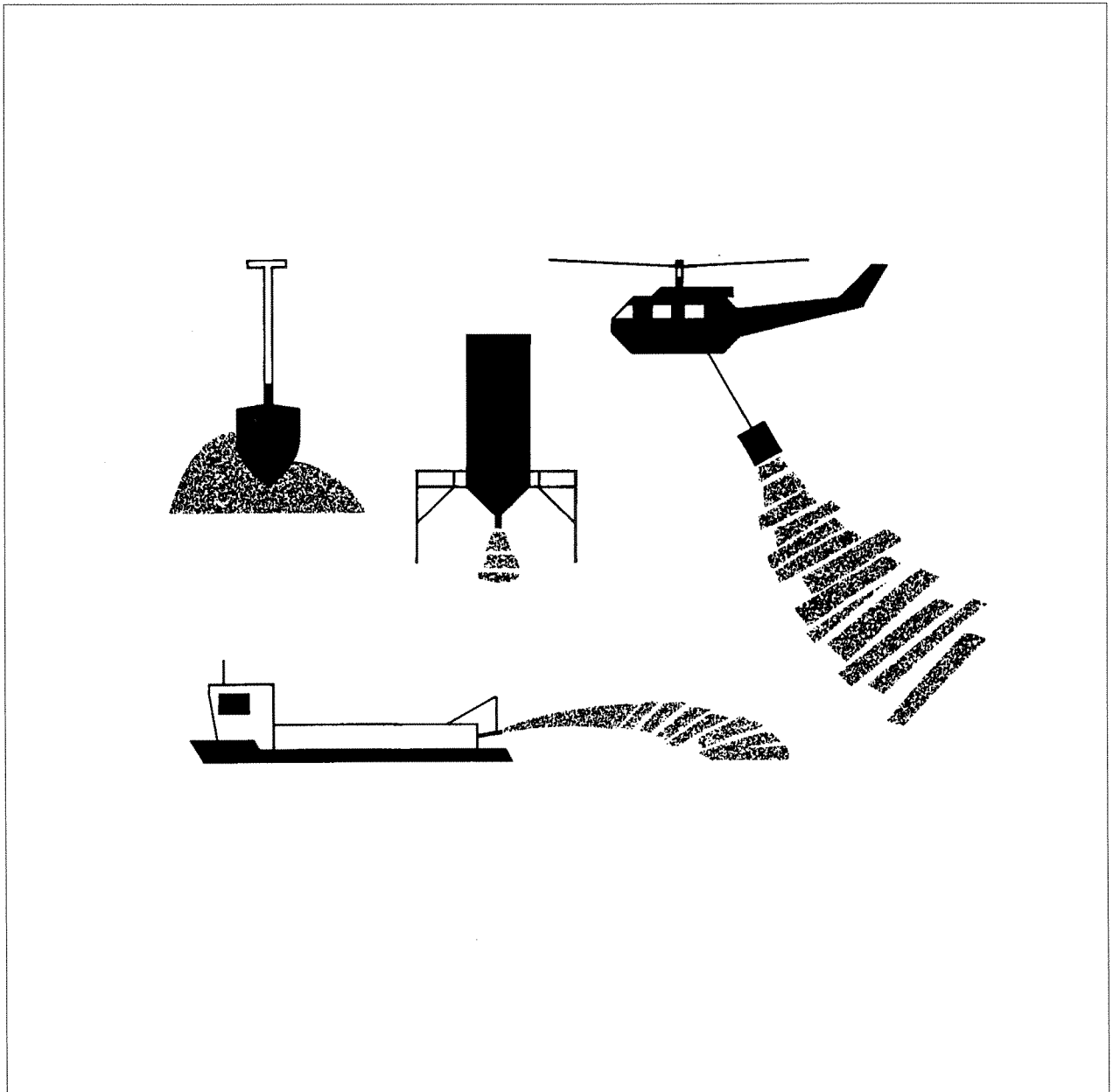


RAPPORT LNR 3356-95

Tiltak mot forsureing av Lyseelva. Kalkingsplan



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-94233	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3356-95.	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås	Televeien 1	Rute 866	Thormøhlensgt 55	Søndre Tollbugate 3
0411 Oslo	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5008 Bergen	9000 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 29 50 55	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 32 56 40	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 32 88 33	Telefax (47) 77 68 05 09

Rapportens tittel:	Dato:	Trykket:
Tiltak mot forsurening av Lyseelva. Kalkingsplan.	Mar/96	NIVA 1996
	Faggruppe:	
	Kalking	
Forfatter(e):	Geografisk område:	
Øyvind Kaste, Atle Hindar, Frode Kroglund, Anja Skiple og Tor Erik Brandrud.	Rogaland	
	Antall sider:	Opplag:
	37	100

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref.:
Luftforureningsrådet i Rogaland (LUFOR)	

Ekstrakt:
På bakgrunn av forsuringssituasjonen i Lysevassdraget i Rogaland er det utarbeidet en kalkingsplan for å bedre forholdene for laksen i elva. Planen er utarbeidet i to alternativer, hvorav alternativ I anbefales. Dette alternativet innebærer én doserer i hovedelva og én doserer i sidevassdraget Stølsåna. Kostnader til innkjøp og fundamentering av doseringsanlegg er anslått til omkring 1,4 mill. kr, mens framføring av vei, telefon og strøm vil kunne beløpe seg til 0,1-1,0 mill. kr, avhengig av valgt plasseringsalternativ for doseringsanleggene. De årlige utgiftene til kalk (310 tonn/år) og drifts-/ serviceavtaler er anslått til drøyt 0,4 mill. kr.

4 emneord, norske

1. Vassdrag
2. Sur nedbør
3. Laksefisk
4. Kalkingsplan

4 emneord, engelske

1. Water course
2. Acid precipitation
3. Salmonidae
4. Liming plan

Prosjektleder


.....
Øyvind Kaste

For administrasjonen


.....
Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-2886-1

Norsk institutt for vannforskning
Sørlandsavdelingen

O-94233

TILTAK MOT FORSURING AV LYSEELVA

Kalkingsplan

Grimstad

Mars 1996

Saksbehandler:

Øyvind Kaste

Medarbeidere:

Atle Hindar

Anja Skiple

Frode Kroglund

Tor Erik Brandrud

FORORD

På bakgrunn av forsurings situasjonen i mange Rogalandsvassdrag har Fylkeskommunen bevilget midler til planlegging / prosjektering av større elvekalkingsprosjekter. Midlene er stilt til disposisjon for Luftforurensningsrådet i Rogaland (LUFOR), som i brev av 22. juni 1994 bad NIVA om et prosjektforslag. NIVA utarbeidet et forslag til planlegging / prosjektering av 5 Rogalandsvassdrag fastsatt av LUFOR; Jørpelandselva, Lyseelva, Bjerkreimsvassdraget, Rødneelva og Årdalselva. Prosjektforslaget ble akseptert og kontrakt inngått 19. oktober 1994. Kontaktperson hos LUFOR har vært Knut Robberstad (til november 1994) og Kristian Solberg.

Miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen i Rogaland har tidligere gjennomført foreløpige vurderinger av de kalkingstekniske sidene ved gjennomføring av tiltak i disse vassdragene. Miljøvern avdelingen har også skaffet opplysninger om vannkjemiske data der dette finnes og stilt data fra tidligere fiskeundersøkelser til disposisjon. Kontaktpersoner hos Fylkesmannen har vært Jostein Nordland og Espen Enge.

Kommunene, grunneigerlag, fiskeforeninger og andre lokalkjente har bidratt med nødvendig lokalkunnskap og praktisk støtte for å få utarbeidet planene. Kommunene har også være behjelpelig med å kostnadsberegne grunnarbeider, samt framføring av vei, telefon og strøm til planlagte doseringsanlegg. Kostnadsoverslag for kalk, samt priser for innkjøp av kalkdoseringsanlegg er innhentet fra tidligere gjennomførte prosjekter i Rogaland, Aust- og Vest-Agder.

Hydrologiske data, samt kartgrunnlag basert på REGINE-systemet er framskaffet av Norges vassdrags- og energiverk (NVE). Alv Arne Lyse, Universitetet i Bergen takkes for å ha bidratt til vurderingen av de fiskebiologiske forholdene i vassdraget.

Grimstad, mars 1996

Øyvind Kaste

INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD	3
INNHOLDSFORTEGNELSE	4
1. SAMMENDRAG.....	5
2. INNLEDNING.....	6
2.1. Bakgrunn.....	6
2.2. Mål for kalkingsplanen.....	6
2.3. Om rapporten.....	6
2.4. Avgrensninger og usikkerhet	6
3. VASSDRAGSBESKRIVELSE	8
3.1. Generelt om vassdraget.....	8
3.2. Hydrologi	9
3.2.1. Nedbør og spesifikk avrenning	9
3.2.2. Reguleringer	10
3.2.3. Vannføringsmønster over året.....	10
3.3. Vannkvalitet og fiskestatus	11
3.3.1. Vannkvalitetstilstand i ulike deler av vassdraget.....	11
3.3.2. Variasjoner i vannkvalitet over året	12
3.3.3. Titreringskurver.....	15
3.3.4. Fiskestatus	16
4. KALKINGSPLAN.....	17
4.1. Mål	17
4.2. Forslag til kalkingsalternativer.....	17
4.3. Kalkmengder og kostnader ved alternativ I.....	19
4.4. Kalkmengder og kostnader ved alternativ II.....	21
4.5. anbefalinger.....	21
5. REFERANSER	23
6. VEDLEGG. KALKING - FAGLIG BAKGRUNNSMATERIALE.....	24

1. SAMMENDRAG

Miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen i Rogaland har karakterisert laksebestanden i Lyseelva som truet. På bakgrunn av dette, samt økende uro omkring forsørings-situasjonen i vassdraget er det tatt initiativ til utarbeidelse av en kalkingsplan for Lyseelva. Kalkingsplanen inneholder en utredning av aktuelle tiltak for å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet i elva for reproduksjon av laks på den lakseførende strekningen. Ut fra nåværende kunnskap om laksens vannkvalitetskrav, anbefales et pH-nivå i den lakseførende strekningen på omkring 6,5 i smoltifiseringsperioden, som er satt til tidsrommet 1. februar - 15. juni. Ellers i året anbefales et pH-mål på omkring 6,2.

Kalkingsplanen for Lyseelva er utarbeidet i 2 alternativer: (I) Kalking med én doserer i Lyseelva og én doserer i Stølsåna og (II) Kalking med kun én doserer plassert i Lyseelva. På grunn av at vannføringsmønsteret i Stølsåna kan avvike svært mye i forhold til Lyseelva anbefales alternativ I ved kalking av vassdraget.

Fra et fiskefaglig synspunkt anbefales doseringsanlegget i hovedelva trukket ca. 1 km ovenfor Lyse-gårdene og den eksisterende bilveien, for å utnytte mest mulig av den lakseførende strekningen. Dette innebærer imidlertid at det må bygges ny bilvei fram til stedet. Hvorvidt anlegget plasseres på den foreslåtte lokaliteten eller ved enden den nåværende bilveien, blir et kostnadsspørsmål og et naturvernsspørsmål som statlige myndigheter og kommunen må ta stilling til. Doseringsanlegget i Stølsåna foreslås plassert inntil bilveien ovenfor gårdene Aukland og Tangen.

Alternativ I innebærer et samlet kalkbehov på 310 tonn pr. år. Med en antatt kalkpris på kr. 700,- pr. tonn utgjør dette årlige kalkkostnader på kr. 220.000,-. Inkludert utgifter til drifts- og serviceavtaler med leverandøren, antas de årlige driftsutgiftene å ligge på drøyt kr. 400.000,-. De samlede kostnadene til innkjøp og fundamentering av doseringsanlegg er anslått til 1,4 mill. kr. Kostnader knyttet til veibygging og framføring av strøm/telefon vil være svært avhengig av valgt plasseringsalternativ. Ved det mest kostbare alternativet er det anslått investeringsutgifter til dette på rundt 1.0 mill. kr.

På grunn av det relativt begrensede kalkbehovet i elva (~ 300 tonn/år) er det ikke foreslått pH-styring ved noen av doseringsanleggene. For å sikre en best mulig oppløsning i Lyseelva foreslås det imidlertid brukt en relativt finmalt kalktype (f.eks. kategori 2 kalk) og et doseringsanlegg som slemmer kalken godt opp i et blandekar før den slippes ut i elva. For å unngå sedimentasjon av kalk i planlagte terskelbasseng i Lyseelva, bør det ikke bygges terskler nærmere doseringsanlegget enn 300-500 meter.

For å tilpasse kalkforbruket i anleggene til vassdragets avsyrringsbehov og dessuten kontrollere kalkingsstrategien, er det viktig med en nøye oppfølging av kalkforbruk og vannkvalitet i ulike deler av vassdraget den første tiden etter at kalkingstiltakene er igangsatt.

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn.

Rogaland utgjør sammen med Agderfylkene og Telemark det mest forsursrammede området i Norge. I følge en statusrapport utarbeidet av Enge og Nordland (1994) har halvparten av arealet i Rogaland fiskebestander som er berørt av forsuring. Ca. 1/3 av aurebestandene i fylket er utdødd og laksebestanden er forsvunnet fra en rekke elver. På tross av forsuringsskadene har Rogaland fortsatt mange laksebestander som lar seg redde dersom tiltak settes inn i tide.

På bakgrunn av forsuringssituasjonen i Rogaland har fylkeskommunen bevilget midler, kanalisert via LUFOR, til å planlegge / prosjektere elvekalking i 5 utvalgte vassdrag i 1995.

2.2. Mål for kalkingsplanen.

Kalkingsplanen inneholder forslag til tiltak for å sikre en tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks. Det foretas en vurdering av ulike kalkingsalternativer og metoder, deriblant dosererkalking, innsjøkalking og terrengkalking. Kostnadsoverslag for kalk, samt pris for innkjøp og oppføring av kalkdoseringsanlegg baseres på erfaringsmateriale fra tidligere igangsatte kalkingsprosjekter.

2.3. Om rapporten.

Kapittel 3 inneholder en generell introduksjon til vassdraget, med beskrivelse av geografiske og hydrologiske forhold, samt vassdragsreguleringer. Vannkjemiske og fiskebiologiske forhold er kort omtalt.

Kapittel 4 inneholder selve kalkingsplanen, med kalkingsmål, kalkingsstrategier og beregninger av kalkbehov og kostnader.

Kapittel 6 (vedlegg) inneholder faglig bakgrunnsstoff om virkninger av forsuring og kalking på laks (avsn. 6.2) og på vannvegetasjon (avsn. 6.3). Terrengkalking og generelle kalkingstekniske forhold er utdypet nærmere i avsnittene 6.4 og 6.5.

2.4. Avgrensninger og usikkerhet

Kalkingsplanen må ses på som en hovedplan, som gir en oversikt over kalkingsstrategi, lokalisering av kalkspredning og -dosering, mengder og kostnader. Fordi arbeidet ikke er lagt opp som en detaljplan er det nødvendig med en lokal tilpasning av tiltakene etter at hovedplanen er avsluttet. Dette vil være en prosess som primært drives lokalt, evt. i samarbeid med entreprenør og konsulent.

Planen skal gi svar på kalkbehovet ved oppgitte vannkvalitetsnivåer i et år med "normal" avrenning. På grunn av at nedbørmengdene ofte kan variere med $\pm 20\%$ fra år til år, vil det årlige kalkbehovet variere tilsvarende. Anslag av avsyringsbehov vil alltid være beheftet med usikkerhet, i og med at vannkvaliteten i elver ofte varierer forholdsvis mye i løpet av året. I elver med særlig store vannkvalitetsvariasjoner eller stor vannføring anbefales kalkdoseringsanlegg med automatisk pH-styring framfor å benytte en fast kalkdose.

De kalkmengder og kostnader vi er kommet fram til er retningsgivende. Det anbefales derfor å følge med på vannkvalitetsutviklingen etter kalking for å kontrollere at de vannkjemiske målene oppnås. Kostnadene vil først være reelle etter en anbuds- eller tilbudsrunde.

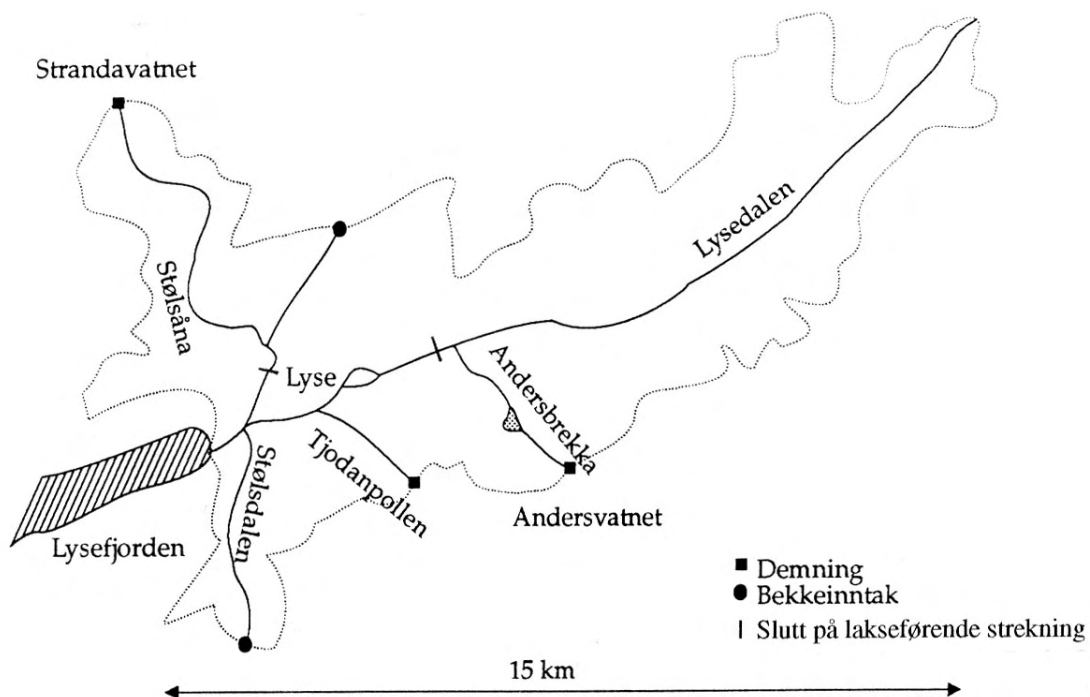
Planen tar ikke opp generelt fiskestell utover vannkvalitetsbehandling.

3. VASSDRAGSBESKRIVELSE

3.1. Generelt om vassdraget

Lyseelva ligger i Forsand kommune i Rogaland, og har sine kildeområder på grensen til Vest-Agder. Selve hovedelva er ca. 15 km lang og renner i sørvestlig retning mot Lysebotn innerst i Lysefjorden (figur 1). Det naturlige nedbørfeltet er 182 km², mens det nåværende nedbørfeltet etter vassdragsreguleringer kun er 63,5 km². Det øvrige avløpet er ledet bort via kraftstasjonene Lysebotn og Tjodan, som har utløp direkte til Lysefjorden. Overløpet fra dammene ved Tjodanpollen, Andersvatnet og særlig Strandavatnet kan i perioder forverre forsuringssituasjonen i Lyseelva.

Lysedalen har bratte fjellsider opp mot 1000 moh. Det er lite skog og ingen store uregulerte vann i nedbørfeltet. Det største sidevassdraget er Stølsåna som kommer fra dammen ved Strandavatnet, og løper sammen med Lyseelva 1 km før utløpet i sjøen. Foruten Stølsåna kommer mange andre elver og bekker ned dalsidene til Lyseelva, hvorav bekkene fra Akslarådalen, Tjodanpollen og Andersbrekka er de viktigste for den lakseførende strekningen (figur 1). Laksen kan gå omlag 5 km opp i hovedelva og 1 km opp i Stølsåna. Det går lite bilveier langs vassdraget: Fra Lysebotn går bilveien den 2 km lange strekningen opp til gårdene ved Lyse. Det går ellers en vei ca. 2 km nordover langs Stølsåna og en sørover opp Stølsdalen og videre mot Sirdal.

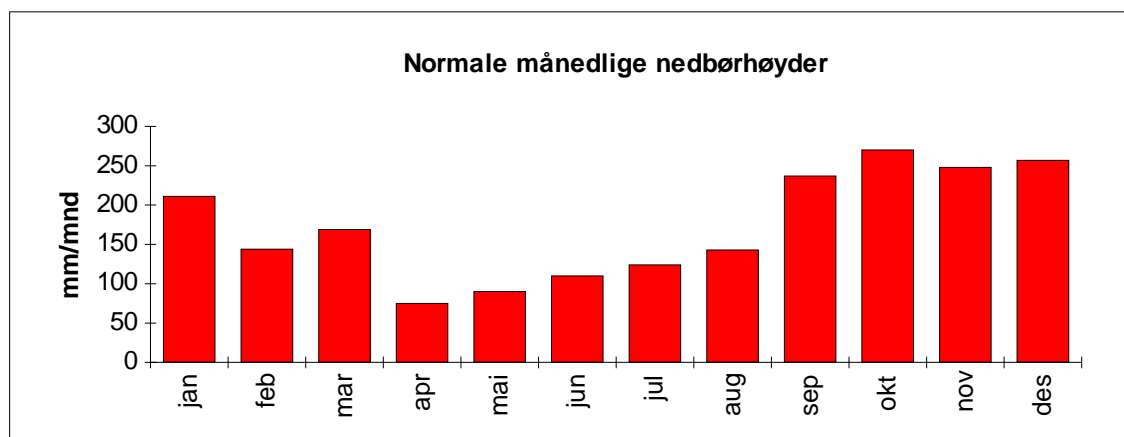


Figur 1. Lyse-vassdraget med rest-nedbørfelt etter vassdragsreguleringer.

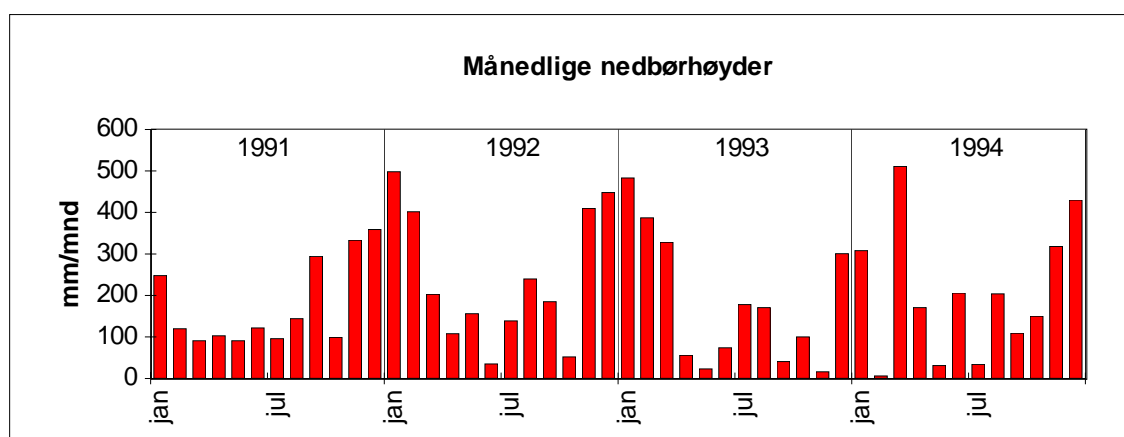
3.2. Hydrologi

3.2.1. Nedbør og spesifikk avrenning

Årlig nedbør i Lysebotn (9 moh.) er normalt 2078 mm (DNMI 1995). Siden målestasjonen ligger helt nede ved fjorden, er gjennomsnittet for hele nedbørfeltet trolig en del høyere enn 2000 mm. Den mest nedbørrike perioden av året er vanligvis fra september til januar, og det regner normalt minst i april og mai (figur 2). Ved Lysebotn kommer svært lite av nedbøren som snø. I de siste årene (1991-1994) har nedbørmengdene om vinteren vært langt over normalen (figur 3). Den spesifikke avrenningen i vassdraget varierer fra 60 l/s/km² nede ved fjorden til nærmere 100 l/s/km² i de høyestliggende fjellområdene. Både nedbørfeltet til Stølsåna (17,2 km²) og det øvrige vassdraget har en gjennomsnittlig spesifikk avrenning på omkring 75 l/s/km² (NVE 1994).



Figur 2. Normale månedlige nedbørhøyder 1961-1990 ved meteorologisk stasjon Lysebotn (DNMI 1995).



Figur 3. Månedlige nedbørhøyder 1991-1994 ved meteorologisk stasjon Lysebotn (DNMI 1995).

3.2.2. Reguleringer

Det naturlige nedbørfeltet til Lyseelva er på 182 km² og av dette er hele 118,5 km² (65 %) regulert bort. Avløpet fra de regulerte områdene i nord blir ført ned til Lysebotn kraftstasjon og ut i fjorden, mens det regulerte avløpet fra sør går via Tjodan kraftverk til fjorden.

I tillegg til de regulerte områder tilhørende Lyseelvas naturlige nedbørfelt, er 236,5 km² fra Årdalselvas nedbørfelt overført til Lysebotn kraftstasjon via Strandavatnet. Lyngsvatn og Nilsebuvatn er de største reguleringsmagasinene i dette feltet. Fra dammen ved Strandavatnet kan det lett oppstå perioder med store overløp ned i Stølsåna. Dette kommer blant annet av at lokalfeltet i naturlig tilstand har lite innsjøer og rask avrenning. Lysebotn kraftstasjon har en slukeevne på 40 m³/s, og det er for lite til å ta unna de store flomtoppene. I 1994 ble det ikke registrert overløp ved Strandavatnet, mens det i 1993 var overløp i tilsammen 48 dager (tabell 1). Middelvannføringen for disse 48 dagene var i underkant av 5 m³/s. I februar 1993 oversteg vannføringen ved demningen 55 m³/s.

Reguleringsmagasin for Tjodan kraftverk er Låtervikvatn, Akslaråjtjern, Store Tjodanvatn, Litle Tjodanvatn, Tjodanpollen og Andersvatnet. Det er også flere bekkeinntak i Stølsdalen. Det regulerte området sør for Lyseelva utgjør tilsammen 54 km², tilsvarende en avrenning på 161,5 mill m³. Fra dammen ved Tjodanpollen og Andersvatnet er det sporadiske overløp ned i Lyseelva. De siste årene (1992-1994) har det bare vært noen få tilfeller av overløp ved Andersvatnet, alle i juni måned. Fra Tjodanpollen er overløpet mer hyppig (tabell 1), særlig i perioden mai-september.

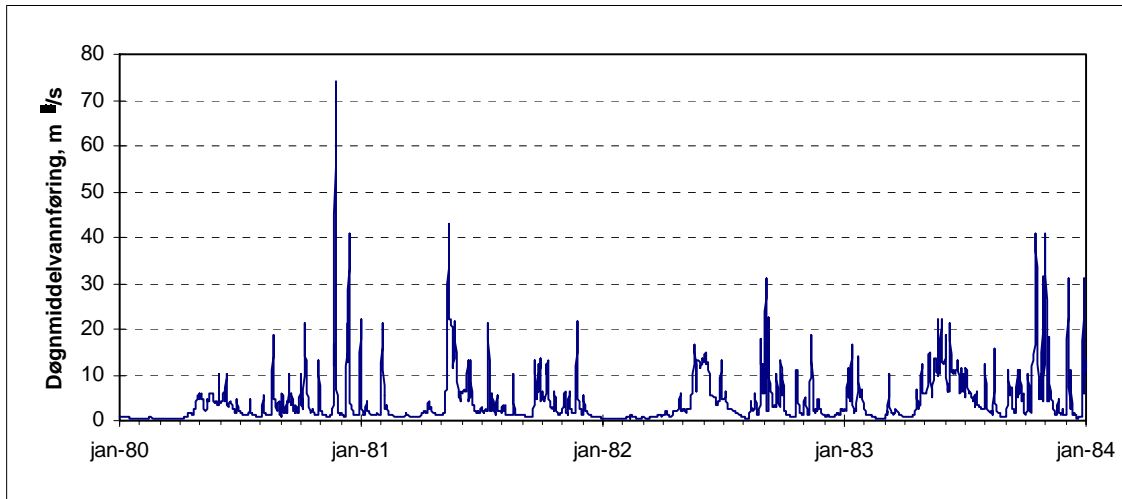
Tabell 1. Overløp fra dammene ved Andersvatn, Tjodanpollen og Strandavatnet i perioden 1992-1994. N = antall dager det har vært overløp (tall fra Lyse kraft).

	Andersvatn			Tjodanpollen			Strandavatnet		
	1992	1993	1994	1992	1993	1994	1992	1993	1994
middel (m ³ /s)	0	1,56	1,69	1,38	1,46	2,56	4,26	4,75	0
min (m ³ /s)	0	1,56	0,27	0,37	0,10	0,37	0,21	0,12	0
maks (m ³ /s)	0	1,56	2,63	3,79	6,04	7,94	13,2	56,6	0
N (dager)	0	1	8	5	35	22	9	48	0
mill. m³/år	0	0,13	1,17	0,60	4,42	4,87	3,31	19,7	0

3.2.3. Vannføringsmønster over året

NVE har hatt en vannføringsstasjon i Lyseelva i perioden 1953-1984. Siden denne stasjonen ligger forholdsvis høyt oppe i elva, gir den i stor grad et representativt bilde av vannføringsforholdene på dette stedet, også etter Tjodan-utbyggingen i 1985. I perioden 1980-1983 var vannføringen karakterisert av hyppige og kortvarige flommer, ofte over 20 m³/s (figur 4). I november 1980 var vannføringen oppe i hele 75 m³/s. Flommene synes å kunne oppstå til alle årstider. De laveste vannføringene i perioden 1980-1983 forekom oftest i januar-mars. Det uregulerte restfeltet er fattig på innsjøer, slik at store

nedbørmengder rask gir respons i elva i form av økt vannføring. I tillegg kan det til ulike tider av året komme overløp fra reguleringsmagasinene.



Figur 4. Døgnmiddelvannføring ved NVEs vannføringsstasjon i Lysedal 1980-1983 (NVE 1995).

3.3. Vannkvalitet og fiskestatus

3.3.1. Vannkvalitetstilstand i ulike deler av vassdraget

Det foreligger få målinger av vannkvaliteten i Lysevassdraget. Siden desember 1994 er det tatt månedlige vannprøver nederst i Lyseelva. Alle vannprøver er analysert mhp. pH, kalsium, alkalitet¹, reaktivt og labilt aluminium², med unntak av februar 1995 da det også ble analysert full ionesammensetning og organisk stoff. Lyseelva kan karakteriseres som ionefattig og dårlig bufret mot episoder med sur avrenning. Kalsiumkonsentrasjonen oversteg sjelden 1 mg/l og alkaliteten varierte rundt 0,040 mmol/l i undersøkelsesperioden (figur 5). pH-verdiene nederst i Lyseelva varierte mellom 5,6 og 6,4.

¹ Alkalitet blir brukt som et mål på bufferevne i vassdrag. Alkaliteten beregnes ved å titrere en vannprøve med syre ned til en viss pH-verdi (vanligvis pH 4,5). Jo mindre syre som forbrukes ved titreringen, jo lavere er alkaliteteten.

² Oppløst aluminium i vann kan deles opp i flere fraksjoner som kan analyseres separat. Det vanligste er å analysere reaktivt aluminium som måles direkte i surgjorte prøver. Denne fraksjonen blir igjen delt i to fraksjoner, labilt og ikke-labilt aluminium. Den labile fraksjonen (LAI) har vist seg å være den mest giftige for fisk. 50 µg LAI/l blir ofte brukt som en veiledende grenseverdi mht. skader på innlandsfiskebestander. Konsentrasjonen av labilt aluminium kan imidlertid ikke benyttes alene som mål på vannets eventuelle giftighet for fisk. Den må ses i sammenheng med andre viktige variable som surhet (pH), innhold av organisk stoff og oppløste salter i vannet. Eksperimentelle undersøkelser med laks har vist at denne arten setter betydelig høyere krav til vannkvaliteten enn innlandsfiskebestandene, spesielt under smoltifiseringsperioden da en LAI mellom 15 og 25 µg/l kan være kritisk ved pH under 6,0 (Kroglund *et al.* 1994, Staurnes *et al.* 1995).

Vannprøven fra februar 1995 viste lavt innhold av organisk stoff (0,4 mg TOC/l). Det ble målt relativt lave konsentrasjoner av aluminium i Lyseelva i undersøkelsesperioden: Reaktivt aluminium lå rundt 30 µg/l i gjennomsnitt, og den giftige, labile fraksjonen varierte i området <10 - 25 µg Al/l.

Sideelva Stølsåna, som starter fra dammen ved Strandavatnet, hadde generelt dårligere vannkvalitet enn hovedvassdraget. I februar 1995 ble det målt en pH-verdi på 5,57 og en relativt høy konsentrasjon av aluminium sammenlignet med hovedelva. Reaktivt og labilt aluminium var hhv. 70 og 23 µg Al/l på denne tiden. Resultater fra to titreringsanalyser våren 1995 (figur 6) viser også at Stølsåna var surere enn Lyseelva. I en stikkprøve fra Stølsåna i august 1993 var kalsiumkonsentrasjonen så lav som 0,27 mg/l, mens det ble målt en pH-verdi på 5,78 (Kilde: Fylkesmannen i Rogaland).

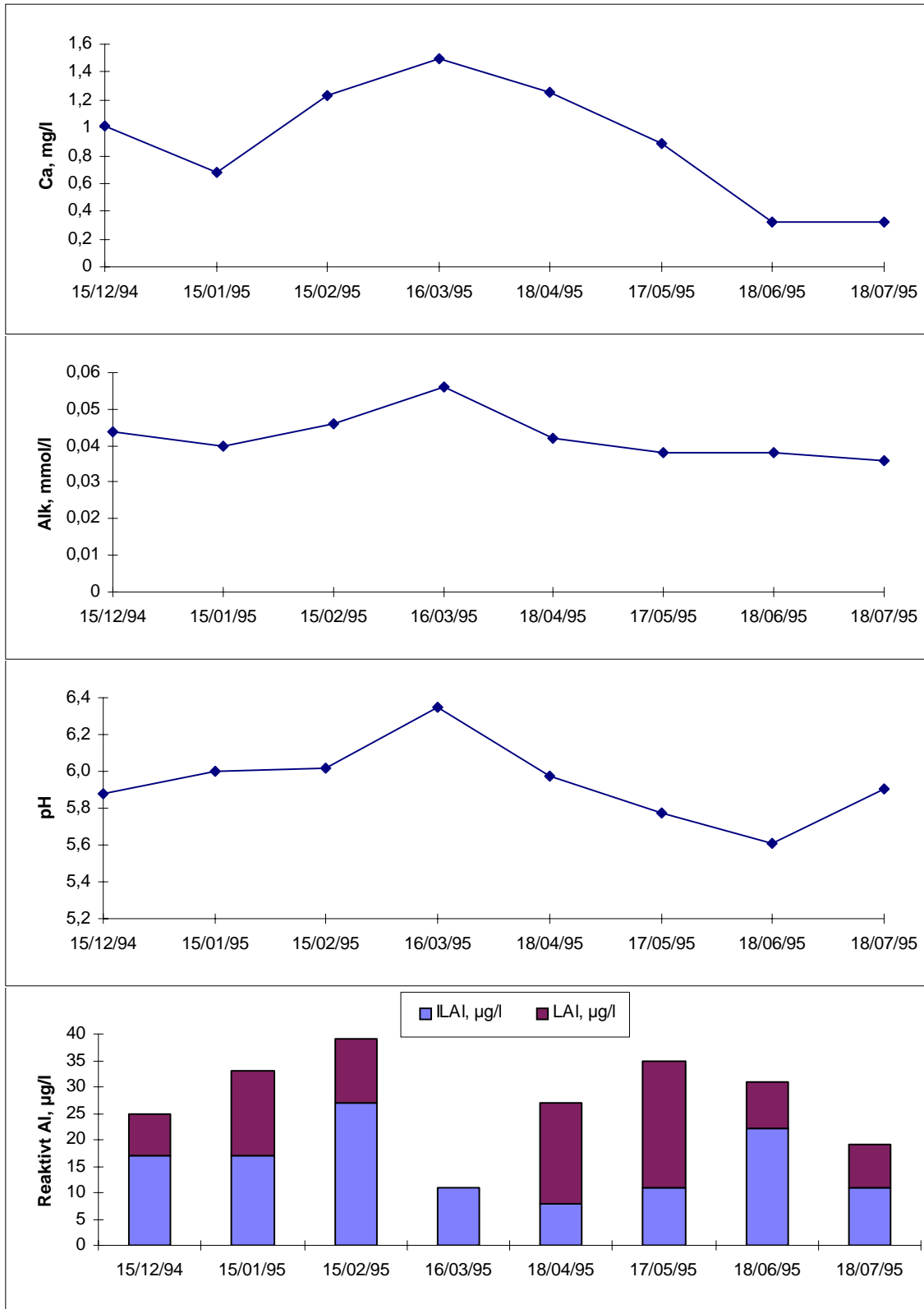
Tjodan-utbyggingen i 1985 førte sannsynligvis til en noe bedret vannkvalitet i Lyseelva, på grunn av at surt vann fra høyfjellsområdene i sør ble ledet bort fra elva. Målinger fra 1970-tallet viser en pH-verdi på 4,8 i Tjodanvatn, 5,1 i Andersvatn og mellom 4,7 og 5,1 i Akslaråttjern (Kildal 1983). Overløp fra reguleringsmagasinene i de høyereliggende områdene vil derfor medføre økt forsuringsbelastning på hovedelva.

3.3.2. Variasjoner i vannkvalitet over året

Den relativt store andelen høyfjellsområder i Lysevassdraget medfører at toppen av smelteflommen ofte ikke nås før i juni eller juli måned (Alv Arne Lyse, pers. medd.). Smeltevannet vil dermed føre til en forverring av vannkvaliteten i hovedelva i tidsrommet når laksen er i ferd med å vandre opp. I perioden desember 1994 - juli 1995 var det best vannkvalitet i mars måned, med pH på 6,4, en kalsiumkonsentrasjon på 1,5 mg/l og en alkalitet på 0,06 mmol/l (figur 5). Det var på denne tiden ikke målbare konsentrasjoner av giftig, labilt aluminium. Den høyeste konsentrasjonen av labilt aluminium ble målt i mai, mens laveste pH og kalsiumkonsentrasjon ble registrert i juni og juli. I tillegg til snøsmeltingsperioden er sannsynligvis også høsten, som kjennetegnes ved store nedbørmengder, kritisk med tanke på surstøt i elva og utbredelse av blandsoner, spesielt i nedre del av vassdraget (Rosseland og Hindar 1991, Rosseland et al. 1992)

Dette bekreftes av en episode som ble fanget inn av det pågående prøvetakingsprogrammet den 28/9-95. Da var pH i hovedelva 5,75 før samløpet med Stølsåna og konsentrasjonen av labilt aluminium 25 µg Al/l. Stølsåna hadde på samme tid en pH på 5,30 og en konsentrasjon av labilt aluminium på 45 µg Al/l. Dette medførte at pH i utløpet av Lyseelva (1 km etter samløpet) var nede i 5,60. Konsentrasjonen av labilt aluminium i hovedvassdraget endret seg imidlertid ikke på samme måte, den var fortsatt 25 µg Al/l ved utløpet i sjøen.

Ved "normal" vannføring og ingen overløp fra reguleringsmagasinene, utgjør avrenningen

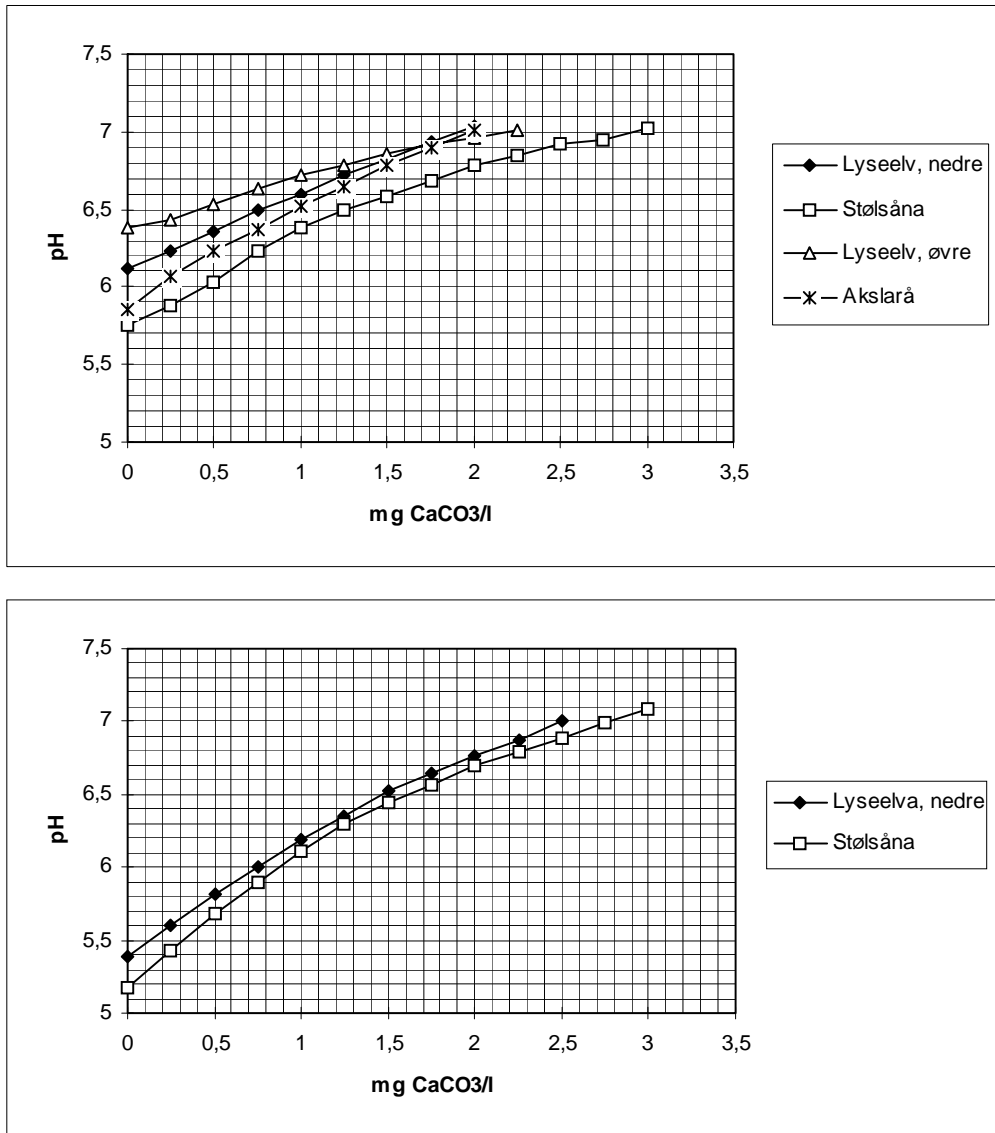


Figur 5. Vannkjemi i Lyseelva i perioden desember 1994 - juli 1995.

fra Stølsåna (~ 1,3 m³/s) omlag 25% av den totale vannmengden i Lyseelva. Ved store overløp fra Strandavatn til Stølsåna (opptil 55 m³/s i 1993), vil imidlertid vann fra dette sidevassdraget dominere i hovedelva. Episoder med 10-20 ganger mer vannføring i Stølsåna enn i selve hovedelva før samløpet vil sannsynligvis også kunne oppstå i framtiden. I en slik situasjon vil vannkvaliteten i hovedelva være bestemt av Stølsåna. Som et eksempel kan en tenke seg en situasjon med 15 ganger mer vann i Stølsåna enn i hovedelva før samløpet, og at de to vassdragsgrenene har pH-verdier på hhv. 5,3 og 6,0. Dette vil teoretisk gi en pH nedenfor samløpet på mellom 5,30 og 5,35. Blansoneeffekter vil være sterkt rådende under slike forhold (Rosseland og Hindar 1991, Rosseland et al. 1992). På grunn av faren for nevnte hydrologiske forhold, vil det i kalkingsplanen som følger bli anbefalt tiltak i begge de to vassdragsgrenene.

3.3.3. Titreringskurver

Det er innhentet vannprøver for titreringsanalyse i Lyseelva i februar og april 1995 (figur 6). Analysemetoden er nærmere omtalt i vedlegg 6.5. Titreringskurvene gir et mål på kalkbehovet i ulike deler av vassdraget for å nå ulike pH-mål. Tabell 2 viser hvilke verdier for kalkbehov som er benyttet i kalkingsplanen.



Figur 6. Titreringskurver for stasjoner i Lysevassdraget, 22. februar (øverst) og 24. april (nederst).

Tabell 2. Kalkbehov ved oppnåelse av forskjellige målnivåer i Lysevassdraget. Tallene er basert på titreringskurver vist i figur 6.

pH-mål	CaCO ₃ -behov (mg/l)	
	Lyseelva	Stølsåna
6,2	1,0	1,1
6,5	1,5	1,6

3.3.4. Fiskestatus

Lysevassdraget har en lakseførende strekning på 5 km langs Lyseelva og 1 km opp i Stølsåna. Både i Lyseelva og Stølsåna har det tidligere vært gode bestander av sjøaure og laks. I dag er bestandene karakterisert som truet som følge av vassdragsreguleringer og forsurening. Lokale fiskere har registrert en viss nedgang i bestandene fra slutten av 1970-årene og fram til idag. Denne utviklingen har vært særlig merkbar etter Tjodan-utbyggingen i 1985 (Alv Arne Lyse, pers.medd.).

Elva er prøvofisket med el-apparat i 1983, 1991, 1993 og 1994. I 1983 ble det ikke funnet lakseunger, mens det i 1991 ble registrert tettheter av laks og aure på henholdsvis 8,6 og 67,9 ind./100 m². Tettheten av lakseyngel har siden gått ned, mens aureyngel har hatt en noenlunde stabil tetthet. Nederst i hovedelva ved Lysebotn dominerte laks, mens det var mest aure lengre oppe i elva og i sideelva Stølsåna. I 1991 var den totale tettheten av laks og aure 26,2 ind./100 m² (Persson 1993).

Det viktigste området for laksefiske i vassdraget er strekningen fra fjorden til Åremannshølen, ca. 1 km oppe i Lyseelva. Dette området har vært særlig viktig etter reguleringen av Stølsåna i 1950-årene. Selv om Stølsåna er kraftig regulert, kan det være bra fiske i flomperioder, særlig av sjøaure (Alv Arne Lyse, pers.medd.). Elektrofiske i 1991 viste en tetthet av aure på 67,9 ind./100 m² nederst i Stølsåna (Persson 1993). Øvre deler av Stølsåna har en rekke dype høler. Disse er ikke spesielt utsatt for tørrelegging, slik at yngel og større fisk vil kunne overvintre her. På tross av den kraftige reguleringen, vil det være et potensiale for en større laksebestand i Stølsåna, dersom vannkvaliteten blir forbedret.

Ovenfor Lysegårdene går Lyseelva i to løp over en strekning på ca. 1 km. Denne strekningen har mange grunne høler og småstryk, som danner viktige oppvekstområder for laksen. Bunns substratet med varierende steinstørrelse og mørk elvemose er velegnet for lakseyngelen. Lakseyngelen er også bedre tilpasset sterk strøm, og kan derfor utkonkurrere aureyngelen på denne strekningen. Lengre oppe i Lyseelva finner vi rolige og stilleflytende høler som er viktige oppvekst- og leveområder for aure. I alle disse hølene er det aureyngel og en del stasjonær aure som ikke vandrer ut i sjøen (Alv Arne Lyse, pers. medd.).

4. KALKINGSPLAN

4.1. Mål

Kalkingsplanen er knyttet til laksebestanden i de nedre delene av elva og er basert på følgende mål:

Å sikre tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks i elva

Ut fra nåværende kunnskap om laksens vannkvalitetskrav (se vedlegg 6.2), anbefales et pH-nivå i den lakseførende strekningen på omkring 6,5 i smoltifiseringsperioden, som er satt til tidsrommet mellom 1. februar og 15. juni. Ellers i året anbefales et pH-mål på omkring 6,2. Disse målnivåene bør gjøre det kalkede vassdragsavsnittet levelig for laks hele året.

4.2. Forslag til kalkingsalternativer.

Ved kalking av lakselver vil det være en rekke faktorer, først og fremst vannkjemiske og hydrologiske, som påvirker lokalisering av tiltak og valg av metoder. Hovedtiltakene mot forsuring vil være; kalking med doserer, innsjøkalking og terrengkalking / våtmarkskalking. På den lakseførende strekningen er det viktig å oppnå stabil og god vannkvalitet hele året. Et doseringsanlegg bør helst plasseres et stykke ovenfor den lakseførende strekningen, slik at en oppnår en tilstrekkelig stabilisering av aluminiumskjemien og unngår partikkeltransport langs viktige produksjonsområder.

I Lyseelva vil kraftutbygging og begrensede adkomstmuligheter fra bilvei gi viktige premisser for kalkingsstrategien. Det er ingen større innsjøer i det uregulerte restfeltet som egner seg til innsjøkalking. Kalking med doserer peker seg dermed ut som den mest aktuelle kalkingsmetoden i vassdraget.

Dagens bilvei innover i Lysedalen går til gårdene ved Lyse, omlag 2,5 km oppe i elva. Den lakseførende strekningen i elva fortsetter imidlertid ytterligere 2 km innover i dalen. På grunn av adkomstforholdene er det ikke aktuelt å kalke hele strekningen hvor det kan gå laks, men det foreslås utredet et alternativ hvor doseringsanlegget etableres omlag 1 km ovenfor enden av eksisterende bilvei. Det andre og billigere alternativet vil være å plassere doseringsanlegget i elva der dagens bilvei slutter.

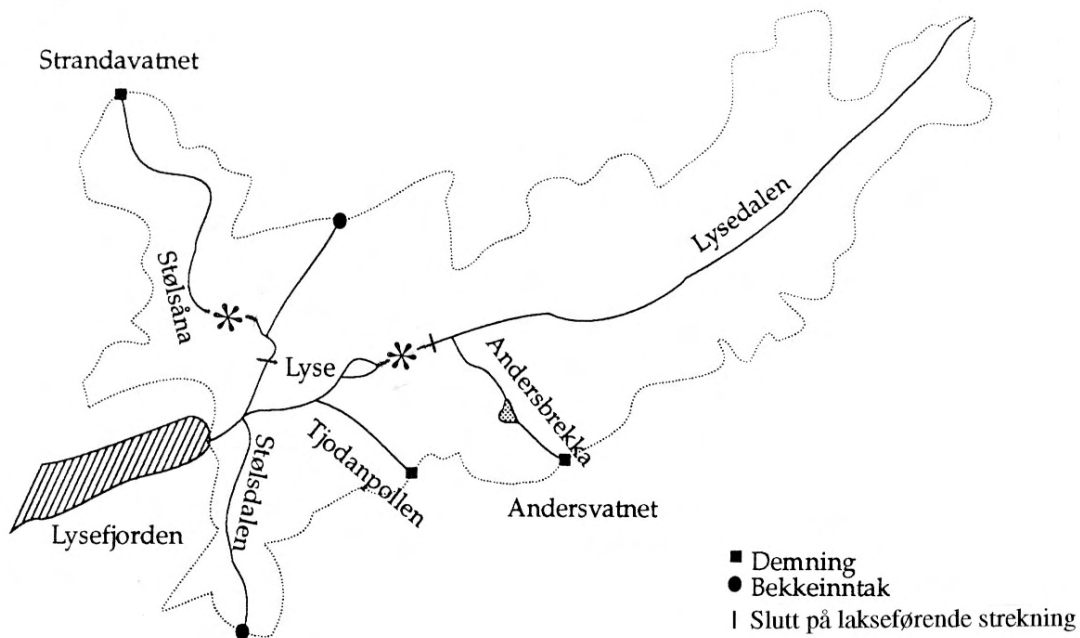
I tillegg til en doserer i hovedelva vil det være behov for å kalke den andre hovedgrenen i vassdraget som kommer fra Stølsåna (se avsn. 3.3.2). Ved siden av å avsyre det uregulerte restfeltet som drenerer til Stølsåna, vil denne dosereren kunne kalke eventuelle overløp fra demningen ved Strandavatn.

Dersom en skal oppnå tilfredsstillende vannkvalitet på hele den lakseførende strekningen i Lyseelva, ville det være nødvendig å terrengkalke den øvre delen av vassdraget. Kostnader forbundet med dette vil trolig overstige nytteverdien av å oppnå tilfredsstillende vannkvalitet på den øverste kilometeren av den lakseførende strekningen. Terrengkalking anbefales derfor ikke som et alternativ i Lysevassdraget.

På sørsiden av Lyseelva kan det forekomme overløp fra magasinene ved Andersvatn og Tjodanspollen. Eventuelle overløp fra førstnevnte magasin vil komme inn i hovedvassdraget ovenfor det planlagte doseringsanlegget og vil derfor ikke ha betydning for vannkvaliteten lenger nede i elva. Eventuelle overløp fra Tjodanspollen vil komme inn i Lyseelva nedenfor kalkdoseringsanlegget, men med de overløp som er registrert i perioden 1992-1994 (tabell 1) er det neppe sannsynlig at vannkvaliteten i Lyseelva vil påvirkes i nevneverdig grad. Overløp fra Tjodanspollen bør imidlertid forsøkes begrenset i størst mulig grad, f.eks. ved å slippe vann fra demningen ved Andersvatn i perioder med vannoverskudd i reguleringsmagasinene.

Følgende kalkingstiltak vil bli utredet videre i kalkingsplanen, hvorav kun alternativ I anbefales på et vann- / fiskefaglig grunnlag (figur 7):

- Alternativ I: Kalking med én doserer i Lyseelva og én doserer i Stølsåna.
- Alternativ II: Kalking med kun én doserer plassert i Lyseelva.



Figur 7. Forslag til plassering av kalkdoseringsanlegg innenfor alternativ I. Anleggene er markert med symbolet *

4.3. Kalkmengder og kostnader ved alternativ I.

Dette alternativet innebærer kalking av Lysevassdraget ved hjelp av to kalkdoseringsanlegg plassert i hhv. Lyseelva og i Stølsåna.

Plassering av doseringsanlegg, styringsprinsipp

For doseringsanlegget i Lyseelva peker det seg ut to plasseringsalternativer: (a) Ved enden av dagens bilvei som går inn til gårdene ved Lyse og (b) omlag 1 km høyere opp i elva, ved tidligere NVE-vannføringsstasjon.

Plasseringsalternativ a vil være enklest og billigst å gjennomføre, i og med at en unngår ekstra veibygging og har kort vei til strøm og telefon. Ved å velge alternativ b vil en vinne en samlet elvestrekning på nær 2 km (dobbel elveløp) og dermed få større nytte av tiltaket. Til gjengjeld må det bygges omlag 1 km ny vei fram til stedet som må være farbar hele året.

Forsuringen av Lyseelva er først og fremst knyttet til episoder forårsaket av kraftig nedbør, overløp fra kraftverksmagasinene eller snøsmelting i fjellet. Vannkvaliteten kan dermed være forholdsvis god i perioder med lav vannføring. Ved å tilsette faste kalkdoser til elvevannet hele året vil det dermed kunne bli en viss overdosering i perioder. Dette vil medføre unødvendig høy pH, muligheter for kalktilslamming nedstrøms doseringsanlegget og generelt dårlig kalkingsøkonomi. For å unngå dette finnes det kalkdoserere på markedet som kan styres både etter vannføring og pH i elva (Hindar *et al.* 1989). pH-styrte doseringsanlegg er generelt dyrere enn vanlige vannføringsstyrte anlegg, men i større vassdrag kan ekstra utgifter til pH-styring raskt tjenes inn igjen gjennom redusert kalkforbruk. I Lyseelva hvor det er snakk om et relativt begrenset kalkbehov (se tabell 3) og forholdsvis lange avstander til servicepersonell, vil trolig et tradisjonelt vannføringsstyrt doseringsanlegg være mest realistisk.

Doseringsanlegget i Stølsåna foreslås plassert inntil bilveien ovenfor gårdene Aukland og Tangen. Det synes mest aktuelt med et tradisjonelt doseringsanlegg styrt etter vannføring.

I utgangspunktet anbefales det elektrisk styrte doseringsanlegg både i Lyseelva og i Stølsåna, men dersom et mekanisk vannføringsstyrt anlegg kan utføre de samme funksjonene, vil det være akseptabelt å bruke dette. Det legges her vekt på bl.a. følgende forhold:

- Stabil utdosering under ulike temperatur- og vannføringsforhold (tilstrekkelig god frostsikring og utdoseringskapasitet i forhold til ulike vannføringer).
- Driftssikkerhet.
- God og rask oppløsning av kalken.

På grunn av at kalkleveransene til Lysevassdraget er avhengig av ferjetransport i vinterhalvåret, kan det være en fordel med en noe større lagerkapasitet i doseringsanleggene enn det som vanligvis blir brukt. Dette kan også være en sikkerhet i forhold til eventuelle vansker med å komme inn til lokalitet b i Lysedalen under spesielle flomperioder.

Kalkbehov og kostnader

Basert på titreringskurver for vassdraget (avs. 3.3.3) og normal avrenning (NVE 1994) er det beregnet et årlig kalkforbruk på 210 tonn for dosereren i Lyseelva (tabell 3). Med en antatt kalkpris på kr. 700,- pr tonn, tilsvarer dette årlige kostnader på omkring kr. 150.000,-. Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 20 ganger middelvannføringen, bør anlegget ha en doseringskapasitet på 0,6 tonn/time eller 14 tonn/døgn. På grunn av fare for tidvis vanskelige adkomsforhold til dosereren, foreslås det en forholdsvis stor lagerkapasitet i anlegget, omlag 50 tonn. Det første året vil utgiftene til innkjøp og etablering av doseringsutstyr beløpe seg til omlag 1,7 mill. kr dersom det øverste plasseringsalternativet i Lyseelva velges (tabell 4). Ved plassering av doseringsanlegget ved enden av eksisterende bilvei, vil kostnadene reduseres til i størrelsesorden 0,8 mill. kr. De årlige utgiftene til innkjøp av kalk og drift/service av doseringsanlegget vil gjennomsnittlig kunne beløpe seg til omlag kr. 250.000,-.

Kalkbehovet i Stølsåna er beregnet til 100 tonn årlig, noe som vil gi årlige kalkutgifter på omlag kr. 70.000,- (tabell 4). På bakgrunn av registrerte overløp fra Strandavatnet i perioden 1992-1994 (tabell 1) bør et doseringsanlegg dimensjoneres i forhold til vannføringer opp mot 60 m³/s. Anlegget må kunne dosere 0,6 tonn/time eller 13 tonn/døgn i perioder med flom / overløp. Med samme begrunnelse som i foregående avsnitt foreslås det en forholdsvis stor lagerkapasitet i anlegget, omlag 40-50 tonn. Det første året vil utgiftene til innkjøp og etablering av doseringsutstyr beløpe seg til omlag 0,7 mill. kr. De årlige utgiftene til innkjøp av kalk og drift/service av doseringsanleggene vil gjennomsnittlig kunne beløpe seg til omlag kr. 170.000,-.

Tab. 3. Alternativ I. Kalkbehov i doseringsanleggene i Lyseelva og Stølsåna.

	Lyseelva	Stølsåna	<i>Kommentar</i>
Avsytet areal	46,3	17,2	
Vannmengde (mill. m ³ /år)	110	48	<i>(NVE, Regine)</i>
Årlig kalkbehov (tonn kalksteinsmel)	210	100	<i>(se avsn. 3.3.3 og 6.5.3)</i>
Kalkdose ved anlegg (g kalk/m ³)	3,3 / 2,2	4,0 / 2,7	<i>(smolt.periode / ellers i året)</i>
Maks. doseringskap. (tonn/time)	0,6	0,6*	<i>(antatt 20 x middelvannføring)</i>
Lagerkap. silo i ett døgn (tonn)	14	13	

* Basert på maksimalt observert overløp 1992-1994.

Tabell 4. Alternativ I. Anslåtte kostnader til kalk, samt innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg (inkl. mva.). Tallene er oppgitt i 1000 kr.

Utgiftspost	Merknad	Lyseelva	Stølsåna	Sum
Doseringsanlegg, innkjøp	40-50 tonns anlegg	600	600	1200
Vegframføring	800 kr/m (lett terreng)	50-800*		50-800
Strømtilførsel	100 kr/m	10-100		10-100
Telefon	100 kr/m	10-100		10-100
Fundamentering	anslag	100	100	200
Investeringer, 1. år		770-1.700	700	1.470-2.400
Kalk	Kalkpris (700 kr/tonn)	150	70	220
Serviceavtale etc.	anslag	100	100	200
Årlige driftskostnader		250	170	420

* Kostnader til framføring av veg , strøm og telefon er avhengig av plasseringsalternativ.

4.4. Kalkmengder og kostnader ved alternativ II.

Alternativ II innebærer kalking av Lysevassdraget ved hjelp av kun én doserer plassert i Lyseelva ovenfor gårdene ved Lyse (se avsn. 4.3 for nærmere plasseringsalternativer). Dersom dette doseringsanlegget dimensjoneres for å avsyre all tilrenning til Lyseelva (inkl. Stølsåna), vil det være behov for omlag 310 tonn kalk årlig, til en anslått kostnad av kr. 220.000,-. Anlegget bør ha en kapasitet til å dosere 0,9 tonn kalk pr. time eller omlag 20 tonn/døgn. Det foreslås en lagerkapasitet i anlegget på 50-60 tonn kalk. Et slikt anlegg vil koste anslagsvis 0,7 mill. kr. i innkjøp. Øvrige kostnader knyttet til etablering av doseringsanlegget er anslått i tabell 4.

De kalkmengdene som er beregnet over vil være nok til å avsyre Lyseelva helt ned til sjøen i perioder hvor vannføringen i Stølsåna er proporsjonal med hovedelva. Et anlegg ovenfor Lyse-gårdene vil imidlertid vanskelig kunne kompensere for overløp eller andre brå vannføringsendringer som kan forekomme i Stølsåna. Strekingen i Lyseelva nedenfor innløpet av Stølsåna vil derfor kunne utsettes for forsuringsepisoder, selv ved kontinuerlig kalkdosering høyere oppe i vassdraget. For å få en tilfredsstillende avsyring av den lakseførende strekingen helt ned til sjøen, må det derfor etableres to doserere i vassdraget som angitt i alternativ I.

4.5. Anbefalinger

Kalking av Lyseelva anbefales gjennomført etter alternativ I, med én doserer høyt oppe i den lakseførende strekingen (ovenfor Lysegårdene) og én doserer i Stølsåna. Kalking i begge sidegrenene begrunnes med at Stølsåna, den sureste av de to, til tider kan dominere vannkvaliteten i elva fra samløpet til sjøen.

På grunn av adkomstmessige forhold vil den øverste snaue kilometeren av den lakseførende strekingen ikke bli avsyret. Fra et fiskefaglig synspunkt anbefales doseringsanlegget trukket ca. 1 km ovenfor Lysegårdene, for å utnytte mest mulig av den

lakseførende strekningen. Hvorvidt anlegget bør plasseres på det angitte sted eller ved enden av den eksisterende bilveien, blir imidlertid et kostnadsspørsmål og et naturvernspørsmål som statlige myndigheter og kommunen må ta stilling til.

I og med at anlegget uansett alternativ må plasseres i den lakseførende strekningen, kan det oppstå ustabil aluminiumskjemi og en viss tilslamming med kalkpartikler lokalt nedenfor anlegget. I Lyseelva, hvor det er et forholdsvis varierende avsyringsbehov gjennom året (avsn. 3.3), vil det i perioder med god vannkvalitet kunne forekomme overdosering og en viss sedimentasjon av kalkpartikler nedenfor doseringsanlegget dersom det benyttes faste kalkdoser gjennom året. På grunn av det relativt begrensede kalkbehovet i elva (~ 300 tonn/år) er det likevel ikke foreslått pH-styring av doseringsanlegget. For å sikre en best mulig oppløsning foreslås det imidlertid brukt en relativt finmalt kalktype (f.eks. kategori 2 kalk) og et doseringsanlegg som slemmer kalken godt opp i et blandekar før den slippes ut i elva.

I utgangspunktet anbefales det elektrisk styrte doseringsanlegg både i Lyseelva og i Stølsåna, men dersom et mekanisk vannføringsstyrt anlegg kan utføre de samme funksjonene, vil det være akseptabelt å bruke dette. Det legges her vekt på bl.a. følgende forhold:

- Stabil utdosering under ulike temperatur- og vannføringsforhold (tilstrekkelig god frostsikring og utdoseringkapasitet i forhold til ulike vannføringer).
- Driftssikkerhet.
- God og rask oppløsning av kalken.

På grunn av at kalkleveransene til Lysevassdraget er avhengig av ferjetransport i vinterhalvåret, kan det være en fordel med en noe større lagerkapasitet i doseringsanleggene enn det som vanligvis blir brukt. Dette kan også være en sikkerhet i forhold til eventuelle vansker med å komme inn til lokalitet b i Lysedalen under spesielle flomperioder.

Driftsavbrudd eller forstyrrelser ved doseringsanleggene vil kunne ha alvorlige konsekvenser for laksebestanden i elva dersom dette oppstår i perioder med mye nedbør eller snøsmelting i fjellet. Det bør derfor sørges for god driftskontroll og inngås klare drifts- og serviceavtaler med leverandøren av kalkdoseringsanleggene.

Det foreligger planer om terskelbygging i Lyseelva som et biotopforbedrende tiltak. Nærmeste terskel bør, avhengig av strømningsforhold, plasseres minst 300-500 meter nedenfor kalkdoseringsanlegget, for å unngå sedimentasjon av kalkpartikler i et terskelbasseng.

For å tilpasse kalkforbruket i anleggene til vassdragets avsyringsbehov og dessuten kontrollere kalkingsstrategien, er det viktig med en nøye oppfølging av kalkforbruk og vannkvalitet i ulike deler av vassdraget den første tiden etter at kalkingstiltakene er igangsatt.

5. REFERANSER

- DNMI 1995. Nedbørhøyder fra meteorologisk stasjon Lysebotn, 1991-1994, samt normalperioden 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.
- Enge, E. og Nordland, J. 1994. Behovet for kalking som mottiltak mot forsurening i Rogaland. Notat, oppdatert versjon. Fylkesmannen i Rogaland, miljøvernavdelingen, 9 s.
- Hindar, A., Hoell, E., Veidel, A. og Nic.Nilsen, A. 1989. Kalking av Vikedalselva - Forsøk med styring av kalkdosering etter pH målt nedstrøms kalkdoserer. NIVA-rapport nr. 2292, 39 s.
- Kildal, T. (1983). Fiskeribiologiske undersøkingar i Lysevassdraget 1983, notat for Sandnes Skjønnsrett.
- Kroglund, F., Staurnes, M. og Kvellestad, A. 1994. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva, s. 208-223. I: Kalking i vann og vassdrag 1992. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1992. DN-notat 1994-2.
- NVE 1994. Hydrologisk kart for Lysevassdraget. Norges vassdrags- og energiverk, hydrologisk avdeling, Oslo.
- NVE 1995. Vannføring NVE-stasjon Lysedal, 1980-1983. Norges vassdrags- og energiverk, hydrologisk avdeling, Oslo.
- Persson, U. (1983). Tetthetsregistreringer av laks og aure i Rogalandsvassdrag, 1992. Miljørapport nr. 2-1993. Fylkesmannen i Rogaland, miljøvernavdelingen, 99s.
- Rosseland, B.O. and Hindar, A. 1991. Mixing zones - a fishery management problem? Pages 161-172. In: International lake and watershed liming practices (Olem, H., Schreiber, R.K., Brocksen, R.W. and Porcella, D.B., eds.). Terrene Inst., Washington, DC.
- Rosseland, B.O., Blakar, I.A., Bulger, A., Kroglund, F., Kvellestad, A., Lydersen, E., Oughton, D., Salbu, B., Staurnes, M. and Vogt, R. 1992. The mixing zone between limed and acidic river waters: complex aluminium chemistry and extreme toxicity for salmonids. Environ. Pollut. 78: 3-8.
- Staurnes, M., Kroglund, F. og Rosseland, B.O. 1995. Water quality requirement og atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. Water, Air, and Soil Pollut. (in press).

6. VEDLEGG. Kalking - faglig bakgrunnsmateriale.

6.1. 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.

6.2. 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).

6.2.1. Vannkvalitetskrav

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 villfiskebestander i elver, og i forsøk med kontrollert vannkvalitet. Plommeseckyngel 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 plommeseekkyngel 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 antydning 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 iløpet av få timer, men selv kortvarig eksponering skader viktige kroppsfunksjoner og vev.

Giftigheten av blandsonen avtar med tid. Varigheten av "blandsonesjokket" 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 unngikelsesadferd 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 elfefangst.

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 (Staurnes 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).

6.2.2. 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 smoltfiseringsperioden 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. Terrengekalking (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 terrengekalking.

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	2	.	.	.
Doserer; elv	12	37	29	24
Traktor; våtmark og strandsone	19	.	.	.
Helikopter; våtmark	.	.	23	31
Traktor; jordbruksland	13	.	.	.
Totale mengder (tonn)	10440	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 dosererkalking 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. Doserere bør trekkes oppover i det lakseførende vassdraget slik at vannkvaliteten kan stabiliseres før vannet når laksen. En innsjø nedstrøms dosereren 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. Dosererkalking 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 dosererkalking av tilløp være vanskelig. Da må en ty til mere tradisjonelle dosereløsninger 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 dosereren 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 (mål-pH), 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 forsvere 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.

6.3. Mulige vegetasjonsendringer pga. kalking

6.3.1. 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 spredningsentra 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 kalkakkumulasjon 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.

6.3.2. 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.

6.4. Terrengekalking.

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.

Terrengekalking 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. Terrengekalking kan da også være et supplement.

6.4.1. Hva er terrengekalking ?

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 terrengekalking (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. 1995) og 2) kalking av strategiske områder med stor/større kalkdose (Hindar m.fl. 1995). 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 kalkinger. 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 kalkinger 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 lavararter. 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 Røyneilandsvatn 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 Tjønnsstrondfeltet 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 Tjønnsstrond, men der det ble brukt grovdolomitt, vil trolig kunne vise om de uønskede effektene på vegetasjonen kan reduseres.

6.4.3. Kostnader ved terrengkalking

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:	km ²	Kalkmengde:	1tonn/år
Spes. avre	m/år	Total kostnad	400kr./år
Dose	g/m ³ kalk		
Effekt i:	år		
Tonnpris	800kr./tonn		

Doserer

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

Tabell fort neste side

Terreng^{*)}

Areal:	km ²	Kalkmengde:	1tonn/år
		Total kostnad	1100kr./år
Dose	0.tonn/ha		
Effekt i:	år		
Tonnpris	1100kr./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.

6.5. 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.

6.5.1. Kalktyper og kalkoppløsning

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 innenfor 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/m³) 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.

6.5.2. 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 underskrider 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.

6.5.3. 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 døgnmiddelvanntføring (10-20 ganger middelvanntføringen, 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 ledetråd 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.

6.6. Litteratur

- Abrahamsson, I. 1992. Vattenkemiska resultat av vårmarskalkning 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.
- 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. 1995. Liming of wetlands in the acidified Røynealandsvatn catchment in southern Norway - effects on stream water chemistry. (Accepted *Can. J. Fisheries. Aquat. Sci.*).
- Høiland, K. og Pedersen, O. 1994. Virkning på vegetasjon ved områdekalking av myr. Undersøkelse foretatt ved Røynealandsvatn, 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 kaltet 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. *Annls. 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).
- Roelofs, 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.) *Annls 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. 1995. Whole-catchment liming at Tjønnsstrond, Norway: an 11-year record. (Subm. *Water, Air, and Soil Pollut.*)