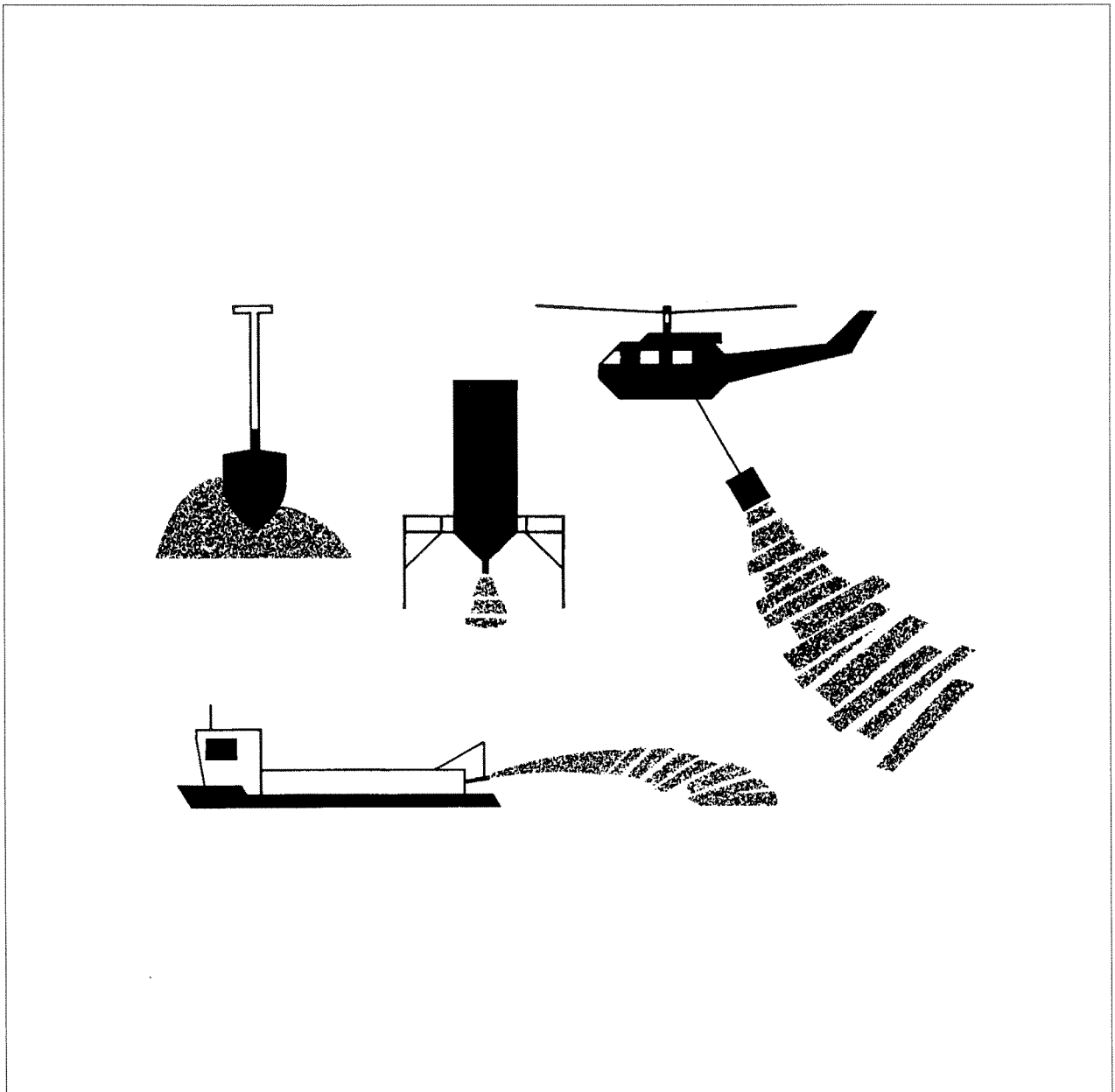



RAPPORT LNR 3359-95

Tiltak mot forsurening av Rødneelva.

Kalkingsplan



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Underrn:
O-94233	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
3359-95	

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 Rødneelva. 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:
	40	100

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

Ekstrakt:

På bakgrunn av forsureningssituasjonen i Rødnevassdraget i Rogaland er det utarbeidet en kalkingsplan for å bedre forholdene for laksen i elva. Planen er utarbeidet i to alternativer, hvorav alternativ II anbefales. Dette alternativet innebærer kalking av innsjøene Lysevavn, Furevavn og Holmevavn, samt kalking med én doserer i overkant / øvre del av den lakseførende strekningen (Neset). Alternativ II innebærer et årlig kalkbehov på 380 tonn, hvorav 180 tonn er forutsatt brukt til innsjøkalking. De årlige driftskostnadene (kalk + serviceavtaler for doseringsanlegg) er anslått til drøyt 0,5 mill. kr. Kostnadene til innkjøp og oppføring av doseringsanlegg er anslått til 0,7 mill. kr. Utgifter til veibygging, samt framføring av strøm og telefon vil variere fra omlag 0,4 mill. kr. til rundt 0,5 mill. kr., avhengig av valgt plasseringsalternativ for doseringsanlegget.

4 emneord, norske

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

4 emneord, engelske

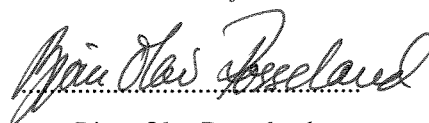
1. Water course
2. Acid precipitation
3. Salmonidae
4. Liming plan

Prosjektleder



Øyvind Kaste

For administrasjonen



Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-2891-8

Norsk institutt for vannforskning
Sørlandsavdelingen

O-94233

TILTAK MOT FORSURING AV RØDNEELVA

Kalkingsplan

Grimstad

Mars 1996

Saksbehandler:

Øyvind Kaste

Medarbeidere:

Atle Hindar

Frode Kroglund

Anja Skiple

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).

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	7
3. VASSDRAGSBESKRIVELSE	8
3.1. Generelt om vassdraget	8
3.2. Hydrologi	9
3.2.1. Nedbør og spesifikk avrenning	9
3.2.2. Vannføringsmønster over året.....	10
3.3. Vannkvalitet og fiskestatus	10
3.3.1. Vannkvalitetstilstand i ulike deler av vassdraget	10
3.3.2. Variasjoner over året	12
3.3.3. Titreringskurver.....	16
3.3.4. Fiskestatus	17
4. KALKINGSPLAN.....	18
4.1. Mål	18
4.2. Forslag til kalkingsalternativer.	18
4.3. Kalkmengder og kostnader ved alternativ I.	21
4.4. Kalkmengder og kostnader ved alternativ II.....	23
4.5. Anbefalinger.....	25
5. REFERANSER	26
6. VEDLEGG. Kalking - faglig bakgrunnsmateriale.....	27

1. SAMMENDRAG

Miljøvernveddelingen hos Fylkesmannen i Rogaland har karakterisert laksebestanden i Rødneelva som truet. På bakgrunn av dette, samt økende uro omkring forsuringssituasjonen i vassdraget, er det tatt initiativ til utarbeidelse av en kalkingsplan for Rødneelva. 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 Rødneelva er utarbeidet i 2 alternativer: (I) Kalking med én doserer ved Neset, som ligger i overkant/øvre del av lakseførende strekning og (II) kalking av innsjøene Lysevatt, Furevatt og Holmavatt kombinert med dosererkalking ved Neset. Den samlede nytteverdien vil bli størst ved alternativ II, ved at en i tillegg til å sikre en god vannkvalitet på den lakseførende strekningen, også tilgodeser restbestander av aure i Furevatt og Holmavatt. Innsjøkalkingene vil dessuten avgifte en betydelig mengde labilt aluminium som ellers ville blitt tilført den lakseførende strekningen, samt redusere kalkdosene ved anlegget på Neset og dermed minske faren for transport og sedimentasjon av kalkpartikler nedstrøms. Samlet sett anbefales derfor alternativ II ved kalking av Rødneelva.

Kalkdoseringsanlegget er foreslått plassert (a) like ovenfor, eller (b) like nedenfor et strykparti ved Neset. Et plasseringsalternativ i Fjellstølbekken er vurdert til å være uegnet. For å oppnå mest mulig stabil aluminiumskjemi og minst mulig transport av kalkpartikler i elva, vil det øverste plasseringsalternativet (a) være mest gunstig. Denne lokaliteten ligger like ovenfor et strykparti som vil sørge for god innblanding av kalken før den når den lakseførende strekningen i elva. Dersom anlegget plasseres nedenfor fossen, i øverste del av den lakseførende strekningen, vil kalkoppløsningen kunne bli noe dårligere pga. mindre strøm i vannet. En vil dessuten gå glipp av opptil 100-300 meter av den lakseførende strekningen. Med bakgrunn i at den lakseførende strekningen i elva tilsammen er 3,6 km, vil imidlertid plasseringsalternativ b også være akseptabelt ved kalking av Rødneelva. Endelig valg av plasseringsalternativ blir et kost/nytte - spørsmål som statlige myndigheter og kommunen må ta stilling til.

Alternativ II innebærer et samlet kalkbehov på 380 tonn årlig, hvorav 180 tonn forutsettes brukt til innsjøkalking. Samlet utgjør dette en kalkkostnad på anslagsvis 0,41 mill. kr. Inkludert utgifter til drifts- og serviceavtaler med leverandøren, antas de årlige driftsutgiftene å ligge på omkring 0,51 mill. kr. De samlede kostnadene til innkjøp og oppføring av doseringsanlegg er anslått til 0,7 mill. kr. Kostnader knyttet til veibygging, fundamentering og framføring av strøm/telefon vil, avhengig av plasseringsalternativ, variere fra rundt 0,4 mill. kr. (alt. b) til omlag 0,5 mill. kr. (alt. a).

På grunn av det relativt begrensede kalkbehovet i elva er det ikke foreslått pH-styring av doseringsanlegget ved Neset. 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. 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.

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn.

Rogaland utgjør sammen med Agderfylkene og Telemark det mest forsuringssrammede 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 dosereralking, 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. 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 kalk-doseringsanlegg 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.

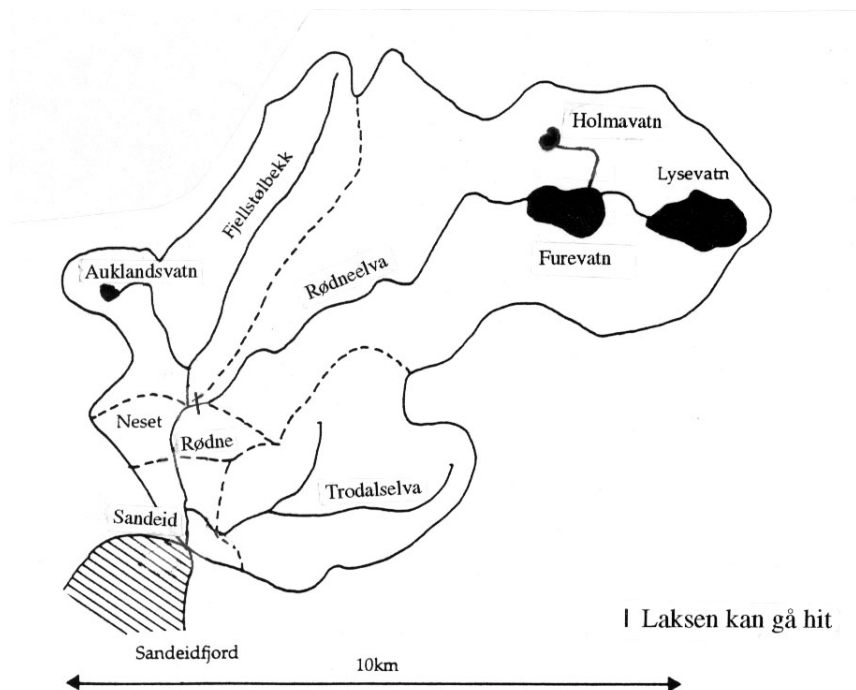
Planen tar ikke opp generelt fiskestell utover vannkvalitetsbehandling.

3. VASSDRAGSBESKRIVELSE

3.1. Generelt om vassdraget

Nedbørfeltet til Rødneelva ligger hovedsakelig i Vindafjord kommune i Rogaland, men vassdraget dekker også områder innenfor Etne og Ølen kommuner i Hordaland. Hele nedbørfeltet har et areal på 61,2 km² (figur 1). Hovedelva har sine kilder nær de to største vannene i nedbørfeltet; Lysevatn og Furevatn, og drenerer i sørvestlig retning til utløpet i Sandeidfjorden. De høyestliggende områdene i vassdraget strekker seg over 800 moh., og store deler av feltet utgjøres av heiområder over skoggrensa, som ligger rundt 400 moh. I dalførene er det relativt store myrområder.

De største sidevassdragene er Fjellstølbekken (12,7 km²) og Trodalselva (11,9 km²). De renner sammen med hovedelva ved henholdsvis Neset og Austbø. Nedbørfeltet til Fjellstølbekken ligger for en stor del over skoggrensa, mens Trodalselva hovedsakelig drenerer skogsområder, vesentlig bestående av lauvtrær.

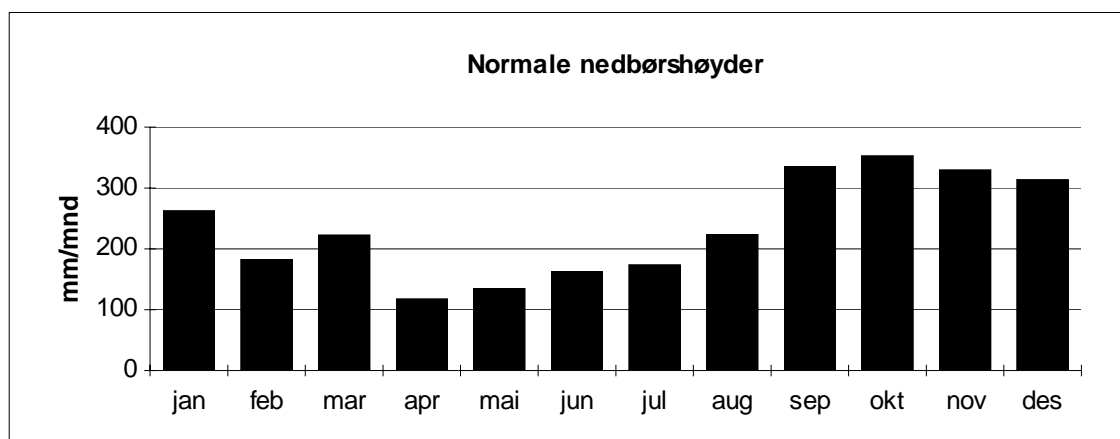


Figur 1. Rødneelva med nedbørfelt.

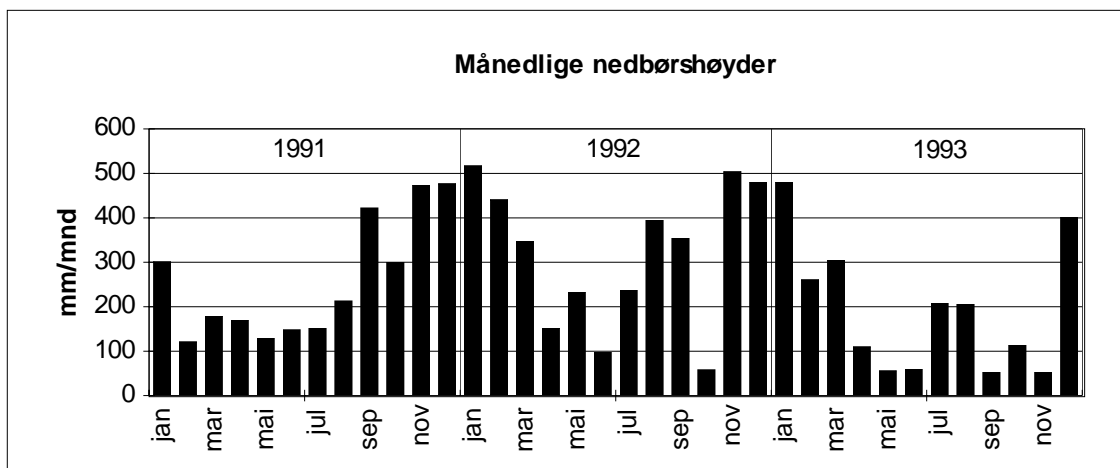
3.2. Hydrologi

3.2.1. Nedbør og spesifikk avrenning

Årlig nedbør i området rundt Rødneelva er normalt over 3000 mm (DNMI 1995). De største nedbørmengdene kommer normalt i perioden september-desember, mens det vanligvis regner minst i april-juli (figur 2). De siste årene har det vært særlig mye nedbør om vinteren (figur 3). Spesifikk avrenning i vassdraget varierer fra omlag 70 l/s/km² nede ved fjorden til over 80 l/s/km² ved Lysevattn øverst i vassdraget (NVE 1987).



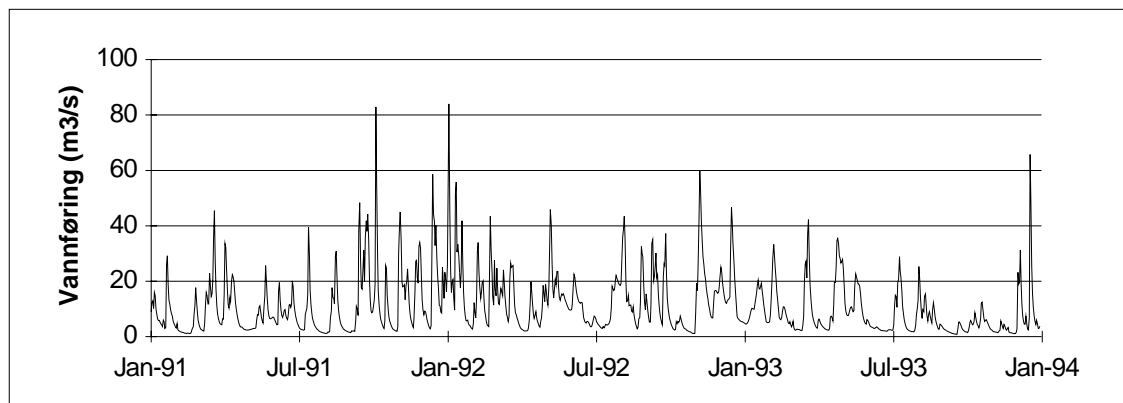
Figur 2. Normale månedlige nedbørshøyder 1961-1990 ved meteorologisk stasjon Hundseid i Vikedal (DNMI 1995).



Figur 3. Månedlige nedbørshøyder 1991-1993 ved meteorologisk stasjon Hundseid i Vikedal (DNMI 1995).

3.2.2. Vannføringsmønster over året

Det finnes ingen vannføringsstasjon i Rødneelva, men data fra Holmen i den tilliggende Vikedalselva kan i noen grad beskrive vannføringsmønsteret over året. Både Rødneelva og Vikedalselva er uregulerte, og vannføringen varierer mye gjennom året, avhengig av nedbørintensiteten. I perioden 1991-1993 var minste og største vannføring henholdsvis 0,9 og 84,0 m³/s i Vikedalselva ved Holmen (figur 4). Middelvannføringen i samme periode var 11,3 m³/s. Vannføringsmønsteret over året kan karakteriseres med hyppige og kortvarige flommer, ofte over 30 m³/år, fordelt gjennom hele året. Flomepisodene inntreffer hyppigst og med de største vannmengdene på senhøsten og om vinteren.



Figur 4. Vannføring ved Holmen i Vikedal 1991-1993 (NVE 1995).

3.3. Vannkvalitet og fiskestatus

3.3.1. Vannkvalitetstilstand i ulike deler av vassdraget

Vannkvaliteten i Rødneelva er fulgt opp gjennom NINAs elveserie siden 1987 (se bl.a. Løvhøiden 1993) og gjennom NIVAs overvåkningsprogram for utvalgte vestlandsvassdrag (3 prøver om våren og 2 om høsten i 1994) (Hindar et al. 1996).

Rødneelva ovenfor Neset

De øvre delene av vassdraget, fra Lysevattn til samløpet med Fjellstølbekken utgjør drøyt halvparten av Rødneelvas totale nedbørfelt. Denne delen av vassdraget har også generelt den dårligste vannkvaliteten. NIVAs vannkvalitetsundersøkelse i 1994 viste pH-verdier rundt 5,0-5,2, kalsiumkonsentrasjoner under 0,5 mg/l og konsentrasjoner av giftig, labilt aluminium¹ opp mot 25 µg/l (figur 5). Bufferkapasiteten var dessuten svært dårlig, med alkalitetsverdier² omkring null og ANC³ varierende i området 0 - 30 µekv/l (figur 6).

¹ 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

Fjellstølbekken

Ved Neset, helt i den øverste delen av lakseførende strekning, kommer sidevassdraget Fjellstølbekken inn i Rødneelva. Denne sidebekken hadde i 1994 vesentlig bedre vannkvalitet enn hovedvassdraget med pH-verdier omkring 6,0-6,5, kalsiumkonsentrasjoner på 1-2 mg/l og relativt høye alkalitetsverdier, 20-50 $\mu\text{ekv/l}$ (figur 5). Konsentrasjonen av aluminium var også lav, og dette gjaldt særlig den giftige labile fraksjonen som vanligvis var under 5 $\mu\text{g/l}$. Fjellstølbekken inneholdt forholdsvis mye organisk stoff (2-7 mg TOC/l), sett i forhold til de vanligvis lite humøse vassdragene på Vestlandet (figur 6). Den forholdsvis høye TOC-konsentrasjonen kan være med på å forklare at det meste av aluminiumet var organisk bundet (ikke-labilt). Vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) i Fjellstølbekken lå i området 40-110 $\mu\text{ekv/l}$ (figur 6), noe som indikerer gode forhold for innlandsfisk (Lien *et al.* 1989, Henriksen *et al.* 1990).

Den lille innsjøen Auklandsvatn (areal: 0,25 km²), som ligger i en sidegren til Fjellstølbekken, er kalket fire ganger siden 1989 i regi av Fylkesmannen i Hordaland (Ølen kommune). Både i 1993 og 1994 ble vannet helikopterkalket med 10 tonn kalk. Med denne kalkmengden vil de teoretiske kalkdosene i Fjellstølbekken og Rødneelva ved Sandeid bli hhv. 0,4 og 0,2 mg CaCO₃/l. Ifølge titreringskurver fra vassdraget kan en ved disse kalkdosene forvente en teoretisk pH-økning på hhv. 0,2 og 0,1 enheter på de to lokalitetene. Kalkingen av Auklandsvatn påvirker med andre ord vannkvaliteten i Rødneelva ved Sandeid svært lite. NINAs overvåkningsstasjon i den nedre delen av vassdraget kan dermed betraktes som nær upåvirket av kalkingsaktiviteten.

Rødneelva nedenfor Neset (lakseførende strekning)

Sidevassdrag og lokal tilrenning nedenfor Neset ser ut til å føre til en viss avsyring av det sure vannet fra de øvre delene av vassdraget. Vannkvaliteten i den nedre delen av Rødneelva er imidlertid variabel, avhengig av vannføringsforholdene. I 1994 ble det registrert pH-verdier i området 5,0 - 6,0 ved stasjonene Rødne og Sandeid, en gjennomsnittlig alkalitet på 10 $\mu\text{ekv/l}$ og ANC-verdier på 15-85 $\mu\text{ekv/l}$ (figur 5 og 6). På tross av varierende surhet i elva ble det kun målt ubetydelige mengder giftig, labilt aluminium. I området like nedenfor samløpet mellom Fjellstølbekken og Rødneelva, hvor to ulike vannkvaliteter blandes, kan det teoretisk oppstå en sone med ustabil aluminiumskjemi som kan være skadelig for fisk (Røsseland og Hindar 1991, Røsseland *et al.* 1992).

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 $\mu\text{g/l}$ kan være kritisk ved pH under 6,0 (Kroglund *et al.* 1994, Staurnes *et al.* 1995).

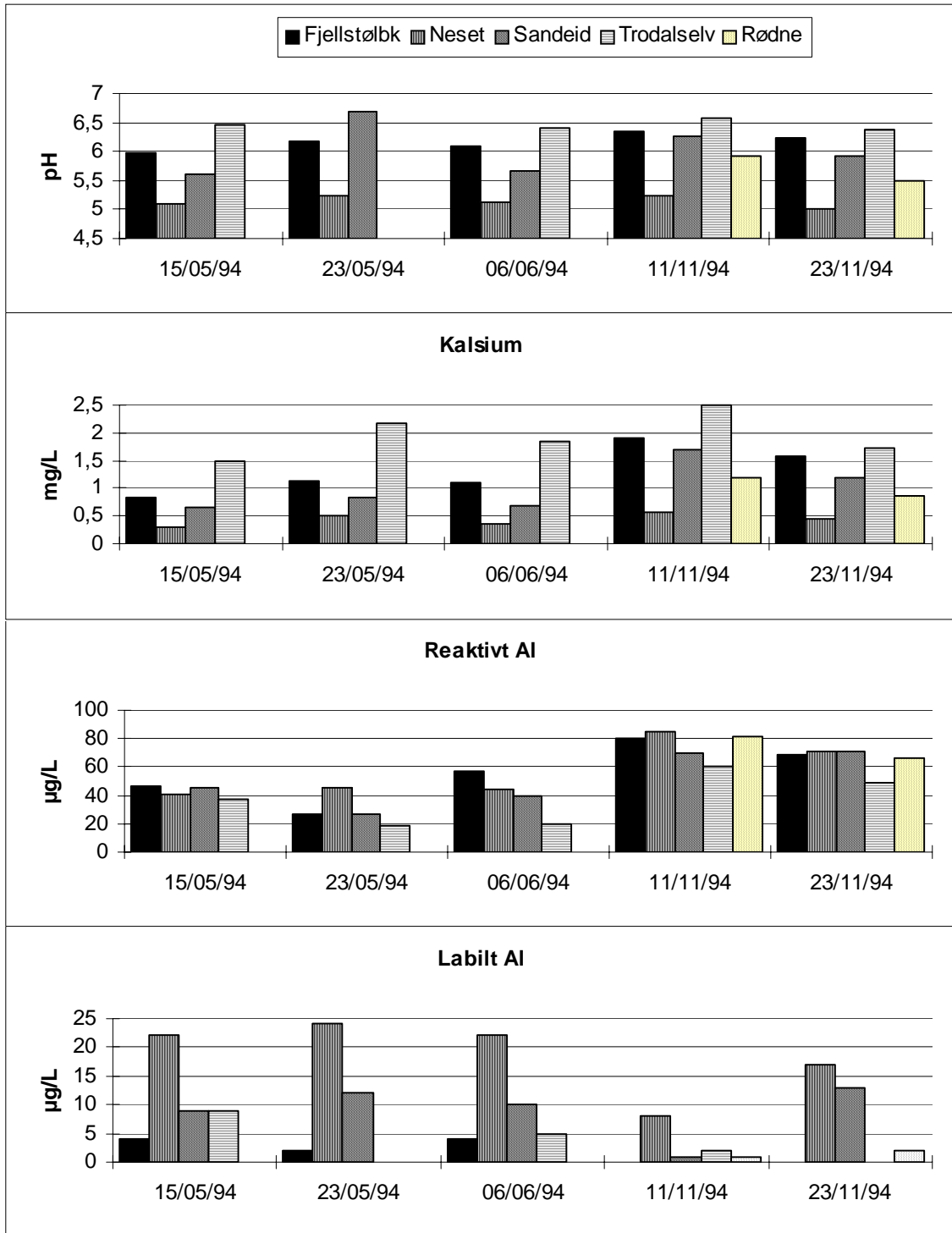
² Alkalitet blir brukt som et mål på bufferevne i vassdrag. Alkaliteten beregnes ved å titrere en vannprøve med syre ned til en viss pH-verdi (vanligvis pH 4,5). Jo mindre syre som forbrukes ved titreringen, jo lavere er alkaliteteten.

³ ANC (Acid neutralizing capacity) er differansen mellom positivt og negativt ladde ioner i vann. I vann med lite kalsium (positivt ion) og mye sulfat (negativt ion) vil ANC være lav. Det er registrert en klar sammenheng mellom vannets ANC-verdi og skader på fiskebestander. For innlandsfisk (ikke anadrome) anses en ANC ≥ 20 $\mu\text{ekv/l}$ å sikre en naturlig reproduksjon (Lien *et al.* 1989, Henriksen *et al.* 1990).

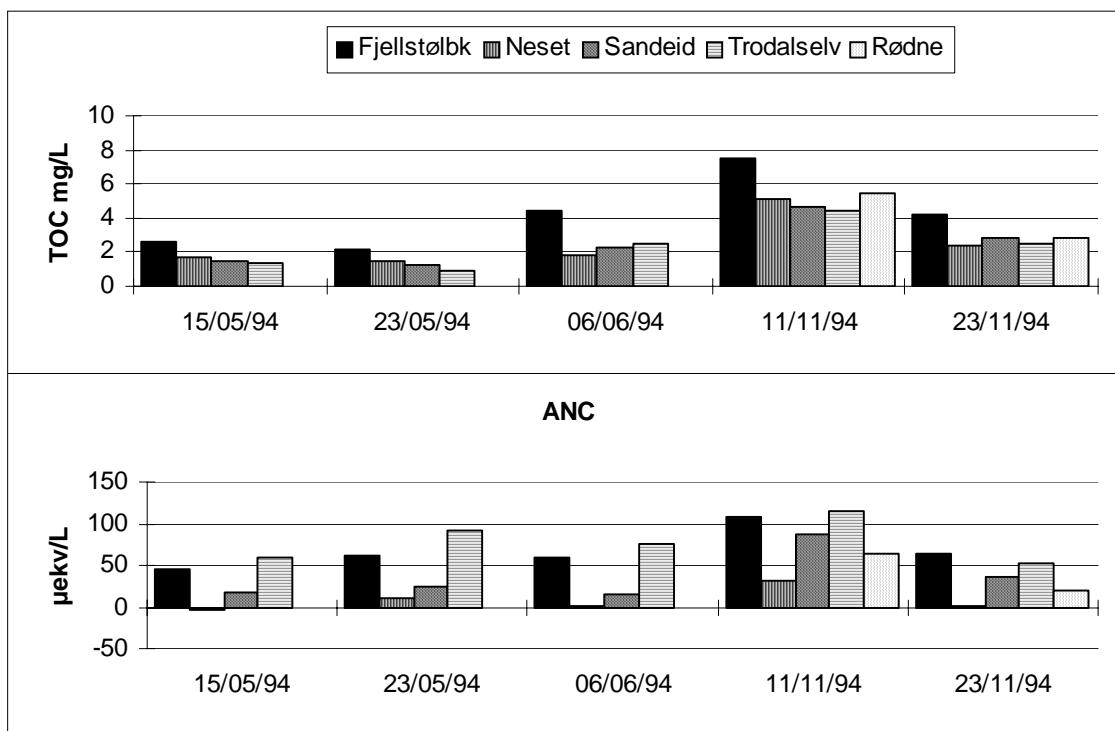
Trodalselva, som renner inn i Rødneelva like før innløpet i Sandeidfjorden, har god vannkvalitet med pH rundt 6,5 og forholdsvis høyt kalsiuminnhold (1,5-2,5 mg/l) sammenlignet med hovedelva (figur 5). Konsentrasjonene av reaktivt og labilt aluminium syntes å være lave, med hhv. 40 og <10 µg Al/l i middel for 1994. Trodalselva hadde stor bufferevne mot forsuring i 1994, med en alkalitet på 40-70 µekv/l og ANC-verdier på 50-120 µekv/l (figur 6). Vannkvaliteten i Trodalselva vil ha gunstig innvirkning på vannkvaliteten i den helt nedre delen av Rødneelva.

3.3.2. Variasjoner over året

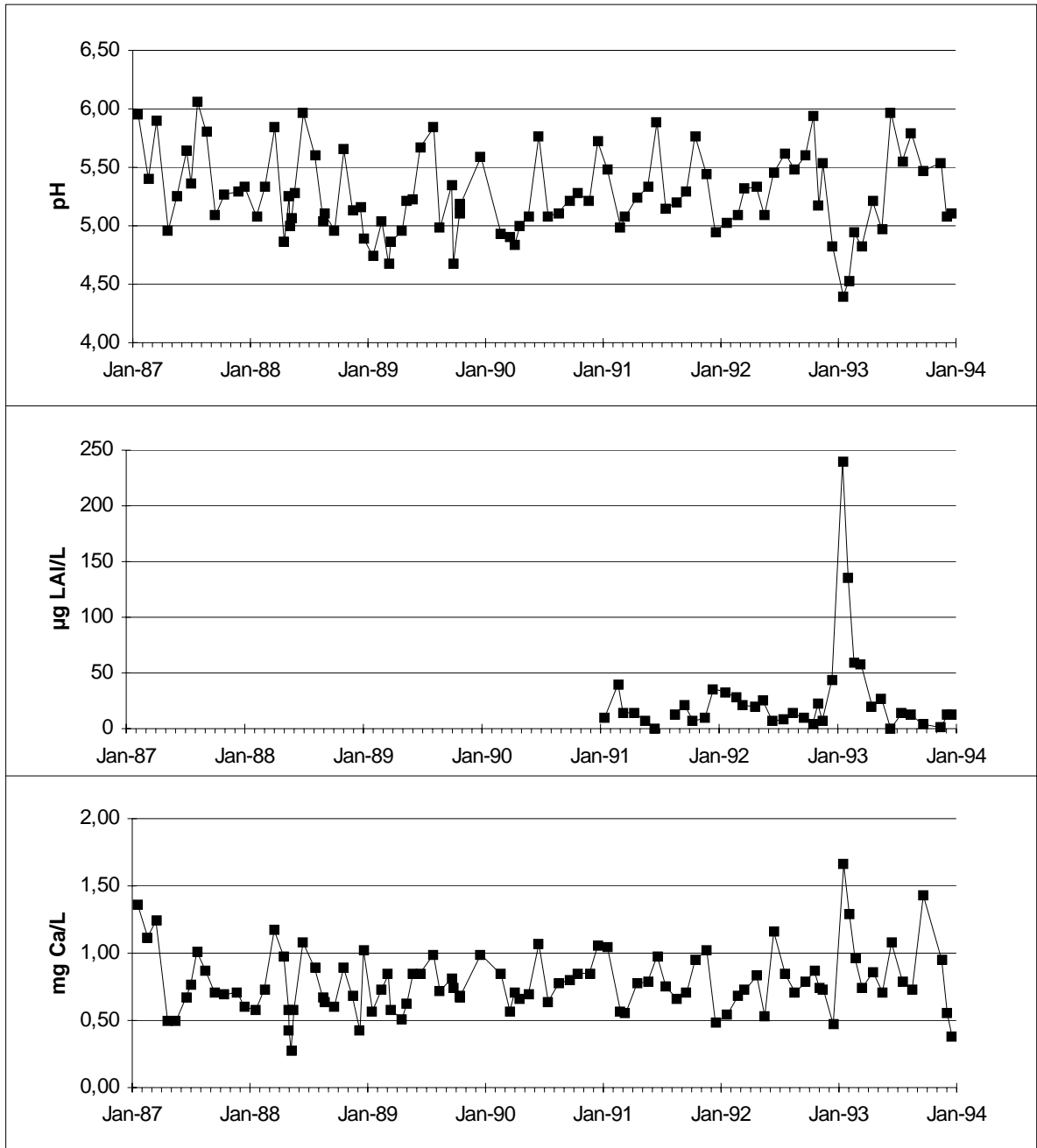
Rødneelva inngår i NINAs elveserie (se bl.a. Løvhøiden 1993), og det er siden 1987 tatt månedlige vannprøver ved Rødne, omtrent midt i den lakseførende strekningen i elva. Resultatene fra denne overvåkingen viser generelt at vannkvaliteten forverres under vårflommene i perioden januar-mars (figur 7). Målingene fra perioden 1987-1993 tyder ikke på noen forverring av forsuringssituasjonen i Rødneelva i løpet av de siste årene. I forbindelse med to kraftige vinterstormer på Sørlandet og Vestlandet i januar 1993 ble det registrert ekstremt surt vann i Rødneelva. Dette hadde sammenheng med en sjøsaltepisode som fulgte i kjølvannet av stormene (Hindar m.fl. 1993). En vannprøve som ble tatt i dette tidsrommet hadde en pH-verdi på under 4,5 og en konsentrasjon av labilt aluminium på opp mot 250 µg/l. Denne vannkvaliteten forklares ved at uvanlig store mengder natrium tilført gjennom sjøsaltpåvirket nedbør, byttet ut bl.a aluminium og H⁺ ioner (sterk syre) i jordsmonnet og førte til sur, aluminiumsrik avrenning.



Figur 5. pH, kalsium, reaktivt og labilt aluminium i ulike deler av Rødneelva i 1994 (se figur 1 for stasjonslokalisering). Data fra stasjonen Rødne stammer fra NINAs elveserie.



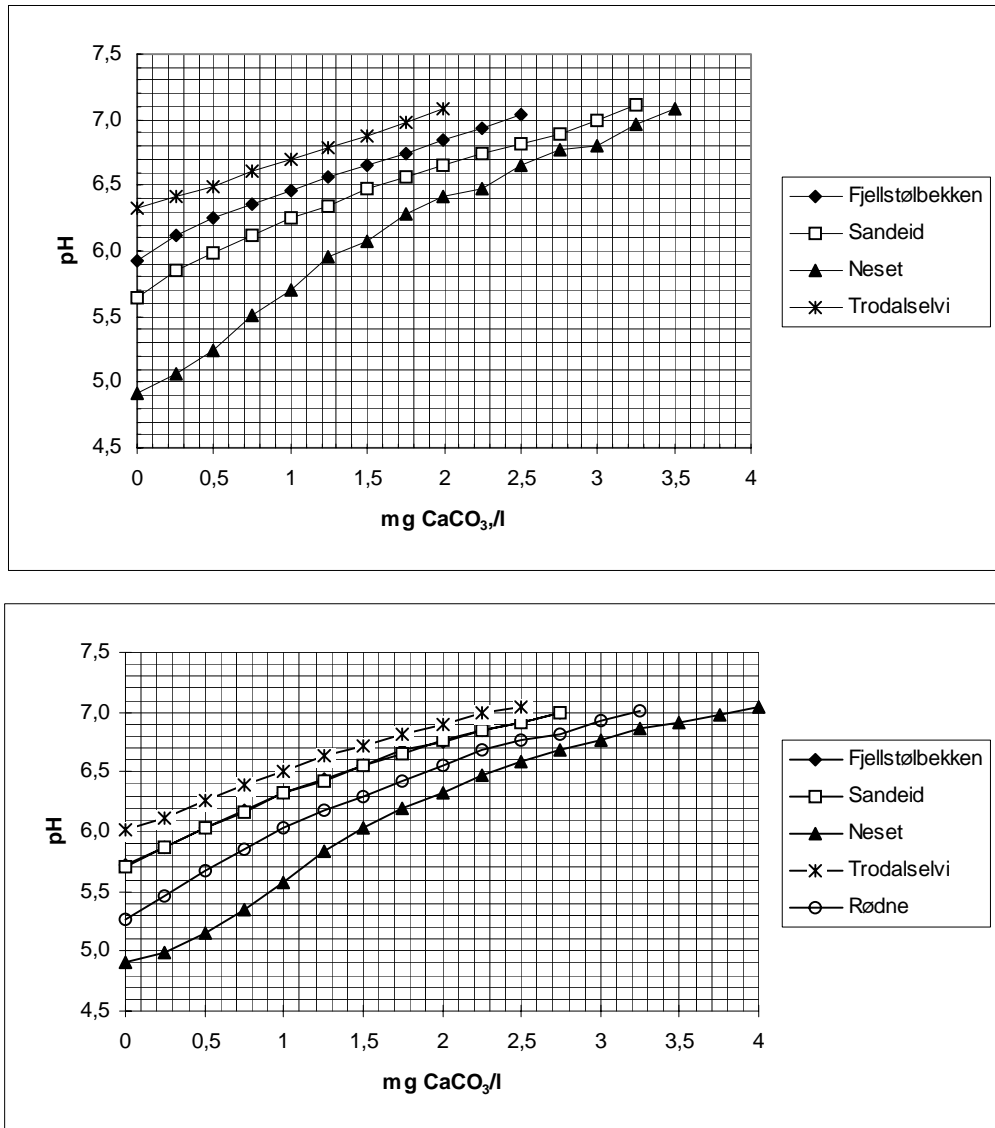
Figur 6. TOC og ANC i ulike deler av Rødnevassdraget (se figur 1 for stasjonslokalisering). Data fra stasjonen Rødne stammer fra NINAs elveserie.



Figur 7. pH og kalsium (1987-1993), samt labilt aluminium (1991-1993) ved NINAs overvåkningsstasjon i Rødneelva (bl.a. Løvhøiden 1993).

3.3.3. Titreringskurver

Det er innhentet vannprøver for titreringsanalyse i Rødneelva i desember-94 og februar-95 (figur 8). 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 1 viser hvilke verdier for kalkbehov som er benyttet i kalkingsplanen.



Figur 8. Titreringskurver for stasjoner i Rødneelva, 12/12-94 (øverst) og 28/2-95 (nederst).

Tabell 1. Kalkbehov ved oppnåelse av forskjellige målnivåer i Rødneelva. Tallene er basert på titreringskurver vist i figur 8.

pH-mål	CaCO ₃ -behov (mg/l)		
	Rødneelv v. Neset	Fjellstølbekken	Arealveid middel
6,2	1,7	0,4	1,4
6,5	2,7	1,4	2,4

3.3.4. Fiskestatus

Laks og sjøaure vandrer til like ovenfor samløpet mellom Rødneelva og Fjellstølbekken. Den anadrome fisken kan også vandre et lite stykke opp i Trodalselva. Lakseførende strekning er tilsammen på 3,6 km. I følge den offisielle laksestatistikken for 1984-1989 var det gjennomsnittlige årlige fisket av laks og sjøaure henholdsvis 171 og 141 kg. Siden 1989 har det vært forbud mot fiske av laks. Den gjennomsnittlige årsfangsten av sjøaure har vært 234 kg i perioden 1989-1993. Det har vært en svak bestandsøkning av ungfisk i Rødneelva gjennom 1980-årene, men andelen av laks har hele tiden vært lav (SFT 1994).

I 1993 var det en positiv utvikling av laks- og aureyngel sammenlignet med året før. For eldre laksunger har det vært en nedgang i tettheten fra 1992. Bestanden av laks opprettholdes for det meste av sideelvene Fjellstølbekken og Trodalselva. Forsurings-situasjonen i hovedvassdraget gjør at laksebestanden er truet (SFT 1994). Det er mer usikkert hvor mye innlandsfisk det er i vassdraget, og hvorvidt den er påvirket av forsuring. I de to største innsjøene i vassdraget, Lysevattn og Furevattn, er det hhv. fisketomt og restbestander av aure (E.Enge, pers.medd.).

Undersøkelser viser at evertebratsamfunnet er moderat skadet både vår og høst, og at skadene på faunaen i vassdraget har øket betydelig siden overvåkingen startet i 1987. Bunndyrsamfunnet i Fjellstølbekken og Trodalselva er derimot lite påvirket av forsuring. Det finnes bl.a. tette bestander av den forsuringsfølsomme døgnfluen *Baetis rhodani* (SFT 1994).

4. KALKINGSPLAN

4.1. Mål

Målet med kalking i Rødneelva knyttes først og fremst til laksebestanden i de nedre delene av elva. Ved å sette inn noen av kalkingstiltakene høyere oppe i vassdraget er det også mulig å tilgodese enkelte innlandsfiskebestander. Målene er konkretisert som to frittstående alternativer:

- i) Tiltakene skal sikre en tilstrekkelig god vannkvalitet for reproduksjon av laks i elva.
- ii) I tillegg til måloalternativ a) skal vannkvaliteten i Lysevattn, Furevattn og Holmavattn være tilstrekkelig god til å sikre overlevelse og reproduksjon av fisk, samt næringsdyr som fisken lever av.

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. Ved innsjøkalking er det benyttet et pH-mål på 6,5.

4.2. Forslag til kalkingsalternativer.

Ved kalking av lakseelver vil det være en rekke faktorer, først og fremst vannkjemiske og hydrologiske, som påvirker lokalisering av tiltak og valg av metoder. Hovedtiltakene mot forsurening 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.

Måloalternativene forutsetter at vannkvaliteten holdes stabilt på de nivåer som er angitt. Dette oppnås best ved å etablere en kalkdoserer i overkant av den lakseførende strekningen i elva. Denne dosereren må dimensjoneres i forhold til å avsyre alt tilsig fra nedbørfeltene oppstrøms Neset, samt Fjellstølbekken. De delene av vassdraget som ligger nedenfor innløpet av Fjellstølbekken utgjør et forholdsvis lite areal og antas dessuten å ha så god vannkvalitet (f.eks. Trodalselva) at kalking synes unødvendig.

På bakgrunn av de mål og strategier som er omtalt i det foregående, foreslås det 3 hovedalternativer for kalking av Rødneelva (figur 9):

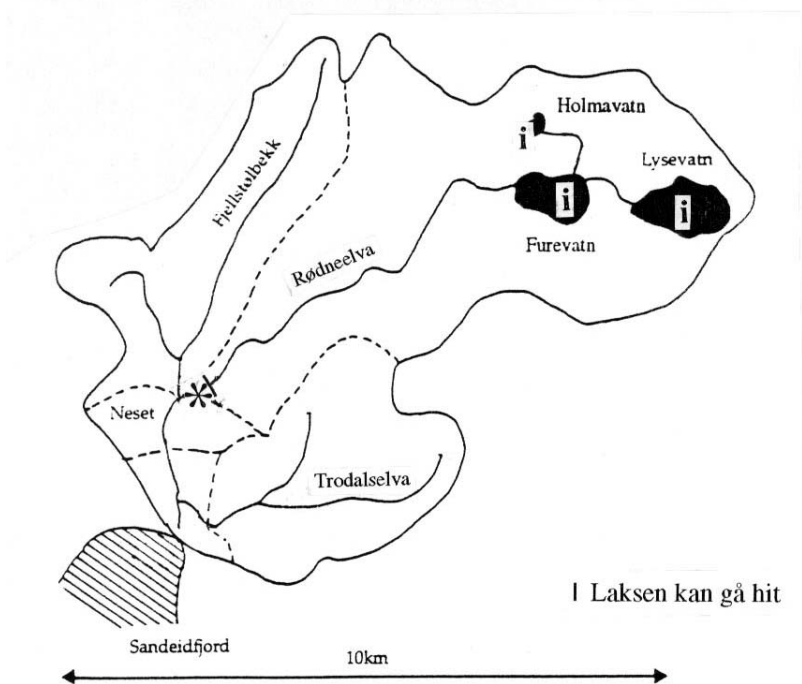
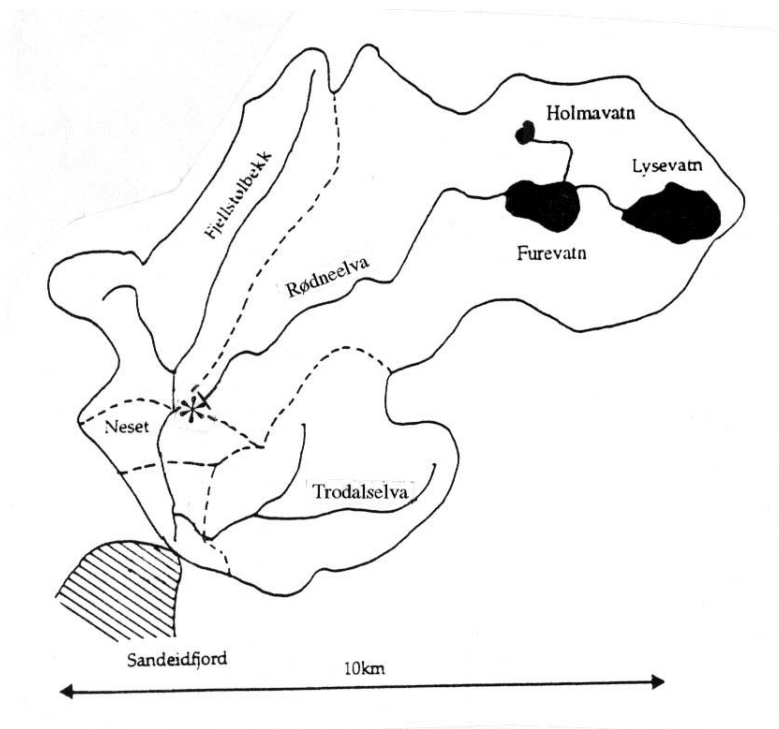
- I. Doserer plassert like oppstrøms den lakseførende strekningen (oppfyller mål i).
- II. Kombinert doserer- og innsjøkalking (oppfyller mål ii).
- III. Kombinert doserer-, innsjø- og terrengkalking, evt. våtmarkskalking (oppfyller mål ii)

Det er vurdert tre aktuelle steder å plassere et doseringsanlegg i elva: a) Ovenfor fossen ved Neset, b) rett nedenfor fossen ved Neset og c) i Fjellstølbekken.

Ved kalkingsalternativ II vil det være nødvendig å kalke en eller flere innsjøer i den øvre delen av vassdraget. Kalking av disse innsjøene vil i store deler av året føre til en klar vannkvalitetsforbedring i Rødneelva. Vinterstid kan det imidlertid forventes sure episoder og generelt lavere pH-verdier i elva pga. rask gjennomstrømning av surt vann under isen i de kalkede innsjøene. Innsjøkalking kan derfor ikke erstatte en doserer i den nedre delen av elva.

En kombinasjon av innsjøkalking og terrengkalking i den øvre delen av vassdraget (alternativ III) vil være gunstig med tanke på å oppnå en akseptabel pH og lave aluminiumskonsentrasjoner i Rødneelva ned til Neset. Ved valg av denne strategien vil det være nok å etablere en forholdsvis enkel, vannføringsstyrt doserer i Fjellstølbekken. Selv om dette alternativet vil være gunstig med tanke på vannkvaliteten i vassdraget, vil det bli svært dyrt (vedlegg 6.4) å terrengkalke et så stort nedbørfelt som området mellom utløpet av Furevatn og Neset (ca. 18 km²). På grunn av høye kostnader i forhold til forventet måloppnåelse er alternativ III ikke anbefalt og dermed ikke utredet videre i denne rapporten.

Alternativene I og II behandles videre i avsnittene 4.3 og 4.4.



Figur 9. Kalking av Rødnevatnsdragnet. Alternativ I øverst og alternativ II nederst. Dosererkalking markert med *, innsjøkalking markert med: i

4.3. Kalkmengder og kostnader ved alternativ I.

Alternativ I innebærer kalking av Rødnevasdraget ved hjelp av én doserer plassert i overkant eller i øvre del av den lakseførende strekningen.

Plassering av doseringsanlegg, styringsprinsipp

Som nevnt under avsnitt 4.2 er det funnet tre aktuelle steder å plassere et doseringsanlegg i elva:

- a) Ovenfor fossen ved Neset
- b) Rett nedenfor fossen ved Neset
- c) I Fjellstølbekken

En lokalisering ovenfor fossen (alternativ a) vil være mest gunstig med tanke på oppløsning av kalk og stabilisering av aluminiumskjemien før vannet når den lakseførende strekningen. Dette vil imidlertid bli det dyreste av plasseringsalternativene, i og med at det må bygges omlag 0,4 km ny vei fram til anlegget.

Ved å plassere anlegget ved grustaket like ovenfor gården Neset (alternativ b) vil kostnadene til veiframføring reduseres. Den eksisterende gårdsveien fram til grustaket må imidlertid opprustes til å tåle ferdsel med tung lastebil, og den eksisterende snuplassen ved grustaket må utvides. Fra et kalkingsfaglig synspunkt er dette plasseringsalternativet dårligere enn a), da doseringsanlegget vil bli stående ca. 200 meter nede i den lakseførende strekningen av elva og nedenfor en strykstrekning som vil være viktig mht. kalkoppløsning. Alternativet betraktes likevel som akseptabelt i og med at den totale lakseførende strekningen i elva er 3,6 km. For å redusere ulemper ved dette plasseringsalternativet anbefales innsjøkalking, jfr. alternativ II, i de øvre delene av vassdraget for å unngå unødig høye kalkdoser ved anlegget.

Plassering av en doserer langs Fjellstølbekken (alternativ c) vil være billigst av de omtalte alternativene, i og med at det vil være mulig å plassere anlegget helt inntil en eksisterende kjørevei. Denne løsningen vil imidlertid ikke gi god nok kontroll med vannkvaliteten i hovedelva. Fjellstølbekken utgjør bare omlag 1/4 av vannføringen i Rødneelva oppstrøms Neset, og det vil derfor være nødvendig med en betydelig overdosering ved anlegget. Den forholdsvis gode vannkvaliteten i Fjellstølbekken vil dessuten medvirke til at oppløsningsbetingelsene for kalk vil være dårligere her enn i selve Rødneelva. Kombinasjonen av store kalkdoser og lav kalkoppløsning vil føre til ulemper med partikkeltransport og lokal kalktilslamming nedenfor dosereren. I perioder med mye nedbør og/eller snøsmelting i de høyereliggende områdene vil dessuten mengdeforholdet mellom vannføringen i Fjellstølbekken og Rødneelva kunne variere betydelig og føre til utilstrekkelig avsyring ved høy vannføring i hovedvassdraget.

Med bakgrunn i ovennevnte anbefales ikke plasseringsalternativ c ved kalking av Rødneelva. Dosereren bør med andre ord plasseres i selve Rødneelva, enten ovenfor eller nedenfor fossen ved Neset (alternativ a eller b). Kostnadsoverslag for disse to plasseringsalternativene er innhentet av Vindafjord kommune (se neste avsnitt).

For å oppnå en optimal kalking av et laksevassdrag bør det ideelt sett benyttes pH-styrte doseringsanlegg, som til enhver tid avpasser kalkdosene i forhold til avsydingsbehovet i elva. En unngår da unødig overdosering, som i perioder kan skape partikkeltransport og tilslamming nedenfor doseringsanlegg og en oppnår generelt en bedre kalkingsøkonomi pga. reduserte kalkkostnader. pH-styrte doseringsanlegg er imidlertid dyre, og i Rødneelva, hvor det er et begrenset kalkbehov (se neste avsnitt), vil besparelser i form av reduserte kalkkostnader ikke stå i forhold til investeringen. I Rødneelva foreslås derfor et mer tradisjonelt kalkdoseringsanlegg styrt etter vannføringen i elva. For å sikre en best mulig oppløsning foreslås det brukt en relativt finmalt kalktype (f.eks. kategori 2 kalk) og et doseringsanlegg som slemmer kalken godt opp i et blandekar før den slipper ut i elva.

Kalkbehov og kostnader

Basert på titreringskurver for vassdraget (avs. 3.3.3) og normal avrenning (NVE 1994) er det beregnet et årlig kalkforbruk på 300 tonn for dosereren i Rødneelva (tabell 2). Med en antatt kalkpris på kr. 600,- pr tonn, tilsvarer dette årlige kostnader på omkring kr. 180.000,- (tabell 3). Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 20 ganger middelvannføringen, bør anlegget ha en doseringskapasitet på 0,9 tonn/time eller 22 tonn/døgn. Ved denne doseringshastigheten vil det være praktisk med en lagerkapasitet i anlegget på omlag 40-50 tonn. Det første året vil utgiftene til innkjøp og etablering av doseringsutstyr beløpe seg til omlag 1,2 mill. kr dersom det øverste plasseringsalternativet (a) velges (tabell 3). Ved plassering av doseringsanlegget ved foten av fossen ved Neset (alternativ b) vil investeringskostnadene sannsynligvis reduseres noe til i størrelsesorden 1,1 mill. kr. De årlige utgiftene til innkjøp av kalk og drift/service av doseringsanleggene vil gjennomsnittlig kunne beløpe seg til omlag kr. 280.000,-.

Tabell 2. Alternativ I. Kalkbehov i doseringsanlegg.

	Neset	<i>Kommentar</i>
Avsyret areal (km ²)	44,6	<i>100 % ovenfor doserer</i>
Vannmengde (mill. m ³ /år)	105	<i>(NVE, Regine)</i>
Årlig kalkbehov (tonn kalksteinsmel)	300	<i>(se avsn. 3.3.3 og 6.5.3)</i>
Kalkdose ved anlegg (g kalk/m ³)	3,8 / 2,2	<i>(smolt.periode / ellers i året)</i>
Maks. doseringskap. (tonn/time)	0,9	<i>(antatt 20 x middelvannføring)</i>
Lagerkap. silo i ett døgn (tonn)	22	

Tabell 3. Alternativ I. Anslåtte kostnader til kalk, samt innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg (inkl. mva.). Tallene er oppgitt i 1000 kr.

Utgiftspost	Merknad	Alt I:	Alt II
Doseringsanlegg, innkjøp	40-50 tonns anlegg	600	600
Vegframføring	1000 kr/m	400	350*
Strømtilførsel	100 kr/m	40	20
Telefon	100 kr/m	40	20
Fundamentering	anslag	100	100
Investeringer, 1. år		1.180	1.090
Kalk	Kalkpris (600 kr/tonn)	180	180
Serviceavtale etc.	anslag	100	100
Årlige driftskostnader		280	280

* Utreddet av Vindafjord kommune (alternativ a er foreløpig ikke nærmere kostnadsutredet).

4.4. Kalkmengder og kostnader ved alternativ II.

Alternativ II innebærer innsjøkalking i den øvre delen av vassdraget, samt dosererkalking i overkant eller i øvre del av den lakseførende strekningen i Rødneelva.

Det foreslås kalking i Lysevattn, Furevatn og Holmavatn som et ledd i å sikre vannkvaliteten for fisk i de to sistnevnte innsjøene som har restbestander av aure, og dels for å redusere kalkbehovet i elva ved Neset. Kalking av de nevnte innsjøene vil i store deler av året føre til en klar vannkvalitetsforbedring i Rødneelva. Det vil likevel være behov for en kalkdoserer lengre nede i elva som kan sikre en stabil vannkvalitet på den lakseførende strekningen. Nærmere plassering av doseringsanlegget og styringsprinsipp er omtalt tidligere i avsnitt 4.3.

Kalkbehov og kostnader

a) Innsjøkalking

Da det ikke finnes dybdemålinger i hverken Lysevattn, Furevatn eller Holmavatn (S.Kålås, Rådgivende biologer, pers. medd.), er det her kun beregnet kalkbehov for avsyring av ett års avrenning fra de respektive nedbørfeltene (tabell 4). Som det framgår av tabellen vil det være behov for tilsammen 180 tonn kalk årlig til en anslått kostnad av kr. 295.000,- ved kalking av ett års tilsig til Lysevattn, Holmavatn og Furevatn. I tillegg til dette kommer oppkalking av innsjøenes vannmasser det første året. Dette vil imidlertid dreie seg om små kalkmengder da det er snakk om små innsjøer.

Kalken foreslås spredt med helikopter, enten fra bilveien ved Fjellgardsvatnet i Vikedal, eller fra Rusvegen i Etne. De to utflyvningsalternativene ligger omlag i lik avstand fra kalkingsobjektene. Rusvegen ligger imidlertid omlag 300 moh høyere enn Fjellgardsvatn.

Tabell 4. Grunnlagsdata, kalkbehov og kostnader for innsjøkalking i Rødnevasstraget.

Lokalitet	Innsjøarea km	Nedb. fel km	Tilsig mill m ³ /år	Kalkbehov tonn/år	Kalkpris ^a kr/tonn	Kostnad kr
Lysevatn	1,0	3,2	8,2	42	1550	65.000
Furevatn	0,8	11,2	26,7	132	1600	215.000
Holmavatn	0,12	0,52	1,2	7	1750	12.500
Sum		15,1	36,1	181		292.500

* Basert på antatte kostnader for helikopterspredning, med en grunnpris på kr. 1250 pr. tonn og et kilometertillegg på kr. 100 pr. tonn (E.Enge, pers. medd.)

b) Kalking med dosererer

Forutsatt at alt tilsig til og med Furevatn avsyres gjennom innsjøkalking, vil det være behov for å avsyre omlag 70 mill m³ vann årlig i doserereren ved Neset. Dette vil kreve omlag 200 tonn kalk i året til en kostnad av omlag kr. 120.000,- (tabell 5). 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. Ved denne doserings hastigheten vil det være praktisk med en lagerkapasitet i anlegget på omlag 40 tonn. Kostnader til innkjøp av dosererer, fundamentering, framføring av vei, strøm og telefon er tidligere antydnet i tabell 6.

Tabell 5. Alternativ II. Kalkbehov i doseringsanlegg.

	Neset	Kommentar
Avsyret areal (km ²)	29,6	(ekskl. innsjøene i tab. 4)
Vannmengde (mill. m ³ /år)	70	(NVE, Regime)
Årlig kalkbehov (tonn kalksteinsmel)	200	(se avsn. 3.3.3 og 6.5.3)
Kalkdose ved anlegg (g kalk/m ³)	3,8 / 2,2	(smolt.periode / ellers i året)
Maks. doseringskap. (tonn/time)	0,6	(antatt 20 x middelvannføring)
Lagerkap. silo i ett døgn (tonn)	14	

Tabell 6. Alternativ II. Anslåtte kostnader til kalk, samt innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg (inkl. mva.). Tallene er oppgitt i 1000 kr.

Utgiftspost	Merknad	Alt 2a	Alt 2b
Doseringsanlegg, innkjøp	40-50 tonns anlegg	600	600
Vegframføring	1000 kr/m	400	350 ^a
Strømtilførsel	100 kr/m	40	20
Telefon	100 kr/m	40	20
Fundamentering	anslag	100	100
Investeringer, 1. år		1.180	1.090
Kalk	Kalkpris (600 kr/tonn)	120	120
Serviceavtale etc.	anslag	100	100
Årlige driftskostnader		220	220

* Utreddet av Vindafjord kommune (alternativ a er foreløpig ikke nærmere kostnadsutreddet).

c) Samlet kalkbehov med kostnader for alternativ II

Alternativ II vil innebære investeringskostnader på omlag 1,1-1,2 mill. kr avhengig av valgt plasseringsalternativ for doseringsanlegget. Dette er samme investeringskostnad som ved alternativ I. Årlig kalkforbruk under alternativ II vil bli omlag 380 tonn, og kostnadene til dette er anslått til kr. 410.000,-. I tillegg til dette kommer en liten utgift til oppkalking av vannmassene i Lysevatn, Furevatn og Holmavatn det første året.

4.5. Anbefalinger

Alternativene I og II vil bety omlag like investeringskostnader, rundt 1,1-1,2 mill. kr avhengig av valgt plasseringsalternativ for doseringsanlegget. Alternativ II vil innebære noe høyere antatte driftskostnader (inkl. serviceavtaler) enn alternativ I, med kr. 510.000,- mot kr. 280.000,-. På den annen side vil nytteverdien være større ved alternativ II ved at en tilgodeser restbestander av aure i Furevatn og Holmavatn, samt avgifter en betydelig andel labilt aluminium som ellers ville blitt tilført den lakseførende strekningen. Alternativ II vil dessuten medføre et redusert behov for kalkdosering ved Neset, noe som kan avlaste den lakseførende strekningen mht. transport og sedimentasjon av kalkpartikler. På bakgrunn av det ovennevnte anbefales alternativ II ved kalking av Rødneelva. Det kan i tillegg nevnes at innsjøene Holmavatn og Furevatn er gitt høy prioritet i et forslag til kalkingsplan for Etne kommune (S. Kålås, Rådgivende Biologer, pers.medd).

For å oppnå mest mulig stabil aluminiumskjemi og minst mulig transport av kalkpartikler i elva vil det øverste plasseringsalternativet (a) være mest gunstig. Denne lokaliteten ligger like ovenfor et strykparti som vil sørge for god innblanding av kalken før den når den lakseførende strekningen i elva. Dersom anlegget plasseres nedenfor fossen, i øverste del av den lakseførende strekningen, jfr. alternativ b, vil kalkopløsningen kunne bli noe dårligere pga. mindre strøm i vannet. En vil dessuten gå glipp av opptil 100-300 meter av den lakseførende strekningen. Med bakgrunn i at den lakseførende strekningen i elva tilsammen er 3,6 km, vil imidlertid plasseringsalternativ b også være akseptabelt ved kalking av Rødneelva. Endelig valg av plasseringsalternativ for doseringsanlegget blir et kostnadsspørsmål som statlige myndigheter og kommunen må ta stilling til.

På grunn av det relativt begrensede kalkbehovet i elva er det ikke foreslått pH-styring av doseringsanlegget ved Neset. 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. Driftsavbrudd eller forstyrrelser ved doseringsanlegget vil kunne ha alvorlige konsekvenser for laksebestanden i elva dersom dette oppstår i perioder med mye nedbør eller snøsmelting i de høyere liggende delene av nedbørfeltet. Dette bør derfor sørges for god driftskontroll inngås klare drifts- og serviceavtaler med leverandøren av kalkdoseringsanleggene.

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 Hundseid i Vikedal, 1991-1993, samt normalperioden 1961-1990. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.
- Enge, E. og Nordland, J. 1994. Behovet for kalking som mottiltak mot forsuring i Rogaland. Notat, oppdatert versjon. Fylkesmannen i Rogaland, miljøvernavdelingen, 9 s.
- Henriksen, A., Lien, L. og Traaen, T. 1990. Tålegrenser for overflatevann - Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. NIVA-rapport nr. 2431, 49 s.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. og Lien, L. 1993. Betydningen av sjøsaltanrikt nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA rapport nr 2917, 42 s.
- Hindar, A. m.fl. (1996). Vannkjemiske undersøkelser av forsuringsutsatte vassdrag på Vestlandet. Rapport under utarbeidelse.
- Kroglund, F., Starnes, 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.
- Lien, L., Henriksen, A., Raddum, G.G. og Fjellheim, A. 1989. Tålegrenser for overflatevann - fisk og evertebrater. Foreløpige vurderinger og videre planer. NIVA-rapport nr. 2373, 32 s.
- Løvhøiden, F. 1993. Kjemisk overvåking av norske vassdrag - Elveserien 1988-1990. Norsk institutt for naturforskning. Oppdragsmelding 156, 58 s.
- NVE 1987. Avrenningskart over Norge. Norges vassdrags- og energiverk, hydrologisk avdeling, Oslo.
- NVE 1994. Hydrologisk kart for Rødnevassdraget. Norges vassdrags- og energiverk, hydrologisk avdeling, Oslo.
- NVE 1995. Vannføring NVE-stasjon Holmen i Vikedal, 1991-1993. Norges vassdrags- og energiverk, hydrologisk avdeling, Oslo.
- 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., Starnes, 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.
- SFT 1994. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1993. Statens forurensningstilsyn, Rapport 583/94, 271 s.
- Starnes, M., Kroglund, F. og Rosseland, B.O. 1995. Water quality requirement of atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. Water, Air, and Soil Pollut. vol.85, no.2, 347-352.

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 forsuringfase. 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. Plommeseekkyngel 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 "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 unnvike 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 unnvikelsesadferd 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 (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. 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	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 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 gjenspeile 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 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 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 blandsonneffekt 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 tilgroingsendringer. Vassdragsavsnitt med krypsivproblemer bør derfor vurderes med dette for øyet.

6.4. 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.

6.4.1. Hva er terrengkalking ?

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. 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 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 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 riktigste 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 kalkdosere 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 (udefinert 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.*)