fisk er selvsagt sentralt i forståelsen av forsuringsproblemet. Det er gjennomført et omfattende eksperimentelt arbeid med å fastsette toleransegrenser for pH og aluminium. Det påpekes at variasjon i organisk innhold, kalsium og temperatur innvirker på vannkvaliteten og giftigheten av aluminium. Arbeider fra Vestlandet og Vosso som omfatter slike undersøkelser presenteres her.

Identifisering av vannkvalitetskravet til laks er i hovedsak basert på bruk av økofysiologiske metoder, som i enkelte undersøkelser er sammenholdt med bestandsundersøkelser. Bruk av nye fysiologiske og histologiske metoder og økt kunnskap om vannkjemiske mekanismer og prosesser har ført til at vannkvalitetskravet til laks er innskjerpet (se: Rosseland og Staurnes 1994; Rosseland og Kroglund 2000; Kroglund og Staurnes 1999; Kvellestad og Larsen 1999). Det er framfor alt viktig at smolten kan etablere normal saltvannstoleranse. Saltvannstoleransen må også etableres til riktig tidspunkt (innenfor smoltvinduet). Dersom saltvannstoleransen og smoltens fysiologiske, etiologiske og økologiske egenskaper er "endret" vil dette kunne innebære utvandring til ugunstige tidspunkt, økt predasjon som følge av svekket fluktnespons, og ved kraftig belastning, at saltvann i seg selv virker giftig. Dersom avvik fra normaltstanden ikke kan relateres til andre årsaker enn vannkjemien kan dette tolkes som tegn på dårlig vannkvalitet.

Det ser ikke ut til å foreligge entydige stammeforskjeller i fysiologisk respons på surt, Al-holdig vann mellom laks på smoltstadiet, selv om ulikheter er påvist på yngelstadiet (Kroglund *et al.* 1994b; Rosseland *et al.* 2000b). Det vil si at fysiologiske effekter av lav pH og Al-eksponering som blir funnet i ett vassdrag også kan gjelde i andre vassdrag hvis vannkvaliteten forøvrig er sammenliknbar. Forsøk med eksponering av smolt i andre vassdrag kan derfor være relevant for å forstå forsurings situasjonen i Vosso.

3.1 Toleransegrenser

Det er påvist fysiologiske og histopatologiske responser hos laksesmolt og -parr relatert til aluminium, selv ved lave konsentrasjoner av uorganisk monomert aluminium (Al_i). I noen av forsøkene var konsentrasjonen av Al_i henimot eller lavere enn deteksjonsgrensen (<5 µg Al/L) og fisken ble eksponert over korte tidsrom (timer til dager) (se f.eks. Rosseland og Staurnes 1994; Staurnes *et al.* 1995; Hindar *et al.* 1997; Kroglund og Staurnes 1999; Rosseland og Kroglund 2000). Forsøkene viser at enkelte fysiologiske og histologiske parametre responderer raskt på forandringer i miljøet, mens andre parametre først endres etter lengere tids eksponering og kun dersom påvirkningen er tilstrekkelig stor.

Saltvannstoleranse påvirkes før det registreres effekter på saltreguleringsevnen i ferskvann og er derfor en spesielt følsom parameter. I forsøk er det registrert 50% reduksjon i gjenfangst av laksesmolt eksponert i mindre enn 1 døgn til en lav Al konsentrasjon (Kroglund *et al.* 2000b). I andre forsøk er det påvist effekter på Na-K-ATPase, vevsforandringer og endringer i fysiologisk status etter mindre enn 1 døgn eksponering for Al (Kroglund *et al.* 1998cd; Kroglund og Staurnes 1999).

Fisk som utsettes for giftig vann vil i større eller mindre grad kunne tilpasse seg denne vannkvaliteten gjennom aktivisering av ulike kompensatoriske tiltak. Over tid vil de kunne oppnå en mer normalisert fysiologisk status. Ulike vannkvaliteter er testet ved å sammenlikne fysiologisk og histologisk respons hos stedegen villaks og anleggsprodusert laks i elver fra Bjerkreim i sør til Nausta i nord. Restituering etter Al-påvirkning var direkte relatert til skadeomfang, temperatur og vannkvalitet (Kroglund *et al.* 1998c; Kroglund og Staurnes 1999) samt akklimering og iverksettelse av kompensatoriske mekanismer (Kroglund *et al.* 1996ab; Kroglund og Finstad 2000b). Det er imidlertid ikke påvist bedring i saltvannstoleranse etter langtidseksponering til lave Al-konsentrasjoner (Kroglund og Finstad 2000b). Stedegen laks viste små til moderate responser med hensyn på blodsalter sammenliknet med den anleggsproduserte laksen, men hadde betydelig mere forandringer i gjellevevet.

Selv om det ikke påvises fysiologiske effekter av surt vann i ferskvannsfasen, er det i en rekke forsøk likevel påvist sammenhenger mellom vannkvaliteten i eksponeringsvannet og smoltens evne til å regulere blodsaltkonsentrasjonen i påfølgende saltvannstester (Kroglund og Staurnes 1999; Kroglund *et al.* 1998c; Kroglund og Finstad 2000ab). Eksponering for Al kan inhibere aktiviteten til saltreguleringsenzym (Staurnes *et al.* 1993a; Kroglund og Staurnes 1999) og/eller forsinke smoltifiseringsutviklingen og derved påvirke smoltens overlevelsessevne. Både svikt i saltreguleringsevnen og forsinket smoltutvandring vil kunne innebære redusert smoltoverlevelse i sjøen (Rosseland og Staurnes 1994; Staurnes *et al.* 1993b; Staurnes *et al.* 1996; Virtanen og Sovio 1985).

Stedegen laks fra forsurede vassdrag kan ha en høyere toleranse overfor surt, Al-holdig vann enn fisk som bare er vant til uforsuret vann. Forsøk i ulike vassdrag i 1994 og 1995 viste at stedegen laks responderte forskjellig på vannkjemien sammenliknet med anleggsprodusert laks (Kroglund *et al.* 1996ab). Den stedegne laksen opprettholdt mer normal fysiologi under eksponeringsperioden enn anleggslaksen, men gjellevevet var vesentlig forringet. Overføringsverdien fra enkelte forsøk med anleggslaks kan derfor være litt avhengig av hvilke parametre som måles. I kontrollerte forsøk er det ikke påvist stammespesifikk variasjon i toleranse til H⁺ og Al hos laks (Kroglund *et al.* 1994b; Kroglund og Finstad 2000b; Rosseland *et al.* 2000b) i motsetning til hva som er påvist hos ørret (se Rosseland *et al.* 2000b).

De toleransegrensene som er gitt i **Tabell 5** i metodeavsnittet er basert på arbeidet i kontrollerte forsøk (Kroglund *et al.* 1998acd; 1999a). I forsøkene er det påvist klare sammenhenger mellom *in situ* fraksjonert Al, akkumulering av Al på gjellene samt fysiologiske og histologiske responser. Dersom responsene baseres på laboratoriefraksjonert Al er sammenhengene dårlige, eventuelt fraværende. I vassdrag er det påvist fysiologiske og histologiske forandringer som relateres til aluminium på tross av at forsurede situasjonen er utydelig og at sammenhengene mellom uorganisk momomert Al i vannet og akkumulering av Al på gjellene ikke nødvendigvis er entydige (Bjerknes *et al.* 1997, 1998; Kroglund *et al.* 1996ab; 1998a; Finstad *et al.* 1999b; Kvellestad og Larsen 1999; Åtland *et al.* 1997; 1998ab).

Dårligere samsvar mellom vannkjemien og respons skyldes sannsynligvis flere faktorer, deriblant at konsentrasjonen av giftig Al underestimeres som følge av transport, lagring og temperaturheving av vannprøvene (Lydersen *et al.* 1994; Kroglund *et al.* 2000ab). Hvis konsentrasjonen av giftig Al underestimeres, innebærer det at vannkvaliteten blir tolket som "for god". Derfor bør vannkvaliteten i sidebakkene (representerer kildene til Al) evalueres før det trekkes konklusjoner om vannkvaliteten i hovedelvene. Videre vil det normalt herske usikkerhet vedrørende hvor villfisk oppholder seg forut for fangst. Vannkjemien innen en elv kan være svært heterogen. Mens stedegen villfisk er eksponert innen vassdraget over lang tid (år) vil anleggsprodusert fisk kun ha opplevd dårlig vannkvalitet i den perioden forsøkene pågikk.

3.2 Effekt av ustabil Al-kjemi

Blandsoner, det vil si områder i elva med pågående polymerisering av aluminium, vil være med å modifisere vannkvalitetstoleransen.

I blandsonedeforsøk er det påvist at labilt aluminium fra den sure vannkilden mister sin ladning og etterhvert transformeres til organisk eller kolloidalt Al. Denne transformasjonen vil kunne skape spesielt giftig vann (se f.eks. Rosseland *et al.* 1992; Poléo *et al.* 1994; Lydersen *et al.* 1994; Verbost *et al.* 1995 og Kroglund *et al.* 2000ab). Dette innebærer også at ustabil vann som analyseres etter transport og lagring av vannprøvene i flere døgn vil ha lavere konsentrasjon av giftig aluminium enn den fisken opplevde (Lydersen *et al.* 1994; Kroglund *et al.* 2000ab).

I enkelte renneforsøk var vannkvaliteten umiddelbart etter blanding mellom godt og surt vann mer giftig overfor laksefisk enn det sure vannet selv, også når blandingsvannet hadde pH høyere enn 6.0. Det innebærer at giftigheten i slikt blandingsvann kan være høy selv om pH er høy og den målte (på laboratorium) konsentrasjonen av labilt aluminium er lav (<10µg Al/L). Giftigheten avtar etterhvert som Al transformeres til mindre reaktive og kolloidale former. Gifteffekten vil opprettholdes i flere timer når pH er lavere enn 6.2, men varer mindre enn 30 minutter når pH er 6.4 (Kroglund *et al.* 1998cd; 1999a; 2000ab).

Under forhold som beskrevet over vil større arealer nedstrøms tilførselspunktene i en elv kunne være giftige overfor fisk såfremt tilførslene er tilstrekkelig store i forhold til den fortykning det sure vannet utsettes for i hovedelva. Det er videre velkjent at transformasjon av aluminium påvirkes av temperatur og går raskere når temperaturen er høy i forhold til raten ved lavere temperaturer (Lydersen, 1990). Avgiftingsrater under smoltifiseringsperioden i mai vil være relativt sein. Det vil øke det arealet i et vassdraget som er påvirket av suboptimal vannkvalitet.

4. Forsuringspåvirkning av fisk i Vossovassdraget

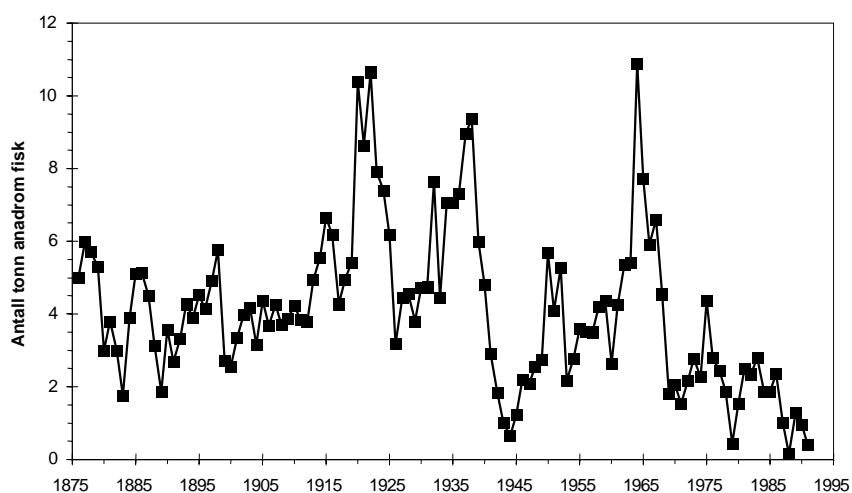
4.1 Generelt om bestandsendringer i Vosso

Vossovassdraget var fram til slutten av 1980-tallet en av de beste lakseelvene i Hordaland, og var kjent for å produsere stor laks. Gjennomsnittsvekta til Vossolaksen varierte på 1980-tallet mellom 8.9 og 12.4 kg og hadde en generasjonstid på 6-7 år, hvorav 2-4 år i sjø (Sægrov *et al.* 1991).

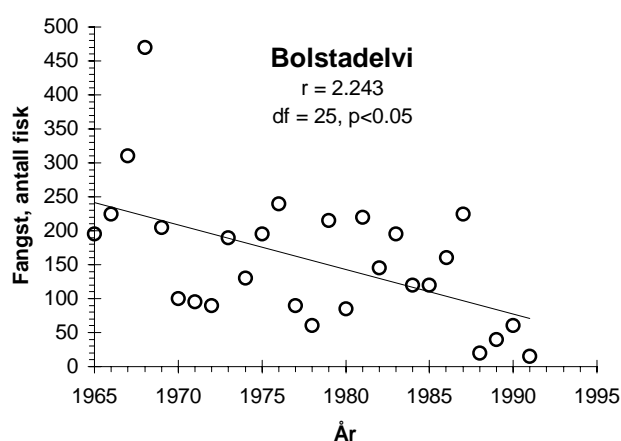
Gjennomsnittlig årsfangst fra 1875 til 1991 var på 4.1 tonn/år (SSB-laksestatistikk), se Figur 10. I perioden 1969-78 var fangstene redusert til 2.2 tonn for å synke ytterligere til 1.6 tonn for perioden 1979-88. Laksen i Vosso har vært fredet fra og med 1992. Det er grunn til å anta at fangsttrykket på laks avtok med forbud mot drivgarnsfiske og innføring av fredningsbestemmelser i fjordområdene. Økende fiskeoppdrett og rømming av laks har bidratt til at oppdrettslaks også inngår i statistikken. På tross av begrensningene i bruk av statistikken synes fangstutviklingen i Vossovassdraget å ha vist en negativ trend fra ca. 1965.

Sægrov *et al.* (1991) har samlet inn data fra grunneierne vedrørende fangst av laks i Bolstadelvi (strekningen Bolstadjorden til Evangervatnet; **Figur 11**). Det er en dårlig sammenheng mellom antall fisk fanget i Bolstadelvi og den fangstmengden som er oppgitt for Vosso ($r^2=0.35$), sannsynligvis på grunn av feil innregistrering av fangst i Vosso. Det er ikke sannsynliggjort at fangstutvikling i de to elveavsnittene skal være lik og det kan ikke utelukkes at forskjellene i utvikling skyldes endringer i

oppvekstmiljø (fysisk-kjemiske betingelser) i Vosso og eller i Bolstadelvi. Fangststatistikken i Bolstadelvi har vist en signifikant nedgang ($p < 0.05$) for perioden 1965-1991 og fangsten de siste fire årene fram til fredning var svært dårlig sammenliknet med perioden forut. Denne utviklingen er forklart med økning i oppdrettsvirksomheten og påfølgende oppblomstring av lakselus i fjordsystemene utenfor Vosso (Sægrov *et al.* 1991). Kroglund *et al.* (1998b) påpekte at reduksjonen sammenfalt i tid med etableringen av Evanger kraftverk (trinn 1 startet 1969) og at surt vann fra det overførte Eksofeltet kunne være en medvirkende årsak til nedgangen.



Figur 10. Årlig fangst av anadrom fisk i Vossovassdraget fra 1875 til 1991 (laksestatistikken SSB). Gjennomsnittsfangster for perioden 1959-68 var på 5.4 tonn, perioden 1969-78 på 2.2 tonn og perioden 1979-88 på 1.6 tonn. Etter 1990 har årsfangstene vært under ett tonn og laksen i Vosso har vært fredet fra og med 1992.



Figur 11. Årlig fangst av laks i Bolstadelvi i perioden 1965 til 1991. (Etter Sægrov *et al.* 1991).

4.2 Forsuringspåvirkning

Helsestatusen til laks i Vosso ble første gang undersøkt i 1993 (Kroglund *et al.* 1993) og fulgt opp med nye undersøkelser i 1994 (Kroglund *et al.* 1996a). I begge forsøkene ble anleggsproduisert laksesmolt eksponert i kar på ulike steder i vassdraget. Kareksponering vil i stor grad utelukke andre

faktorer enn vannkjemi. Det ble registrert tre ulike respons- eller skadenivåer hos den eksponerte fisken. Smolt som ble eksponert i Strondaelvi hadde begge årene normal fysiologi både i ferskvann og etter saltvannstestene. Smolt som ble eksponert på ulike stasjoner i hovedelva eller i sidevassdrag hadde svak til dårlig saltvannstoleranse og tildels omfattende gjellevevsforandringer. Det ble påvist en sparsom akkumulering av aluminium i gjellene. Dette ble tolket som moderat til omfattende respons på dårlig vannkvalitet. Det ble kun registrert dødelighet i Teigdalselvi, samt hos smolt som ble eksponert i Vosso oppstrøms Evanger. Fisk som ble eksponert i samløpet mellom Raundalselvi og Strondaelvi døde også, selv om man i denne perioden ikke kunne utelukke partikkeltransport som en medvirkende faktor.

Basert på at pH var lav i de undersøkte sidevassdragene og at konsentrasjonen av labilt aluminium var høyere enn det som kan forventes i ikkeforsurede elver, ble det konkludert med at Vosso kunne være forsuret. Det ble også påvist akkumulering av aluminium i gjellevevet, noe som underbygger at Al foreligger på en form som kan akkumuleres i gjellene. Sjøsaltepisoden i 1993 mobiliserte aluminium på labil form, og det i seg selv indikerer at tålegrensen for sur nedbør er overskredet i vassdraget (Hindar *et al.* 1993; 1995).

På bakgrunn av undersøkelsene i 1993 og 1994 ble det konkludert med at giftigheten sannsynligvis skyldtes labilt aluminium. De målte konsentrasjonene i hovedelva var lavere enn det som ble registrert som skadelig i Vikedalselva (Kroglund og Staurnes 1999). Al-konsentrasjonene i sidevassdragene var imidlertid på nivå med de som resulterte i fiskedød eller svekket saltvannstoleranse i Vikedalselva. Vannkvaliteten i Vossovassdraget er ionefattig og inneholder lite kalsium. Dette medfører at fisken er mindre beskyttet mot Al-påvirkning enn i mer ionerike vassdrag.

Det ble videre antydnet at labilt aluminium fra sure sidevassdrag kunne være årsak til fiskeskadene i hovedelva på grunn av de endringer i Al-kjemien som skjer når slike vannkvaliteter blandes sammen, se forrige avsnitt.

Laksesmoltens helsestatus i Vosso ble på nytt evaluert i 1998 og i 1999 (Barlaup *et al.* 1999). I 1998 var gjennomsnittskonsentrasjonen av aluminium i og på gjeller fra laks innfanget i Bolstadelvi 21-68 $\mu\text{g Al/g tv}$, mens tilsvarende verdier målt i 1999 var 4-24 $\mu\text{g Al/g tv}$. I Vosso var gjennomsnittsverdiene fra 18-38 $\mu\text{g Al/g tv}$ i 1998, mens tilsvarende verdier som ble målt i 1999 var 3-10 $\mu\text{g Al/g tv}$. Det ble konkludert med at gjennomsnittsverdiene var moderate og ikke ville påføre fisken større fysiologisk skade. Bakgrunnskonsentrasjonen av Al på og i gjeller er satt lavere enn 10 $\mu\text{g Al/g}$ gjelletørrvekt (Rosseland *et al.* 2000a). Konsentrasjoner høyere enn dette tyder på en akkumulering forårsaket av spesielt høye konsentrasjoner av leire og humus eller at Al mobiliseres som følge av forsurening.

Et avgjørende spørsmål er selvsagt hvor mye Al en fisk tåler å akkumulere. I en rekke forsøk er det påvist betydelig svekkelse av saltvannstoleranse ved gjelle-Al verdier omkring 20-50 $\mu\text{g Al/g tv}$ (Kroglund *et al.* 1998c, 1999a; Rosseland *et al.* 2000a), selv om det i andre undersøkelser ikke er påvist eller sannsynliggjort effekter ved konsentrasjoner omkring 75 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv eller høyere (Kroglund *et al.* 1999b; Finstad *et al.* 2000a). Basert på dagens kunnskap kan det ikke utelukkes at laksesmolt med gjelle-Al konsentrasjoner høyere enn 20 $\mu\text{g/g}$ er negativt påvirket. Hvorvidt de er påvirket eller ikke må undersøkes gjennom fysiologiske og histologiske undersøkelser samt evalueres gjennom bruk av saltvannstester. Forskjellene i gjelle-Al-konsentrasjon mellom Vosso og Bolstadelvi er også interessant, da disse antyder forskjeller i det vannkjemiske miljøet.

Resultatene fra prøvetakingen i sideelvene i 1998 og 1999 viste i hovedsak moderate verdier med gjennomsnittskonsentrasjoner under 100 $\mu\text{g Al/g tv}$. For begge årene hadde fisk som ble tatt nedstrøms Rasdalselvi og Skorveelvi de høyeste konsentrasjonene av Al på gjellene. Dette tyder på at de sure vanntilførselene bidrar med aluminium til hovedvassdraget, uten at dette spores i vannkjemien i hovedelva.

Det er i forsøk påvist at aluminium i sjøvann akkumuleres på fiskegjeller og forårsaker skader på gjellevev (Kroglund *et al.* 2000d; Bjerknæs *et al.* 2000). Det synes som om enkelte former av aluminium, som i ferskvann kan være ufarlige, får endrede egenskaper i saltvann og på den måten blir giftige. Tilførsel av aluminium til sjøvann kan være årsaken til omfattende fiskedød utenfor Kvina, i Masfjorden og utenfor Osterøy de siste 20 årene (Bjerknæs *et al.* 2000). Ingen av disse episodene med fiskedød i mærdanlegg kunne forklares med oppblomstring av alger. Det er imidlertid ikke hittil vist at aluminium i sjøvann påvirker postsmolt, selv om det er målt tildels høye konsentrasjoner på smolt innfanget under tråling i to fjorder på vetslandet (Bjerkenes og Kroglund, 1999).

Fordi Bolstadfjorden mottar aluminium fra Bolstadelvi og fra omkringliggende vassdrag, er aluminiumskonsentrasjonen i Bolstadfjorden betydelig høyere (range 30-150 $\mu\text{g Al/L}$) enn det som betraktes som bakgrunnskonsentrasjon i kystnære farvann (1-3 $\mu\text{g Al/L}$) eller i atlantisk havvann (0.1-9.3 $\mu\text{g Al/L}$). Betydningen av dette for anadrom fisk i Vosso er ikke kjent.

Lakselus har de siste 10-årene i økende grad blitt anerkjent som en sannsynlig årsak til redusert postsmoltoverlevelse. Under eksperimentelle forhold er det vist at laksesmolt dør når påslaget av lus overstiger 11.3 lus/smolt (Finstad *et al.* 2000b). Det er sannsynlig at et påslag med færre en 11 lus/smolt også kan påvirke smoltens helsekvalitet i en negativ retning, men det er ikke fastlagt noen eksakt grense (Bjørn og Finstad 1997). Økt predasjon (f.eks. som følge av svekket unnvikelsesatferd) og svekket immunforsvar kan innvirke på populasjonstettheten selv om påslaget av lus er mindre enn toleransegrensen.

Smoltutgangen i Vosso kan allerede i 1986 ha vært påvirket av lakselus (Sægrov *et al.* 1994). Sikre observasjoner av unormal tilbakevandring av postsjøauresmolt med store påslag av lus ble gjort allerede i 1991 (Urdal 1992). Sægrov *et al.* (1997b) konkluderte med at laksebestandene på Vestlandet utover på 1990-tallet ble redusert i større grad enn laksebestandene i andre regioner av Norge, på Kola og på Island. Reduksjonen i bestandene på Vestlandet ble sett i sammenheng med den store produksjonen av oppdrettslaks og det ble konkludert med at lakselus var den sannsynlige årsaken, se også Rieber-Mohnutvalgets innstilling (NOU 1999). Våren 1999 påviste Holst og Jakobsen (1999) store påslag av lakselus på utvandrende vill laksesmolt i Sogn og i Nordfjord. I påfølgende forsøk med smolten viste de eksperimentelt at påslag av lus resulterte i stor dødelighet. Dødeligheten var korrelert med infeksjonsintensitet.

Betydningen av partikkeltransport som følge av anleggsarbeider ved utløpet av Vangsvatnet i perioden 1989/90 og i 1991 ble evaluert av Thorstad *et al.* (1999). I denne evalueringen ble det konkludert med at anleggsvirksomheten medvirket til nedgangen i lakseproduksjonen i vassdraget, men at denne aktiviteten ikke var hovedårsaken til tilbakegangen ettersom reduksjonen begynte tidligere enn anleggsarbeidene. Anleggsarbeidene kan således ha bidratt til sammenbruddet i bestanden, men forklarer ikke den negative trenden fra 70-tallet og utover.

Det er signifikant dårligere vekst av aure og laks i Bolstadelvi enn i Vosso. Dette er forklart med økt vintertemperatur og redusert sommertemperatur (Raddum og Gabrielsen 1999). Tilførsel av vann fra Evanger kraftverk bidrar til og forklarer temperaturendringene. Redusert vannkvalitet vil også bidra til redusert vekst, og betydningen av temperatur kan være vanskelig å skille fra betydningen av vannkjemi. I forsøk hvor laks akkumulerte ca 20 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv avtok smoltvekt fra mars til mai, mens vekta til referansefisken, som hadde <10 $\mu\text{g Al/g}$ gjelle tv økte (Kroglund og Finstad 2000b).

Det er framsatt en rekke hypoteser om årsak til tilbakegangen i laksebestandene langs Vestlandet, se Rieber-Mohnutvalgets innstilling (NOU 1999). Både lakselus og forsurening kan hver for seg forårsake stort tap av postsmolt. For å kunne evaluere betydningen av lakselus i forhold til forsurening er det utført komparative forsøk i nabovassdraget til Vosso (Finstad *et al.* 1999a). Når smolten var beskyttet

mot lus (gitt lusebeskyttelse) var overlevelsen lav, men tilnærmet akseptabel. Smolt som var beskyttet mot lus, men som opplevde en forsuringsepisode på ca 15 timer rett før utsetting hadde en betydelig redusert overlevelse. I 1997 var overlevelsen av smolt etter Al-eksponering den samme som overlevelsen til den ubehandlet referansesmolt. Men i 1998 ble færre Al-eksponerte smolt enn referansesmolt innrapportert. Det er rimelig å anta at redusert forekomst av lus våren 1998 økte overlevelsen til den ubehandlet referansefisken dette året. Basert på disse undersøkelsene er det rimelig å anta at eksponering for Al vil kunne gi en direkte svekkelse av fiskens motstandsdyktighet overfor lus.

Foruten lakselus som marin faktor er det de senere år også påvist at aluminium i sjøvann utøver en gifteffekt på laks. Utenfor Osterøy hadde død voksen laks i overkant av 200 µg Al/g gjelle tv (Bjerknes *et al.* 2000). Under postsmolttråling våren 1999 ble det påvist relativt høye gjelle-Al konsentrasjoner på postsmolt uten at kilden til denne akkumuleringen er kartlagt (Bjerknes og Kroglund 1999). Bakgrunnsverdien for gjelle-Al i sjøvann er lavere enn 10µg Al/g tv, så alle konsentrasjonene målt må betraktes som en tegn på akkumulering. Vi hverken kan bekrefte eller avkrefte at aluminium i overflatelaget i Bolstadfjorden samt i brakkvannsområdet omkring deler av Osterøy har betydning for Vossolaksen, men dette kan ikke med dagens kunnskap ekskluderes som faktor. Denne faktoren vil ha innvirket på bestandsutviklingen så snart kritiske konsentrasjoner av aluminium ble tilført fjordområdene

5. Forsuringsproblemets omfang i Vosso

5.1 Oppsummering av kjemiske og biologiske forhold

Forsuring har medført omfattende skader på laksebestander i Norge (Hesthagen og Hansen 1991). Særlig Agder-fylkene og Rogaland er hardt rammet fordi nedfallet av svovel og nitrogen har vært langt større enn det naturen kan tåle (Henriksen *et al.* 1990; Henriksen og Buan 2000). Forsuringen kan under spesielle forhold forsterkes, og sjøsaltepisoder har ført til regional fiskedød på Vestlandet (Hindar *et al.* 1994). Intensiv granskogplanting kan øke forsuringfølsomheten generelt (Jenkins *et al.* 1990) og har trolig gjort enkelte områder ennå mer følsomme for sjøsalteffekten (Hindar *et al.* 1995).

Der forsuring bildet er utydelig er veiting av forsuring problemet i forhold til andre miljøproblem for laks vanskelig, se f.eks. Hindar *et al.* (1997). Selv om forsuring problemet kan sannsynliggjøres ved å undersøke vannkjemi og ved å måle effekten av vassdragets vannkvalitet på laks, enten eksperimentelt eller direkte i elva, vil innvirkningen på laksebestanden vanskelig kunne måles direkte når også andre trusselfaktorer, f.eks. angrep av lakselus, gjør seg gjeldende samtidig.

Fra Vosso foreligger ikke data som gir grunnlag for å kople forsuring direkte til bestandseffekter fordi også andre faktorer kan ha påvirket bestanden. Det er imidlertid funnet en rekke indisier på at forsuring kan medføre problemer for laksen i vassdraget. Laksestatistikken for elva kan vanskelig brukes direkte til å forklare hvordan forsuring eventuelt kan ha påvirket bestanden. Det er fordi rapportering av fangst kan ha vært ujevn og fordi andre miljøvariable og endring i fangstmetoder også påvirker statistikken. Våre konklusjoner om forsuring problemets omfang i Vosso må baseres på de kunnskapene som finnes om vannkjemien i vassdraget, forsuring generelt og toleranseverdier for laks på individnivå i Vosso og andre vassdrag. Dette medfører en viss grad av usikkerhet. Denne usikkerheten kan gi grunnlag for ulike tolkninger av det trussel bildet forsuringen alene eller sammen med andre miljøproblemer representerer.

Siden det først og fremst er forsuringforholdene for den utryddingstruede laksen i Vosso som er i fokus i denne utredningen, er det vannkjemien på anadrom strekning som er interessant. Tre vassdragsavsnitt er viet oppmerksomhet; anadrom strekning oppstrøms Vangsvatnet, Vosso fra Vangsvatnet og ned til Bolstadfjorden og sidefeltene i nedre del (nedstrøms Vangsvatnet). Det er også sannsynlig at vannkvaliteten i ferskvannstilførslene lenger ut i Bolstadfjorden kan være relevant å trekke inn i denne sammenhengen, men det foreligger ikke undersøkelser som gjør det mulig å vurdere denne situasjonen.

Konsentrasjonen av både uorganisk monomert Al og totalt monomert Al var svært lav i Strondaelvi og Raundalselvi i hele perioden 1994-2000 ($UmAl < 8 \mu g/L$), og episoder med pH ned mot 5.5 ser ikke ut til å være assosiert med høye Al-konsentrasjoner. Vi ser derfor ingen grunn til å anbefale kalking i disse elvene til tross for at det ble påvist dårlig fiskehelse i Raundalselvi i 1993-1994 (Kroglund *et al.* 1993, 1996a).

I Vosso fra utløp Vangsvatnet og ned til Bolstad ble det heller ikke påvist vannkvaliteter som i seg selv er skadelige i henhold til de kriterier som er brukt i denne rapporten. Vi finner derfor ikke grunnlag for å anbefale tiltak i hovedelva, men i sidevassdragene i dette området.

I dag kalkes tilløpet via Evanger kraftstasjon, men oppstrøms doseringen ser det ut til at vannkvaliteten har vært god i både 1998 og 1999. Vi tror dette henger sammen med at det i denne perioden ikke var sjøsaltepisoder av betydning. Dette er riktignok ikke dokumentert direkte ved måling av Cl og beregning av Na^* , men at det ikke er registrert betydelige reduksjoner i pH indikerer dette. En skal selvsagt være forsiktig med å trekke konklusjoner basert på to ”snille” år, og vi vil derfor vente noe med å avbryte kalkingen, se også neste kapittel.

I Teigdalselvi og Tverrelvi er det vanskelig å tolke forsuringssituasjonen på grunnlag av vannkjemii. Det skyldes delvis at vannkvaliteten i ukalket område er lite dokumentert og at dataene nedstrøms kalking ikke gir grunnlag for å skille direkte mellom effekten av skjellsand og en eventuell mobilisering av basekationer fra jorda i området. Men sjøsaltepisodene vintrene 1993, 1994 og 1995 var betydelige, med en rekke eksempler på at Na^* kan være i området – 10 til – 30 $\mu ekv/L$.

Fra det søndre lokalfeltet i nedre del av Vosso er det helt klart mobilisering av uorganisk monomert aluminium, men det kan se ut som om dette har skjedd i langt mindre grad i 1998-1999 enn tidligere år, trolig fordi det ikke har vært så kraftige sjøsaltepisoder som tidligere. Det er sannsynliggjort at det uorganisk monomere aluminiumet forsvinner fra vannfasen ved endringer i den kjemiske tilstandsformen. Denne prosessen tar tid, hvor pH og temperatur er vesentlig for raten. Muligheten for at Al blant annet setter seg på fiskegjeller og at det oppstår kjemiske ulikevekter når $UmAl$ transformeres er til stede.

I denne forbindelse vil vi også minne om at konsentrasjonene av uorganisk monomert Al kan være underestimert, slik det ble påpekt tidligere, og at tolkninger basert på Al-data fra NINA kan være for ”snille”.

Årsaken til fiskeresponser i karforsøk og akkumulering av aluminium i og på gjellevev forklares sannsynligvis best med forsuringbelastning. Andre kilder til aluminium i og på gjeller vil kunne være leire, men turbiditeten i vassdraget er for lav til at dette er en sannsynlig årsak. Den romlige variasjonen i fiskekvalitet kan best forklares med moderat aluminiumspåvirkning.

Betydningen av blandsonene vil variere med hvor mye giftig aluminium som transporteres til hovedelva, fortynningen av dette og avgiftingsraten. Konsentrasjonen av aluminium på gjellene tyder på at fisken i perioder og i enkelte vassdragsavsnitt eksponeres for gjellereaktivt aluminium. Konsentrasjonsnivåene i Vosso er ikke alarmerende høye, men godt innenfor områder hvor det i forsøk er påvist alvorlig svekkelse av saltvannstoleranse etter langvarig eksponering for lave Al

konsentrasjoner. I andre vassdrag er det imidlertid målt full saltvannstoleranse ved tilsvarende konsentrasjoner av gjelle-Al. Kildene til Al på gjellene i disse tilfellene er mest sannsynlig en annen forsuring.

5.2 Vurdering av usikkerhet

Siden forsuringens effekt på vannkvalitet og fisk er mindre tydelig i Vosso enn i mange andre vassdrag, er det grunnlag for å hevde at behovet for kalking ikke er tilstrekkelig sannsynliggjort. Andre miljøfaktorer, slik som lakselus, kan også forklare laksens tilbakegang. Det kan derfor hevdes at kalkingstiltak ikke bør gjennomføres. I så fall er det en risiko for at problemet for laksen fortsetter fordi det kan tenkes at nettopp forsuring er med på å skape eller forsterke de problemer som er registrert for laksen i Vosso.

Sannsynligheten for forsuringsskade, skalering av forsuringproblemet i forhold til lakselusproblemet og å tallfeste risikoen for at en tar feil avgjørelse hvis en velger å ikke gjennomføre kalkingstiltak er ikke mulig å tallfeste etter vår mening. Det skyldes blant annet at det ikke finnes enkle relasjoner mellom den type vannkjemi som er målt i Vosso og bestandsstatus for laks. Man må derfor velge andre tilnærminger for slik avgjørelser.

Om en velger å forlange full sikkerhet for at forsuring påfører Vossolaksen skader før ytterligere tiltak settes iverk, kan man etter vår oppfatning være på ville veier fordi en slik dokumentasjon neppe er mulig å skaffe. Det vil være analogt med å forlange full sikkerhet for at klimaendringer skyldes CO₂-utslipp før en setter inn utslippsbegrensende tiltak, noe som heller ikke er mulig å skaffe. I den såkalte Bergens-deklarasjonen (ECE 1990) står det at bærekraftig utvikling må være basert på føre-var prisippet og om tiltak for å bedre miljøet står det at: *"Where there are threats of serious or irreversible damage, lack of full scientific certainty should not be used as a reason for postponing measures to prevent environmental degradation."* Usikkerhet i disse sammenhenger er ikke ensbetydende med at man ikke skal gjøre noe. Mange beslutninger i vårt kompliserte samfunn må fattes uten full sikkerhet for beslutningens grunnlag eller resultat. Grunnlaget for handling er ofte en total vurdering av tilstand, trender og kunnskap forøvrig som kan bindes sammen til en faglig holdbar indisekjede. Kostnadene ved tiltak må imidlertid veies mot sannsynligheten for skade på grunn av forsuring, slik Aaheim også vurderer tiltak for å unngå klimaendringer (Aaheim 2000).

Vi er av den oppfatning at man, til tross for manglende dokumentasjon av en direkte kopling mellom forsuring og bestandsstatus, bør gjennomføre kalkingstiltak. Det kan legge forholdene bedre til rette for laksebestanden, blant annet ved at en øker sjøvannstoleransen til smolten. Flere miljøproblemer samtidig kan også bidra til å forsterke totaleffekten. Det kan være mulig at lakselusproblemet i Vosso forsterkes hvis vannmiljøet er ugunstig og svekker laksens motstandskraft.

Det er miljøforvaltningen som må ta en beslutning om hva som skal gjøres. Vi mener at den usikkerheten som er knyttet til en slik beslutning for Vossovassdraget må vies oppmerksomhet og gjøres kjent. Gjennom informasjon vil det være lettere å få forståelse for det valget man gjør.

6. Kalkingsplan

Vurdering av behovet for videre kalking av vassdraget er basert på den tolkningen av data som er framkommet ved gjennomgangen over. Tiltak bør rettes mot de nedre deler av vassdraget der det foregår mobilisering av aluminium fra nedbørfeltet. Dette gir muligheter for ulike valg, og det er først og fremst kontinuerlig kalking av sideelvene fra doserere, skjellsandkalking og terrengkalking som er aktuelle i dette området. Det er fordi det ikke finnes større innsjøer som egner seg for kalking.

6.1 Kalkdosering i Evanger kraftstasjon

Det regulerte feltet til Evanger kraftstasjon (254 km²) er allerede kalket, men vannkvaliteten har vært god uten kalking i to år. Vi foreslår at denne kalkingen videreføres i 2000 og 2001 inntil det er vist at vannkvaliteten er stabilt god over fire år. Det legges vekt på å følge utviklingen i TrAl samt pH.

6.2 Kalkdosering i sidefelt i nedre del

Kalking med doserere kan være godt egnet i større vassdrag, men også i mindre hvis driften er stabil. For kalkdosere som plasseres i mindre vassdrag er det ikke alltid mulig å få med den automatikken som større doserere er utstyrt med. Det kan gjøre det vanskelig å dosere rett kalkdose, og det krever større grad av tilsyn hvis driftsdata ikke kan hentes inn via driftskontroll (Høgberget og Hindar 1998).

I dette avsnittet er også Teigdalselvi og Tverrelvi tatt med selv om forsuringsbildet der er uklart. Som det går fram under anbefalingene bør det skaffes bedre dokumentasjon her, men det kan se ut til at skjellsandkalking har hindret negative effekter på vannkvaliteten av sjøsaltepisoder.

I nedre del av Vosso er terrenget slik at det vil være kort avstand fra kalkdosering i sideelv til samløpet med anadrom strekning. Det betyr at det blir for kort tid til å kontrollere aluminiumskjemien. Spesielt ved lave temperaturer, som det jo er i den viktige smoltifiseringsperioden og som det også vil være i de perioder det er viktigst å avgifte vannet fra sideelvene, er det viktig at det går en viss tid etter kalking før vannet når anadrom strekning. Da vil de nødvendige kjemiske transformasjoner av aluminium ha skjedd og faren for blandsoner og Al-akkumulering på gjellene er redusert. I Tabell 6 er det vist at aktuelle plasseringssteder kan være fra 1.5 til 9 km fra Vosso, men Teigdalselvi er også anadrom strekning, så i realiteten er avstanden til anadrom strekning der svært kort. Vossedalselvi er det ikke mulig å kalke med denne teknikken fordi det ikke går veg langs elva.

Et annet forhold er at de sure og aluminiumsholdige tilførslene er spredt over et nesten 300 km² stort område. Seks sideelver (Tabell 6) utgjør hver for seg ca. 10-100 km² og bør utstyres med kalkdosering hvis denne teknikken skal brukes. Men kun 210 km² dekkes av en slik kalking. Resten er småelver og diffuse tilførsler som det ikke er praktisk mulig å kalke.

Det kan også være at større tilførsler i indre Bolstadfjorden, for eksempel Tysseelvi, bør kalkes. Men vi har ikke sett data fra denne elven, og har valgt å ikke inkludere den i rapporten.

Beregning av nødvendige kalkmengder bør bygge på målt vannkjemi og vannmengder, men dette finnes ikke fra alle sideelver. Det vil si at de beregninger som gjøres her er beheftet med en stor grad av usikkerhet.

Tabell 6. Plassering av eventuelle kalkdosere i sideelver i nedre del av Vosso.

Sideelv (sør eller nord for Vosso)	Felt, km ²	Plassering av kalkdosere ved:	Avstand fra doserer til Vosso, km
Teigdalselvi (nord)	102	Bro ved Kråkefossen oppstrøms Langeland	9
Tverrelvi (nord)	35	Steine-Æddal	3
Torfinno (sør)	26	Gjelbakken	4
Sagelvi (sør)	19	500 m nedstrøms Skirveggi	1.5
Vossedalselvi (sør)	13	(ikke mulig)	-
Rasdalselvi (sør)	15	Utløp Rasdalsvatn	2.5

Siden vannkjemien er dårlig først og fremst i forbindelse med sjøsaltepisoder vinter og vår og siden det også er i denne perioden (fram til ca. midt i mai) at vannføringen kan være forholdsvis stor i sidefeltene (utgjør omlag 50% av avrenningen i Vosso), kan tiltak konsentreres til perioden februar-mai. Det er beregnet at 23-36% av vannføringen i lokalfeltet kan komme i denne perioden basert på vannføringen i 1993-1995 ved Mestad i Teigdalen. Med utgangspunkt i dette kan det regnes med at en tredel av middelvannføringen skal avsyres i disse feltene.

I Tabell 7 er beregnede kalkmengder gitt med utgangspunkt i at pH skal økes fra 5.0 til 6.2 i denne perioden. pH 5.0 er det laveste som er målt i sideelvene i perioden 1994-2000, mens pH 6.2 anses som tilstrekkelig til å avgifte aluminium. Selv om kun en tredel av årlig vannmengde skal avsyres, må silokapasiteten være tilpasset reelle flomvannføringer som kan oppstå. For å finne fram til flomvannføringen er middelvannføringen for elvene multiplisert med 15, som kan være en rimelig faktor i mindre vassdrag.

Kostnaden ved disse kalkingstiltakene er samlet omlag 290.000 kr/år for kalk når tonnprisen settes til kr. 800. I tillegg kommer kostnader for doseringsanlegg, både tilrettelegging, innkjøp og drift. De fleste dosererne vil være relativt små, med kapasitet på 5 til 10 tonn, mens dosereren i Teigdalen vil være middels stor, med kapasitet på 20-25 tonn. Med utgangspunkt i dosereren i Espedalen i Flekke-Guddalvassdraget og tre mindre doserere i Suldal kan prisen antydes til 0.8-1.0 mill. kr. I tillegg kommer altså tilrettelegging (atkomst, fundament, vann osv.), drift og eventuelle serviceordninger. Driftsproblemene for slike doserere kan være små (M. Farstad, pers. oppl.), men det er også erfaring med at de trenger justeringer over en periode (S.-D. Elnan, pers. oppl.)

6.3 Skjellsandkalking i Teigdalselvi og Tverrelvi

Det er ikke godt nok dokumentert at aluminium i vannfasen blir transformert til mindre giftige forbindelser ved skjellsandkalking. Det er snarere slik at det først og fremst er forholdene nede i elvegrusen som bedres, mens bekkevannet over i perioder kan være temmelig upåvirket (L'Abée-Lund *et al.* 1985).

Forsuringsbildet er som nevnt uklart i disse to elvene. Hvis det er skjellsandkalking som førte til avsyring under de betydelige sjøsaltepisodene som ble registrert i 1994 og 1995, kan det imidlertid være fornuftig å videreføre dette tiltaket i begge vassdrag. Vi mener det er grunner for å hevde dette. Samtidig bør en bestrebe seg på å finne ut om forsuringssituasjonen er slik at kalking bør opprettholdes.

Tabell 7. Beregninger av vannmengde for avsyring (1/3 av årlig vannmengde), kalkmengder, kalkdoser, silokapasitet og kostnad i utvalgte elver i nedre del av Vosso. Det er tatt utgangspunkt i årlig middelvannføring og at pH skal økes fra 5.0 til 6.2. Det er brukt en titreringskurve for TOC-fattige lokaliteter (TOC<3 mg/L) i beregningen av kalkmengder.

Sideelv	Vannmengde, mill. m ³	Kalkmengde, tonn/år	Kalkkostnad, 1000 kr./år
Teigdalselvi	75	190	152
Tverrelvi	26	64	51
Torfinno	19	47	38
Sagelvi	14	35	28
Rasdalselvi	11	27	22

* Kapasiteten er regnet ut ved å multiplisere middeldose for feltet med flomvannføring for ett døgn

Sideelv	Areal til doserer, km ²	Dose ved doserer, g/m ³	Middelvannføring, m ³ /s	Flomvannføring, m ³ /s	Kapasitet* tonn/døgn
Teigdalselvi	58	4.4	7.0	107	23
Tverrelvi	31	2.8	2.5	37	8
Torfinno	19	3.4	1.8	27	6
Sagelvi	17	2.8	1.3	20	4.5
Rasdalselvi	12.5	3.0	1.1	16	3.5

6.4 Terrengekalking

De siste årene er det gjennomført flere systematiske forsøk med terrengekalking for å avgifte surt overflatevann, se oversikt i pH-status (Hindar 1999). Metodikken er blitt raffinert en del siden de første forsøk (Hindar 1997) og både egnede terrengetyper og kalktyper er justert underveis. I 1998 og 1999 ble to nye felt på Vestlandet kalket, og det knytter seg en del interesse til effekten på vannkvalitet og landvegetasjon. Det kan se ut til at den valgte kalkdosen på 1 tonn/ha av grovdolomitt er lav for en markert økning i pH i Hovlandsdalen i Flekke-Guddal. Men samtidig kan det se ut til at en slik dose avsyrer vannet under sjøsaltepisoder, og det var jo det som var målet med tiltak i Vosso.

Basert på erfaringer fra kalking av skog i Gjerstad og typisk Vestlandsnatur i Flekke-Guddal, er det mulig å avgifte overflatevann ved å kalke terrenget med grovdolomitt og samtidig minimere uønskede effekter på land. Det er imidlertid en del begrensninger som det må tas hensyn til, og for Vosso sin del vil det først og fremst være sårbare vegetasjonselementer i høyreliggende partier. Kalking fører til at lav på fast fjell og stein blir borte (Traaen *et al.* 1997), og slike områder bør unndras for kalking. En må også være oppmerksom på at torvmoser blir ødelagt (Hindar *et al.* 1996), slik at kalking av myr vil sette klare spor etter seg. En nærmere vurdering av de aktuelle feltene i Vosso kan vise at det er begrensede områder igjen for terrengekalking.

Med disse muligheter og begrensninger må kalking av terrenget kun gjøres etter nærmere vurdering av egnede områder. Vi mener det ligger utenfor arbeidet med denne rapporten. Her vil vi imidlertid presentere aktuell dosering og kostnader knyttet til dette.

Ved å benytte seg av en midlere kalkdose på 1 tonn/ha i et areal på 100 km² (10.000 ha) i nedre del av Vosso, vil total kalkmengde komme opp i 10.000 tonn. Med en spredkostnad på 1500 kr./tonn vil total kostnad komme opp i 15 mill. kr. Siden effekten av en slik kalking ser ut til å holde seg over mange år, kan en tenke seg en fordeling over flere år ved å ta de viktigste områdene først eller starte

opp med forsøkskalking. Rasdalsfeltet vil trolig være godt egnet fordi en forholdsvis stor del av feltet ligger lavere (<600-700moh) enn de mest sårbare terrengområdene. Her foreligger det også vannkjemiske data fra tidligere slik at kalkingseffekten blir lettere å kontrollere. Kalking med 1500 tonn til en pris av 2.3 mill. kr. vil trolig avsyre feltet tilstrekkelig. Vossedalselvi bør inngå som referansefelt i en avgrenset periode, og en bør sikre seg et datasett fra begge slik at tiltaket kan evalueres etter ett eller to år. Det kan også være aktuelt å bytte om de to, slik at Vossedalselvi kalkes og Rasdalselvi beholdes en tid som referanse.

6.5 Anbefaling

Det vises til den behandlingen av usikkerhetsmomentet som er gitt i avsnitt 5.2, og den generelle begrunnelsen som er gitt for å anbefale tiltak.

Vi anbefaler at kalkingen i Evanger kraftstasjon fortsetter ut 2001 og tas opp til revurdering hvis vannkvaliteten også i 2000 og 2001 viser seg å være akseptabel i det overførte vannet før kalkingen. Skjellsandkalkingen i Teigdalselvi og Tverrelvi bør videreføres inntil det er vist at vannkvaliteten her er god også uten kalking. Prøvetakingsprogrammet bør endres for å fange opp dette. Det søndre feltet i nedre del av Vosso bør terrengkalkes, og det bør umiddelbart settes igang forsøk med terrengkalking i Rasdalen med Vossedalselvi som annetvalg. Hvis en utsetter terrengkalking, bør sideelvene kalkes med doserere i perioden februar-mai.

7. Referanser

- Barlaup, B.T., Raddum, G.G. og Gabrielsen, S.E. 1999. Vossovassdraget; 3 Fisk, s. 385-390. I: Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1998. DN-notat 1999-4.
- Bjerknes, V., Pettersen, M.N., Teien, H.-C. og Raddum, G.G. 1997. Kalking av Ekso. Vannkjemisk og biologisk kontroll våren 1997. NIVA rapport 3738-97. 42 s.
- Bjerknes, V. og Kroglund, F. 1999. Aluminiumanalyse av gjeller fra vill postsmolt av laks fra fjorder i Sogn og Fjordane våren 1999. Rapportering av resultater. Bergen, 22. Januar 2000, NIVA-notat.
- Bjerknes, V., Fyllingen, I., Holtet, L., Rosseland, B.O. og Teien, H.-C. 2000. Aluminium toxicity and mortality in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in estuarine waters. Submitted to "Acid rain, 2000"; Water, Air, and Soil Pollut.
- Bjerknes, V., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Hindar, A., Kleiven, E., Kvellestad, A., Raddum, G.G., Skiple, A. og Åtland, Å. 1998. Undersøkelse av vassdrag med anadrome fiskebestander i Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 3950-98. 138 s.
- Bjørn, P.A. og Finstad, B. 1997. The physiological effects of salmon lice infection on sea trout post smolts. Nord. J. Freshw. Res. 73: 60-72.
- Finstad, B., Kroglund, F., Teien, H.C. og Salbu, B. 1999a. Fremdriftsrapport – lakselus og sur nedbør som populasjonsregulerende faktor hos atlantisk laks og sjøørret – utsettinger av lakselusbeskyttet smolt. Fremdriftsrapport til Direktoratet for naturforvaltning. 5 s.
- Finstad, B., Kroglund, F., Hartvigsen, R., Teien, H.-C., Rosseland, B.O. og Salbu, B. 1999b. Suldalslågen. Fisk og vannkjemisk status våren 1997. NINA Oppdragsmelding, 588: 1-32.
- Finstad, B., Kroglund, F., Teien, H.C. og Salbu, B. 2000a. Uttak av gjeller fra referansevassdrag. Oppsummering av resultater fra 1998 og 1999. Fremdriftsrapport til Direktoratet for naturforvaltning. 4 s.
- Finstad, B., Grimnes, A., Bjørn, P.A. og Hvidsten, N.A. 2000b. Laboratory and field investigations of salmon lice (*Lepeophtheirus salmonis* Krøyer) infestation on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) postsmolts. Aquacult. Res. (in press).
- Hartvigsen, R. 1998. Vossovassdraget; 2 Vannkjemi, s. 306-309. I: Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1997. DN-notat 1998-3.
- Hartvigsen, R. 1999. Vossovassdraget; 2 Vannkjemi, s. 380-384. I: Kalking i vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter 1998. DN-notat 1999-4.
- Henriksen, A. og Buan, A.K. 2000. Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. NIVA-rapport 4179-2000. Naturens Tålegrenser, rapport nr.106. 29 s.
- Hesthagen, T. og Hansen, L.P. 1991. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norway due to acidification. Aquacult. Fish. Manage. 22: 85-91.
- Henriksen, A., Kämäri, J., Posch, M., Lövblad, G., Forsius, M. og Wilander, A. 1990. Critical loads to surface waters in Fennoscandia. NORD 1990:124. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 33 p.
- Hindar, A. 1997. Liming of acidified surface waters-strategies and effects. Dr. philos. thesis, University of Oslo.
- Hindar, A. 1999. Kan vi kalke på bakken for å redde vann og vassdrag? s. 4-5, pH-status 4-1999.
- 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-rapport 2917-93. 42 s.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. og Semb, A. 1994. Acid water and fish death. Nature 372: 327-328.
- Hindar, A., Henriksen, A., Kaste, Ø. og Tørseth, K. 1995. Extreme acidification in small catchments in southwestern Norway associated with a sea salt episode. Water, Air, Soil Pollut. 85: 547-552.
- Hindar, A., Kroglund, F., Lydersen, E., Skiple, A. og Høgberget, R. 1996. Liming of wetlands in the acidified Røynealandsvatn catchment in southern Norway - effects on stream water chemistry. Can J. Fish. Aquat. Sci. 53: 985-993.
- Hindar, A., Kroglund, F. og Skiple, A. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. NIVA-rapport 3606-97, Oslo. 96 s.
- Hindar, A., Teien, H.-C., Lierhagen, S., Oug, E. og Salbu, B. 2000. Faktorer som påvirker aluminiumskjemien og dermed vannkvalitetsmålet for laks i Tovdal- og Mandalsvassdraget. NIVA-rapport 4229-2000, Oslo. (in prep.).
- Holst, J.C. og Jakobsen, P.J. 1999. Lakselus dreper. Fiskets gang 8: 25-28.

- Høgberget, R. og Hindar, A. 1998. Driftskontroll av kalkdoseringsanlegg. Rapport 3824-98, NIVA. 37 s.
- Jenkins, A., Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Walker, T.A.B. og Miller, J. D. 1990. Modelling stream acidification in afforested catchments: an assessment of the relative effects of acid deposition and afforestation. *J. Hydrol.* 120: 163-181.
- Kaste, Ø., Hindar, A. og Kroglund, F. 1994. Miljøtiltak for bevaring av laksen i Vossovassdraget - Kalkingsplan. NIVA-rapport 2992-94. 23 s.
- Kroglund, F. og Staurnes, M. 1999. Water quality requirements of smolting Atlantic salmon (*Salmo salar*) in limed acid rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2078-2086.
- Kroglund, F. og Finstad, B. 2000a. Marine survival of postsmolt of *Atlantic salmon* affected by a short term episodic exposure to aluminum. (in prep).
- Kroglund, F. og Finstad, B. 2000b. Effekter av ulik vannkvalitet på fysiologisk respons, vekst, vandring og marin overlevelse hos to stammer av Atlantisk laks. NIVA-rapport (under trykking).
- Kroglund, F., Berntssen, M., Åtland, Å. og Rosseland, B.O. 1993. Er laksen truet ved selv svært moderate forurensning? Eksempler fra Vosso, Hordaland, 1993. NIVA-rapport 2947-93. 27 s.
- Kroglund, F., Hesthagen, T., Hindar, A., Raddum, G.G., Staurnes, M., Gausen, D. og Sandøy, S. 1994a. Sur nedbør i Norge - status - utviklingstendenser og tiltak. DN-utredning 1994-10. 97 sider.
- Kroglund, F., Staurnes, M., Rosseland, B.O. og Hindar, K. 1994b. Forurensning av lakseelver: har ulike stammer forskjellig toleranse. Foredrag ved Vassdragsregulantenenes forening, Oslo, 1994. 55-66.
- Kroglund, F., Finstad, B., Staurnes, M., Rosseland, B.O., Hektoen, H., van Berkum, T. og Iversen, M. 1996a. Vannkvalitetskriterier til laksesmolt. Undersøkelse av smoltkvalitet i ulike vassdrag i 1994. I: Kalking i vann og vassdrag 1996. Fou-årsrapporter 1994. DN-notat 1996.
- Kroglund, F., Finstad, B., Kvellestad, A., Larsen, B.M. og Rosseland, B.O. 1996b. Fastsettelse av forureningsnivå i ulike Vestlandsvassdrag basert på økofysiologiske og økotoksikologiske metoder. DN-notat 1996.
- Kroglund, F., Finstad, B., Rosseland, B.O., Teien, H.-C., Håvardstun, J. og Salbu, B. 1998a. Fisk og vannkjemisk status i Suldalslågen, våren 1996. NIVA-rapport 3863-98. 64 s.
- Kroglund, F., Hindar, A., Kaste, Ø. og Rosseland, B.O. 1998b. En vurdering av vannkvaliteten i Vossovassdraget, 1967-1997. NIVA-rapport 3823-98. 71s.
- Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Lucassen, E., Salbu, B. og Åtland, Å. 1998c. Endring i aluminiumsgiftighet i en humus-fattig elv ved bruk av kjemiske tiltak. Forsøk med laksesmolt i Suldalslågen - NIVA-rapport 3970-98. 102 s.
- Kroglund, F., Teien, H.-C., Håvardstun, J., Rosseland, B.O., Salbu, B. og Kvellestad, A. 1998d. Varighet av ustabil og skadelig aluminiumskjemi på giftighet overfor lakseparr; renneforsøk utført i Suldalslågen, høst 1996. - NIVA-rapport 3815-98. 64 s.
- Kroglund, F., Teien, H.-C., Lucassen, E., Håvardstun, J., Rosseland, B.O., Salbu, B. og Pettersen, M.N. 1999a. Avgiftingsrater til aluminium i humusrike vannkvaliteter og effekter på fisk. I: Årsrapport 1988 fra Reetableringsprosjektet. Utredning for DN, 1999-7. 1-40.
- Kroglund, F., Berger, H.M., Lande, A., Kaste, Ø., Johansen, M.B. og Håvardstun, J. 1999b. Status for vann- og smoltkvalitet i Otra, Vest-Agder våren 1999. NIVA-rapport 4158-99. 40 s.
- Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Salbu, B. og Lucassen, E.C.H.E.T. 2000a. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolts. Submitted to "Acid rain, 2000"; Water, Air, Soil Pollut.
- Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosseland, B.O. og Salbu, B. 2000b. Time and pH-dependant detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. Submitted to "Acid rain, 2000"; Water, Air, Soil Pollut.
- Kroglund, F., Teien, H.-C., Rosseland, B.O., Salbu, B., Kroglund, M., og Hansen T. 2000c. Aluminum toxicity in coastal/brackish waters. Submitted *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*
- Kvellestad, A. og Larsen, B.M. 1999. Histologisk undersøkelse av gjeller fra fisk som del av overvaking av ungfiskbestander i lakseførende vassdrag. NINA fagrapport 36: 1-76.
- L'Abée-Lund, J.H., Hindar, A., Matzow, D. og Kleiven, E. 1985. Vannkemi og fisk i det kalkede Birkedal-Hålandvassdraget. Rapport 10-1985. Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvernavdelingen. 30 s.
- Lydersen, E. 1990. The solubility and Hydrolysis of Aqueous Aluminium Hydroxides in Dilute Fresh Waters at different Temperatures. *Nord. Hydrol.* 21: 195-204.
- Lydersen, E., Poléo, A.B.S., Pettersen, N., Riise, M., Salbu, B., Kroglund, F. og 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.

- NOU 1999. Til laks å alle kan ingen gjera? NOU 1999:9 (Rieber-Mohn utvalgets innstilling).
- Polø, A.B.S., Lydersen, E., Rosseland, B.O., Kroglund, F., Salbu, B., Vogt, R. og 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 og Gabrielsen, S.E. 1999. Endringer i temperatur og vekst av fisk i Bolstadelvi etter regulering. Rapport no 110 fra Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Zoologisk museum, Universitetet i Bergen.
- Rosseland, B.O. og Staurnes, M. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach, pp. 227-246. In: Steinberg, C.E.W. and Wright, R.W. (eds.): *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Rosseland, B.O. og Kroglund, F. 2000. Hvordan var de norske laksestammene før forureningen og vil de kunne bli som før f.eks. ved hjelp av kalking. Nordisk kalkingsseminar, Falun, sept. 1999 (manus).
- Rosseland, B.O., Blakar, I., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D., Salbu, B., Staurnes, M. og Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acid river waters: Complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environm. Pollut.* 78: 3-8.
- Rosseland, B.O., Maroni, K., Salbu, B. og Rosten, T. 2000a. Vannkvalitetsundersøkelsen '99. Resultater fra undersøkelser av 53 settefiskanlegg våren 1999 mht. råvann, driftsvann, vannkjemisk miljø i fiskekar og aluminium og jern på gjeller av laksesmolt. Kompendium KPMG, NIVA, LAK/IBK-NLH (sperret).
- Rosseland, B.O., Kroglund, F., Staurnes, M., Hindar, K. og Kvellestad, A. 2000b. The super-sensitivity of the Atlantic salmon smolt stage prohibit strategic use of genetic tolerance to acid water in management programmes. Submitted to "Acid rain, 2000"; *Water, Air, Soil Pollut.*
- SFT 1999. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport-Effekter 1998. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 781/99, Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- Staurnes, M., Blix, P. og Reite, O.B. 1993a. Effects of acid water and aluminium on parr-smolt transformation and sea water tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1816-1827.
- Staurnes, M., Lysfjord, G., Hansen, L.P. og 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., Kroglund, F. og Rosseland, B.O. 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon in water undergoing acidification and liming in Norway. *Water, Air, Soil Pollut.* 85: 347-352.
- Staurnes, M., Hansen, L.P., Fugelli, K. og Haraldstad, Ø. 1996. Short term exposure to acid water impairs osmoregulation, seawater tolerance and subsequent marine survival of smolts of Atlantic salmon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 1695-1704.
- Sægrov, H., Barlaup, B.T. og Lura, H. 1991. Anleggsarbeidet i Vosso, vinteren 1990-91. Effekter på overleving av lakseeegg. Rapport fra Zoologisk museum, Økologisk avdeling, Universitetet i Bergen, 25 s.
- Sægrov, H., Kålås, S., Lura, H. og Urdal, K. 1994. Vosso-laksen. Livshistorie - bestandsutvikling - gyting - rekruttering - kultivering. Rapport Zoologisk Institutt, Økologisk Avdeling, Universitetet i Bergen. 44 s.
- Sægrov, H., Hindar, K., Kålås, S. og Lura, H. 1997a. Vossolaksen blir erstatta med rømt oppdrettslaks. Rådgivende Biologer AS. Rapp. 248. 23 s.
- Sægrov, H., Hellen, B.A., Johnsen, G.H. og Kålås, S. 1997b. Utvikling i laksebestandene på Vestlandet. Lakseforsterkningsprosjektet i Suldal, Fase II. Rapport nr. 34: 1-28.
- Thorstad, E., Heggberget, T.G. og Økland, F. 1999. Biologisk evaluering av anleggsarbeider i Vossovassdraget 1989-91 med hovedvekt på laks. NINA-rapport, 1999, 29 s.
- Traaen, T.S., Frogner, T., Hindar, A., Kleiven, E., Lande, A. og Wright, R.F. 1997. Whole-catchment liming at Tjønnsstrond, Norway: An 11-year record. *Water, Air, Soil Pollut.* 94: 163-180.
- Urdal, K. 1992. Omfanget av lakselus på vill laksefisk i fylka Nordland, Nord- og Sør-Trøndelag, Møre & Romsdal og Sogn & Fjordane. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim: 17 s.
- Verbost, P.M., Berntssen, M.H.G., Kroglund, F., Lydersen, E., Witters, H.E., Rosseland, B.O., Salbu, B. og Wendelaar Bonga, S.E. 1995. The toxic mixing zone of neutral and acidic river water: acute aluminium toxicity in brown trout (*Salmo trutta* L.). *Water, Air, Soil Pollut.* 85: 341 - 346.
- Virtanen, E. og Sovio, A. 1985. The patterns of T₃, T₄, cortisol and Na⁺-K⁺-ATPase during smoltification of hatchery-reared *Salmo salar* and comparison with wild smolts. *Aquaculture* 45: 97-109.
- Aaheim, A. 2000. Usikkerheten om klimaet, s. 45. Dagbladet, kronikk den 2. august 2000.

- Åtland, Å., Barlaup, B.T. og Raddum, G.G. 1997. Undersøkelse av regulerte vassdrag med anadrome fiskestammer i Høyanger kommune i Sogn og Fjordane - foreløpig datarapport. NIVA-notat V97/01. 33 s.
- Åtland, Å., Barlaup, B.T., Bjerknes, V., Kvellestad, A., Raddum, G.G. og Sundt, R. 1998a. Undersøkelse av regulerte vassdrag med anadrome fiskebestander i Høyanger kommune, Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 3812-98. 72 s.
- Åtland, Å., Bjerknes, V., Barlaup, B.T., Gabrielsen, S.E., Hindar, A., Kleiven, E., Kvellestad, A., Raddum, G.G. og Skiple, A. 1998b. Vannkvalitet og anadrom fisk i Høyanger- og Ortneviksvassdraget i Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 3891-98. 53 s.