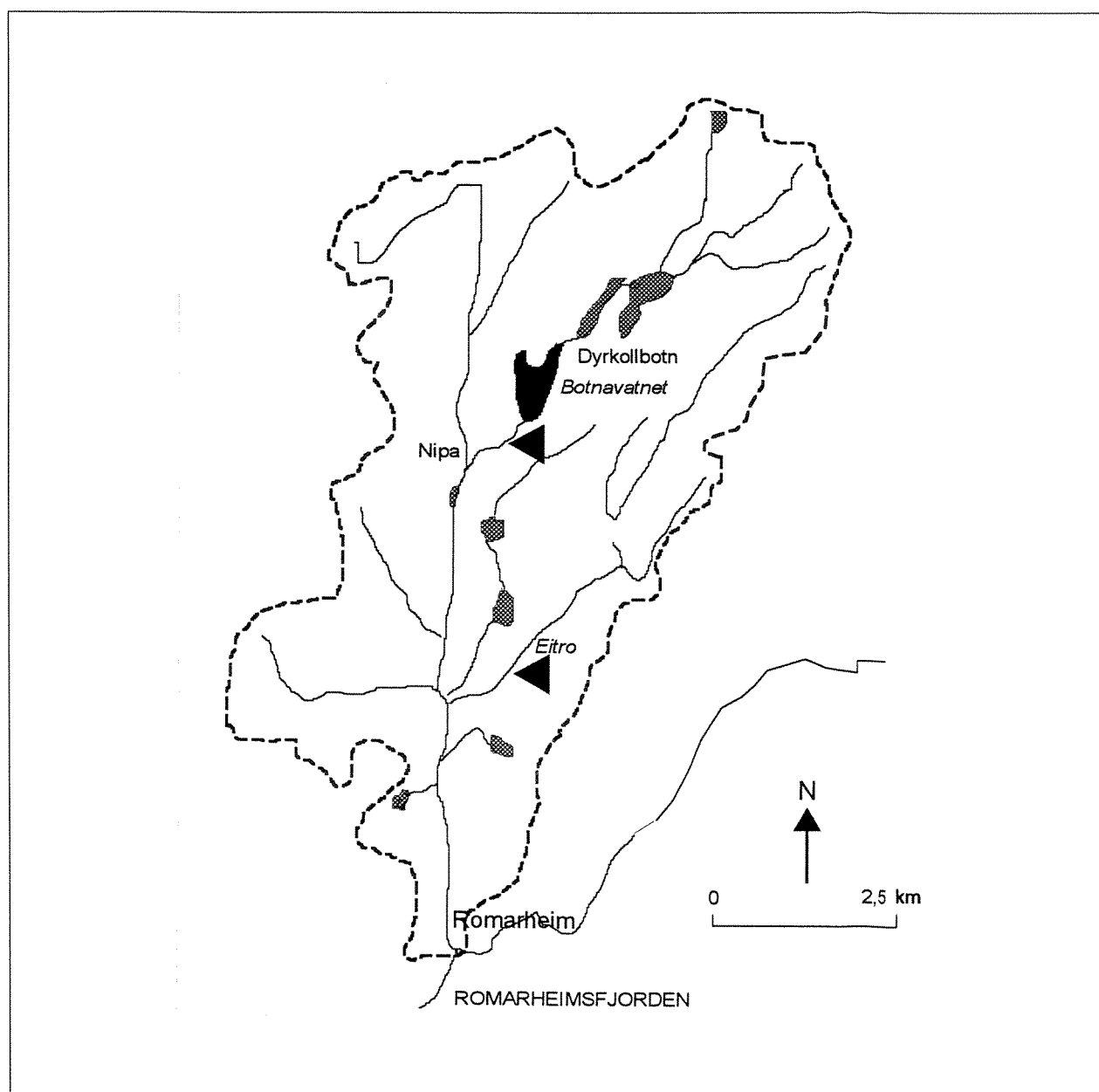


Kalkingsplaner for Romarheimselva, Samnangervassdraget og Uskedalselva i Hordaland



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 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 A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Kalkingsplaner for Romarheimselva, Samnangervassdraget og Uskedalselva i Hordaland.	Løpenr. (for bestilling) 3897-98	Dato 010798
	Prosjektnr. Undernr. O-97171	Sider Pris 54
Forfatter(e) Vilhelm Bjerknes Åse Åtland Atle Hindar Alv Arne Lyse (Bio Vest AS)	Fagområde Kalking	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelinga	Oppdragsreferanse Kjell Hegna
--	----------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten vurderer kalkingsbehov i Romarheimselva, Samnangevassdraget og Uskedalselva basert på foreliggende resultater av vannkjemiske og biologiske undersøkelser. Romarheimselva har kronisk surt vann med stor grad av aluminiumsmobilisering. I Samnangervassdraget er særlig det regulerte Storelvfeltet rammet av forsurening. I Uskedalselva har Børsdalselva uakseptabel vannkvalitet for laksefisk. Romarheimselva og Uskedalselva betraktes som sjøareelver, mens Samnangervassdraget anses som et lakse- og sjøarevassdrag. Vannkvalitetsmål for kalking er basert på dette. For Romarheimselva foreslås dosering til Dyrkollbotnelva og Eitro, evt. i kombinasjon med Nysæter/Svarthol-feltet, med sikte på avsyring av anadrom strekning i hovedelva fra Dyrkollbotnelva til sjøen. I Samnangervassdraget foreslås dosering i de to hovedstrengene, Storelva og Eikedalselva, evt. i kombinasjon med innsjøkalking av reguleringsmagasin for Storelvas vedkommende. I Uskedalselva foreslås dosering til hovedelva og til Børsdalselva, samt dosering, subsidiært innsjøkalking av Mannsvatn, for avsyring av Tverrelva.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Forsuring 2. Aluminium 3. Anadrom laksefisk 4. Kalking 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Acidification 2. Aluminium 3. Anadromous salmonidae 4. Liming
---	--

Vilhelm Bjerknes

Prosjektleder

ISBN 82-577-3483-7

Alv Arne Lyse

Forskningsjef

**Kalkingsplaner for Romarheimselva,
Samnangervassdraget og Uskedalselva
i Hordaland**

Forord

Biologiske og vannkjemiske undersøkelser av Romarheimselva i Lindås Samnangervassdraget i Samnanger og Uskedalselva i Kvinnherad indikerer forsurening og forsureningsskader på fiskebestander og bunndyr i vassdragene. På denne bakgrunn har Fylkesmannen i Hordaland i brev av 18.09.97 bedt NIVA om å oppsummere de viktigste resultatene av undersøkelsene, og på dette grunnlag utarbeide kalkingsplaner for de tre vassdragene.

Et forprosjekt som oppsummerer tidligere undersøkelser og påpeker behovet for supplerende undersøkelser ble levert 15. november 1997. Det er foretatt befaringer av alle de tre vassdragene, og det er foretatt innsamling og kjemisk analyse av vannprøver fra Romarheimselva og Uskedalselva våren 1998.

Grunnlagsmaterialet fra Samnangervassdraget er samlet inn og presentert med assistanse fra Alv Arne Lyse fra Bio Vest AS. Arbeidet er finansiert av Fylkesmannen i Hordaland. Vi takker for oppdraget og samarbeidet underveis.

Bergen, mars 1998

Vilhelm Bjerknes

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Vassdrag og bakgrunnsmateriale	9
2.1 Romarheimselva (064.4z)	9
2.1.1 Materiale	9
2.1.2 Resultater	11
2.1.3 Diskusjon og konklusjon	13
2.2 Samnangervassdraget (055.Z)	15
2.2.1 Materiale	15
2.2.2 Resultater	18
2.2.3 Diskusjon og konklusjon	21
2.3 Uskedalselva (045.2Z)	23
2.3.1 Materiale	23
2.3.2 Resultater	25
2.3.3 Diskusjon og konklusjon	28
3. Kalkingsplan	29
3.1 Beregning av kalkdoser	29
3.2 Kalking av Romarheimselva	30
3.2.1 Mål og strategi	30
3.2.2 Kalkdoser og kostnader	31
3.3 Kalking av Samnangervassdraget	32
3.3.1 Mål og strategi	32
3.3.2 Kalkforbruk og kostnader	33
3.4 Kalking av Uskedalselva	35
3.4.1 Mål og strategi	35
3.4.2 Kalkdoser og kostnader	36
4. Referanser	39
Vedlegg A. Kalking - faglig bakgrunnsmateriale	41

Sammendrag

Effektene av sur nedbør har i flere år vært entydige i de sørligste delene av landet, bl.a. med omfattende fiskedød og skader på en rekke laksebestander. På Vestlandet er det også registrert vannkvaliteter som betraktes som direkte skadelige, eller med mulig skadevirkning på individ- eller bestandsnivå. Den økte oppmerksomheten på forsuringssituasjonen på Vestlandet skyldes bl.a. kunnskap som er blitt ervervet om vannkvalitetskriterier for laksesmolt og den ustabile aluminiumskjemien (blandsoner) som kan forekomme når ulike vannkvaliteter blandes. Sjøaure er mindre følsom for surt vann og aluminium enn laks, men det er ikke fastsatt klare vannkvalitetskriterier for denne arten.

Vannkvaliteten i enkelte vassdrag og sidefelt til vassdrag i Hordaland har i tidligere undersøkelser vist seg å være uakseptabel, og det er påvist biologiske effekter av uakseptabel vannkvalitet. I denne rapporten behandles tre slike vassdrag, Romarheimselva i Lindås, Samnangervassdraget i Samnanger og Uskedalselva i Kvinnherad.

I Romarheimselva er vannkvaliteten kronisk sur med fare for aluminiumsmobilisering i alle de større delfeltene. I Samnangervassdraget er særlig det regulerte Storelv-feltet rammet av forsuring, mens situasjonen synes noe bedre i deler av Eikedalsfeltet. I Uskedalsvassdraget bidrar Børsdalselva med surt vann med til dels høye konsentrasjoner av labilt aluminium. Dette gir periodevis uakseptabel vannkvalitet i nedre del av anadrom strekning i Uskedalselva.

Romarheimselva og Uskedalselva betraktes som sjøaureelver, og rapporten foreslår vannkvalitetsmål som antas å ivareta denne arten. Samnangervassdraget regnes som et lakse- og sjøaurevassdrag, og vannkvalitetskriterier for laks er lagt til grunn for kalkingsmålet for dette vassdraget.

Rapporten gir en kortfattet gjennomgang av senere biologiske og vannkjemiske undersøkelser i de tre vassdragene, og gir en generell vurdering av forsuringssituasjonen i det enkelte vassdrag, både når det gjelder vannkvalitet og egnethet for tiltak. Ut fra dette er det utformet konkrete forslag til tiltak og omfang, både tekniske løsninger, mengder kalk og antatte kostnader.

I Romarheimselva anbefales kalking (dosering) i sidefeltene Eitro, evt. i kombinasjon med Nysæter/Svarthol-feltet, og Dyrkollbotn med sikte på avsyring av hele hovedelva fra samløpet med Dyrkollbotnelva til munningen. I Samnangervassdraget anbefales kalking i den regulerte delen av Storelva (dosering, subsidiært innsjøkalking i ett eller flere reguleringsmagasin, eller en kombinasjon av disse tiltakene) med sikte på avsyring av vassdraget ned til sjøen. I Eikedalselva anbefales kalking (dosering) for avsyring ned til Frølandsvatn. I Uskedalselva anbefales kalking (dosering) i hovedelva og i de to sidegrenene Børsdalselva og Tverrelva. For Tverrelvas vedkommende vil trolig innsjøkalking i Mannsvatn, evt. i kombinasjon med terrengkalking være et realistisk alternativ.

Effektene av innsjøkalking i magasinene i Samnangervassdraget vil avhenge av bl.a. manøvrering og tappedyp og oppholdstider i magasinene. Nærmere vurdering av innsjøkalking av Mannsvatn i Tverrelv-feltet i Uskedalselva, evt. i kombinasjon med andre kalkingsstrategier, vil kreve en grundig befarings av området og nøyaktige volum-målinger av innsjøen. Kostnaden med evt. terrengkalking vil være usikker fordi det ikke er gjennomført undersøkelser av slik kalking i denne delen av landet tidligere.

Summary

Title: Liming Plans for rivers Romarheimselv, Samnangervassdraget and Uskedalselv in Hordaland County.

Year: 1998

Authors: Vilhelm Bjerknes, Åse Åtland, Atle Hindar and Alv Arne Lyse.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-3483-7

The effects of acidification are well documented in the southernmost parts of Norway for several years, and have resulted in extensive death and damage to salmon populations. Based on increased knowledge on water quality criteria for smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.), also the water quality in western parts of Norway is now regarded as potential toxic to salmonids. Zones of unstable aluminium chemistry, created by mixing of water of different quality, may increase this toxicity. In spite of the general agreement that migrating brown trout (sea trout) is less sensitive to acidification than Atlantic salmon, no water quality criteria has been recommended for sea trout.

Based on biological and water chemical monitoring, water quality is considered as unacceptable to salmonides in a number of watercourses or subcatchments in Hordaland. This report includes three such watercourses, river Romarheimselva in Lindås municipal, river Samnangervassdraget in Samnanger municipal and river Uskedalselva in Kvinnherad municipal.

In river Romarheimselv the water quality is unacceptable for Atlantic salmon in all subcatchments, with risks for mobilization of toxic aluminium. In the Samnanger watercourse, the regulated Storelv-catchment is acidic, while Eikedalselv is considered as less acidic. In river Uskedalselv, the subcatchment Børsdalselv contributes with acid and aluminium rich water to the lower stretch of the anadromic part.

The report summarises results of present biological and water chemical surveys from the three watercourses, and evaluates water quality and possibilities for liming measures. Both technical solutions and costs are considered.

In river Romarheimselv dosing of lime is recommended in the subcatchments Eitro and Dyrkollbotn. In Samnanger watercourse lime dosing running water or lake liming (of power magazines) is recommended in the regulated part of the Storelva catchment, while dosing of lime is recommended in the Eikedalselva subcatchment. In river Uskedalselv lime dosing is recommended both in the main river and in the acidic tributaries of Børsdalselv and Tverrelv. In the Tverrelv catchment liming in lake Mannsvatn is considered as an alternative, eventually combined with terrestrial liming.

The effects of lake liming in Samnanger watercourse will depend on regulation, draining level and residence time of the magazines. Use of lake Mannsvatn in Uskedalselva as a lime reservoir, eventually combined with other liming strategies, needs an exact volume calculation of the lake.

1. Innledning

Effektene av sur nedbør har i flere år vært entydige i de sørligste deler av landet, bl.a. med omfattende fiskedød og skader på en rekke laksebestander. På Vestlandet er det også registrert vannkvaliteter som betraktes som direkte skadelige, eller med mulig skadevirkning på individ- eller bestandsnivå. Den økte oppmerksomheten på forsuringssituasjonen på Vestlandet skyldes bl.a. kunnskap som er blitt ervervet om vannkvalitetskriterier for laksesmolt og den ustabile aluminiumskjemien (blandsoner) som kan forekomme når ulike vannkvaliteter blandes.

Det er åpenbart flere forhold som kan være medvirkende årsaker til den negative utviklingen av laksebestandene på Vestlandet, bl.a. rømt oppdrettsfisk, sykdommer og parasitter, vassdragsregulering og miljøendringer i havet. Forsuring har bidratt til, eller er hovedårsak til en del av de problemene en observerer i en rekke laksevassdrag. I Hordaland er skadene stedvis åpenbare, noe som henger sammen med mengde forsurende nedfall og med geologiske forhold, og dermed motstandskraft mot forsuring. Imidlertid er det store lokale forskjeller mellom ulike nedbørfelt.

Når en vurderer forsuring av vassdrag som årsak til fiskedød og reproduksjonssvikt, er det også viktig å påpeke at mengden sterke syrer (primært svovelsyre) i nedbøren har avtatt med 40-60% over hele landet i perioden 1980 til 1996 (Tørseth & Manø 1997). Dette har også bidratt til forbedring av vannkvaliteten i elver og innsjøer. I NIVA's 1500 sjøers undersøkelse inngikk 94 innsjøer på Vestlandet (Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane). I perioden 1985 til 1996 har det i disse innsjøene vært en gjennomsnittlig nedgang i sulfatkonsentrasjonen på 25%. Samtidig har det funnet sted en signifikant økning i pH og i vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC), og en signifikant nedgang i konsentrasjonen av giftig aluminium, LAI (Skjelkvåle *et al.* 1997). Denne markerte tendensen sees i alle elver og feltforskningsområder som inngår i NIVA's overvåkingsprogram. Når en allikevel snakker om forsuring på Vestlandet på 1990-tallet, betyr dette ikke at vassdragene er blitt surere i denne perioden, sammenliknet med situasjonen på 70- og 80-tallet. Imidlertid er flere vassdrag fortsatt så sure at dette kan være en viktig årsak til de svake bestandene av laks og aure i mange vestlandsvassdrag.

Til forskjell fra Sør-Norge, finnes det i de fleste forsuringsskadete vassdrag på Vestlandet fortsatt restbestander av anadrom laksefisk. Målet med å kalke slike vassdrag vil først og fremst være å gjenskape vilkår som sikrer reproduksjon og livsvilkår for de ferskvannslevende stadiene til disse artene. Smoltstadiet regnes som det mest følsomme stadiet. I de fleste vassdrag er kalkingsmålet fastsatt på basis av vannkvalitetskriterier for dette stadiet hos laks.

Sjøauren påvirkes på samme måte som laks. I forsuringspåvirkete vassdrag der begge arter forekommer naturlig, er det likevel et gjennomgående trekk at sjøauren opprettholder et stabilt bestandsnivå i lang tid etter at det er registrert reduksjoner i laksebestandene. Ulike undersøkelser har påvist at ulike stadier hos sjøaure har større motstandskraft mot forsuring enn tilsvarende stadier hos laks, med bl.a. bedre overleving på rogn- og yngelstadiet (Grande *et al.* 1978), mindre ionetap i surt vann hos sjøaureparr (Rosseland & Skogheim 1984), og mindre avsetning av aluminium på gjeller hos sjøauresmolt (Bjerknes *et al.* 1997). Det er likevel en rekke indikasjoner på reproduksjonssvikt i sjøaurebestander i forsurete vassdrag. Mens man for laks har kommet fram til aksepterte vannkvalitetskriterier (pH-verdier), er det fortsatt høyst uklart hvilke krav til vannkvalitet som skal anses som akseptable for sjøaure. Dette gjør det enkelt å fastsette vannkvalitetsmål for kjemiske tiltak i vassdrag der begge arter forekommer, mens vi ennå mangler tilsvarende holdepunkter for å fastsette kalkingsmål i rene sjøaurevassdrag. I denne rapporten har vi benyttet veiledende retningslinjer fra DN for pH-styring i kalkete laksevassdrag når det

gjelder kalkingsmål for laks. For sjøaure har vi valgt å kreve $\text{pH} \geq 6.2$ i smoltifiseringsperioden og $\text{pH} \geq 6.0$ resten av året (Hindar 1992).

Tabell 1. Etterprøvbare kalkingsmål.

Periode	pH-verdi anadrom strekning	
	Laks	Sjøaure
15. februar - 31. mars	6.2	6.2
1. april - 31. mai	6.4	6.2
1. juni - 14. februar	6.0	6.0

I kalkingsplanene har vi foreslått kalkingsmål for sjøaure i Romarheimselva og Uskedalselva og for laks i Samnangervassdraget.

En undersøkelse av vannkvaliteten i 16 vest-norske vassdrag, heriblant 6 i Hordaland (Hindar *et al.* 1997), konkluderte med uakseptabel vannkvalitet for laks i en rekke delfelt, og anbefalte tiltak og/eller nærmere undersøkelser i flere vassdrag eller delfelt. Av de tre vassdragene som behandles i denne rapporten, var bare Samnangervassdraget med i den nevnte undersøkelsen. I denne rapporten er forslagene til tiltak for Samnangervassdraget utformet på grunnlag av Hindar *et al.* (1997). For Romarheimselva og Uskedalselva bygger de vannkjemiske vurderingene på diverse andre undersøkelser (Hellen *et al.* 1996; Johnsen *et al.* 1996; Kålås *et al.* 1996 a, b & c; Johnsen 1997; Kålås & Sægrov 1997). I tillegg er det satt igang egne programmer for prøvetaking og vannanalyser vinteren og våren 1998 i disse to vassdragene. Resultatene av disse undersøkelsene kan nyttes til justering av kalkmengder og driftskostnader, mens tiltakenes utforming og tekniske løsninger i hovedsak vil være basert på foreliggende kunnskap om vannkvalitet og biologiske forhold.

Rapporten kan ses på som en hovedplan for tiltak, og det vil være behov for nærmere presisering m.h.p. doseringsteknikk, lokalisering, strøm- og telefonframføring og avklaring av grunneierforhold. Rapporten vil imidlertid være tilstrekkelig som grunnlag for søknad om kalkingstilskudd.

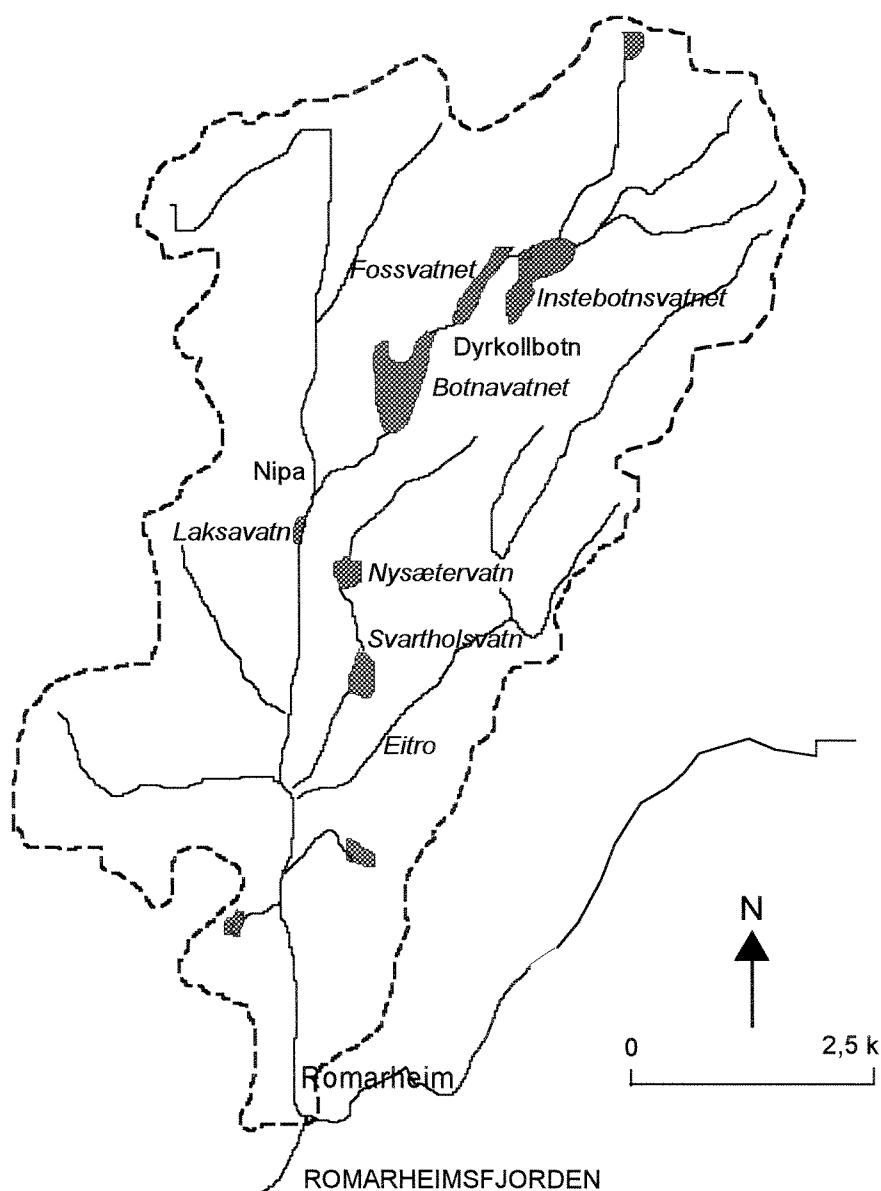
2. Vassdrag og bakgrunnsmateriale

2.1 Romarheimselva (064.4z)

2.1.1 Materiale

Områdebeskrivelse

Romarheimselva (Figur 1) ligger i Lindås kommune og renner ut i Romarheimsfjorden, en sidearm til Osterfjorden, ved Romarheim. Nedbørfeltet er 46.7 km² og grenser til Vetle Aurdalselva og Eikfetelva i vest, Haugsdalselva i nord og Modalselvi i øst.



Figur 1. Kart over Romarheimselva m/nedbørfelt.

Berggrunnen i nedbørfeltet består av gneis. De høyeste delene av feltet ligger på ca. 900 m o.h. De største innsjøene, Instebotnsvatnet (407 m.o.h.), Fossvatnet (403 m.o.h.) og Botnavatnet (348 m.o.h.)

ligger i sidevassdraget fra Dyrkollbotn. Liten magasinkapasitet gjør Romarheimselva til en flomelv med raske svingninger i vannføring. Anadrom strekning er omtrent 9 km til like oppstrøms Nipa. Riksveg 14 følger hele lakseførende strekning av hovedvassdraget. I tillegg går det vei til Dyrkollbotn og til Gamlestølen ved Eitro. Utenom Romarheim og Dyrkollbotn, der det drives leirskole, er det lite bosetting langs vassdraget. Vassdraget er uregulert, men er forebygd i nedre del.

Vannkvalitet

Materialet om vannkvalitet for 1995 og 1996 (Hellen *et al.*, 1996; Kålås *et al.*, 1996 a, c; Kålås & Sægrov, 1997), er i sin helhet innsamlet av Rådgivende Biologer AS (Tabell 2). Prøver fra 1995 er analysert ved Hordaland Fylkeslaboratorium, senere prøver er analysert ved Chemlab Services AS.

Tabell 2. Prøvetakingslokaliteter, feltstørrelser og prøvetakingstidspunkt i Romarheimselva.

Prøvelokalitet	Feltstørrelse	Prøvetidspunkt	Antall prøver
Hovedelv oppstr. Dyrkollbotn	10.5 km ²	juni 1996	1
Hovedelv nedstr. Dyrkollbotn	21.5 km ²	november 1995 oktober 1996	2
Hovedelv ved utløp	46.7 km ²	mai 1995 november 1995 juni 1996 oktober 1996	4
Elv fra Dyrkollbotn	11.0 km ²	juni 1996	1
Eitro	10.5 km ²	juni 1996	1

Prøvene er analysert på følgende parametre: pH, kalsium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, klorid, nitrat, reaktivt aluminium og ikke-labilt aluminium.

Hydrologi

Gjennomsnittlig årsnedbør i nedbørfeltet er anslått ut fra nærliggende nedbørstasjoner (DNMI, 1985). Middel årsavrenning er anslått ut fra avrenningskart (NVE, 1987).

Fisk og bunndyr

Romarheimselva er ikke medtatt i Norges offisielle statistikk over fiske og oppdrett av laks m.v. Omtale av fiske og undersøkelser av ungfisk i denne rapporten er hentet fra Rådgivende Biologer AS (Kålås *et al.* 1996 a, c; Kålås & Sægrov 1997). Fjellheim & Raddum (1996) har fastsatt forsuringsindekser for Romarheimselva (2 stasjoner), Dyrkollbotnelva og Eitro (ialt 4 stasjoner) basert på kvalitativ prøvetaking av bunndyr.

Kultiveringsarbeid og kalkingsaktiviteter

Instebotnvatnet og Fossvatnet (Dyrkollbotn) er kalket høsten 1996 og høsten 1997 (Tabell 3). Etter det vi kjenner til er det ikke drevet kultiveringsarbeid i elven i form av fiskeutsettinger eller biotopforbedrende tiltak.

Tabell 3. Kalking i Romarheimsvassdraget 1996/1997

Vatn	Kalkmengde	Kalktype	Kalkingstidspunkt	Kalkingsmetode
Instebotnvatn	17 tonn	NK3	23. oktober 1996	Helikopter
Fossvatn	17 tonn	NK3	23. oktober 1996	Helikopter
Instebotnvatn	17 tonn	NK3	24. september 1997	Helikopter
Fossvatn	17 tonn	NK3	24. september 1997	Helikopter

2.1.2 Resultater

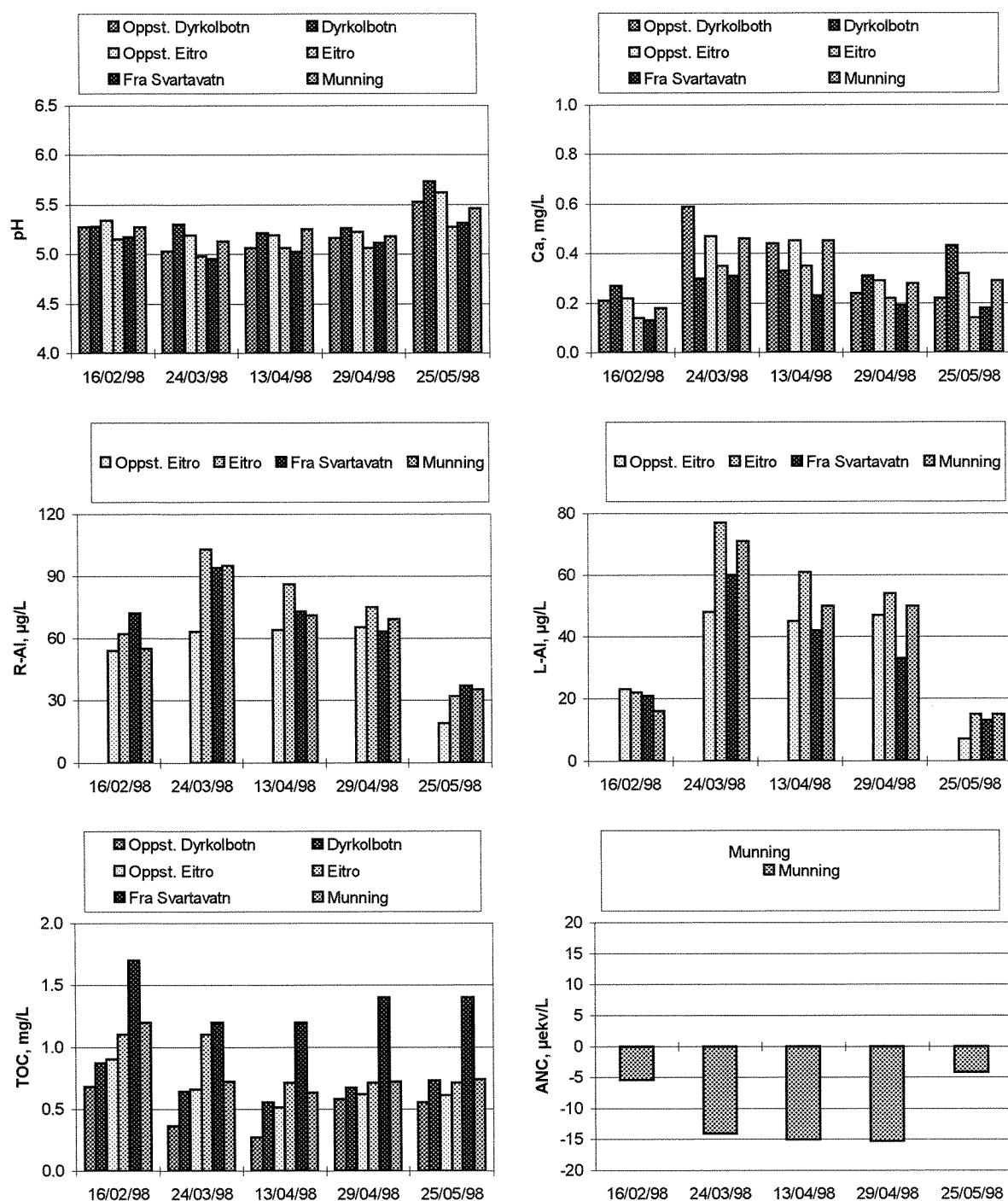
Vannkvalitet

Tabell 4 gir en oversikt over vannkjemisk prøvetaking og analyser fra 1995-96. Analysene indikerer at vassdraget er surt hele året, med pH-verdier omkr. 5.0 i perioder om våren. Det ser ut til at de østre deler, med Eitro og elvene fra Botnavatnet og Svartavatnet, er de sureste. Aluminium mobiliseres imidlertid også fra feltet lengst i nord. I alle større sidefelt og i hovedelva er det målt høye konsentrasjoner av reaktivt og labilt aluminium (RAI fra 22-130µg/L og LAI fra 12-90 µg/L). Denne vannkvaliteten er uakseptabel for laks.

Tabell 4. Vannanalyser fra Romarheimselva (Kålås *et al.* 1996 a & c; Kålås & Sægvog 1997).

Stasjon	Dato	pH	Ca mg/L	Reaktivt Al, µg/L	Labilt Al µg/L	ANC µekv/L
Hovedelv ved Nipo	Juni 1996	5.08	0.30	66	49	-10
	Okt. 1996	5.14	0.38	22	12-22	1.8
Elv fra Dyrkollbotn	Juni 1996	5.25	0.13	49	36	-19
Eitro	Juni 1996	4.94	0.15	83	47	-69
Hovedelv ved utløp	Mai 1995	4.95	0.25	130	90	-10
	Nov. 1995	5.22	0.29	85	50	7.4
	Juni 1996	5.12	0.23	74	44	-31.1
	Okt. 1996	5.02	0.37	48	31	16.2
	Nov. 1996	5.14	0.38	22	22	1.8

Et supplerende prøvetakings- og analyseprogram ble gjennomført på 6 stasjoner i vassdraget våren 1998 (Figur 2). Resultatene bekrefter bildet av et kronisk surt vassdrag med pH-verdier gjennomgående mellom 5.0 og 5.5, og kalsiumverdier fra 0.2 til 0.6 mg/L. Dette gjelder også avløpet fra det kalkete Dyrkollbotnvatnet. Konsentrasjonene av reaktivt aluminium varierer mellom ulike stasjoner og tidspunkt fra ca. 30 til 100 µg/L, labilt aluminium fra ca. 20 til 80 µg/L. Eitro- og Svartevatnfeltet er surest. Prøver herfra og fra elvemunningen har også de høyeste verdiene av labilt aluminium. Bortsett fra det kalkete Dyrkollbotnvassdraget, som har TOC-verdier mellom 1.2 og 1.7 mg/L, ligger TOC stort sett under 1.0 mg/L. Syrenøytraliserende kapasitet (ANC) er negativ ved alle prøvetakinger, og varierer stort sett fra -5 til -15 µekv/L.



Figur 2. Vannkjemiske resultater fra prøvetaking i Romarheimsvassdraget våren 1998.

Hydrologi

Ut fra nærliggende nedbørstasjoner (DNMI, 1985) og feltets topografi er årlig nedbør anslått til ca 2000 mm. Omkring 50 % av årsnedbøren faller i høstmånedene september-desember. Middel årsavrenning er anslått (ut fra avrenningskart) til 5.1 m³/s (NVE, 1987). Lite innsjøer i nedbørfeltet gir lav selvregulering, og en kan regne med vannføringstopper opp til 20 ganger middelvannføringen, dvs. 100 m³/s.

Fisk og bunndyr

Fisket av sjøaure oppgis å ha vært bra på 50-tallet, med en dramatisk reduksjon på slutten av 60-tallet. Det ble observert fiskedød i vassdraget tidlig på 70-tallet. Det observeres fremdeles oppgang og gyting av sjøaure i vassdraget. Fangsten av laks har alltid vært liten, og elva har trolig aldri hatt noen laksestamme av betydning. Fisket i Romarheimselva ble totalfredet i 1993.

Tetthet av ungfisk av aure ble undersøkt ved hjelp av elektrisk fiskeapparat på 5 stasjoner i hovedelva, og estimert til henholdsvis 15.9 og 33.1 individer (aure) pr 100 m² i gjennomsnitt for vassdraget i 1995 og 1996 (Kålås *et al.* 1996 c; Kålås & Sægrov 1997). Tettheten av eldre fisk enn 0⁺ i 1996 varierte fra 9 til 31 aure pr 100 m² mellom ulike stasjoner, med et gjennomsnitt på 18.7 aure pr 100 m². Økningen i 1996 skyldes først og fremst større innslag av 0⁺ og 1⁺ enn året før, noe som bl.a. kan henge sammen med lite nedbør og bedre vannkvalitet i 1996. En slik bedring i vannkvaliteten er rapportert for Yndesdalsvassdraget og Eksingedalselva (Bjerknes & Skiple 1997; Bjerknes *et al.* 1997). Antall presmolt (>11 cm) ble anslått til 6 og 8 individ pr 100 m² i henholdsvis 1995 og -96. Resultatene fra elfiske høsten 1997 var svært like 1996-resultatene (Kålås pers. komm.).

Stasjon 3, som ligger i hovedelva nedstrøms innløpet av Eitro, hadde begge år markert lavere tetthet enn de øvrige stasjonene, og i 1996 besto hele fangsten på denne stasjonen av 0⁺.

På gjelleprøver av fisk fra øvre og nedre del av lakseførende strekning ble det påvist strukturelle endringer på 5 av 10 gjeller og aluminium (kvalitativt) på 9 av 10 gjeller i 1996. Både antall fisk med strukturelle endringer og endringenes karakter var mindre omfattende i 1996 sammenliknet med 1995. Forskjellen kan henge sammen med forskjell i vannkvalitet.

Beregning av forsuringindeks 1 og 2 basert på kvalitativ bunndyrprøver fra 4 stasjoner ga tallverdi 0.5 for begge indekser for nedre del av lakseførende strekning, for Dyrkollbotnelva og for Romarheimselv oppstrøms Dyrkollbotnelva (dvs. ovenfor lakseførende strekning) og tallverdi 0 for begge indekser for Eitro, der det bare ble funnet forsuringstolerante arter (Fjellheim & Raddum 1996).

2.1.3 Diskusjon og konklusjon

Vannkjemiske undersøkelser våren 1998 bekrefter at vassdraget er kronisk surt, med høye verdier av labilt aluminium og negativ ANC. Eitro- og Svartevatn-feltet bidrar med den desidert dårligste vannkvaliteten, mens Dyrkollbotnfeltet har en noe bedre vannkvalitet som følge av innsjøkalking.

Alle stasjoner for tetthetsundersøkelse av ungfisk er tatt i hovedelva. Stasjon 3, som ligger nedstrøms Eitro hadde 50 % lavere fisketetthet enn stasjonen ovenfor (Stasjon 4), og nederste stasjon (Stasjon 1). I 1996 besto hele fangsten på Stasjon 3 av 0⁺. Fravær av ungfisk i 1995 kan skyldes blandsoneeffekter med ustabil (giftig) aluminiumskjemi ved blanding av vann fra Eitro med det mindre sure vannet i hovedelven. Spesielt gunstig vannkvalitet i 1996 kan ha gitt tilstrekkelige vilkår for rekruttering.

Tallverdi 0 for forsuringindeks 1 og 2 i Eitro avspeiler den dårligere vannkvaliteten i denne sideelven sammenliknet med hovedvassdraget, der alle stasjoner viser tallverdi 0.5 for begge indekser. Bunndyrundersøkelsen ble foretatt før kalking i Dyrkollbotn.

Det finnes en restbestand av sjøaure i vassdraget. Også ut fra historiske opplysninger må vassdraget primært sies å være et sjøaurevassdrag. Både vannanalyser og biologiske undersøkelser indikerer at vassdraget er kraftig forsuret, og at kalking vil være nødvendig for å (gjen)skape gunstig vannkvalitet

for anadrom fisk. Alle analyser av vannprøver tatt om våren (mai/juni) viser negativ ANC, med kraftigst utslag for Eitro.

Et hovedmål med kalking av Romarheimselva bør være å etablere en optimal vannkvalitet for sjøaure på anadrom strekning. I tillegg skal kalkingsstrategien i størst mulig grad inkludere innlandsfiskebestandene i vassdraget. Dette betyr i første omgang at kalkingen av Instebotnvatnet og Fossvatnet i Dyrkollbotn vil inngå i en helhetlig kalkingsplan for vassdraget, for å ivareta innlandsauren i de to vannene. Innsjøkalkingen vil også ha en viss effekt på anadrom strekning nedstrøms Dyrkollbotn.

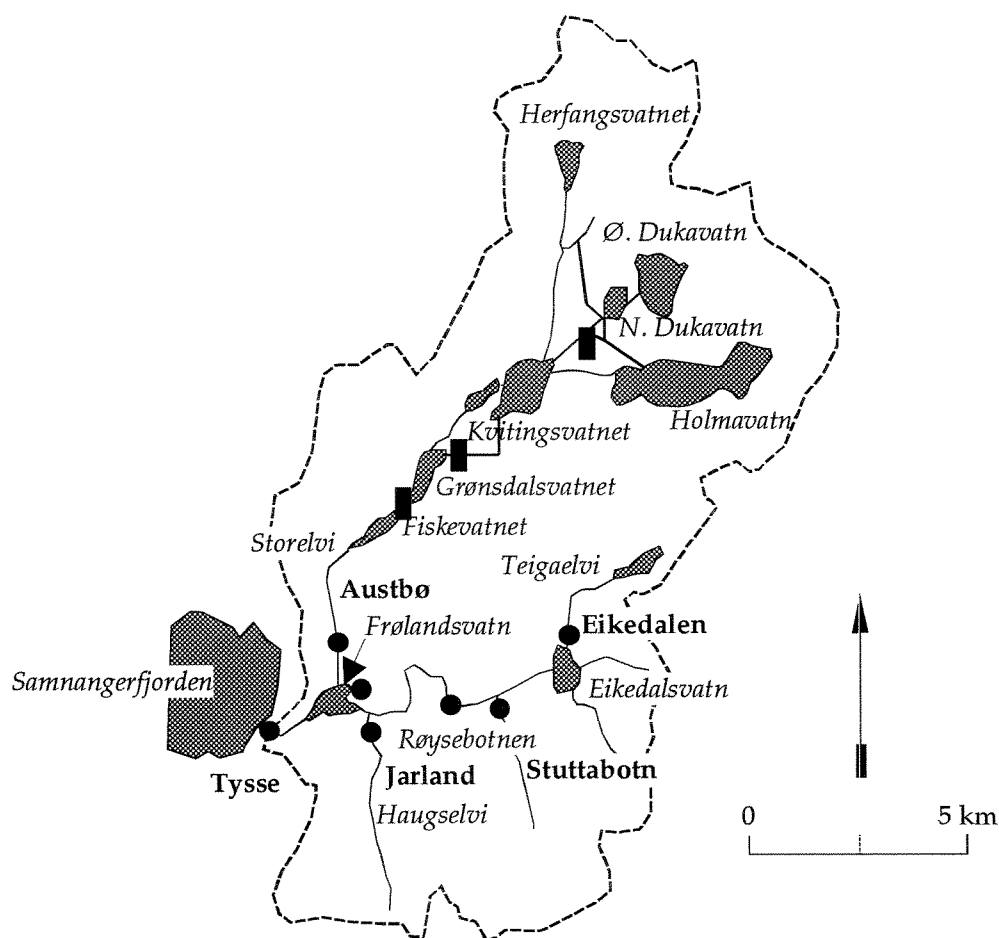
For å gjøre målet etterprøvbart bør det defineres kjemiske grenseverdier som kalkingsvirksomheten skal tilfredsstillere. Egne kalkingsmål for sjøaure vil innebære et lavere nivå med hensyn til pH, og dermed et lavere kalkforbruk, med lavere avgiftingsgrad av aluminium. $\text{pH} \geq 6.2$ i perioden for smoltifisering og utvandring (15. februar- 31. mai) og $\text{pH} \geq 6.0$ resten av året foreslås som kalkingsmål i Romarheimselva. Begrenset erfaring med kalking for sjøaure gjør at vi anbefaler vannkjemiske og biologiske undersøkelser før og etter kalking.

2.2 Samnangervassdraget (055.Z)

2.2.1 Materiale

Områdebeskrivelse

Figur 2 gir et forenklet kart over Samnangervassdraget. Vassdraget ligger i Samnanger kommune i Hordaland, og løper ut i Samnangerfjorden ved kommunesenteret Tysse. Vassdraget kan naturlig inndeles i tre hoveddeler, *Tysseelva* fra Frølandsvatnet til sjøen, *Eikedalselv* (Frølandselv) fra Kvamskogen til Frølandsvann og *Storelva* fra Kvitingen-området. Vassdraget har en lakseførende strekning på ca. 5 km, med vandringshinder ca. 2 km. ovenfor Frølandsvatnet i Eikedalselva. Nedbørfeltet til Tysseelva er 233 km² ved utløpet til sjø. De høyestliggende delene av feltet ligger omkr. 1300 m o.h. Årlig middelnedbør er ca. 2400 mm i lavlandet og 2755 mm på Kvamskogen (DNMI, 1985).



Figur 2. Kart over Samnangervassdraget m/nedbørfelt. Stasjoner for vannprøveinnsamling (Hindar *et al.* 1997) er avmerket. De tre øverste kraftstasjonene og de viktigste overføringene er også markert.

Berggrunnen i nedbørfeltet er sammensatt med både kambro-silurisk leirskifer, gabbro, gneis og serpentinføremster. Kalkfattige bergarter er dominerende. Fjellområdene har liten eller ingen overdekning av løsmasser. I dalførene er det bunnavsetninger, ofte overdekket av torv/myr. Det er ulike typer av is- og elveavsetninger i dalførene, og i dalsidene langs vassdraget finnes en god del rasmarker.

Den høyeste befolkningstettheten finnes i tettstedet Tysse. I Eikedalen er det tett hyttebebyggelse. Riksveg 13 (E68) følger Eikedalselva. Det går veg til Myra kraftverk og videre via Kvitingen til Holmavatn.

Vannkvalitet

NIVA foretok prøveinnsamling og analyser av vannprøver i Samnangervassdraget høsten 1994 og våren 1995 (Hindar *et al.* 1997). Det ble tatt to høstprøver i oktober-november og fire vårprøver fordelt over snøsmeltings- og smoltifiseringsperioden. Et av målene med undersøkelsen var å vurdere nytten av kalkingstiltak. Prøvene er analysert ved NIVA's analyselaboratorium i Oslo. Prøvelokalitetene er angitt i Tabell 5.

Tabell 5. Prøvetakingslokaliteter i Samnangervassdraget (Hindar *et al.* 1997) med kortnavn gitt i figurer.

Prøvelokalitet	Kortnavn	Kart	UTM-ØV	UTM-NS
Tysseelvi ved Tysse sentrum	Tysse	1215 IV	3215	66976
Storelvi ved Austbø	Austbø	1215 IV	3237	67003
Frøland	Frøland			
Haugselvi ved Jarland	Jarland	1215 IV	3245	66977
Tysseelvi ved Røysebotn	Røysebotn	1215 I	3270	66983
Teigaelvi i Eikedalen	Eikedalen	1215 I	3303	66997
Stuttabottselva	Stuttabottselva			

Prøvene ble analysert etter standard prosedyrer og metoder. Det ble analysert på følgende parametre: pH, konduktivitet, alkalitet, kalsium, magnesium, natrium, kalium, nitrat, total nitrogen, klorid, sulfat, totalt organisk karbon, reaktivt aluminium og ikke-labilt aluminium.

I tillegg finnes det en rekke andre vannkvalitetsdata fra Samnangervassdraget, bl.a. refereres det til Kambestad & Johnsen (1990), Toft (1993), Kålås *et al.* (1996b & c) og Johnsen (1997), analyser av diverse vannprøver innsamlet av Samnanger kommune (upublisert) og prøver innsamlet i regi av Åsmund Tysse (pers. komm.).

Hydrologi

Data om hydrologi er hentet fra ulike brosjyrer fra Bergenshalvøens kommunal kraftselskap (BKK), fra driftssjef Rolf Korsrud ved Frøland kraftverk (pers. medd.), Samla plan for vassdrag (1987), samt fra egne utregninger.

Tysseelva er noe regulert gjennom et kraftverk tilhørende Samnanger fabrikker (SAFA). Fra en inntaksdam ca. 400 m ovenfor utløpet til Samnangerfjorden fører SAFA vann via rør til sitt kraftverk nede ved sjøen. Vannføringen i Tysseelva påvirkes også i høy grad av kjøringen av Frøland kraftverk.

Den nordlige delen av nedbørfeltet (Storelva, 122.5 km²) er regulert, mens den sørlige delen (Eikedalselva, 92 km²) er varig vernet mot kraftutbygging. Tillatelse for regulering av

Samnangervassdraget (Storelva) ble gitt Bergen Lysverker i 1913, og for regulering og utbygging av Kvitingen kraftverk i 1981. Konsesjonen løp ut 11. april 1993. Søknad fra BKK om fornyet konsesjon er til behandling i NVE.

Storelva er sterkt regulert ovenfor Fiskevatn, som har avløp til Frøland kraftverk. Restfeltet nedenfor Fiskevatn er 17 km². Frøland kraftverk drenerer et nedslagsfelt på 122 km², med et tilsig på 385 mill. m³/år. Ovenfor Fiskevatnet er det i alt 6 dammer og 3 kraftverk. Dette er, regnet fra Fiskevatnet og oppover, Myra, Grønsdal og Kvitingen kraftverk (jfr. figur 2).

Fisk og bunndyr

Historiske data om fisket og vassdraget er hentet fra Madsen (1991), fra kulturkonsulent Johannes Tysseland i Samnanger kommune (pers. komm.), og fra Nordland (1983). Opplysninger om vandringshinder og anadrom strekning er gitt av Atle Kambestad, Fylkesmannen i Hordaland (pers. komm.), Kålås *et al.* (1996 b & c) og Johannes Tysseland (pers. komm.). Fangstopplysninger er hentet fra Bergen Sportsfiskere Høstbok 1985 og 1986, samt fra Norges Offisielle Statistikk. I denne rapporten blir det referert til fiskeundersøkelser (el-fiske av ungfisk) utført av Rådgivende Biologer AS (Kålås *et al.*, 1996 c). Tilsvarende undersøkelser er utført tidligere i regi av bl.a. Samnanger kommune (Toft 1993) og av Fylkesmannen i Hordaland (Vasshaug & Grøndahl, 1990; Lyse, 1995). Denne rapporten refererer også til bunndyrundersøkelser og beregninger av forsuringsindekser for Tysseelva, Storelva (regulert og uregulert del) og Eikedalselva utført av Raddum (1978) og Fjellheim og Raddum (1996). Resipientundersøkelser for Eikedalsvassdraget er utført av Rådgivende Biologer AS (Kambestad & Johnsen 1990).

Makrovegetasjon

NIVA foretok registrering av makrovegetasjon i Frølandsvatn og Eikedalsvatn i 1996 (Brandrud 1998).

Kultiveringsarbeid og kalkingsaktiviteter

Opplysninger om kalkmengder, kalktyper etc. er innhentet fra Kjell Hegna ved Fylkesmannen i Hordaland (pers. komm.). Analysedata fra de kalkete områdene er hentet fra Johnsen (1997). Opplysninger om tidligere og nåværende kultiveringsarbeid i vassdraget kommer fra formann i Samnanger Jeger- og Fiskelag (SJFL), Ove Gåsdaal, fra Nordland (1983), samt Johannes Tysseland (pers. komm.).

Kalking har pågått i vassdraget siden september 1995, da Kikedals- og Kvanneviksvassdragene ble kalket fra helikopter. I Kvanneviksvassdraget ble Holmavatn og Kvanneviksvatn kalket med finkalk, henholdsvis 29 og 6 tonn. Kikedalsvassdraget ble kalket med 25,5 tonn kalkgrus i elvestrengene. Fra og med høsten 1996 ble også Stutabottsvassdraget kalket, ved at Øvre Botnavatn og Krokavatn ble tilført henholdsvis 9 og 18 tonn kalk. Til sammen brukes det idag 87,5 tonn kalk årlig i disse tre sideelvene til Eikedalselva. Innsjøene kalkes én gang pr. år, om høsten. Alle de kalkete innsjøene ble prøvetatt (og analysert) sommeren 1997 (Johnsen 1997).

I Tyssefossen ca. 100 m ovenfor utløpet i Samnangerfjorden er det gjort flere forsøk de siste 100 åra på å lette oppgangsforholdene for laks og sjøaure. Sprenging av renner er forsøkt, og i tillegg er det blitt bygd ei trapp av tre. Rester av tretrappa er fremdeles synlig i øvre del av fossen. Vinteren 1996 ble det bygget ei ny fisketrapp i betong for å lette passasjen for fisk forbi inntaksdammen til SAFA.

SJFL årlig ut 10-20 000 yngel og settefisk av laks i hele vassdraget fra ovenfor Mørkhølen (Eikedalselva) og ned til sjøen. I enkelte innsjøer er det satt ut fisk (aure), betalt av regulanten.

2.2.2 Resultater

Vannkvalitet

Samnangervassdraget ble prøvetatt i forbindelse med NIVA's Vestlandsundersøkelse (Hindar m.fl. 1997) i 1994 og 1995. Det vises ellers til oversikt over eksisterende vannkjemidata under beskrivelsen av materiale og metoder.

Vannkvaliteten er forskjellig i ulike deler av vassdraget. I den regulerte delen (Storelvi) er vannet surt og aluminiumsholdig (Hindar m.fl. 1997) og føres via flere kraftverk eller overløp direkte til anadrom strekning. I restfeltet ved Austbø kan imidlertid vannkvaliteten være god, trolig fordi det ikke kommer overløp fra de regulerte områdene, og/eller at avrenningen fra restfeltet er liten.

Den anadrome strekningen i Eikedalselva går 2 km ovenfor Frølandsvatn. Her er vannkvaliteten bedre, med pH mellom 5.7 og 5.9. Lenger inne i denne delen, i Teigaelva, var vannkvaliteten enda bedre. Stuttabotnelva var imidlertid svært sur og aluminiumskonsentrasjonen var høy (45 µg/L i mai 1995). Denne elva er siden blitt kalket. Haugselvi var også sur, men konsentrasjonen av labilt aluminium var ikke over 20 µg/L ved prøvetakingene i 1994 og 1995.

Vassdraget kan trolig være utsatt for sjøsaltepisoder og blandsoner kan gi tilleggspolmerer (Hindar m.fl. 1997).

Rådgivende Biologer AS fikk utført vannkjemiske analyser (Chemlab Services AS) i november 1996 av prøver fra 4 stasjoner i vassdraget. LAI varierte fra 8 µg/l (Eikedalselv) til 21 µg/l (Kikedalselva v/Haug), mens LAI i Tysseelva var på 13 µg/l. pH var lavest i Tysseelva (pH 5.46) og høyest i Kvannevikselv (pH 5.82). Kalsiumkonsentrasjonen var lavest i Tysseelv (0.38 mg Ca/L).

Hydrologi

Tabell 6 gjengir en del hydrologiske data fra Samnangervassdraget, og viser at det regulerte Storelvfeltet står for over 50 % av årsavrenningen.

Med bakgrunn i gamle rettigheter er BKK forpliktet overfor SAFA til å slippe minimum 1 m³/s fra Frøland kraftverk for å sikre nok vann til SAFA's eget kraftverk i Tysseelva. Sammen med vannføringen fra Eikedalselva bidrar dette til relativt høy minimumsvannføring i Tysseelva.

Tabell 6. Hydrologiske data for delfelter i Samnangervassdraget

Navn på delfelt	Nedbørfelt (km ²)	Avrenning i L/s/km ²	Middelvannføring i m ³ /s	Årlig avrenning i mill. m ³
Tysseelva	233		22.5	710
Storelva (uregulert restfelt)	17	80	1.4	44
Storelva (regulert felt)	122	100	12.2	385
Eikedalselva	92	97	8.9	281

Vannet fra Storelva inkl. Frøland kraftverk utgjør omlag 60 % av vannføringen i Tysseelva nedstrøms Frølandsvatn, mens omlag 40 % kommer fra Eikedalselva. I kalde og nedbørsfattige perioder om vinteren kan utslippet fra Frøland kraftverk utgjøre mer enn 90 % av tilførslene til Tysseelva.

Flere av reguleringsmagasinene i Storelvfeltet kan tenkes å inngå som kalkreservoarer i en kalkingsstrategi for Storelva. En del data om magasinene er gjengitt i Tabell 7 (Samla Plan for Vassdrag 1987).

Tabell 7. Reguleringsmagasinene i Storelvfeltet.

Magasin	HRV (kote)	LRV (kote)	Areal km ² (HRV)	Magasinvolum mill. m ³ (HRV)
Øvre Dukevatn	823.2	804.5	0.8	9.3
Nedre Dukevatn	799.6	777.0	0.6	5.2
Holmavatn	625.9	580.9	3.2	77.6
Kvitingsvatn	368.4	332.4	2.7	35.5
Grønsdalsvatn	198.0	181.0	0.6	6.6
Fiskevatn	178.3	172.75	0.2	0.2

Fisk og bunndyr

Opplysninger om laksefisket før ca. 1980 er sparsomme. Nordland (1983) oppgir at fisket etter laks og sjøaure trolig har vært begrenset. Laks- og sjøaurestatistikken fra 1990-96 er gjengitt i Tabell 8. De relativt store fangstene av laks de siste ti åra inkluderer trolig oppdrettslaks som søker opp i vassdraget, særlig nedenfor Tyssefossen. Fangst av oppdrettslaks ovenfor Tyssefossen forekommer svært sjelden.

Tabell 8. Lakse- og sjøaurefangster i Tysseelva i perioden 1990-1996 (Kilde: Statistisk sentralbyrå).

År	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Laks	201	252	163	131	625	544	361
Sjøaure	11	29	25	42	14	22	28
Totalt	212	281	188	173	639	566	389

Avfisking av 880 m² med elektrisk fiskeapparat i Tysseelva i 1989 24 laks og 1 aure (Vasshaug & Grøndahl 1990). I november 1994 ble det fanget 21 laksunger og 39 aureunger ved elfiske over et areal på totalt 330 m² (Kålås *et al.* 1996 b, c). De fleste av laksene var utsatt. I november 1995 ble det totalt fanget 20 laksunger og 39 aureunger tilsammen ved 3 gangers avfisking (Bohlin *et al.* 1989) på 5 stasjoner over et totalt areal på 600 m². Forholdet mellom laks og aure varierte fra stasjon til stasjon. Ut

fra morfologisk bedømmelse var 13 av 20 laksunger utsatt. Tabell 9 gjengir resultater av elfiske i ulike deler av vassdraget i november 1995 (Kålås *et al.*, 1996 c).

Tabell 9. Tettheter av laks- og aureunger ved elektrofiske på 5 stasjoner i Samnangervassdraget i 1995 (Kålås *et al.* 1996 c).

	Tysseelv nedre	Tysseelv øvre	Eikedalselv anadrom strekning	Eikedalselv oppstr. anadrom strekning	Storelva	Totalt
Laks pr 100 m ²	0	1.0	12.3	1.0	6.2	3.5
Aure pr 100 m ²	2.0	10.9	0	15.2	5.8	6.8

Undersøkelser av gjelleprøver fra 10 laks og 10 aure fra i Tysseelva i 1995 (Kålås *et al.* 1996 c) viste normale gjeller for aurenes vedkommende, mens det ble funnet hypertrofiske endringer på syv laks nederst i elva, og på alle laks fra øverste stasjon. Det ble ikke påvist Al-utfelling på gjellene på noen fisk.

Det finnes aure i de fleste av vannene i nedbørfeltet. Med unntak av et par fisketomme vatn (bl.a. Krokvatn) i nedbørfeltet til Eikedalselva. Her er auren trolig blitt borte p.g.a. forsurening.

Det er gjort undersøkelser av bunndyrfaunaen i vassdraget i 1978 (Raddum 1978) og 1996 (Fjellheim & Raddum 1996). Bunndyrstasjoner og forsuringindekser fra undersøkelsene er gjengitt i Tabell 10. Basert på indeks 2 ble Tysseelva bedømt som moderat forsuret, mens Storelva (restfelt) fikk verdi 1.0 (ikke forsuret) for begge indekser.

Tabell 10. Forsuringindeks 1 og 2 for ulike stasjoner i Samnangervassdraget.

	Tysseelva	Eikedalselv anadrom strekning	Eikedalselv oppstr. anadrom strekning	Storelva restfelt	Storelva regulert felt*
Forsuringindeks 1	1.00	1.00	1.00	1.00	0.50
Forsuringindeks 2	0.56	0.77	0.80	1.00	-

* Basert på 7 stasjoner undersøkt i 1978

Begge stasjonene i Eikedalselva (nedenfor Jarlandsfoss og ovenfor Mørkhølen) ble karakterisert som ikke forsuret ut fra Indeks 1, men moderat forsuret ut fra Indeks 2. På undersøkelsestidspunktet (våren 1996) var imidlertid Eikedalselv (anadrom del) påvirket av kalkingen i Kikedals- og Kvannevikselv, mens Eikedalselv (ikke anadrom del) på dette tidspunktet ikke var påvirket av kalking. I 1978 var forsuringssituasjonen verre, noe som gjenspeiles av tallverdien 0.5 for Indeks 1 på 7 lokaliteter i den regulerte delen av vassdraget (Storelva).

Makrovegetasjon

Frølandsvatn er en grunn gjennomstrømningsinnsjø med stor vegetasjonsdekning på grunne banker, bl.a. krypsiv (*Juncus supinus* = *J. bulbosus*). Ved undersøkelse av makrovegetasjonen i innsjøen i 1996 ble det påvist ialt 15 arter, hvorav 8 arter anses som forsuringfølsomme. Resultatet tyder på et intakt plantesamfunn, og stemmer godt overens med de høye forsuringindeksene for bunndyr i tilløpselvene (Brandrud 1998; Fjellheim & Raddum 1996).

2.2.3 Diskusjon og konklusjon

Analyser av vannprøver i 1994-95 viser klare tegn på forsurening i store deler av vassdraget, med pH-verdier ned mot 5.0 i kombinasjon med periodevis høyt innhold av LAI (opp til 44 µg/l). Undersøkelsen konkluderer med betydelige tålegrenseoverskridelser i hele nedbørfeltet, og at sjøsaltepisoder og blandsoner kan gi betydelige tilleggsproblemer. Skadepotensiale av labilt aluminium er betydelig i Stuttabottselva og ved utløpet fra Frøland kraftverk.

Storelva nedstrøms Fiskevatnet (restvannføring) har noe bedre vannkvalitet enn feltet forøvrig. Overløp fra Fiskevatn til Storelva skjer imidlertid årvisst, og i slike situasjoner vil det sure vatnet fra det regulerte feltet dominere vannkvaliteten også i Storelvas restfelt. På tross av lange perioder med god vannkvalitet er Storelva idag lite egnet som oppvekstområde for laks.

Hovedmengden av vann fra Storelvvassdraget kommer ut i Frølandsvatnet via Frøland kraftverk. Avløpsvann fra kraftverket vil i lange perioder dominere tilførselene til Frølandselva og vannføringen i Tysseelva nedstrøms Frølandsvatnet.

Makrovegetasjon og bunndyrfauna avspeiler vannkvaliteten over tid. Vannkvalitetsresultatene (Hindar *et al.* 1997) kan derfor synes å stå i en viss motsetning til et relativt intakt biologisk mangfold hva makrovegetasjon (Brandrud 1998) og bunndyr (Fjellheim & Raddum 1996) angår. Undersøkelsene av bunndyr ble foretatt våren 1996, og makrovegetasjonsregistreringen ble foretatt sommeren 1996. Vannkvalitetsundersøkelsen er gjennomført i perioden våren 1994 - våren 1995. De biologiske resultatene kan dermed sies å reflektere samme vannkjemiske forhistorie. Ettersom vannkjemien periodevis viser et klart skadepotensiale for laks, har vi valgt å la dette veie tyngst i den videre vurderingen av kalkingbehovet i Samnangervassdraget.

Elfiske i vassdraget indikerer en klar dominans av aure, og at en overvekt av laksungene i vassdraget er utsatt fisk. En vesentlig del av oppvekst- og gyteområdene for laks i vassdraget finnes i Tysseelva. Å sikre vannkvalitet for laks her vil kreve kalking både i det regulerte nedbørfeltet til Storelva og i Eikedalselva.

Ny reguleringskonsesjon kan medføre krav om minstevannføring i Storelva, oppretting av fiskefond og bygging av ny fisketrapp i Tyssefossen. Minstevannføring vil gi bedring i produksjonsforholdene i Storelva, mens overløp fra Fiskevatn vil virke ugunstig med tanke på stabil vannkvalitet.

Perioder med lav vannføring i Eikedalselv og stor vannføring fra Frøland kraftverk gir idag sure episoder i Tysseelva, en situasjon som vil være relativt upåvirket av framtidig minstevannføring i Storelva.

Potensielle begroings- og gjengroingsproblemer, heriblant økt utbredelse av krypsiv i Frølandsvatnet må tas i betraktning ved kalking oppstrøms vatnet. Innsjøen anses som et typisk eksempel på innsjøer som kan få økt begroingsproblem etter kalking.

Flere av magasinene i Storelvreguleringen vil kunne inngå i en kalkingsstrategi for denne sidegrenen. Valg av magasin for et slikt formål vil avhenge av en rekke forhold, bl.a. av reguleringsreglementet og avløpsdyp for de ulike magasinene. Videre bør effektene av innsjøkalking i seg selv vurderes bl.a. med tanke på fisket. Innsjøkalking vil uansett gi variasjoner i vannkvaliteten i ulike deler av året. Supplerende dosering kan tenkes for å utjevne dette.

Det kan defineres ulike kjemiske og biologiske mål for en kalkingsvirksomhet i Samnangervassdraget. Ettersom det finnes restbestander av både laks og sjøaure i vassdraget, har vi valgt å se på vassdraget som et *lakse- og sjøaurevassdrag*. Dersom kalking skal innebære at det skapes gunstig vannkvalitet for laks, som er den mest forsuringsfølsomme av de to artene, innebærer dette $\text{pH} \geq 6.2$ i perioden 15. februar - 31. mars, $\text{pH} \geq 6,4$ fra 1. april til 31. mai og $\text{pH} \geq 6,0$ resten av året.

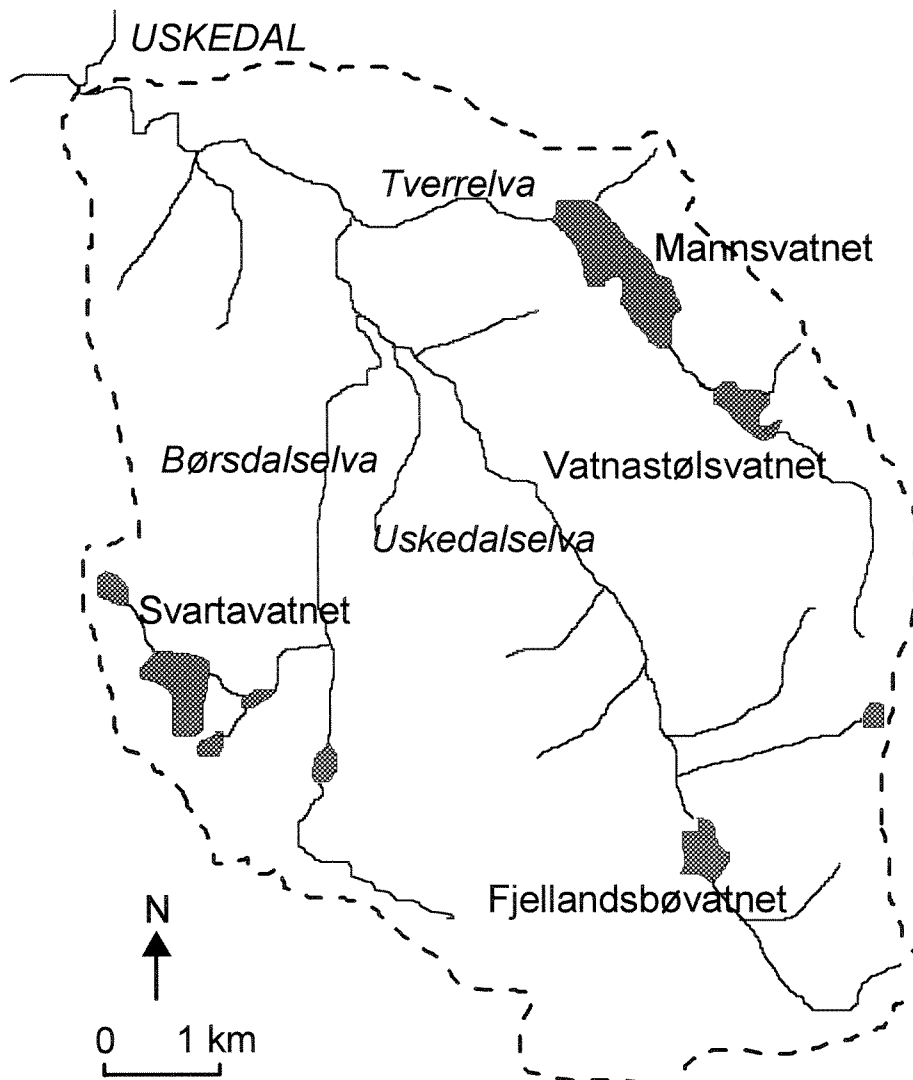
Effekten av kalkbidraget fra dagens kalkingsvirksomhet er relativt ubetydelig for vannkvaliteten på anadrom strekning i vassdragets hovedstrenger. Med økt kalkingsinnsats, bør både innsjøkalking og kalking av sideelver og/eller kalking av hovedstrengene vurderes.

2.3 Uskedalselva (045.2Z)

2.3.1 Materiale

Områdebeskrivelse

Figur 3 viser et forenklet kart over Uskedalselva. Vassdraget ligger i Kvinnherad kommune, og renner ut i Hardangerfjorden ved Uskedal. Fjellområdene går opp i over 800 m.o.h. Vassdraget har to større sideløp i tillegg til hovedgrenen, Børsdalselva og Tverrelva. De største innsjøene i vassdraget er Fjellandsbøvatn (189 m.o.h.) i hovedstrengen, Mannsvatn (563 m.o.h.) i Tverrelva og Svartavatn (820 m.o.h.) i Børsdalselva. Hovedelva er lakseførende opp til Fjellandsbøvatn, 11 km fra utløpet. Inkludert sideelvene har vassdraget en total lakseførende strekning på 13 km.



Figur 3. Kart over Uskedalselva m/nedbørfelt.

Berggrunnen i den vestlige delen av feltet består av prekambrisk granitt med kvarts, oligoklas, plagioklas og biotitt. Øst for Mannsvatn består berggrunnen av en yngre grandioritt. Berggrunnen er motstandsdyktig mot forvitring, og gir et ionefattig avrenningsvann.

Vassdraget er uregulert, men forbygget der elven går gjennom jordbruksområder. Det går vei langs hovedelva fra Uskedal til Fjellandsbøvatn. I hoveddalføret er det en god del gårdsbebyggelse og dyrket mark med avrenning til vassdraget.

Vannkvalitet

Det vesentlige av materiale om vannkvalitet er samlet inn av Rådgivende Biologer AS (Tabell 11) i 1995-97 (Johnsen *et al.*, 1996; Kålås *et al.*, 1996 c; Johnsen 1997). Prøvene fra 1995 og -96 er analysert for pH, kalsium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, klorid, nitrat, samt reaktivt og illabilt aluminium, mens prøvene fra 1997 er analysert for pH, alkalitet, farge, kalsium, samt reaktivt og illabilt aluminium. I regi av Uskedalen Grunneigarlag er det tatt en serie vannprøver fra øvre og nedre del av Uskedalselva og fra Børsdalselva og Tverrelva ca. 1 gang pr uke fra høsten 1996. Dete er gjort for å overvåke den pågående kalkingsvirksomheten. Disse prøvene er analysert for pH og konduktivitet ved Næringsmiddellaboratoriet i Kvinnherad.

Tabell 11. Prøvetakingslokaliteter, feltstørrelser og tidspunkt for prøvetaking i Uskedalselva.

Prøvelokalitet	Feltstørrelse	Prøvetidspunkt	Antall prøver
Hovedelv nedstr. Fjellandsbøvatn	6 km ²	nov. 1995 juni 1996 juni 1997	3
Børsdalselv	12.5 km ²	nov. 1996 - nov. 1997*	33 (fram til nov. 1997)
Tverrelv	6.5 km ²	nov. 1996 - nov. 1997*	"
Hovedelv ved utløp	45 km ²	mai 1995 nov. 1995 juni 1996 juni 1997	4
		nov. 1996 - nov. 1997*	33 (frem til nov. 1997)

* Ca. ukentlig prøvetaking, måling av pH og konduktivitet

Hydrologi

Gjennomsnittlig årsnedbør i nedbørfeltet er anslått ut fra nærliggende nedbørstasjoner (DNMI 1985). Middel årsavrenning er anslått ut fra avrenningskart (NVE 1987).

Fisk og bunndyr

Vurderingene i rapporten bygger på Nordland (1983), Samla plan for Vassdrag (1983), samt fiskeundersøkelser (Kålås *et al.*, 1996) og undersøkelser av bunndyr (Fjellheim & Raddum, 1996). Driftsplan for vassdraget er under arbeid av Ramon Flodstrøm (pers. komm.), med tilskudd fra Fylkesmannen i Hordaland.

Kultiveringsarbeid og kalkingsaktiviteter

Opplysninger om kalking er gitt av Kåre Vetthus, Uskedalen Grunneigarlag (pers. komm.). Opplysninger om kultiveringsarbeidet i vassdraget er hentet fra Kålås *et al.* (1996 c). Det har vært drevet sporadisk kalkingsvirksomhet i Uskedalsvassdraget i de siste 20 år, og mer systematisk i 1996 og -97. I Svartavatn ble det spredt 12 tonn kalksteinsmel (helikopteralkaling) i september 1996 og september 1997. I Børsdalselva og i Uskedalselva oppstrøms Børsdalselva er det lagt ut kalksteinsgrus

og kalkstein i elveløp og sidebekker både i 1996 og 1997. Ialt er det spredt 70-80 tonn kalk i hvert av de to årene.

Uskedalen Grunneigarlag driver stamfiske og produserer startforet yngel, hovedsakelig sjøaure (men også laks) for utsetting i vassdraget. På grunn av lite stamfisk er det ikke satt ut yngel i vassdraget de siste årene. Ved elfiske i 1995 var det ikke mulig å skille utsatt og naturlig produsert ungfisk (Kålås *et al.* 1996 c). Effekten av utsettingene er derfor ikke vurdert.

2.3.2 Resultater

Vannkvalitet

Vurderingen av vannkvalitet i vassdraget blir begrenset p.g.a. lite data, og fordi allerede igangsatt kalking påvirker måleresultatene. Særlig er opplysningene om vannkvaliteten i de to sideelvene Børsdalselva og Tverrelva mangelfulle. I februar 1998 satte NIVA igang prøvetaking på fire punkter i vassdraget.

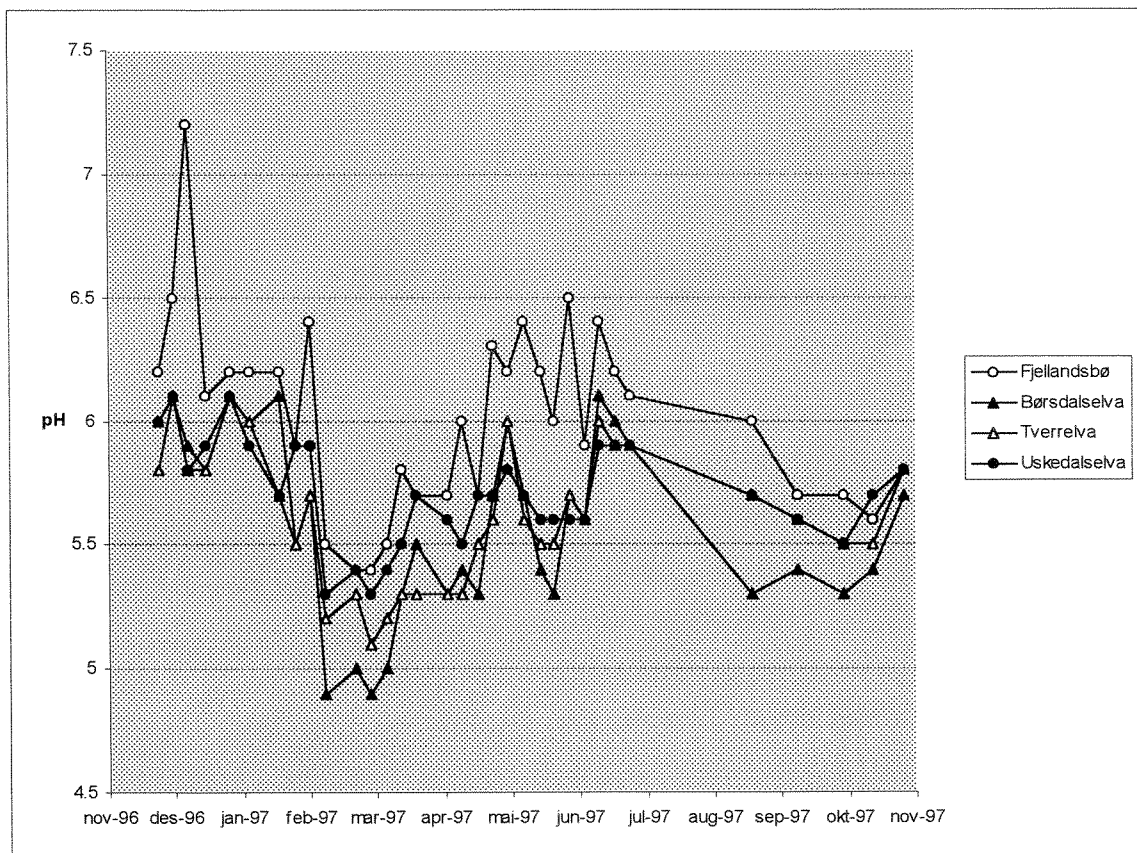
Vannkvaliteten i Uskedalselva er variabel, og noe bedre i øvre enn i nedre del av hovedelva (Tabell 12). Målingen ved utløpet i mai 1995 viste negativ ANC. Dette skyldes bl.a. at tilførslene fra Børsdalselva og Tverrelva er noe surere enn hovedelva. Innhold av labilt aluminium er også høyest ved utløpet. Lite prøvemateriale gjør vurderingen usikker.

Tabell 12. Vannanalyser fra Uskedalselva nedstr. Fjellandsvatn og fra Uskedalselva ved utløp.

Stasjon	Dato	pH	Ca mg/L	Reaktivt Al, µg/L	Labilt Al µg/L	ANC µekv/L
Nedstr. Fjellandsvatn	071195	6.05	0.67	65	35	37.5
	070696	6.01	0.66	35	24	8.5
Hovedelv ved utløp	050697	6.18	0.64	12	1	-
	070595	5.55	0.60	90	65	-11.6
	071195	5.59	1.04	75	45	29.3
	070696	6.32	0.73	36	24	22.1
	050697	5.69	0.33	28	13	-

Børsdalselva er trolig den sureste delen av vassdraget, men kan i perioder ha pH over 6.0. Svartevatn i Børsdalselvas nedbørfelt ble kalket i 1996 og 1997. I juni 1996 var det høyere pH i utløpet enn i øvre del, noe som tyder på at vannkvaliteten fra vassdraget nedstrøms var relativt god. Vannkvaliteten i Tverrelva kan også være sur, men ved prøvetakingen vinter/vår 1996 ble det kun målt pH over 6.2 (Kålås m.fl. 1996). Det ble målt relativt høye konsentrasjoner av både reaktivt (hhv. opp til 65 og 90 µg/L) og labilt (opp til hhv. 35 og 65 µg/L) aluminium i øvre del og ved utløpet i 1995 og 1996.

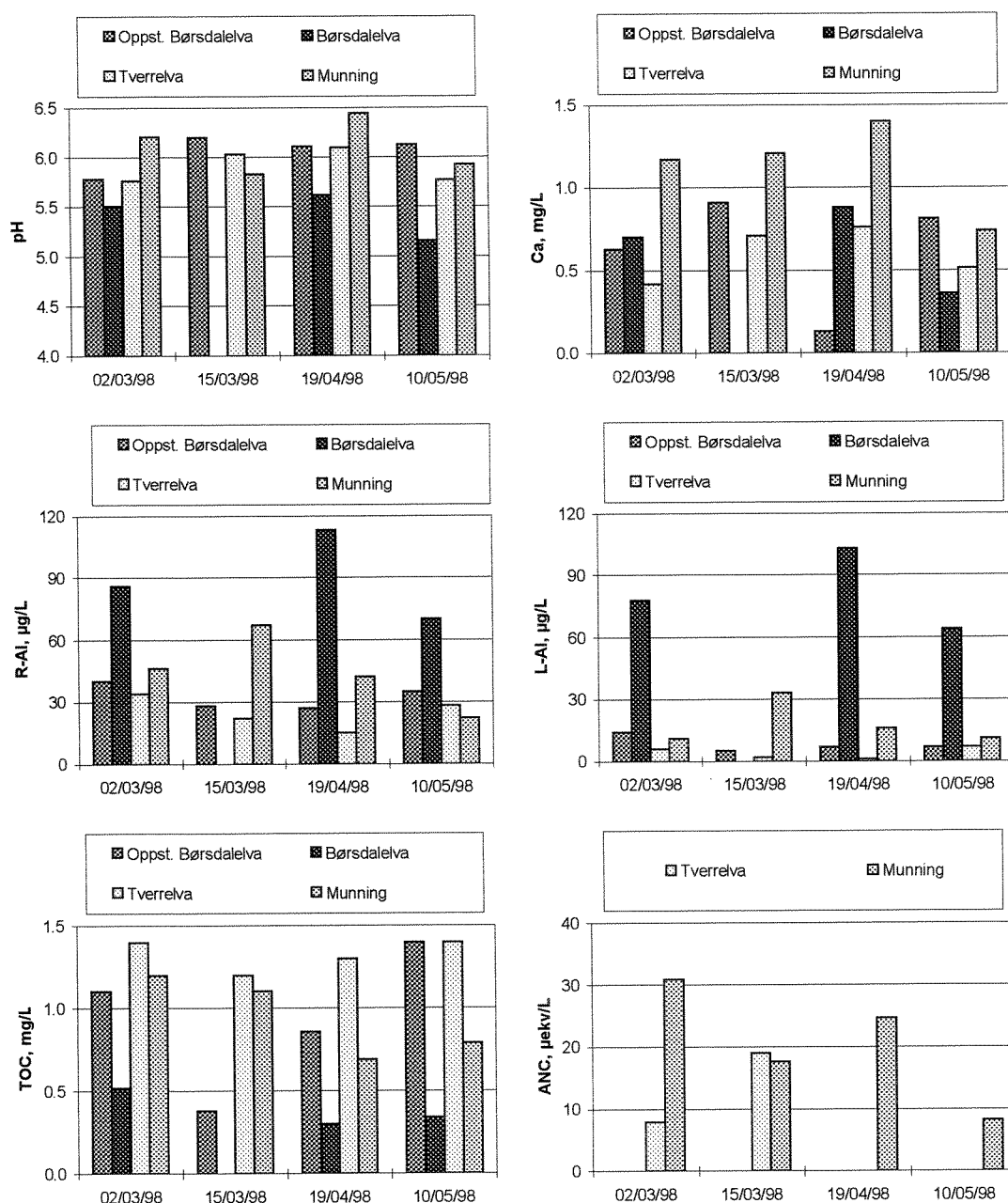
Uskedalselva ble kalket i 1996 og 1997, men er også kalket sporadisk før den tid. Vannkvaliteten er derfor bedret, i allefall i deler av året. Vannkjemidata fra Næringsmiddeltilsynet i Kvinnherad fra 1996 og 1997 viser imidlertid at kalkingen ikke avsyrer tilstrekkelig hele året (Figur 4). Høyt nedfall av sjøsalter kan bidra til ytterligere forsuring i perioder, særlig under snøsmeltingen om våren.



Figur 3. pH-målinger fra Fjellandsbø, Børsdalselva, Tverrelva og fra Utløpet av Uskedalselva fra november 1996 til november 1997.

Analyseerien fra Næringsmiddelaboratoriet viser lave pH-verdier for Tverrelva (ned til 5.1), Børsdalselva (ned til 4.9) og Uskedalselva ved utløp (ned til 5.3) våren 1997. Andre pH-målinger fra utløpet av Uskedalselva viser variasjoner i området 5.5-6.3. Vannkvaliteten i Tverrelva er usikker, mens øvre del av hovedelva har bedre vannkvalitet enn Børsdalselva, som fører det sureste vannet.

Analyser av vannprøver fra våren 1998 bekrefter inntrykket av Børsdalselva som det desidert sureste bidraget med pH-verdier i området 5.2-5.7 og labilt aluminium fra 60 til 100 $\mu\text{g/L}$. Tverrelva er mindre sur, og har lave konsentrasjoner av labilt aluminium (<10 $\mu\text{g/l}$). Vannkvaliteten i nedre del av hovedelva er periodevis tydelig påvirket av Børsdalselva. ANC ved munningen ligger stort sett mellom 10 og 30 $\mu\text{ekv/L}$.



Figur 4. Vannkjemiske resultater fra prøvetaking i Uskedalsvassdraget våren 1998.

Hydrologi

Beregnet årsnedbør ved fjorden er ca. 2000 mm, og trolig >3000 mm i de høyereliggende områdene av nedbørfeltet (DNMI, 1985). Spesifikk avrenning er beregnet til 80 l/s km² i gjennomsnitt for hele feltet, med middelvannføring på 3.6 m³/s. Flomtopper på 10-20 ganger middelvannføringen må antas å være normalt. Høydeforskjeller innenfor nedbørfeltet gjør at vårflo (snøsmelting) trolig finner sted noe tidligere i hovedelva enn i Tverrelva og Børsdølelva.

Fisk og bunndyr

Årsfangster på over 400 sjøaure og over 20-30 laks var vanlig i slutten av 1970-årene og i deler av 1980-årene. Etter noen dårlige år fra 1988-89, har fisket tatt seg noe opp igjen etter 1993. Iflg. Alv Arne Lyse (pers. komm.) antas det at en stor del av laksefangsten de siste årene har vært rømt oppdrettsfisk. En alternativ forklaring kan være at bedringen i fisket har sammenheng med den generelle bedringen i vannkjemi som er registrert i norske ferskvannsføremønstre gjennom hele 1990-tallet (Skjelkvåle *et. al.* 1997).

Tetthet av ungfisk ble undersøkt ved hjelp av elektrisk fiskeapparat på 5 stasjoner i hovedelva høsten 1995 (Kålås *et. al.* 1996 c). Laksunger forekom sporadisk. Tettheten av aureunger var i snitt 40.9 individer pr. 100 m². Lavest tetthet forekom på Stasjon 2 (nedstr. Børsdalselv), med 27.2 fisk pr 100 m². Påvirkning av vann fra Børsdalselva og mulige blandsonereffekter kan medvirke til dette.

Det ble tatt gjelleprøver av 5 fisk fra øverste og 5 fra nederste stasjon. Det ble funnet strukturelle endringer på 2 fisk, og små mengder aluminium på gjellene til 3 av 5 fisk i nedre del av elven.

Forsuringsindeks 1 og 2 er beregnet ut fra kvalitative bunndyrprøver våren 1996 på 3 stasjoner, hvorav én i Børsdalselva, én i nedre, og én i øvre del av hovedelva (Fjellheim & Raddum 1996). Tverrelva er ikke undersøkt. Prøvene fra hovedelva ga ingen indikasjoner på forsurende skader på prøvetakingstidspunktet. Forsuringsindeks 0.5 og fravær av forsuringssensitive insektlarver viser at Børsdalselva er forsuret.

2.3.3 Diskusjon og konklusjon

Vannprøveserien fra 1998 viser jevnt over bedre vannkvalitet enn tidligere undersøkelser. Dette kan tolkes som at vannkvaliteten er i generell bedring som følge av reduksjonene i utslipp av svovel i Europa (Skjelkvåle *et. al.* 1997). Vannkvaliteten vil likevel fortsatt være følsom for episodisk forsurening, og vurderingen av kalkbehov bygger på de dårligste vannkvalitetene som er målt i vassdraget de siste årene.

Børsdalselva er forsuret, og påvirker trolig vannkvaliteten i nedre del av Uskedalselva i større mer eller mindre grad, avhengig av hydrauliske variasjoner mellom de to vannstrengene. Bunndyrfaunaen i Børsdalselva viser tydelig respons på vannkvaliteten, og reduserte tettheter av ungfisk i hovedelva nedstrøms Børsdalselva kan skyldes blandsonereffekter. pH-registreringer viser at også Tverrelva kan være svært sur i perioder. Vannkvaliteten i nedre del av Uskedalselva er ikke optimal for aure. I hovedsak skyldes dette bidragene fra de to sideelvene.

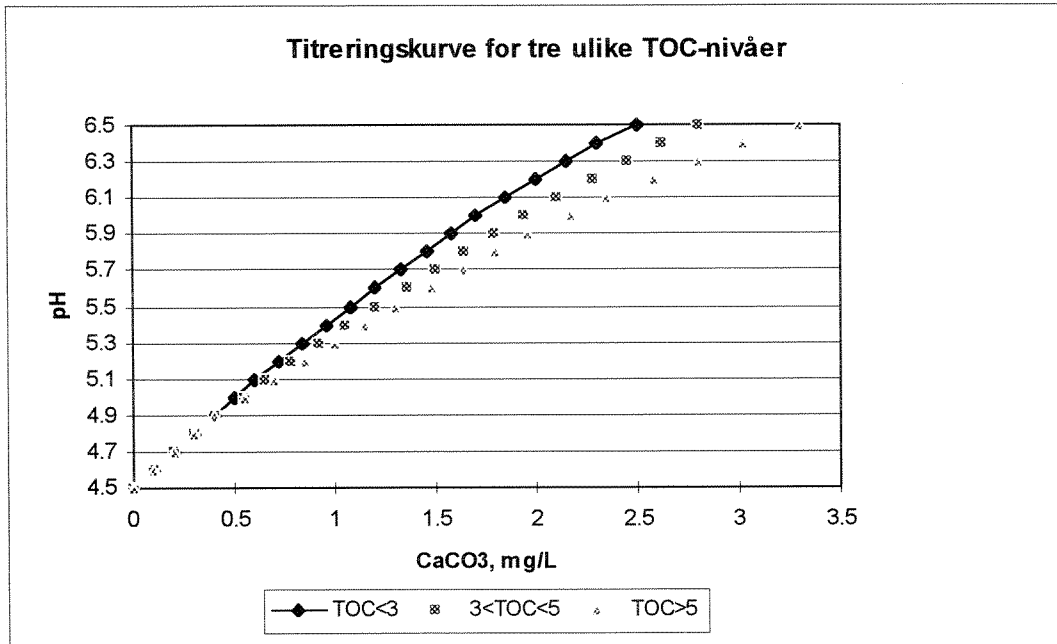
Innsjøkalking i Svartavatnet vil neppe være et tilstrekkelig tiltak til å motvirke episoder med surt vann i Børsdalselva. Vi kjenner ikke teoretisk oppholdstid i dette vannet, men vi antar at oppholdstiden er svært kort, slik at fullkalking må skje flere ganger i året for å ha vesentlig effekt på vannkvaliteten i Børsdalselva.

Det må defineres klare kjemiske og biologiske mål for en eventuell utvidelse av nåværende kalkingsvirksomhet i Uskedalselva. Sjøaurebestanden er tilsynelatende vital, men vannkvaliteten er variabel, og til tider kritisk i nedre del. Det er lite laks i vassdraget, men vassdraget har trolig aldri hatt noen stor laksebestand. I likhet med Romarheimselva bør en kalkingsplan primært ta sikte på bevaring av sjøauren (se kap. 2.1.3). Dette betyr kalking opp til pH \geq 6.2 i perioden 15. februar - 31. mai og pH \geq 6.0 resten av året.

3. Kalkingsplan

3.1 Beregning av kalkdoser

Beregningsgrunnlaget for å komme frem til riktige kalkdoser er basert på titreringskurve fra vassdrag med TOC-konsentrasjoner < 3 mg/l, se Figur 5. Til beregning av kalkmengder for det enkelte vassdrag er det nyttet data om nedbørfeltareal og spesifikk avrenning, samt tilgjengelige data om vannkvalitet.



Figur 5. Titreringskurver som representerer vannkvaliteter med TOC-konsentrasjoner i området <3 mg TOC/l, 3<TOC<5 mg/l og TOC>5 mg/l.

De doser av kalsiumkarbonat (CaCO_3) i g/m^3 som framkommer ved bruk av Figur 5 er vist i Tabell 13. I beregning av kalkdose antas at kalken inneholder 80 % CaCO_3 og har en løselighet på 70 %. Den faktiske kalkdosen i selve kalkdosereren framkommer deretter ved å korrigere med en nedbørfeltfaktor som tar hensyn til hvor i nedbørfeltet dosereren er plassert. I tabellen har vi satt opp 3 ulike alternativ m.h.t. mål-pH, basert på DN's generelle retningslinjer for laksevassdrag og forslaget til mål-pH for sjøarevassdrag (se kap. 1 ovenfor).

Middelvannføring er lagt til grunn for beregningene av kalkmengder, dvs. at det ikke er tatt hensyn til fordelingen av kalk gjennom året i forhold til variasjonene i pH-mål og vannføring. Dette gir trolig en underestimert kalkforbruk om våren, fordi en i denne perioden har det høyeste pH-målet kombinert med surt vann og over middels/høy vannføring. Høyt kalkforbruk i denne perioden vil for en stor del bli oppveiet av lavere forbruk enn beregnet under lavvannføringer i andre deler av året.

Tabell 13. Beregningsgrunnlag for kalkdoser (<3 mg TOC/l).

Utgangs-pH	Kalkbehov (g CaCO ₃ /m ³) ved ulike pH-mål for kalking		
	Mål-pH: 6.0	Mål-pH: 6.2	Mål-pH: 6.4
5.0	1.2	1.5	1.8
5.1	1.1	1.4	1.7
5.2	1.0	1.3	1.6
5.3	0.9	1.2	1.5
5.4	0.7	1.0	1.3
5.5	0.6	0.9	1.2
5.6	0.5	0.8	1.1
5.7	0.4	0.7	1.0
5.8	0.2	0.5	0.8

Der det er foreslått dosering av kalk er det ikke tatt stilling til om doseringen bør være pH-styrt eller styrt etter vannføring. Generelt vil vannføringsstyring med fast kalkdose pr kubikkmeter være mest hensiktsmessig i mindre felt, og i tilfeller der hele avsyringen skjer gjennom dosering. I tilfeller der dosering gjøres for å justere vannkvaliteten etter kalking høyere oppe i feltet kan pH-styring være hensiktsmessig. Det samme kan være tilfellet der en skal avsyre store vannmengder, slik at kalkutgiftene i seg selv utgjør en vesentlig kostnad. Her må kalkforbruket over året og viktigheten av å oppnå mål-pH i anadrom strekning veies opp mot utgifter og praktiske muligheter til slik styring.

Kalkingsplanen er ment som en hovedplan, hvor kalkpriser og priser på utstyr må anses som anslag. Eksakte kostnader må fastsettes og spesifiseres nærmere gjennom innhenting av anbud. Anslagene nedenfor bygger i hovedsak på tidligere kalkingsplaner utarbeidet av NIVA, se bl.a. Hindar (1997).

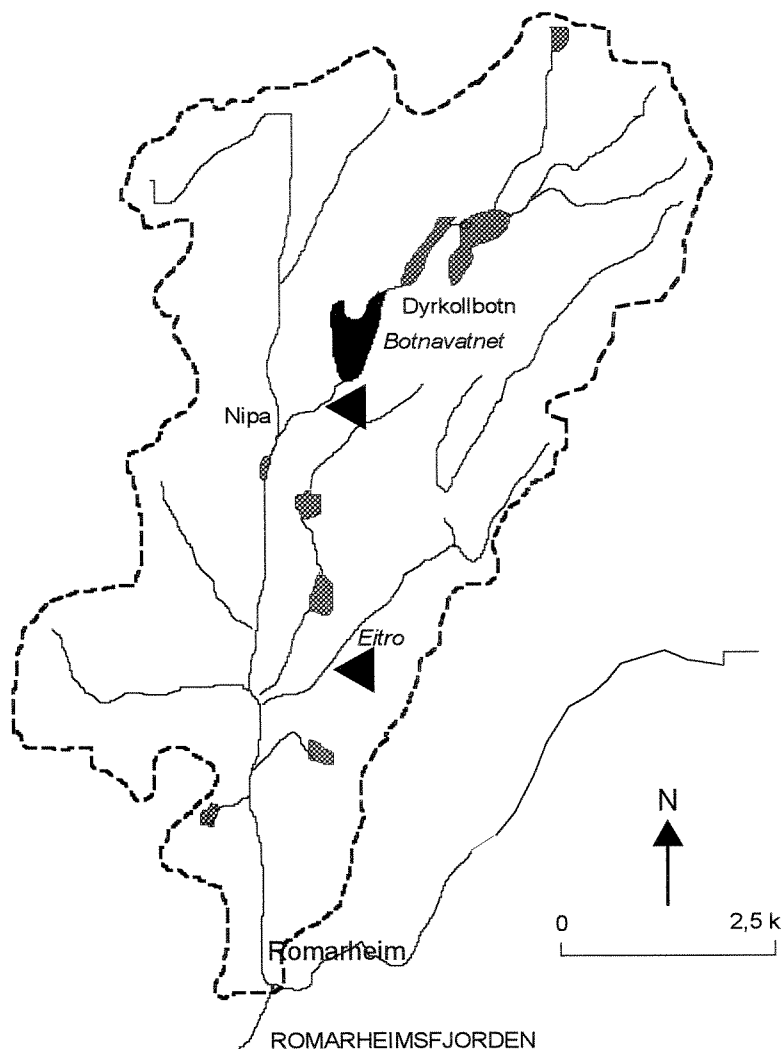
3.2 Kalking av Romarheimselva

3.2.1 Mål og strategi

Det benyttes kalkingsmål for sjøaure, dvs. pH \geq 6.2 i tidsrommet 15. februar - 31. mai og pH \geq 6.0 resten av året. Utgangs-pH anslås til 5.0. Utgangspunktet for kalking av dette vassdraget må være at alle de viktigste tilførselene til hovedelva har uakseptabel vannkvalitet. Kalking kan skje ved dosering i hovedelva eller ved dosering eller annen avsyring i sidefeltene. En kalkingsstrategi for vassdraget må også sikre avsyring av tilløpene fra øst før de kommer fram til hovedelva, fordi hovedelva på disse punktene er del av anadrom strekning. Hvis ikke dette gjøres kan en få problemer med blandsoner med særlig toksisk vannkvalitet. Derfor bør tilløpene bør kalkes med doserer omlag en kilometer før samløp med hovedvassdraget.

Det vil sannsynligvis være tilstrekkelig å kalke tilløpet eller utløpet av Botnavatnet og i Eitro. Førstnevnte doserer må kunne avsyre vann fra hele den øvre delen av vassdraget, også tilløpet fra nord, og ned til Eitro. For å unngå unødige stor overdosering (mer enn tre ganger normal dose) kan det derfor være nødvendig å plassere den i utløpet av innsjøen. Doseren i Eitro må avsyre vannet i eget sidevassdrag, samt vannet fra Nysæter/Svartavatn-strengen og alt tilløpsvann ned til utløpet.

På denne måten vil det være mulig å avsyre alt vann i vassdraget og samtidig ha tilstrekkelig kontroll på at kalking skjer i forhold til både vannkvalitet, hydrologi og sjøaurens vannkvalitetskrav. Hovedtrekk i kalkingsstrategien er illustrert i Figur 6.



Figur 6. Strategi for avsyring av Romarheimselva. Innsjøer som anbefales kalket er skravert med svart, mens de to planlagte doserere er markert med piler.

3.2.2 Kalkdoser og kostnader

Vi har anslått utgangspH i Romarheimselva til 5.0, og antatt mål-pH på 6.0 og 6.2 (kalking for sjøaure). Dosereren ved Dyrkollbotn skal i tillegg til eget delfelt avsyre hele øvre del av feltet ned til Eitro (ialt 30 km²), mens dosereren ved Eitro skal avsyre nedre del av feltet (19 km²), inkl. Nysæter/Svartavatn-feltet. Disse to sidelvene renner parallelt, og tett ved hverandre de siste 200-300 m før utløp i hovedelven. For å minimalisere blandsoneeffektene i hovedelva nedstrøms kan en vurdere å fordele kalkdoseringen fra én felles doserer på de to sidestregene. Selve dosereren bør plasseres lengst mulig oppe ved veien som går langs Eitro.

Avsyringsbehovet ved mål-pH 6.0 og 6.2 er beregnet til henholdsvis 1.2 og 1.5 g CaCO₃ /m³. Totalt kalkforbruk blir på 375 tonn pr år, fordelt med 231 tonn på Dyrkollbotn og 144 tonn på Eitro. Dersom vi regner flomvannføringen i området til 20 ganger middelvannføringen bør et doseringsanlegg ved Dyrkollbotn ha en kapasitet på 1.6 tonn kalk pr time, dvs. ca. 38 tonn pr døgn. Tilsvarende bør en doserer ved Eitro ha en kapasitet på 0.7 tonn kalk pr time eller 17 tonn pr døgn. Med denne kapasiteten vil det være praktisk at med et lagervolum på ca. 40 tonn (tilsv. ett døgn forbruk under flom) i Dyrkollbotn og 20 tonn i Eitro.

Engangsutgiftene til innkjøp av doseringsutstyr vil kunne beløpe seg til 1 mill kr. Tabell 14 gir et kostnadsanslag, basert på 2 doserere.

Tabell 14. Romarheimselva. Anslåtte kostnader til innkjøp og oppføring av 2 doseringsanlegg, samt årlige driftsutgifter.

Utgiftspost	Sum (1000 kr)	Enhetspris/kommentar
Doseringsanlegg Dyrkollbotn.		
Innkjøp	700	40 tonns anlegg
Doseringsanlegg, Eitro. Innkjøp	300	20 tonns anlegg
Vegframføring		1000 kr/m
Strømtilførsel		100 kr/m
Telefon		100 kr/m
Fundamentering	100	Anslag
Kalkmengde, tonn pr år	265	700 kr/tonn; 375 tonn pr år
Serviceavtale etc.	100	Anslag

3.3 Kalking av Samnangervassdraget

3.3.1 Mål og strategi

Avsyring av det regulerte Storelv-feltet kan trolig gjøres ved bl.a. å kalke reguleringsmagasinene i nord. Det forutsetter at magasinene har så lang oppholdstid at kalking kan skje årlig eller mindre hyppig. I tillegg, eller som alternativ bør det etableres et kalkdoseringsanlegg i tilknytning til et av kraftverkene for å sikre akseptabel vannkvalitet til anadrom strekning hele året. Hvis magasinene er egnet, dvs. hvis de sirkulerer (omrøring) i perioden februar-juni eller hvis kraftverksvannet tappes fra mer enn tre meters dyp, kan kalking av disse gi stabil vannkvalitet fram til doseringsanlegget. Dette bør undersøkes nærmere.

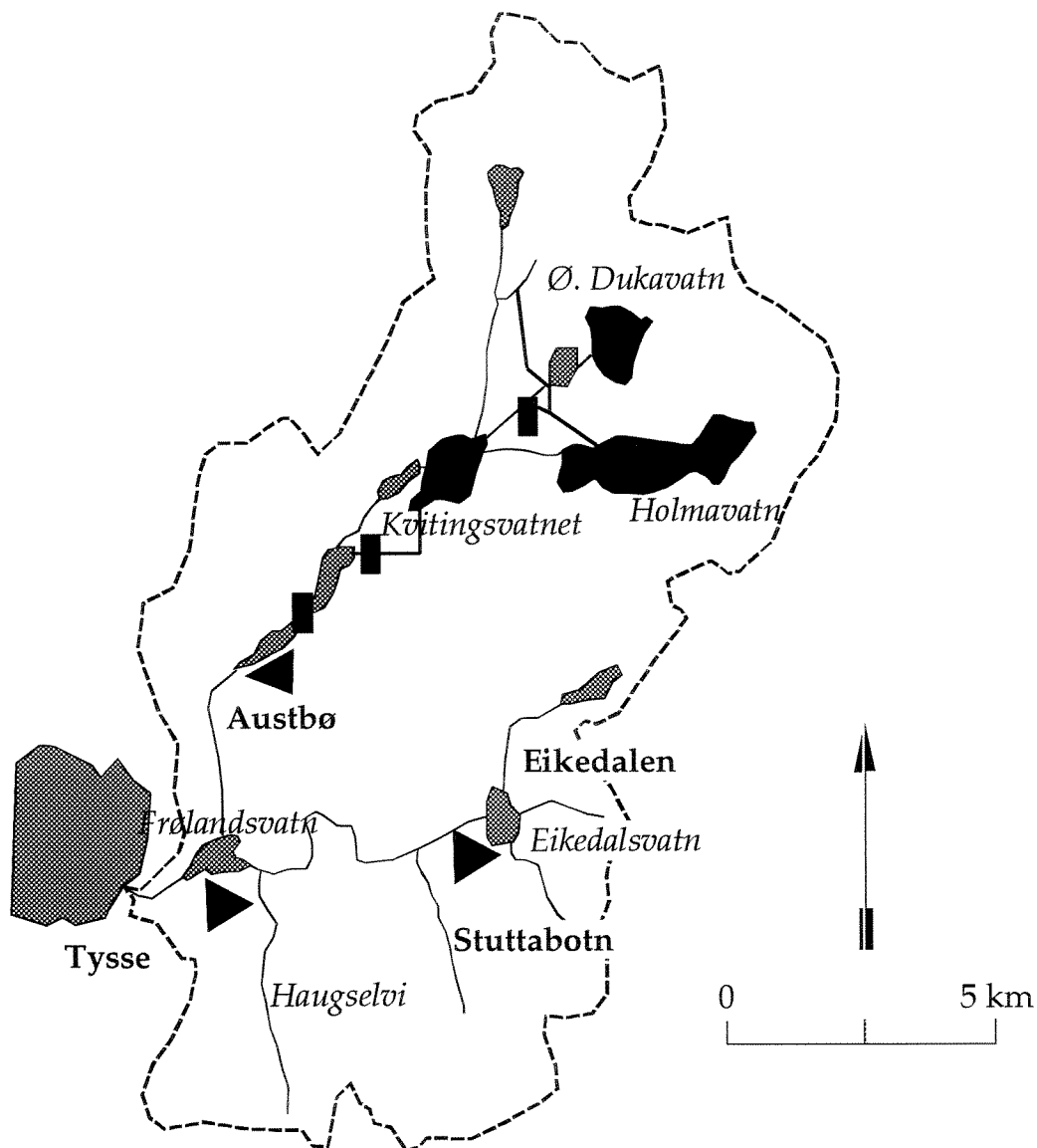
Avsyring av anadrom strekning av Eikedalselva ned til Frølandsvatn kan gjøres ved at det etableres kalkdosering nedenfor Røysebotn (UTM 263987). Kalking av Haugselvi bør også vurderes. Kalking her bør skje ved dosering et stykke oppe i elva, eller ved terrengkalking. Vi forutsetter at Stuttabotnelva er forsvarlig kalket.

I vinterhalvåret vil avrenningen fra det regulerte Storelvfeltet ha vesentlig innflytelse på vannføring og vannkvalitet i Tysseelva. Den uregulerte Eikedalselva har de viktigste produksjonsområdene for anadrom fisk. Imidlertid vil dosering til Eikedalselva alene kreve en kraftig overdosering i perioder dersom tilsiget fra Storelva skal kunne avsyres før avløp til Tysseelva i vinterhalvåret. Nedenfor har vi foreslått en forenklet kalkingsplan basert på to doseringsanlegg. Doseringsanlegget i Storelvfeltet foreslås plassert ved inntaket til Frøland kraftverk i utløpet av Fiskevatn (UTM 244025). Dårlig innblanding og risiko for sedimentasjon i magasinene kan medføre variabel kalkutnyttelse dersom dosereren plasseres høyere oppe i vassdraget. Dosering ved inntaket til Frøland kraftverk vil gi stabil kalktilførsel mens kraftverket er i drift. Denne planen kan suppleres med kalking av Haugselva og evt. innsjøkalking i ett eller flere av magasinene i Storelvfeltet:

1. Dosering til Storelva ved Fiskevatn (inntak til Frøland kraftverk) for avsyring av Frølandsvatn og Tysseelva til utløp i sjøen.

2. Dosering til Eikedalselva ved utløp Eikedalsvatn for fullstendig avsyring av denne ned til Frølandsvatn.

Hovedtrekkene i kalkingsstrategien er illustrert i Figur 7.



Figur 7. Strategi for avsyring av Samnangervassdraget. Innsjøer/magasiner som anbefales kalket er skravert med svart, mens de tre planlagte doserere er markert med piler.

3.3.2 Kalkforbruk og kostnader

Vi har anslått utgangs-pH i Storelva til 5.4 og i Eikedalselva til 5.6, med et antatt pH-mål inndelt i tre nivåer etter årstid (se kap. 1 ovenfor).

Tabell 15 gir anslag over kalkdoser fra doserere plassert ved Grønsdalsvatn i Storelvfeltet. Denne vil kalke ca. 82 % av avrenningsvannet fra feltet. Maksimum avrenning anslås til 20 ganger naturlig middelvannføring.

Tabell 15. Anslått kalkmengde i Storelva i ulike deler av året ut fra utgangs-pH=5.4.

Tidsrom: Mål-pH	Kalkbehov g/m ³	Kalkbehov ved doserer g/m ³	Totalt kalkbehov (tonn)	Døgnforbruk (tonn) ved full kraftverksdrift
0106-1402: 6.0	1.3	1.3	362	2,3
1502-3103: 6.2	1.9	1.9	86	3.4
0104-3105: 6.4	2.4	2.9	154	5.1
Årlig kalkbehov (tonn)			602	

Tabell 16 gir tilsvarende data for dosering ved utløpet av Eikedalsvatn for avsyring fram til Frølandsvatn.

Tabell 16. Anslått kalkmengde i Eikedalselva i ulike deler av året fra utgangs-pH=5.6.

Tidsrom: Mål-pH	Kalkbehov g/m ³	Kalkbehov ved doserer g/m ³	Totalt kalkbehov (tonn)	Lagerbehov ved høy vannføring (tonn)
0106-1402: 6.0	0.9	1.7	185	46
1502-3103: 6.2	1.4	2.7	50	73
0104-3105: 6.4	2.0	3.7	95	100
Årlig kalkbehov (tonn)			330	

Investerings- og driftskostnader for de to doseringsanleggene er anslått i Tabell 17.

Tabell 17. Stordalselva og Eikedalselva. Anslåtte kostnader til innkjøp og oppføring av doseringsanlegg, samt driftskostnader

Utgiftspost	Sum (1000 kr)	Enhetspris/kommentar
Doseringsanlegg Stordalselva, innkjøp	300	20 tonns anlegg
Doseringsanlegg Eikedalselva, innkjøp	1000	100 tonns anlegg
Vegframføring		1000 kr/m
Strømtilførsel		100 kr/m
Telefon		100 kr/m
Fundamentering	200	Anslag
Kalk pr år	655	700 kr/tonn; 932 tonn pr år
Serviceavtale etc.	200	Anslag

Lokalisering av begge dosererne er foreslått nær veg, strøm- og telefonledning, noe som vil minimalisere grunnlagsinvesteringene.

3.4 Kalking av Uskedalselva

3.4.1 Mål og strategi

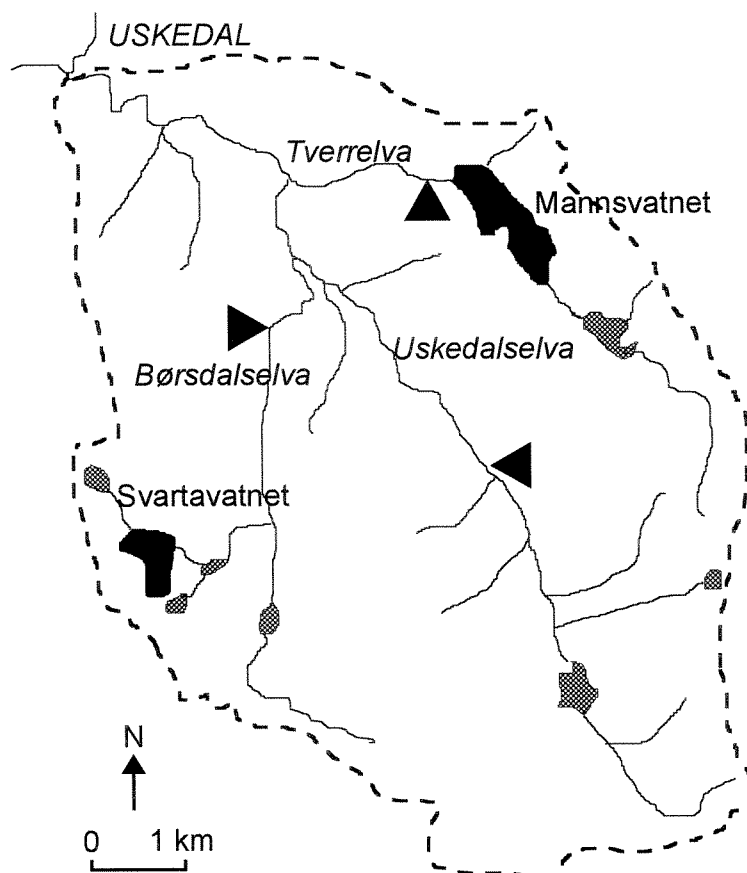
Vannkvaliteten i hele vassdraget er periodevis uakseptabel for anadrom fisk uten kalking, men det er allerede satt igang kalkingstiltak flere steder. Effekten av disse tiltakene er imidlertid ikke fullgod.

Et minimumsalternativ for kalking av Uskedalsvassdraget vil være dosering i Børsdalselva for å avsyre hele dette feltet ned til munningen av Uskedalselva. Dette vil kreve en kraftig overdosering. Det vil derfor være mer gunstig å fordele kalken på flere steder i vassdraget.

Hvis vassdraget må fullkalkes vil det være naturlig å sette opp en kalkdoserer oppstrøms anadrom strekning, dvs. nærmest mulig opp mot Fjellandsbøvatnet. Denne dosereren vil måtte avsyre vannet helt ned til samløpet med Børsdalselva (feltstørrelse 21 km²). For å unngå for stor overdosering (mer enn tre ganger normal dose), vil det trolig være nødvendig å plassere dosereren et stykke nedenfor Fjellandsbøvatn. Området ovenfor Skolemuseet ved Klammeren (UTM 282 451) egner seg. Her er elva turbulent, noe som vil gi god kalkopløsning, samtidig som avstand til veg, strøm- og telefonledning er kort.

Kalking av Børsdalselva kan skje ved hjelp av doseringsanlegg minst en kilometer oppe i vassdraget. Kalkingen av Svartevatnet alene er neppe tilstrekkelig, spesielt ikke om våren hvis det ligger is på vannet. Doserer og dose må dimensjoneres for avsyring av eget nedbørfelt samt resten av feltet til utløpet (18 km²). Etablering av doserer ved Børsdalselva vil trolig kreve anlegging av vei, samt strøm- og telefonframføring over en distanse på ca. 1 km. Veien kan trolig opparbeides i samarbeid med Herredsskogetaten i Kvinnherad, som planlegger en 1150 m lang vei fram til Børsdalselva (UTM 455 265) (Kåre Vetrhus pers. komm.).

Kalking av Mannsvatnet kan være del av kalkingstiltaket for å avsyre tilløpet fra Tverrelva (feltstørrelse 7 km²). Det er mulig dette også bør suppleres med dosering i utløpet av vannet, men denne doseringen kan trolig begrenses til perioder med is på Mannsvatnet. Fullkalking av Mannsvatnet bør vurderes som et selvstendig alternativ, evt. i kombinasjon med terrengkalking, bl.a. på grunn av vanskelig adkomst for et doseringsanlegg. Kalkingsstrategien er illustrert i Figur 8.



Figur 8. Kalkingsstrategi for Uskedalselva. Kalkete innsjøer svart-skravert. Kalkdoserere markert med piler.

3.4.2 Kalkdoser og kostnader

Vi har anslått utgangs-pH for Uskedalselva til 5.4, og forutsetter en mål-pH på 6.0 fra 1. juni til 14. februar og 6.2 fra 15. februar til 31. mai (avsyring for sjøaure). Kalkbehovet anslås til 1.9 g kalk/m³ for dosering til pH=6.2 og 1.3 g kalk/m³ for dosering til pH=6.0. Kalkdoser, lagerbehov og årlig kalkforbruk er angitt i Tabell 18. Lagerbehovet er anslått for å avsyre en vannmengde på 20 ganger middelvannføringen til pH=6.2 i ett døgn.

Tabell 18. Doser, lagerbehov og kalkforbruk i Uskedalselva.

Doseringssted	Feltstørrelse for avsyring (km ²)	Anslått høyeste dose (g/m ³)	Lagerbehov (tonn kalk)	Kalkforbruk pr. år (tonn)
Nedstr. Fjellandsvatn	21	5.8	16	75
Børsdalselv	18	2.8	7	71
Tverrelv*	7	1.9	2	26
Tilsammen	46		25	172

*Fullkalking av Mannsvatn vurderes som alternativ, se Tabell 20.

Tabell 19 gir et anslag over kostnader ved etablering og drift av kalkdoserere.

Tabell 19. Uskedalselva. Anslåtte kostnader til innkjøp, etablering og drift av kalkdoserere.

Utgiftspost	Sum (1000 kr)	Enhetspris/kommentar
Doseringsanlegg Fjellandsvatn. Innkjøp	300	20 tonns anlegg
Doseringsanlegg Børsdalselv. Innkjøp	100	10 tonns anlegg
Doseringsanlegg Tverrelv. Innkjøp	50	5 tonns manuelt anlegg
Vegframføring	300*	1000 kr/m
Strømtilførsel	100*	100 kr/m
Telefon		100 kr/m
Fundamentering	150	Anslag
Kalk pr år	125	700 kr/tonn; 172 tonn pr år
Serviceavtale etc.	90	Anslag

*Gjelder Børsdalselv

Doserer ved Tverrelva bør plasseres nærmest opptil utløpet av Mannsvatn. Det er mulig at denne dosereren kan være manuell, slik at det ikke vil være nødvendig med framlegging av strøm og telefon. Dette kan likevel vise seg å være problematisk av flere grunner. Selv om det idag går det traktorvei nesten fram til vannet (Kåre Vetrhus pers. komm.), må denne utbedres og holdes åpen om vinteren. Det må også legges fram strøm og telefon, noe som vil kreve uforholdsmessig store grunnlagsinvesteringer. Dessuten kan framlegging av vei, telefon og strøm samt oppføring av et doseringsanlegg komme i konflikt med andre brukerinteresser i området. Alternativt vurderes derfor helikopterkalking av Mannsvatn for avsyring av Tverrelvfeltet.

Mannsvatn har et overflateareal på 0.6 km² og et antatt middeldyp på 10 m. Vi har videre lagt til grunn et karbonatinnhold i kalken på 80 % og en oppløsning på 70 %. Kalkbehovet i Tabell 20 er beregnet ut fra en tenkt middel-pH i avrenningsvannet på 6.2.

Tabell 20. Kalking av Mannsvatn.

Innsjøvolum (mill m ³)	Årlig avrenning (mill. m ³)	Oppholdstid (år)	Kalkmengde første år (tonn)	Kalkmengde øvrige år (tonn)	Kalkdose (g/m ³)
6.0	17.6	0.3	35	26	5.8/4.3

Forutsatt en kalkpris på kr. 700.- pr tonn vil første års kalking koste kr. 25.000.- + transport, og øvrige år kr. 18.000.- + transport/spredning.

Forutsatt at volumberegningen av Mannsvatn stemmer vil oppholdstiden være ca. 4 måneder, dvs. relativt hurtig gjenforsuring. Islegging om vinteren vil medføre avrenning av surt overflatevann store deler av vinteren. Dette betyr at effekten av kalkingen vil være variabel sammenliknet med dosering. Det bør foretas en opplødding av Mannsvatn med sikte på mer eksakt volumberegning. I tillegg bør området

befares sommerstid for å vurdere mulige kombinasjoner mellom innsjøkalking og kalking av utløpselven, evt. terrengkalking.

4. Referanser

- Bjerknes, V. & Skiple, A. 1997. Yndesdalsvasdraget. 2. Vannkjemi. s. 257-259 i: Kalking av vann og vassdrag. Overvåking av større prosjekter. DN-notat 1997-1. Direktoratet for naturforvaltning. Trondheim.
- Bjerknes, V., Nandrup Pettersen, M., Teien, H. C. & Raddum, G. G. 1997. Kalking av Ekso. Vannkjemisk og biologisk kontroll våren 1997. NIVA rapport nr. 3738-97. 42 s.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T. G., Rasmussen, G. & Saltveit, S. J. 1989. Electrofishing - theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Brandrud, T. E. 1998. NIVA-rapport under arbeid.
- DNMI 1985. Nedbørnormaler. Det norske meteorologiske institutt, Oslo. 14 s.
- Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1996. Bunndyrundersøkelser i forbindelse med vassdragskalking i Hordaland. LFI, Zoologisk institutt, Universitetet i Bergen. Rapport nr. 91. 18 s.
- Grande, M., Muniz, I. P. & Andersen, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid water. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 20, pp. 2076-84.
- Hellen, B. A., Johnsen, G. H. & Kålås, S. 1996. Vannkjemisk undersøkelse av vassdrag i Hordaland våren/sommeren 1996. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 240. 17 s.
- Hindar, A. 1992. Kalkingsplan for Kvina-vassdraget og Litleåna. NIVA-rapport nr. 2775. 34 s.
- Hindar, A. 1997. Kalkingsplaner for Nausta, Gaular-, Høyanger- og Ortnevikvassdraget i Sogn og Fjordane. NIVA rapport nr. 3756-97. 51 s.
- Hindar, A., Hesthagen, T. & Raddum, G. G. 1995. Undersøkelser i kalkede vann og vassdrag - innhold og omfang. Utredning for DN nr. 1995-5. 25 s.
- Hindar, A., Kroglund, F. & Skiple, A. 1997. Forsuringssituasjonen i lakseførende vassdrag på Vestlandet; vurdering av behovet for tiltak. NIVA rapport nr. 3606-97. 96 s.
- Johnsen, G. H. 1997. Vasskvalitetsovervåking av kalka innsjøer i Hordaland hausten 1996 og våren 1997. Rådgivende Biologer A/S - Rapport nr. 296. 9 s.
- Johnsen, G. H., Kålås, S. & Bjørklund, A. E. 1996. Kalkingsplan for Kvinnherad kommune 1995. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 173. 46 s.
- Kambestad, A. & Johnsen, G. H. 1990. Tilstandsbeskrivelse for Eikedalsvassdraget, Kvam og Samnanger i Hordaland. Rådgivende Biologer A/S - Rapport nr. 38. 54 s.
- Kålås, S., Bjørklund, A. E. & Johnsen, G. H. 1996 a. Kalkingsplan for Lindås kommune. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 189. 36 s.
- Kålås, S., Bjørklund, A. E. og Johnsen, G. H. 1996 b. Kalkingsplan for Samnanger kommune 1995. Rådgivende Biologer A/S - Rapport nr. 172. 36 s.
- Kålås, S., Johnsen, G. H., Sægrov, H. & Hellen, B. A. 1996 c. Fisk og vannkvalitet i ti Hordalandselvar med bestandar av anadrom laksefisk i 1995. Rådgivende Biologer AS. rapport nr. 243. 152 s.
- Kålås, S. & Sægrov, H. 1997. Ungfiskregistreringar i seks Hordalandselvar med bestandar av anadrom laksefisk. Rådgivende Biologer AS. Rapport nr. 300. 72 s.
- Lyse, A. A. 1995a. Kalking av Eikedalsvassdraget; prøvefiske, dybdemålinger m.m. Notat til Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelinga. 3 s.
- Lyse, A. A. 1995b. Kalking av Eikedalsvassdraget (2); prøvefiske, dybdemålinger m.m. Notat til Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelinga. 3 s.
- Madsen, J. P. 1991. Konesjonsøknad for Samnangervassdraget. Fagrapport fisk. Fylkesmannen i Hordaland 1991.
- Nordland, J. 1983. Ferskvassfiskeressursane i Hordaland. AS Centraltrykkeriet, Bergen. 272 s.
- NVE 1987. Avrenningskart over Norge, Blad 1. Norges vassdrags- og energiverk, Oslo.

- Næringsmiddeltilsynet i Kvinnherad 1997. pH- og konduktivitetmålinger i prøver fra Uskedalselva 1996-97.
- Raddum, G. G. 1978. Vurdering av skader på fisket i Samnangervassdraget ved tilleggsreguleringer. Laboratorium for Ferskvannsekologi og Innlandsfiske, Bergen. Rapport nr. 56.
- Rosseland, B. O. & Skogheim, O. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm, 61, 186-194.
- Samla plan for vassdrag 1983. 197 Uskedalselva. Vassdragsrapport. Miljøverndepartementet, Oslo.
- Samla plan for vassdrag 1987. 146 Samnangervassdraget. 01 Tysse. Vassdragssrapport. Miljøverndepartementet, Oslo.
- Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T., Lien, L., Lydersen, E. & Buan, A. K. 1997. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo, Rapport 667/96, 71 s.
- Toft, S. 1993. Innlandsfiskeprosjektet 1993. Innlandsfiskebestandar/ forsuringsmålinger i Samnanger kommune. Rapport Samnanger kommune. 33 s.
- Tørseth, K. & Manø, S. 1997. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo, Rapport 703/97, 203 s.
- Vasshaug, Ø. og H. Grøndahl. 1990. Overvåking av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris* i Hordaland fylke i 1989. Fylkesmannen i Hordaland, rapport nr. 3/90. 80 s.

Vedlegg A. Kalking - faglig bakgrunnsmateriale

Innledning.

Denne fagdelen er utarbeidet som et supplement til kalkingsplaner for å utdype en del av de usikkerheter som er forbundet med planene og for å redegjøre for noe av den nye kunnskapen vi gjør bruk av. Usikkerhet om hvilke vannkvalitetskriterier som gjelder for laksens ulike livsstadier og spesielt i de "tynne" vannkvalitetene på Sørvest- og Vestlandet kan føre til at de anbefalinger som gis her kan endres. Økte kunnskaper om effekter ved kalking i terreng vil kunne endre både holdning til tiltaket (i både positiv og negativ retning) og dermed slike tiltaks plass i en total kalkingsstrategi.

En del av stoffet er supplert med referanser, mens andre deler er skrevet uten samme vekt på referanser. Teksten kan derfor synes noe ubalansert, men få referanser betyr enten at det ikke finnes så mye arbeid på området eller at teksten har en mere generell karakter, basert på erfaringer.

Vannkvalitetskrav og kalkingsstrategier for laks.

Forsuring er en av en rekke trusler de gjenlevende laksebestandene er stilt overfor. Fram til 1977 var surhetsgraden (pH) og ioneinnholdet i vannet antatt å være de to viktigste faktorer som bestemte effektene av surt vann på fisk (Leivestad m.fl. 1976). Først i 1977 ble aluminiumets (Al) betydning for giftigheten kjent (Schofield 1977, Dickson 1978), og i 1980, at det er de uorganiske Al-forbindelsene (Driscoll m.fl. 1980) som er giftige. I 1989 ble det oppdaget at "ustabile" former av uorganisk aluminium var spesielt giftige for fisk (Rosseland m.fl. 1992).

På tross av en økende kjennskap til forsuringens skader på fisk, hadde man fram til 1990 kun vage forestillinger om hvor "sur" en vannkvalitet kunne være uten at den skadet laksen. Man visste at laks var den minst tolerante av våre fiskearter (Grande m.fl. 1978, Rosseland og Skogheim 1987) og at smoltstadiet var det mest følsomme stadiet (Rosseland og Skogheim 1982, 1984), men det var ikke fastslått noen kritisk kjemisk vannkvalitet slik som for innlandsfisk (Lien m.fl. 1992). Det innebærer at man ikke hadde fastslått noen kritisk konsentrasjonsgrense for H⁺ og Al, ei heller hvordan denne grensen blir modifisert av kalsium, ionestyrke og temperatur. Kunnskapen om forsuringsskader på laks var for det meste fremskaffet fra kronisk sure sørlandselver, ikke fra ionesvake vestlandsvassdrag i tidlig forsuringssfase. Forskingen var i hovedsak rettet mot ferskvannsstadiet til fisken, og man visste lite om at sjøvannsegenskapene ble skadet som følge av forsuringen. I dag vet man at selv lave aluminiumskonsentrasjoner skader smoltens sjøvannstoleranse (Kroglund og Staurnes 1993, Kroglund m.fl. 1994b, Staurnes m.fl. 1993).

Fiskeskader

Dødelighet, redusert bestandsstørrelse eller fravær av fisk ble og er ofte benyttet som kriterium for skade, f.eks. ved forsuring. Kjennskap til artenes økologiske krav, fysiologi og adferd gjør det mulig å fastslå sannsynlighet for skader på fiskebestander på et vesentlig lavere skade-nivå (Exley og Phillips 1988, Rosseland og Staurnes 1994). Dersom skade på individer kan oppdages tilstrekkelig tidlig, kan ulike tiltak (kalking) forhindre eller redusere endringer på populasjonsnivå. Ved bruk av indikatorskader på individnivå kan sannsynligheten for skade på fiskebestander fastsettes før vesentlig endring i økosystemet har inntruffet.

Skade bestemmes av konsentrasjon, eksponeringstid, temperatur, fiskens fysiologiske stadium og adferd. Ikke alle forhold kan holdes konstante i forsøk, og er det heller ikke i naturen. Ulike forsøk vil ha forskjeller i forsøksoppsett, gjennomføring og eksponering. Vurdering av skadeomfang er også avhengig

av hvilke parametre som er undersøkt. Nøyaktige grenser vil derfor ikke kunne fastsettes for vannkvalitet.

På grunnlag av kjennskap til effekt av skader på individnivå og populasjonsnivå vil akseptabelt skadenivå kunne sannsynliggjøres. Akseptabel skade må vurderes for hele livsløpet til fisken, og da særlig i forbindelse med endringer i habitat, f.eks. ved utvandring til sjøvann som smolt eller ved tilbakevandring som tert eller gytefisk. Likeledes må det fastsettes i hvilken grad fisken kan restitueres etter skade dersom årsaken (giftig eller utilfredsstillende vannkvalitet) opphører. Det foreligger pr. nå ingen definisjon av "akseptabel skade", hverken for vill- eller for oppdrettsfisk.

Skader kan defineres på et økologisk (populasjon), fysiologisk (individ) eller patologisk (cellulært) nivå og kan også påvirke fiskens atferd (Rosseland og Staurnes 1994). Avhengig av hva som benyttes som kriterium for skade; dødelighet eller skader på enzym; skader på hormon- eller vevsnivå, kan derfor samme fisk bli definert som både skadd og uskadd avhengig av definisjon. Tidligere ble kun dødelighet, evt. reduksjon i blodplasmaklorid benyttet til å evaluere status. I dag vet vi at f.eks. Al skader alle utviklingsstadier fra egg til kjønnsmoden fisk, skader gjellene, hemmer oksygenopptak, skader saltreguleringsenzymet Na-K-ATPase, skader saltreguleringsevnen i sjøvann m.m. Det finnes en rekke referanser knyttet til denne kunnskapen, men vi velger å referere til avsnitt "3.4 Fiskens fysiologi og adferd" i utredningen: "Forsuring i Norge" (Kroglund m.fl. 1994a). Skader som tidligere ville blitt bagatellisert får i dag stor oppmerksomhet. Det foreligger derimot lite kunnskap om restitueringshastigheter etter skade.

Ulike livsstadier til laks har ulik toleranse for surt vann. Man ble tidlig oppmerksom på at smoltstadiet er det mest følsomme stadiet med hensyn til surt vann (se f.eks. Rosseland og Skogheim 1982), målt som endring i blodkjemi og dødelighet. Dette er bekreftet både gjennom observasjoner på villfiskbestander i elver, og i forsøk med kontrollert vannkvalitet. Plommesekkkyngel er likeledes følsom for surt vann, mens yngel (parr) er relativt tolerant (Rosseland og Skogheim 1984). Vannkvaliteter som skader sjøvannstoleransen til smolt trenger ikke påvirke overlevelsen til parr (Kroglund m.fl. 1994b). Det er derfor mulig å opprettholde en tilnærmet normal yngelproduksjon (tetthet) under forsuringsfasen, mens det kan registreres stor reduksjon i antall tilbakevandrende voksen laks på grunn av stor smoltdødelighet etter utvandring til sjøvann. Etterhvert vil redusert antall gytefisk også gjenspeiles i lavere yngeltetthet.

På tross av at parr og plommesekkkyngel er mer tolerante enn smolt, har disse stadiene ikke blitt undersøkt like detaljert som smolt. Deres toleranse kan derfor også være betydelig overdrevet. Leivestad m.fl. (1987) påviste redusert vekst hos yngel i forsøk dersom pH ikke ble hevet til over pH 6.3. Lacroix et al (1993) påviste akutte gjelleskader på 0.3 g lakseunger som ble eksponert for moderat surt vann med lave aluminiumsverdier, dog ble det ikke registrert dødelighet over en 14 dagers periode. På dette grunnlag bør pH kanskje være høy hele året, men grunnlaget for en slik konklusjon er neppe godt nok.

Fisk som har vært utsatt for skadelig vannkvalitet vil "komme seg" dersom skaden ikke har vært for stor, og hvis vannkvaliteten forbedres. Aluminium avsatt på gjeller fjernes relativt raskt (Lacroix m.fl. 1993), mens skadene på vevsnivå leges vesentlig saktere. Det er antydnet en "legingshastighet" på 2 uker ved 10 grader vanntemperatur. Ved lavere vanntemperatur vil reparasjonene gå vesentlig tregere. Når man vet at selv meget korte episoder, ned til 10 minutter, med surt Al-holdig vann kan skade gjellevevet, kan faren for å være i en permanent "legingsprosess" være stor.

Blandsoner

Aluminium i surt vann går fra enkle lavmolekylære former til høymolekylære komplekser etter at vannet blandes med vann av høyere pH (Rosseland m.fl. 1992, Kroglund m.fl. 1993a, Lydersen m.fl. 1995). I

den første blandingsfasen har det vist seg at fisk kan skades selv om pH er høy (>6.3). Dette skyldes at Al i en viss periode er i ulikevekt og derfor er ekstra giftig for fisk. Endringen fra lav- til høymolekylære Al-former er både pH- og temperaturavhengig (Lydersen m.fl. 1990, Lydersen 1990). Reaksjonshastigheten vil være treg ved lave temperaturer og rask ved høye temperaturer. Aluminium i blandsoner kan i verste fall drepe fisk i løpet av få timer, men selv kortvarig eksponering skader viktige kroppsfunksjoner og vev.

Giftigheten av blandsonen avtar med tid. Varigheten av "blandsoneskjemien" er ikke fastlagt, men det er påvist skader på fisk holdt i vann som er 15 minutter gammelt (alder på blandingen). Dersom dette hadde vært i en elv, ville området med giftig vann fått en lang utstrekning, avhengig av vannhastigheten. Det er derfor grunn til å tro at blandsoner vil skade fiskebestandene i elver hvis fisken ikke kan unngå området. Faren for skadelige blandsoner for smolt vil være størst om våren, både fordi vanntemperaturen er lav og fordi fisken er i et svært sårbart livsstadium. Det er ikke registrert at fisk har unvikelsesadferd for blandsoner.

Vannkvalitetskrav - surt vann

Det er påvist at selv meget lave aluminiumsverdier (ned mot deteksjonsgrensen på 10 µg/L) skader laksesmolt (se f.eks. Kroglund m.fl. 1994b). Skadene kan registreres ved enzymmålinger eller som svekket sjøvannstoleranse. Dødeligheten trenger ikke inntreffe før etter utvandring fra elvene, men vil kunne påvises som redusert tilbakevandring og redusert elvefangst.

Forsøk utført på Ims i perioden 1989-1994 demonstrerte klart at laksesmolt eksponert for moderat surt, aluminiumsholdig vann (pH 5.8-6.2; 10-30 µg uorganisk Al/L) tilsynelatende kunne se "frisk" ut, men at fisken ikke lengre hadde de sjøvannskvalitetene man skal forvente av en smolt. Likeledes viste forsøk, samt prøver tatt av villfisk i Vikedalselva i 1991 og i 1992, at selv meget lave konsentrasjoner av aluminium (mindre enn 15 µg uorganisk Al/L) skader både gjellevev, kroppsfunksjoner og sjøvannsegenskapene til laksesmolt. Skader på sjøvannsegenskapene til utvandrende smolt kan være en av de første skadene med økologisk betydning i en tidlig forsøringsfase.

Redusert sjøvannstoleranse etter eksponering for aluminium skyldes blant annet inaktivering av enzymet Na-K-ATPase i gjellevev (Starnes m.fl. 1993). Man har senere forsøkt å fastsette en nedre akseptabel økologisk grense for uorganisk aluminium. Det er til nå påvist skader både på laksesmolt i ferskvann, samt redusert sjøvannstoleranse etter 4 dagers eksponering ved 10-20 µg uorganisk Al/L og pH 6.2-6.3. Fisk eksponert til pH 6.8-6.9 og <10 µg Al/L hadde ikke skader. Registreringer utført på laksesmolt i Vosso antydte at omkring 10 µg Al/L kunne skade sjøvannstoleransen (Kroglund m.fl. 1993b). Forsøk utført på utvandrende laksesmolt viste at smolten vandrer på tross av svekket sjøvannstoleranse. Dette kan tyde på at forsuring i liten grad påvirker vandreadferd, men at smolten vil skades i sjøvann.

Upubliserte data fra Finnstad, Pethon og Kroglund viser at det er en relativt god overensstemmelse mellom skader påvist i karforsøk og skader påvist på villfisk, se også Kroglund m.fl. (1994b).

Vannkvalitetskrav - kalka vann

Et vannkvalitetsmål ved kalking er ofte et pH-mål. Siden det er en vesentlig forskjell mellom ikke-forsuret og forsuret vann pga aluminiumsinnholdet, må dette pH-målet være høyere enn det som er tilstrekkelig i en ikke-påvirket vannkvalitet. Høy pH kan i visse tilfeller (blandsoner) være utilstrekkelig, og det bør en være oppmerksom på ved planlegging av kalkingstiltak.

Resultatene fra karforsøk og villfisk-registreringer i Vikedal antydte at et kalkingsmål på pH 6.2 resulterte i en ikke-optimal vannkvalitet for smolt sammenliknet med kalking til pH 6.5, sannsynligvis

på grunn av at giftig aluminium fortsatt var tilstedeværende. Forbedringen i "status" fra pH 6.2 til pH 6.5 kan også skyldes økningen i kalsiumkonsentrasjon eller i ionestyrke (Kroglund og Staurnes 1993). Ustabil aluminiumskjemi kan være en tilleggsfaktor (Rosseland m.fl.1992, Rosseland og Hindar 1991). Forbedret biologisk respons etter pH-heving fra pH 6.2 til pH 6.5 er også påvist ved bunndyrundersøkelser (Raddum upublisert).

I Sverige er det dokumentert fiskedød umiddelbart nedstrøms kalkdosering (Dickson 1979), men dette er ikke observert i Norge. Andre strategier enn direkte kalking kan være nødvendige (Henrikson og Brodin 1995, Birchall m.fl. 1989).

Kalkingsstrategier

Kalkingsstrategien skal gi en god nok bedring i vannkvalitet for fisk og andre ferskvannsorganismer for lavest mulig kostnad og uten for store uønskede effekter, se f.eks. Hindar (1992a). Målet er å skape miljøbetingelser etter kalking som er mest mulig lik forholdene før forsuring. Hvis laksen gis gode nok leveforhold regner vi med at også de andre forsuringfølsomme organismene i vann får gode levevilkår. Noe dårligere vannkvalitet vil være akseptabelt for andre fiskearter.

I takt med ny kunnskap om skader og krav til smoltkvalitet, er det nødvendig å tilpasse kalkingsstrategiene. Blandsoner ble for første gang omtalt i 1990 (Rosseland og Hindar 1991), og ble for første gang tatt hensyn til ved utarbeidelsen av kalkingsplan for Kvina (Hindar 1992b). Kalkingsstrategien for Vikedalselva ble endret ved at mål-pH ble økt fra 6.2 til 6.5 i smoltifiseringsperioden fordi undersøkelser viste at det ville bedre sjøvannstoleransen hos smolt.

Den generelle regel vi fortsatt holder oss til er at laksesmolt bør ha den beste vannkvaliteten og at det bør tilsvare en pH-verdi på 6.5 i perioden 15.2-15.6. I resten av året vil pH 6.2-6.3 sannsynligvis være tilstrekkelig, men vi tror at en heller bør være nær 6.3 enn 6.2. En skulle kanskje ikke tro at det var så viktig å holde mål-pH så lav som mulig, men det skyldes at kalk er et bufferstoff og at en liten pH-økning i dette området tilsvarer relativt mye kalk og dermed mye penger. En økning i mål-pH fra 6.2 til 6.5 kan tilsvare en økning i kalkmengden på 50 % hvis utgangs-pH var 5.5.

Kalkingsstrategien må ha som mål å resultere i lavest mulig konsentrasjon av uorganisk aluminium og dessuten hindre at det skapes områder med ustabil Al-kjemi. Terrengkalking (Hindar 1994a, Hindar m.fl. 1995) bør derfor vurderes fordi konvensjonell dosererkalking ikke stanser tilførsler av aluminium til vassdragene. Aluminiumstilførsler gjennom bekker og diffuse tilførsler vil kunne skape blandsoner som det kan være vanskelig å gjøre noe med uten terrengkalking.

I Sverige har man etterhvert valgt å satse på våtmarkskalking, også i større kalkingstiltak (Henrikson og Brodin 1995), se tabell 6.1. Formålet er å skape stabil vannkvalitet og tilførsel av aluminium til vassdragene reduseres. Våtmarkskalking synes å gi bedre kalkingsresultat enn doseringskalking.

Tabell 6.1. *Endring i kalkingsstrategi i Högvadsån i Sverige (etter Henrikson og Brodin 1995). Tabellen viser prosentvis fordeling på ulike kalkingsstrategier som er eller vil bli gjennomført og endringen i totale kalkmengder.*

Kalkingsstrategi	1978-81	1982-86	1987-91	1992-96
Lastebil; strandsone i innsjøer	32	12	1	-
Båtspredning; innsjø	15	44	47	45
Lastebil; elv	5	7	-	-
Grovkalk fra traktor; elv	4	-	-	-
Doserer; elv	12	37	29	24
Traktor; våtmark og strandsone	19	-	-	-
Helikopter; våtmark	-	-	23	31
Traktor; jordbruksland	13	-	-	-
Totale mengder (tonn)	10446	12001	16490	19970

Situasjonen i Vestlandsvassdrag er slik at terrengkalking bør forsøkes i større skala enn hittil. Det er tre forhold som tilsier det:

- Stor avrenning og dermed hyppigere endringer i vannmengde og vannkvalitet. Det gir større fare for episodisk surt vann og stiller større krav til teknisk utstyr.
- Vanskeligere å basere kalkingstiltak på innsjøkalking og elvekalking fordi innsjøenes oppholdstid er kort og fordi vanntilførslene til den lakseførende strekningen skjer i korte og sterkt hellende sidevassdrag der doserererkalking er vanskelig og der aluminiumskjemien ikke får lang nok tid til å stabilisere seg før vannet når laksen.
- Faren for sjøsaltepisoder kan føre til større endringer i vannkvalitet enn normalt. Når dette kombineres med raskt endret vannmengde er faren for dårlig vannkvalitet økt.

Hvis terrengkalking ikke kan gjennomføres, må andre kalkingstiltak tilpasses spesielt. Dosereere bør trekkes oppover i det lakseførende vassdraget slik at vannkvaliteten kan stabiliseres før vannet når laksen. En innsjø nedstrøms doserereren vil være gunstig fordi vannet får en viss oppholdstid slik at aluminiumskjemien stabiliseres og raske vannkvalitetssvingninger hindres.

Innsjøkalking alene vil ikke være tilstrekkelig fordi surt smeltevann renner oppunder isen og ut av innsjøen ved snøsmelting (Hindar 1994b). Fram mot rekalking kan vannkvaliteten dessuten avta raskere enn antatt fordi vannmengden kan ha vært større enn det ble regnet med. Det vil derfor være vanskelig å vite hvilken vannkvalitet som til enhver tid hersker i innsjøens utløp. Doserererkalking i innsjøens innløp eller utløp kan gjøre vannkvaliteten i utløpet langt mer stabil, men det forutsetter god planlegging og god driftskontroll.

I enkelte tilfeller vil både innsjøkalking og doserererkalking av tilløp være vanskelig. Da må en ty til mere tradisjonelle dosererløsninger i selve hovedelva. Også da vil det være fornuftig å legge doseringspunktene så høyt opp i vassdraget som mulig, men i tillegg må en sikre riktig vannkvalitet i den lakseførende strekningen. En kalkdoserer som kan justere vannkvaliteten til det fastsatte målet før vannet når den lakseførende strekningen vil i de fleste tilfeller være en betingelse. Denne doserereren bør være pH-styrt slik at kalkmengden til enhver tid er riktig, dvs. verken for liten eller for stor.

Det kan være flere grunner til at utstyr for pH-styring ikke ønskes, f.eks. at det er utsatt for driftsproblemer, at det kreves vedlikehold av fagpersonell og at det øker investeringskostnadene. Vi er imidlertid av den oppfatning at pH-styring sikrer den vannkvalitet som er tilstrekkelig for fisken (målpH), at en dessuten kan "treffe" den vannkvaliteten temmelig presist og at en stor sikkerhetsmargin (og dermed et ekstra kalkforbruk) ikke er nødvendig. På den måten unngås overdosering og da er det relativt store summer som kan spares inn. Økte ressurser til styring og kontroll kan dermed forsvares. Hvis vi sier at pH 6.3 er tilstrekkelig, men at det doseres i forhold til en teoretisk beregnet pH = 6.4 fordi pH-styring ikke benyttes, vil det si at det brukes 15 % mere kalk enn ved pH-styring når utgangs-pH er 5.5. I et vassdrag der det brukes 1000 tonn kalk per år vil en da bruke 150 tonn kalk for mye og det koster kr. 90.000.- per år med en tonnpris på kr. 600.-. Hvis en også regner med at en teoretisk beregnet pH = 6.6 velges i smoltperioden framfor 6.5 fordi det ikke er valgt pH-styring, er prislappen oppe i godt over kr. 100.000.- per år. Siden et kalkforbruk på 1000 tonn per år tilsvarer forbruket i 150 km² i Vest-Agder eller under 100 km² i Rogaland og nordover på Vestlandet, kan en forsvare å installere pH-styring i de fleste mellomstore og større vassdragskalkingstiltak i Norge.

Kalking vil forbedre levevilkårene og oppvekstmulighetene for fisk, men ikke nødvendigvis gjenskape forholdene slik de var før forsuring (Henrikson og Brodin 1995). I tillegg til kalking bør en også drive annet kultiveringsarbeid for å få en attraktiv fiskebestand. Det har vi ikke behandlet her.

Mulige vegetasjonsendringer pga. kalking

Innsjøer

Flere typer vegetasjonsendringer er registrert etter kalking:

- Økt tilgroing med krypsiv (og i noen tilfeller undersjøiske torvmosematter).
- Økt forekomst av grå, skorpeaktige algefiltmatter på bunnen.
- Redusert forekomst/bortfall av trådformete grønnalger (påvekstalger) som danner "grønne skyer" (sly) på vegetasjon, tauverk o.l. etter forsuring.
- En viss økning i biologisk mangfold ved re-etablering av forsuringfølsomme arter (vanlig tusenblad, tjønnaks-arter).

Bortfall av kraftig algebegroing må sees på som en udelt fordel ved kalking. Denne typen begroing er ikke naturlig, og ansees også å ha uheldige brukermessige konsekvenser (sly på garn og annen fiskeredskap, osv.).

Økning i biologisk mangfold etter kalking er i liten grad observert i Rogaland, trolig pga. at de forsuringfølsomme artene står meget svakt med få intakte spredningssentra i vassdragene. Derimot kan en på lengre sikt frykte en nedgang i biologisk variasjon og mangfold i innsjøer med betydelige tilgroingsproblemer med krypsiv (*Juncus bulbosus* = *J. supinus*).

Krypsiv er en grasaktig vannplante som øker sin forekomst i de fleste innsjøer etter kalking, se f.eks. Roelofs m.fl. (1994). Dette behøver i seg selv ikke være negativt. Krypsiv finnes naturlig i 80-90% av alle lavlandsinnsjøer på Sør- og Sørvestlandet, og opptrer normalt med kortvokste, uanselige skudd (ca. 20-40 cm lange) i dybdesonen 1-1.5 m (mellom botnegras- og brasmegrasbeltene) eller i beskyttede bukter og inn- og utløpsområder.

De forsurete vassdragene vest for Lyngdal, og spesielt vassdragene i Dalane har imidlertid opplevd en mer omfattende og stedvis problematisk tilgroing. Problemområdene er små til middelstore innsjøer som er direkte kalket i (minst) 4-5 år, gjerne med en kalk-akkumulasjon i sedimentet i gruntområdene.

Krypsivet danner i disse innsjøene unormalt kraftige, flerårige skudd som utvikler søyleformete, opp til 3 m høye såter. Disse når gjerne overflaten etter 2-4 år, og kan danne kompakte overflatematter, som stort sett har overlevd de siste 4-5 vintrene med varierende islegging. Etterhvert fortettes bestandene, slik at det blir mer eller mindre kompakte krypsivbevoksninger fra land og ut til 3-4 meters dyp. I grunne innsjøer kan disse bestandene dekke store arealer, og fenomenet ligner i omfang og utseende på vasspest-invasjonen de seinere årtier i visse Østlandsinnsjøer.

Tilgroingen med krypsiv skaper problemer for bading, båttrafikk og utøvelse av fisket. Det ser foreløpig ikke ut til å være påvist negative effekter på fiskebestanden, i hvert fall ikke når det gjelder gyting. En kan imidlertid tenke seg at gyteområdene gradvis vil gro til med krypsiv og derved også nedslammes.

Reint økologisk er tilgroingen med krypsiv meget betenkelig. Bunnforholdene blir sterkt endret (økt produksjon, mer organisk materiale, reduserende forhold) og mer ensartede. De opprinnelige, og internasjonalt sett sårbare biosamfunnene forsvinner, og det er fare for en utarming av flora og fauna. Forsøk indikerer at det kan være vanskelig å restaurere innsjøen, dvs. re-etablere de opprinnelige bunnforholdene etter at krypsivet har tatt fullstendig over.

Tilgroingen av krypsiv ser primært ut til å skyldes en økning i karbondioksid, dernest en økning i redusert nitrogen som frigis fra sedimentet etter kalking. Problemene ser ut til å være små/ubetydelige ved indirekte kalking der en unngår en kalk-anrikning i sedimentet i gruntområdene. Det ser videre ut til å være betydelig år-til-år variasjon i vekstforholdene for krypsiv. Kraftigst vekst er registrert i regnfulle sommerhalvår, hvor betydelig tilsig av surt vann fører til økt produksjon av karbondioksid. Når først planten har dannet overflatematter er den mer uavhengig av klimatiske år-til-år variasjoner.

En kan derfor trekke følgende konklusjoner når det gjelder kalkingsrelaterte vegetasjonsendringer i Rogaland:

- En må i forbindelse med nye kalkingsprosjekt som inkluderer direkte innsjøkalking forvente problemvekst med krypsiv i små til middelstore innsjøer, i hvert fall i de sørøstlige delene av fylket (sørøst for moreneområdene på Jæren). Det er ennå ikke kjent tilsvarende problemer lengre nord og vest i fylket.
- Problemene synes å være av langvarig karakter, og det er tvilsomt om utviklingen kan reverseres ved opphørt kalking.
- Krypsivproblemene kan reduseres, kanskje unngås ved indirekte kalking eller innsjøkalking der en så langt det er mulig unngår å (over)kalke gruntområdene.

Rennende vann

Det har ikke vært foretatt undersøkelser av kalkingsrelaterte vegetasjonsendringer i elver. Vurderinger av kalkingeffekter i rennende vann må derfor primært basere seg på teoretiske betraktninger. Spredte observasjoner fra kalkede elver antyder imidlertid at (korttids-) endringene overveiende er små. Felles for innsjøer og elver gjelder at visse typer algebegroing ser ut til å gå tilbake etter kalking.

Det bør understrekes at det på Sør- og Sørvestlandet er registrert kraftig framvekst av krypsiv også i endel stilleflytende vannforekomster, særlig i innløps/utløpsområder og gjennomstrømningsinnsjøer. Men dette er områder som i utgangspunktet har en for plantene gunstig karbondioksid-husholdning pga. bevegelse i vannet, og denne typen framvekst ser ut til primært å være relatert til andre forhold enn kalking. Trolig kan spesielle klimaforhold være endel av forklaringen på denne framveksten. I mange tilfeller er forøvrig stabilisert vannstand pga. regulering hovedforklaringen på krypsivframvekst i rennende vann.

En kan imidlertid tenke seg at kalking, sammen med gunstig klima og hydrologi, kan bidra til en krypsivekspansjon. Dette kan skje dels ved endringer i sedimentet (det er påvist endel akkumulering av kalk nedstrøms doserere, etc.), og dels ved endringer i vannfasen. Hvis det er slik at det oppstår forhøyete karbondioksid-konsentrasjoner der surt vann møter kalket vann, og hvis det videre er slik at krypsiv også i stilleflytende vann kan være karbonbegrenset, kan man tenke seg en form for blandsoneseffekt med forøket krypsivvekst.

Sammenfatningsvis kan en anta at kalking av elvestrekninger ikke vil føre til betydelige vegetasjonsendringer, men at en kalking kan komme til å forsterke allerede pågående tilgroingstendenser. Vassdragsavsnitt med krypsivproblemer bør derfor vurderes med dette for øyet.

Terrengkalking.

I en del tilfeller vil både direkte innsjøkalking og kalkdosering være mindre hensiktsmessig.

Innsjøkalking vil nær sagt alltid kunne gi surt avløp pga temperatursjiktning under isen. Det kalde og sure smeltevannet vil legge seg som et 2-3 meter tykt lag oppunder isen og derfor også dominere avrenningen fra innsjøen helt fram til isløsning. Hvis vannets oppholdstid er for kort, dvs. < 0.3 år, vil innsjøkalking måtte gjentas oftere enn en gang per år og det er i de fleste tilfeller lite ønskelig eller praktisk vanskelig.

Kalkdosering kan være vanskelig å gjennomføre hvis det ikke er ført fram veg eller strøm til steder i vassdraget som ellers kunne egne seg.

Terrengkalking framstår i slike tilfeller som et tredje alternativ i valget mellom ulike kalkingsteknikker. Det vil ofte være fornuftig å kombinere ulike teknikker for å få et best mulig resultat. Terrengkalking kan da også være et supplement.

Siden det kan være ulike syn på hvor riktig det er å legge kalk i terrenget er det helt nødvendig å presisere hva vi egentlig legger i dette begrepet. Det er framfor alt viktig å ha helt klart for seg hva som er målet med terrengkalking (Hindar 1994a). Med de erfaringer vi har hittil kan disse målene oppsummeres som følger:

- Avsyre tilrenning i områder der innsjøkalking og kalkdosering av ulike grunner ikke kan eller bør være eneste kalkingsteknikk eller der disse teknikkene av praktiske grunner ikke kan brukes.
- Stabilisere vannkvaliteten på et gunstig nivå i områder der andre kalkingsteknikker ikke gir et godt nok resultat. Surt, aluminiumsholdig smeltevann skal ikke komme ut i innsjø eller vassdrag.
- Holde aluminium tilbake i terrenget for å redusere faren for giftig vannkvalitet i nedenforliggende vassdrag.

Av disse grunner skiller denne formen for terrengkalking seg fra skogkalking, der målet bl.a. er å redusere surheten i jordsmonnet og der effektene på avrenningsvannet ikke er klarlagt, men under utredning.

Vi kan skille terrengkalking i to hovedtyper; 1) kalking av hele nedbørfeltet med lav kalkdose (Traaen m.fl. 1997) og 2) kalking av strategiske områder med stor/større kalkdose (Hindar m.fl. 1996). I det første tilfellet tar en sikte på å gi en langvarig effekt, f.eks. 10 år. I det andre tilfellet, der en som regel legger kalken i små myrområder, tar en sikte på en effekt i 2-4 år.

Det kan fortsatt være vanskelig å beregne de optimale kalkdosene for norske forhold fordi vi bare har erfaring fra første gangs kalking. Ved første gangs kalking vil en del av kalken brukes til å avsyre sure overflater i det aller øverste humus/jord/torvmose-lag. På den måten øker det vi kaller basemetningsgraden, dvs. den evnen jord/myr har til å avsyre sur tilrenning. Ved neste gangs kalking vil sannsynligvis basemetningsgraden fortsatt være høy, slik at en større del av den tilførte kalken kan være tilgjengelig for avsyring. Ved neste gangs kalking kan det derfor også være mulig å redusere kalkdosen.

Våre erfaringer hittil er hentet fra Sør- og Østlandet, der avrenningen er langt mindre enn på Vestlandet. Det kan være at kalking i hele terrenget vil være en svært gunstig kalkingsteknikk for vestlandsvassdrag pga den gode kontakten det vil være mellom avrenningsvann og kalk.

Uønskede virkninger er først og fremst knyttet til skadeeffekter på torvmoser og lavarter. For å redusere slike virkninger av kalktilførselen kan det være gunstigere å kalke ofte med lave kalkdoser enn med lengre intervaller og store doser.

Kalking i nedbørfeltet til Røynelandsvatn ved Grimstad resulterte i massiv utdøing av torvmoser på de kalkede myrene (Høiland og Pedersen 1994). De kalkede myrene utgjorde imidlertid bare 4-5 % av nedbørfeltet. Utdøingen skyldes trolig både at torvmosene ikke trives i et miljø med høy pH, men kan også skyldes at den økte kalsiumtilførselen påvirker magnesiuminnholdet i mosenes klorofyll. Lavere dose (hyppigere kalktilførsel), dolomitt framfor vanlig kalkstein og grovere kalk enn mel av typen 0-0.2 mm kan kanskje dempe skadevirkningene.

Etter kalking av hele Tjønnestrondfeltet i Telemark i 1983 forsvant så godt som all lav fra de synlige mineraloverflatene i terrenget. Tilførsel av grovere kalk enn kalksteinsmel av typen 0-0.2 mm og en spredning der utsatte områder ekskluderes vil hindre at dette skjer i et slikt omfang.

Skogkalking i Gjerstad med samme arealdose som på Tjønnestrond, men der det ble brukt grovdolomitt, har vist at de uønskede effektene på vegetasjonen kan være ubetydelige (Eilertsen et al. 1997).

Kostnader

Det er prisen på den kalkmengde som skal til for å holde en stabil vannkvalitet per tidsenhet og arealenhet som gir det riktige bildet av kostnaden ved kalking. I denne kostnaden ligger også utgifter til transport, spredning, dosering og drift av doseringsutstyr.

Mens en ved dosering direkte i elv kan "treffe" den riktige kalkdose direkte, vil kalking av innsjø innebære at avrenningsvannet fra innsjøen i tiden etter kalking først vil ha en høy kalkkonsentrasjon og deretter en avtakende konsentrasjon fram til rekalking. Det vil si at det skjer en overkalking. Ved terrengkalking er denne kontrollen langt vanskeligere fordi en rekke faktorer spiller inn på kalkingsresultatet. Årlig, eller iallfall relativt hyppig, kalking i terreng er gjennomført i Sverige (Abrahamsson 1992) og dermed blir også kontrollen på tiltaket slik at dosen kan justeres til et riktigere nivå.

Kostnadene ved terrengkalking vil sannsynligvis alltid være større enn ved innsjøkalking og dosering. Det skyldes både at selve spredningen med helikopter er dyrere per tonn kalk og at kalkutnyttelsen er dårligere. Dette er vist i tabell 6.2.

Tabell 6.2. Tenkte eksempler på kostnadene ved terrengkalking sammenliknet med innsjøkalking og dosering.

Innsjøkalking

Areal:	1 km ²	Kalkmengde:	10 tonn/år
Spes. avre	1 m/år	Total kostnad	4000 kr./år
Dose	5 g/m ³ kalk		
Effekt i:	1 år		
Tonnpris	800 kr./tonn		

Doserer

Areal:	1 km ²	Kalkmengde:	3 tonn/år
Spes. avre	1 m/år	Total kostnad	1800 kr./år
Dose	3 g/m ³ kalk		
Effekt i:	1 år		
Tonnpris	600 kr./tonn		

Terreng^{*)}

Areal:	1 km ²	Kalkmengde:	10 tonn/år
		Total kostnad	11000 kr./år
Dose	0.1 tonn/ha		
Effekt i:	1 år		
Tonnpris	1100 kr./tonn		

^{*)} Data for dose er hentet fra Abrahamsson (1992), men det kan være at dosen i Norge, særlig på Vestlandet, må være høyere pga større avrenning og annet avrenningsmønster.

I eksempelet over vil kostnaden ved å kalke i terreng være i størrelsesorden 3-6 ganger dyrere enn annen form for kalking. Nyttene ved terrengkalking bør derfor være av en viss størrelse hvis denne kalkingsteknikken skal kunne forsvares.

Kalking med doserer

Kalkingsstrategi er bl.a. kombinasjonen av kalktyper, kalkingsteknikker og kalkmengder som til sammen sikrer tilstrekkelig vannkvalitet for fisken. Lokalisering av doserer og kalkingsintervaller blir også en del av strategien. På grunnlag av årlig kalkbehov og kostnader ved kjøp eller leie og drift av kalkdoserer kan det beregnes en sannsynlig årlig kostnad for kalking av vassdraget.

Kalktyper og kalkopløsning

Ikke alle kalkprodukter egner seg til kontinuerlig dosering i rennende vann. Finkornige krittprodukter (kategori 1 i tabell 6.3) gir større fare for driftsproblemer enn bruk av noe grovere vassdragskalk. Dolomitt gir dårligere oppløsning enn kalksteinsmel med tilsvarende malingsgrader. Dårligere oppløsning må kompenseres med finere maling av kalken og det anses ikke som en fordel for driften av doseringsanlegg. Kalktyper som er for grove anbefales ikke brukt. Det er fordi en ønsker at så mye løses at det oppnås akseptabel kalkingseffekt et visst stykke nedover i vassdraget. Dårlig oppløsning må kompenseres med store kalkdoser. Det vil gi ytterligere redusert oppløsning og økt nedslamming nedstrøms anlegget. Vanligvis anbefales kalk innenfor kategori 2 eller 3 (tabell 6.3) ved dosererkalking.

Kalk innefor kategori 2 er vanligvis noe dyrere enn kategori 3 kalk, delvis pga. et begrenset distribusjonsnett.

Tabell 6.3. Sortering av kalktyper etter kornfordeling (DN 1994).

Kategori	50 % av kalken mindre enn:
1	0-3 μm
2	4-9 μm
3	10-19 μm
4	20-39 μm

Det anbefales å bruke så ren kalk som mulig. Vektandel av kalsiumkarbonat (CaCO_3) bør være omkring eller større enn 90 %, spesielt hvis det velges av de groveste kalktypene. Den andelen av kalken som ikke er kalsiumkarbonat består ofte av kvarts som er tungt nedbrytbart. Hvis det velges både grov kalk og kalk med lav andel kalsiumkarbonat, vil nedslammingen kunne bli betydelig nedstrøms kalkdoseringen.

Kalk løses opp over tid. Oppløsning skjer i vannfasen og fra kalk som blir liggende på bunnen. Kalkoppløsningen henger først og fremst sammen med kalkens finmalingsgrad, vannets pH og vannets bevegelse nedstrøms doserer. Ved lav dosering (opp til 20 g kalk/ m^3) til ukalket vann, med bruk av relativt finmalt kalk (minst 50 % mindre enn 10 μm) og ved god vannbevegelse nedstrøms doserer (ikke bassenger eller dype stilleflytende partier) vil oppløsningen i løpet av et år sannsynligvis ligge nær 100 %.

Kalk løses bedre i en turbulent elv enn i en stilleflytende elv fordi oppslemmingen av kalk i vann bedres og fordi det karbondioksidet som brukes under oppløsningen av kalk erstattes raskere. Stryk og fosser nedstrøms doseringsanlegget vil derfor bedre oppløsningen av kalken.

Kalkdoseringsanlegget og driften av det

Stående kalkdoseringsanlegg for store vassdrag vil ruve i landskapet. Men det utvikles for tiden siloanlegg som ikke skiller seg vesentlig fra mellomstore driftsbygninger. Ved anlegget må det være tilstrekkelig plass for kalkbil, slik at den kan fylle på kalk og snu uten for store ulemper.

Driftsoppfølging av et kalkdoseringsanlegg er avhengig av graden av automatisering og doseringsprinsipp. Det må innarbeides rutiner for ettersyn, med alarmer for avbrudd, påfylling og service. Alarm bør monteres hos lokal kontakt og helst flere steder. Alarm bør bl.a. knyttes til kalknivå i doserer. Avstand til kalkleverandør vil være av betydning for hvor raskt etterfylling kan skje. Det bør utarbeides en detaljert drifts- og serviceavtale med leverandøren. Det bør skaffes et visst reservelager for rask utskifting av deler.

Leverandør bør være forpliktet til å produsere en avtalt vannkvalitet. Ved misligholdelse bør det påløpe mulkt etter et avtalt system. Misligholdelse kan være at avtalt vannkvalitet underskrides utover en fastsatt tidsperiode. Dette bør innarbeides i en drifts- og serviceavtale. Alle disse momentene er viktige for å hindre lange driftsavbrudd og hører med i kontraktsforhandlinger om levering og dosering av kalk.

Driftskontroll bør innføres for mellomstore og store anlegg. Det kan være kontroll på at skruer går rundt, at det er turbiditet i vannet fra blandekaret og/eller at pH-verdien nedstrøms er det som er

fastlagt. Kontroll av pH bør inkluderes i større vassdrag og iallfall i forbindelse med kalking av laks- og sjøaureførende strekninger.

Beregning av kalkdose og -mengder

Kalkmengdene avhenger først og fremst av vannmengder, kalkkvalitet og vannkvalitet. Årlige kalkmengder er basert på kalkdoseberegning og hydrologiske data for vassdraget. Det må tas hensyn til at ikke all kalk løses opp og at kalk også inneholder andre stoffer enn karbonat. I kalkingsplanene det regnet med at 70% av tilført kalkmengde løses opp. Videre er det regnet med at kalken inneholder 90% kalsiumkarbonat (undefinert kalktype og leverandør). Nødvendig doseringskapasitet og lagerkapasitet på kalkdoserere er beregnet i forhold til en beregnet maksimal døgnmiddelvannføring (10-20 ganger middelvannføringen, geografisk avhengig).

Kalken skal avsyre sterke syrer og svake syrer slik som aluminium og organiske syrer og dessuten gi vannet en viss bufferkapasitet. Kalkdosen er ikke kun avhengig av pH. I et komplekst vassdragssystem og i marginale vannkvaliteter, slik som på Vestlandet, er pH egentlig ikke en tilstrekkelig god variabel for å vurdere verken giftighet eller kalkbehov. I mangel av en bedre styreparameter er imidlertid pH brukt som en lede-tråd for beregningene.

Som grunnlag for beregning av kalkbehov kan vann fra vassdraget titreres med Na_2CO_3 . Titrering vil i dette tilfellet si å tilsette en økende mengde svak base av karbonat til ellevannet samtidig som pH måles. På den måten kan vi finne fram til hvor mye karbonat som skal til for å øke pH til forskjellige nivåer. Den mengden vi kommer fram til kan omregnes til kalkmengde.

Kostnadsoverslag for kalk, samt pris for innkjøp og oppføring av kalkdoseringsanlegg er i kalkingsplanene basert på erfaringsmateriale fra tidligere igangsatte kalkingsprosjekter.

Litteratur

- Abrahamsson, I. 1992. Vattenkemiska resultat av vårmarkskalkning i Jönköpings län. Jönköpings län, rapport 7/92.
- Birchall, J.D., Exley, C., Chappel, J.S. and Phillips, M.J. (1989). Acute toxicity of aluminium to fish eliminated in silicon-rich acid waters. *Nature* 338, 146 - 148.
- Dickson, W. 1978. Some effects of the acidification of Swedish lakes. *Verh. int. Verein. Limnol.* 20: 851-856.
- Dickson, W. 1979. Exempel på metalltoxicitet vid försurning och kalkning. (Examples of metaltoxicity related to acidification and liming) *Aquannalen* 1, 2-7. (In Swedish)
- DN 1994. Register over leverandører av kalk, utstyr og tjenester for kalking av vann og vassdrag. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 18 s.
- Driscoll, C.T., Baker, J.P. Bisogni, J.J.Jr. & Schofield, C.L. 1980. Effects of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284, 161-164.
- Eilertsen, O., Stabbetorp, O. E., Aarrestad, P.A. and Bendiksen, E. Counteractions against acidification in forest ecosystems: Vegetation dynamics in a forested catchment after dolomite application in Gjerstad, S Norway. *BIOGEOMON 1997. J. Conference abstracts.* p. 167.
- Exley, C. og M.J. Phillips. 1988. Acid rain: implications for the farming of salmonids. I: Muir, J.F. og R.J. Roberts (red), *Recent Advances in Aquaculture*, London: Croom Helm, 225-341.
- Grande, M., Muniz, I.P. & Andersen, S. 1978. Relative tolerance of some salmonids to acid water. *Verh. Inter. Verein. Limnol.* 20, 2076- 2084.
- Henrikson, L. and Brodin, Y.W. 1995. Liming of acidified surface waters - a swedish synthesis. Springer Verlag, Berlin. 458 p.
- Hindar, A. 1992a. Hvordan kalker man økonomisk og økologisk riktig? Vassdragskalking - strategi og effekter, FoU-seminar på Finse 9. - 12. mars 1992. Direktoratet for naturforvaltning. DN-notat 1992-5. s. 43-54.
- Hindar, A. 1992b. Kalkingsplan for Kvina-vassdraget og Litleåna. O-92084, NIVA-Sørlandsavdelingen, Grimstad. 34 s.
- Hindar, A. 1994a. Potential effects of forest liming on soil-and streamwater quality and on aquatic organisms, pp. 22-24. In Nilsen, P. (ed.) *Proceedings from an international seminar on counteractions against acidification in forest ecosystems.* March 3-4, 1994, Mastemyr Norway. Aktuelt fra Skogforsk 14-94, Ås, NLH.
- Hindar, A. 1994b. Store Hovvatn, vannkjemi. I: Kalking av vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992, s. 136-144. Direktoratet for naturfovaltning, DN-notat 1994-2.
- Hindar, A., Kroglund, F., Lydersen, E., Skiple, A. and Høgberget, R. 1996. Liming of wetlands in the acidified Røynelandsvatn catchment in southern Norway - effects on stream water chemistry. *Can. J. Fisheries. Aquat. Sci.* 53: 985-993.
- Høiland, K. og Pedersen, O. 1994. Virkning på vegetasjon ved områdekalking av myr. Undersøkelse foretatt ved Røynelandsvatn, Birkenes, Aust-Agder. I: Kalking av vann og vassdrag. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992, s. 44-71. Direktoratet for naturfovaltning, DN-notat 1994-2.
- Kroglund F., E. Lydersen og B.O. Rosseland. 1993a. Endringer i aluminiumskjemi i blandsoner med kalket og surt vann -områder karakterisert av aluminiums ulikevekt og stor giftighet for fisk. TVLF og Naturens Tålegrense-seminar, Stjørdal, februar 1993: 45-47.

- Kroglund, F. og M. Staurnes. 1993. Vannkvalitetskriterier for laks etter kalking av Vikedalselva. I: Kalking i vann og vassdrag 1991. Fou-årsrapporter 1991. DN-notat 1993-1: 84-92.
- Kroglund, F. Å. Åtland, M. Berntssen og B.O. Rosseland. 1993b. Er laksen truet selv ved svært moderat forsuring. Eksempler fra Vosso, Hordaland, 1993. NIVA-rapport 2947. 38 sider.
- 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. Utredning for Direktoratet for naturforvaltning. Nr. 1994-10. 97 s.
- Kroglund, F., M. Staurnes og A. Kvellestad. 1994b. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva, s. 208-223. I: Kalking i vann og vassdrag 1992. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992. DN-notat 1994-2.
- Lacroix, G.L., Peterson, R.H., Belfry, C.S. and Martin-Robichaud, D.J. 1993. Aluminum dynamics on gills of Atlantic salmon fry in the presence of citrate and effects on integrity of gill structures. *Aquatic toxicology*, 27, 373-402.
- Leivestad, H., Hendrey, G., Muniz, I.P. & Snekvik, E. 1976. Effect of acid precipitation on freshwater organisms. In: Braekke, F.H. (ed.), *Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway*, 87-111, SNSF-project, FR 6/76.
- Leivestad, H., Jensen, E., Kjartansson, H. & Xingfu, L. 1987. Aqueous speciation of aluminium and toxic effects on Atlantic salmon. *Annl. Soc. r. zool. Belg.* Vol. 117 - supplement 1, 387-398.
- Lien, L., G.G. Raddum, og A. Fjellheim. 1992. Critical loads for surface water - invertebrates and fish. *Acid Rain Research Report no. 21*. Norwegian Institute for Water Research, Oslo. 36 sider.
- Lydersen, E., Salbu, B., Poleo, A.B.S. and Muniz, I.P. (1990). The influence of temperature on aqueous aluminium chemistry. *Water, Air, and Soil Pollut.* 51, 203 - 215.
- Lydersen, E. 1990. The solubility and Hydrolysis of Aqueous Aluminium Hydroxides in Dilute Fresh Waters at different Temperatures. *Nordic Hydrol.* 21: 195-204.
- Lydersen, E., F. Kroglund, M.N. Pedersen, A.B.S. Poléo, B.O. Rosseland, G. Riise og B. Salbu. 1995. The importance of "in situ" measurements to reveal the extreme toxicity to fish when pH is raised in acid aluminium-rich fresh-waters. (Submitted).
- Roeolofs, J.G.M, Brandrud, T.E. and Smolders, A.J.P. 1994 Massive expansion of *Juncus bulbosus* L. after liming of acidified Norwegian lakes. *Aquatic Botany* 48: 187-202.
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1982. Physiological stress and mortality of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. in acid water with high levels of aluminium. *Inter. Council for Exploration of the Sea. C.M.1982/M:29*, 15 p.
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1984. A comparative study on salmonid fish species in acid aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 61, 186-194.
- Rosseland, B.O. & Skogheim, O.K. 1987. Differences in sensitivity to acidic soft water among strains of brown trout (*Salmo trutta* L.) *Annl. Soc. r. zool. Belg.* Vol. 117 - supplement 1, 258-265.
- Rosseland, B.O. og Hindar, A. 1991. Mixing zones - a fishery management problem? In: *International lake and watershed liming practices*. Terrene Inst. Washington, DC: 161-172.
- Rosseland, B.O. og M. Staurnes. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance. An ecophysiological and ecotoxicological approach. I: *Acidification of Freshwater Ecosystems* (I:C.E.W. Steinberg og R.W. Wright, red). John Wiley: 227-246.

- Rosseland, B.O., I. Blakar, A. Bulger, F. Kroglund, A. Kvellestad, E. Lydersen, D.H. Oughton, B. Salbu, M. Staurnes, og R. Vogt. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. *Environ. Pollution* 78: 3-8.
- Schofield, C.L. 1977. Acid snow-melt effects on water quality and fish survival in the Adirondack Mountains of New York State, U.S. Research Technical Completion Report A-072-NY Office of Water Research and Technology, Dept. of the Interior, Washington D.C: 27 sider.
- Staurnes, M., P. Blix og O.B. Reite. 1993. Effects of acid water and aluminium on parr-smolt transformation and sea water tolerance in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1816-1827.
- Traaen, T.S., Frogner, T., Hindar, A., Kleiven, E., Lande, A. and Wright, R.F. 1997. Whole-catchment liming at Tjønnsstrond, Norway: an 11-year record. *Water, Air, and Soil Pollut.* 94: 163-180.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3897-98

ISBN 82-577-3483-7