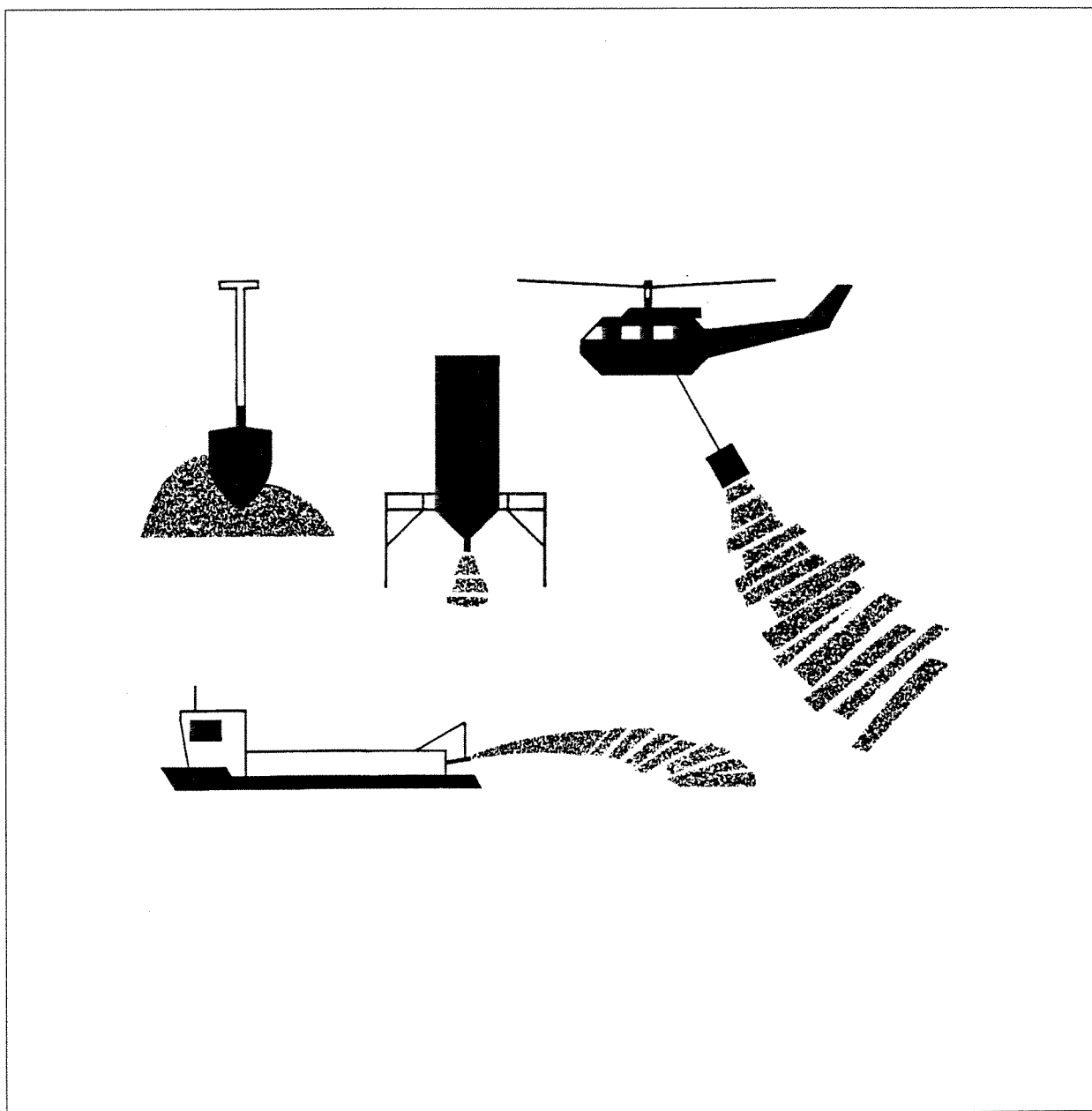



RAPPORT LNR 3357-95

Tiltak mot forsureing av Årdalselva.

Kalkingsplan



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-94233	Undernr.:
Løpenr.: 3357-95	Begr. distrib.:

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

Rapportens tittel: Tiltak mot forsurening av Årdalselva. Kalkingsplan.	Dato: Aug/96	Trykket: NIVA 1996
	Faggruppe: Kalking	
Forfatter(e): Øyvind Kaste, Atle Hindar, Frode Kroglund, Anja Skiple og Tor Erik Brandrud.	Geografisk område: Rogaland	
	Antall sider: 40	Opplag: 150

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

Ekstrakt:

På bakgrunn av forsureningssituasjonen i Årdalsvassdraget 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 ved Nes og én doserer i sidevassdraget Ullestadåna. Kostnader til innkjøp og oppføring av de to doseringsanleggene, samt oppkalking av Sandvatn det første året er anslått til omkring 1,65 mill kr. De årlige utgiftene til kalk (~900 tonn/år) og drifts-/ serviceavtaler er anslått til omlag 0,75 mill. kr.


4 emneord, norske

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

4 emneord, engelske

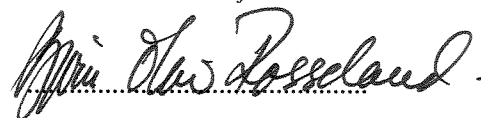
1. Water course
2. Acid precipitation
3. Salmonidae
4. Liming plan

Prosjektleder



Øyvind Kaste

For administrasjonen



Bjørn Olav Rosseland

ISBN-82-577-2888-8

Norsk institutt for vannforskning
Sørlandsavdelingen

O-94233

TILTAK MOT FORSURING AV ÅRDALSELVA

Kalkingsplan

Grimstad

August 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).

Grimstad, august 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. Reguleringer	9
3.2.3. 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.....	14
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.	20
4.3.1. Kalking med doserer	20
4.3.2. Innsjøkalking	22
4.3.3. Samlet kalkbehov og kostnader for innsjøkalking og kalking med doserer.	23
4.4. Kalkmengder og kostnader ved alternativ II.....	23
4.4.1. Kalking med doserer	23
4.4.2. Innsjøkalking	24
4.4.3. Samlet kalkbehov og kostnader for innsjøkalking og kalking med doserer.	25
4.5. Anbefalinger.....	25
5. REFERANSER	26
6. VEDLEGG. Kalking - faglig bakgrunnsmateriale.....	27

1. SAMMENDRAG

Miljøvernveddelingen hos Fylkesmannen i Rogaland har karakterisert laksebestanden i Årdalselva som sårbar pga. vannkvalitetsforholdene. På bakgrunn av dette, samt økende uro omkring forsuringssituasjonen i vassdraget er det tatt initiativ til utarbeidelse av en kalkingsplan for Årdalselva. 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 Årdalselva er utarbeidet i 2 alternativer:

- I. Kalking med én doserer ved Nes og én doserer i Ullestadåna som renner inn i hovedelva like ovenfor Tveit.
- II. Kalking med kun én doserer plassert ved Nes i den øvre delen av vassdraget.

Begge alternativene inkluderer kalking i Sandvatn, som ligger øverst oppe i Ullestadåna / Lyngsåna.

Kalking av Årdalselva anbefales gjennomført etter alternativ I. Doseringsanlegget i Ullestadåna vil ta hensyn til lokalhydrologiske forhold i den midtre/nedre delen av vassdraget, samtidig som den vil redusere tilførselen av giftig aluminium til den lakseførende delen av elva. Dette alternativet vil derfor gi en større sikkerhet for å oppnå vannkvalitetsmålene som er satt for den lakseførende strekningen.

Anlegget ved Nes foreslås styrt etter vannføringen 200-300 meter lenger nede i elva, etter samløpet med Lyngsåna. For å ha muligheten til eventuelt å styre anlegget etter pH senere, anbefales innkjøp av et anlegg med slike utbyggingsmuligheter. I Ullestadåna kan det etableres et forholdsvis enkelt, vannføgingsstyrt anlegg. Dersom det velges et mekanisk anlegg i Ullestadåna, bør dette i stor utstrekning kunne utføre de samme funksjonene som et elektrisk drevet anlegg. Det legges her vekt på driftssikkerhet, utdoseringskapasitet og tilrettelegging for kalkopløsning.

Anslagsvise investeringskostnader og driftskostnader forbundet med de to alternativene er framstilt i tabellen nedenfor. Tabellen inkluderer også kalkbehov og årlige utgifter knyttet til kalkingen av Sandvatn.

	Årlig kalkbehov (gjennomsnitt)	Innkjøp/oppføring av anlegg. Oppkalking av Sandvatn.	Årlige utgifter til: -Kalk, -Serviceavtaler
Alt. I	900 tonn	1,65 mill. kr.	0,75 mill. kr
Alt. II	900 tonn	1,15 mill. kr.	0,65 mill. kr

Det anbefalte alternativ I innebærer et samlet kalkbehov på omlag 900 tonn årlig, som sammen med serviceavtaler på de to doseringsanleggene vil gi en antatt årlig utgift på 0,75 mill. kr. Innkjøp og oppføring av de to doseringsanleggene, samt oppkalkingen av Sandvatn det første året vil beløpe seg til anslagsvis 1,65 mill. kr. Det må her legges til at doseringsanlegg ofte må tilpasses hvert enkelt vassdrag, og at prisen derfor er vanskelig å anslå før det er innhentet anbud fra leverandørene.

For å tilpasse kalkforbruket i anleggene til vassdragets avsydingsbehov 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. Biologisk oppfølging i form av bunndyrregistreringer og fiskeforsøk anbefales etter en tid som en endelig kontroll på måloppnåelse.

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn.

Rogaland utgjør sammen med Agderfylkene og deler av 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, men det kan i enkelte områder være viktig med kalkingstiltak for å opprettholde bestandene.

Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Rogaland har karakterisert laksebestanden i Årdalselva som sårbar pga. vannkvalitetsforholdene. På bakgrunn av dette, samt økende uro omkring forsuringssituasjonen i vassdraget er det tatt initiativ til utarbeidelse av en kalkingsplan for Årdalselva.

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). Terrengekalking 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.

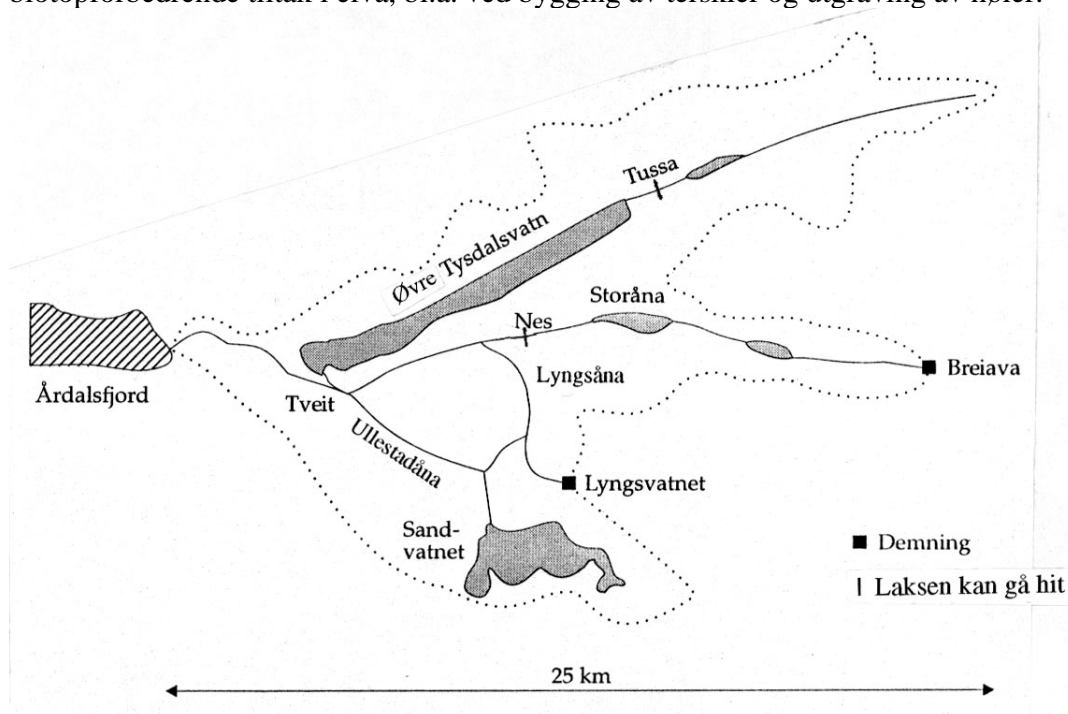
3. VASSDRAGSBESKRIVELSE

3.1. Generelt om vassdraget

Årdalselva ligger i Hjelmeland kommune i Ryfylke med utløp i Årdalsfjorden omlag 5 mil nordøst for Stavanger. Det naturlige nedbørfeltet er på 519 km². Omfattende reguleringer gir derimot et uregulert restfelt på 206 km², dvs snaut 40 % av det opprinnelige arealet. Det 11 km lange Øvre Tysdalsvatn er den største innsjøen i restfeltet. Vannet fra denne innsjøen renner inn i hovedelva, Storåna, via sideelva Bjørg ca 5,5 km oppe i vassdraget. I dag starter Storåna nedenfor demningene ved Breiava og Lyngsvatn. Ved demningen i Breiava er det registrert tildels store overløp i perioder. Sør i restfeltet ligger Sandvatnet som renner både til Lyngsåna og Ullestadåna (figur 1).

Store deler av nedbørfeltet består av høytliggende fjellområder opp mot 1100 moh. Skogrensa ligger på omlag 450 moh. Det er plantet mye norsk gran i nedre deler av vassdraget. Ellers dominerer naturlig furuskog med et bjørkebelte opp mot skoggrensa.

Vassdraget er lakse- og sjøaureførende opp til Djupingsfossen, 600-700 m ovenfor Nes. I perioder med høy vannføring kan imidlertid fisken vandre ytterligere 0,5 km oppover, til Rusteinen. I sidevassdraget Bjørg kan noe laks og aure gå opp i Øvre Tysdalsvatn og ytterligere ca. 1 km oppover i innløpselva Tusse. Det er utført en rekke biotopforbedrende tiltak i elva, bl.a. ved bygging av terskler og utgraving av hølser.

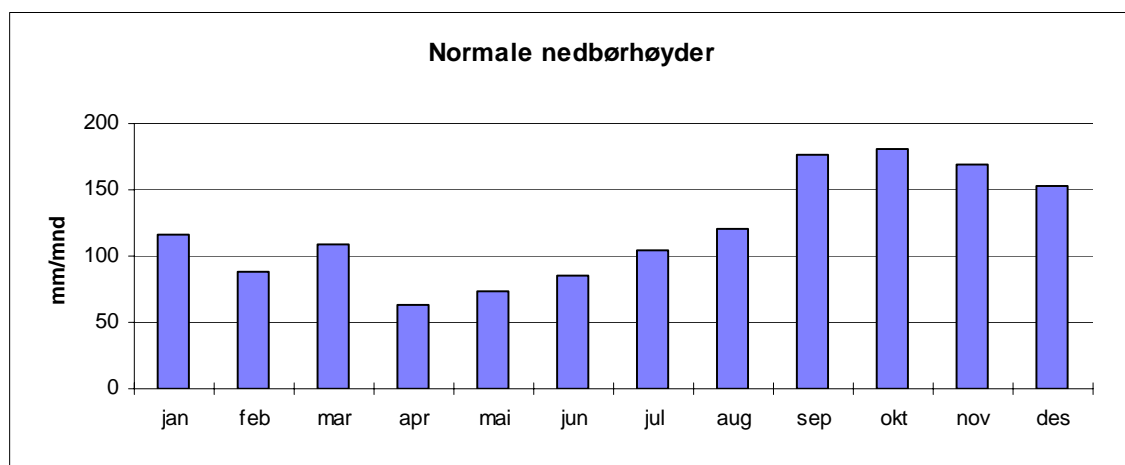


Figur 1. Årdalsvassdraget med rest-nedbørfelt etter vassdragsreguleringer. Grense for lakseførende strekning er indikert (se tegnforklaring).

3.2. Hydrologi

3.2.1. Nedbør og spesifikk avrenning

Vassdraget mottar store mengde nedbør, og det er vanlig med årlige nedbørhøyder på over 2500 mm. Den mest nedbørrike perioden er vanligvis fra september til desember, mens det ofte er tørrest i april-mai (DNMI 1995, figur 2). Den spesifikke avrenningen varierer i gjennomsnitt fra 50 l/s/km² nede ved fjorden til nær 90 l/s/km² ved de høyeste toppene. Store deler av nedbørfeltet er relativt høytliggende, og midlere avrenning for hele vassdraget ligger rundt 75 l/s/km² (NVE 1994).



Figur 2. Normale månedlige nedbørhøyder 1961-1991 ved meteorologisk stasjon Fister (DNMI 1995).

3.2.2. Reguleringer

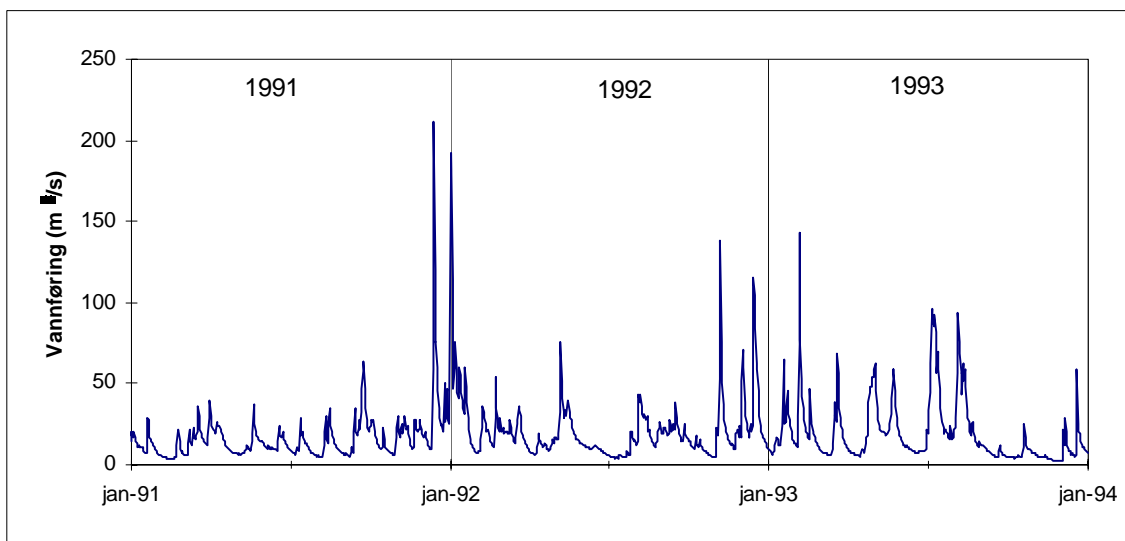
Avrenningen fra omlag 60 % (313 km²) av det naturlige nedbørfeltet er ført bort til kraftverk utenfor selve Årdalsvassdraget. Vannet fra Nilsebuvatnet og Lyngsvatnet med omkringliggende nedbørfelt på tilsammen 215 km², samt omlag 20 km² fra øvre deler av nedslagsfeltet til Øvre Tysdalsvatn, er ført til Lysebotn kraftverk. Utbyggingen til Lyse Kraft begynte i 1952 og økte gradvis fram til 1981. Breiavamagasinet har et volum på 16 mill. m³, og får tilsig fra et 178 km² stort område. I tillegg har Statkraft regulert bort 78 km² av de nordligste delene av Årdalsvassdraget til Blåsjømagasinet i forbindelse med Ulla-Førre utbyggingen. Dette gjelder områdene rundt Krymlevatn og øvre del av det naturlige nedslagsfeltet til Øvre Tysdalsvatn.

I perioden 1980-1993 ble det registrert overløp ved demningen i Breiava i 4 av årene (P.V. Halsnes, pers. medd.). Overløpet kan utgjøre en betydelig del av vannføringen i Årdalselva ved utløpet. I 1983 var flomtapet f.eks. i et enkeltdøgn oppe i 180 m³/s. I

Lyngsvatnet er det sjelden overløp, og det er ikke registrert flomtap på mer enn 10-11 m³/s. I 1989 var det overløp fra Breiava i 1 mnd., i 1990 3-4 mnd. fra både Breiava og Lyngsvatnet og i 1993 ble det registrert overløp fra Breiava i 1,5 mnd. og 2 mnd. fra Lyngsvatnet. 1993 blir av kraftselskapet betraktet som et gjennomsnitt-år (P.V. Halsnes, pers. medd.). Da rant det hhv. 100 og 40 mill. m³ vann over demningene ved Breiava og Lyngsvatnet. Maks- og middelvannføring i overløpsperioden ved Breiava var hhv. 76 og 30 m³/s, mens den fra Lyngsvatnet var hhv. 14 og 7 m³/s. Overløpene fra de to reguleringsmagasinene var begrenset til perioden juni-august.

3.2.3. Vannføringsmønster over året

NVE har en målestasjon for vannføring på Tveit, omlag 2 km nedenfor samløpet mellom Storåna og elva Bjørg. Nedbørfeltet til Bjørg utgjør i dag ca 43 % av det gjenværende nedbørfeltet i Årdalsvassdraget. I perioden 1991-1993 ble det registrert vannføringsvariasjoner fra 2,1 til 211 m³/s (figur 3). Vannføringen lå vanligvis mellom 20-50 m³/s, men det ble registrert flere flommer omkring 100 m³/s midt på vinteren og utover våren i 1993. Middelvannføringen i perioden 1991-1993 var 19,3 m³/s. Det foreligger ikke krav til regulantene om minstevannføring i Årdalsvassdraget.



Figur 3. Døgnmiddelvannføring ved Tveit i Årdalselva 1991-1993 (NVE 1995)

3.3. Vannkvalitet og fiskestatus

3.3.1. Vannkvalitetstilstand i ulike deler av vassdraget

Vannkvaliteten i utløpet av Årdalsvassdraget er overvåket jevnlig siden 1972, først av Fiskeforskningen (1972-1980) og siden 1980 av NIVA/SFT. Våren og høsten 1994 tok NIVA vannprøver i vassdraget som et ledd i en større undersøkelse av vestlandsvassdrag.

Det ble da, i tillegg til den ordinære prøvetakingsstasjonen ved utløpet i Årdal, tatt vannprøver ved utløpet av Øvre Tysdalsvatn, i Lyngsåna og i Storåna ved Nes (tabell 1, figur 4).

Tabell 1. Vannkjemiske forhold i Årdalsvassdraget - vår og høst 1994. Middelerverdier og standardavvik. Antall vannprøver = 5 ved hver stasjon.

Stasjon	pH	Alk ¹ mmol/l	Ca mg/l	Reaktivt Al, µg/l	Labilt Al ² µg/l	TOC mg/l	ANC ³ µekv/l
Lyngsåna	5,57±0,23	0,033±0,005	0,54±0,11	44±10	21±10	1,0±0,2	10±6
Storåna, Nes	5,97±0,18	0,042±0,006	0,79±0,11	30±6	9±5	0,9±0,2	24±8
Ø.Tysdalsvatn	5,92±0,06	0,039±0,002	0,90±0,02	21±8	9±1	0,8±0,1	23±9
Storåna, Årdal	5,82±0,15	0,033±0,005	0,77±0,06	35±16	10±1	1,2±0,5	23±5

Kalsiumkonsentrasjonene i Årdalsvassdraget var relativt lave, og varierte mellom 0,5 og 1,0 mg/l. Den lave alkaliteten, rundt 0,03-0,05 mmol/l, gir dårlig bufferkapasitet mot sure episoder. pH-verdien i hovedvassdraget var, til tross for dårlige bufferegenskaper, relativt god med middelerverdier i underkant av 6,0. Lyngsåna var den sureste av prøvetakingsstasjonene, med pH ned mot 5,2 i mai 1994 (figur 4). De høyeste målte verdier av reaktivt og labilt aluminium i denne vassdragsgrenen var hhv. 55 og 25 µg/l. Dette er forholdsvis lave verdier sammenlignet med forsuredde vassdrag på Sørlandet, men nyere kunnskap om vannkvalitetskrav hos laks viser at selv disse konsentrasjonene kan påvirke sjøvannstoleransen hos laks og dermed gi muligheter for redusert tilbakevandring i vassdraget (Kroglund *et al.* 1994).

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 alkaliteten.

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 (LAl) har vist seg å være den mest giftige for fisk. 50 µg LAl/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 LAl mellom 15 og 25 µg/l kan være kritisk ved pH under 6,0 (Kroglund *et al.* 1994, Staurnes *et al.* 1995).

³ ANC (Acid neutralizing capacity) er differansen mellom positivt og negativt ladde hovedioner 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 µekv/L å sikre en naturlig reproduksjon (Lien *et al.* 1989, Henriksen *et al.* 1990).

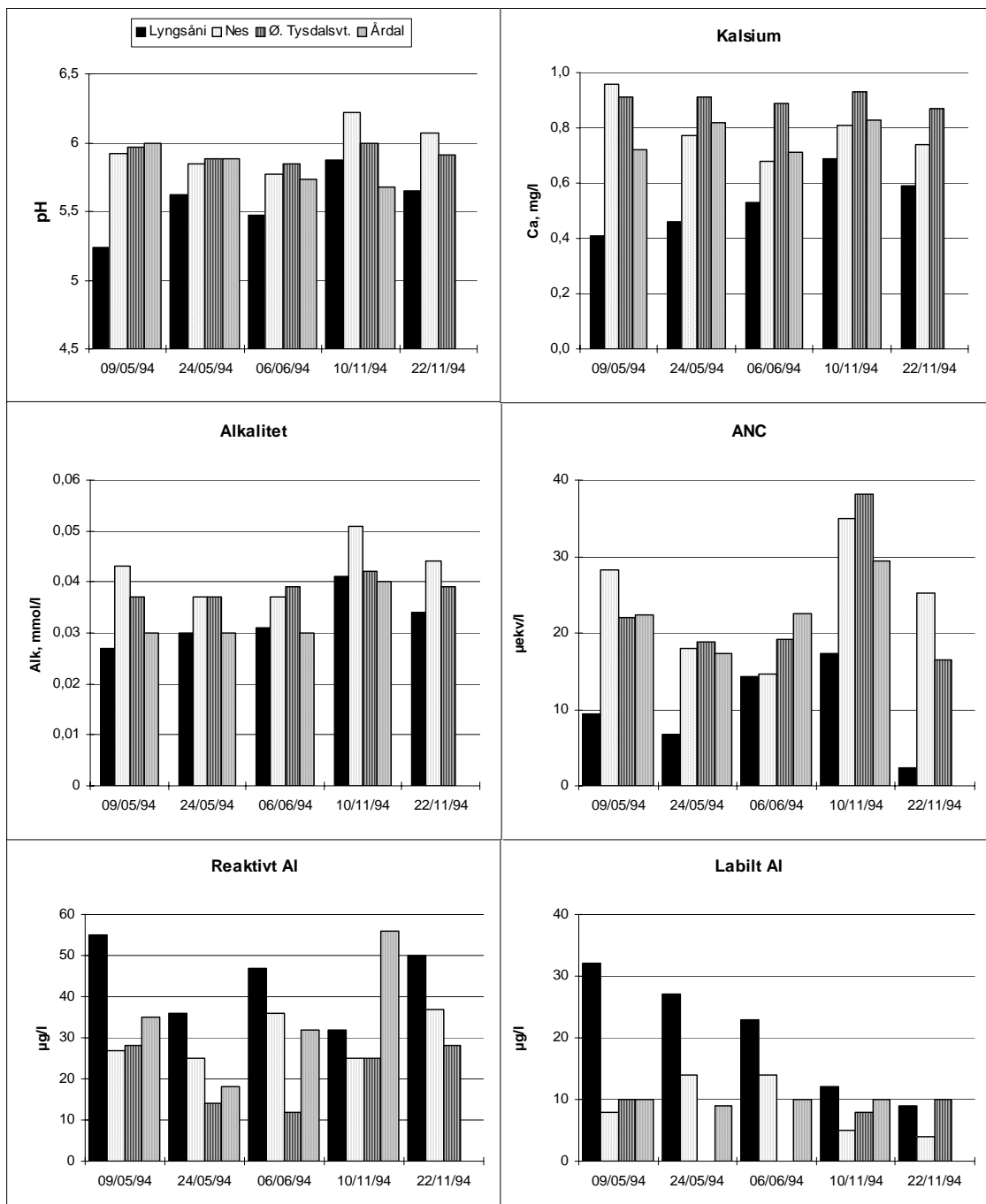
Elvevannet inneholdt lite organisk stoff med konsentrasjoner av TOC i området 0,7-1,2 mg/l (figur 4). Dette kan ha påvirket aluminiumskjemien ved at en relativ stor andel av aluminiumet forelå på en uorganisk, labil form som er giftig for vannlevende organismer. I Lyngsåna bestod nær halvparten av det målte aluminiumet av den labile formen.

I 1994 ble det målt en syrenøytraliserende kapasitet (ANC) på 7-38 $\mu\text{ekv/l}$ (figur 4). Vannkvaliteten varierte dermed fra å være potensielt skadelig for innlandsfisk til ikke å representere fare for en naturlig reproduksjon (Lien *et al.* 1989, Henriksen *et al.* 1990). Det er foreløpig ikke utarbeidet tålegrenser for anadrom fisk basert på ANC-begrepet.

Vannkjemien ved de fire ulike stasjonene i vassdraget ser ut til å være noenlunde lik i perioder med høy vannføring våren og høsten 1994. Lyngsåna skiller seg ut som den sureste av lokalitetene med en middel-pH på 5,57, midlere kalsiumkonsentrasjon på 0,54 mg/l og ANC på 10 $\mu\text{ekv/l}$. Middelkonsentrasjonen av hhv. reaktivt og labilt aluminium i Lyngsåna var 45 og 20 $\mu\text{g/l}$ (tabell 1).

Vannkvaliteten i elva nedenfor utløpet av Øvre Tysdalsvatn varierte minst som følge av den stabiliserende effekten innsjøen har på elvekjemien. Målinger fra Bjørg i juni og juli 1990 viste en stabil og relativ god vannkvalitet med pH-verdier omkring 6,0 og kalsiumkonsentrasjoner i området 0,7-0,9 mg/l (Nordland 1991). Konsentrasjonen av labilt aluminium lå hele tiden under 15 $\mu\text{g Lal/l}$. I Tussa, som renner inn i øvre del av Øvre Tysdalsvatn, ble det i perioden desember 1993 - november 1994 registrert pH-verdier mellom 5,43 og 6,45 (middel 6,15) i 9 prøver (Blakar 1995). Den laveste pH-verdien ble registrert i mars 1994. Ellers i året var vannkvaliteten forholdsvis god.

Blakar (1995) har i perioden 1993-1994 undersøkt vannkvaliteten på en rekke stasjoner i vassdraget, både i hovedelva, sidebekker og i innsjøer. I tillegg er det siden 1982 lagt ned en betydelig lokal innsats med å jevnlig registrere vannkvaliteten (særlig pH) i ulike deler av vassdraget. Alle disse dataene danner et viktig bakgrunnsmateriale ved vurdering av kalkbehov i vassdraget.

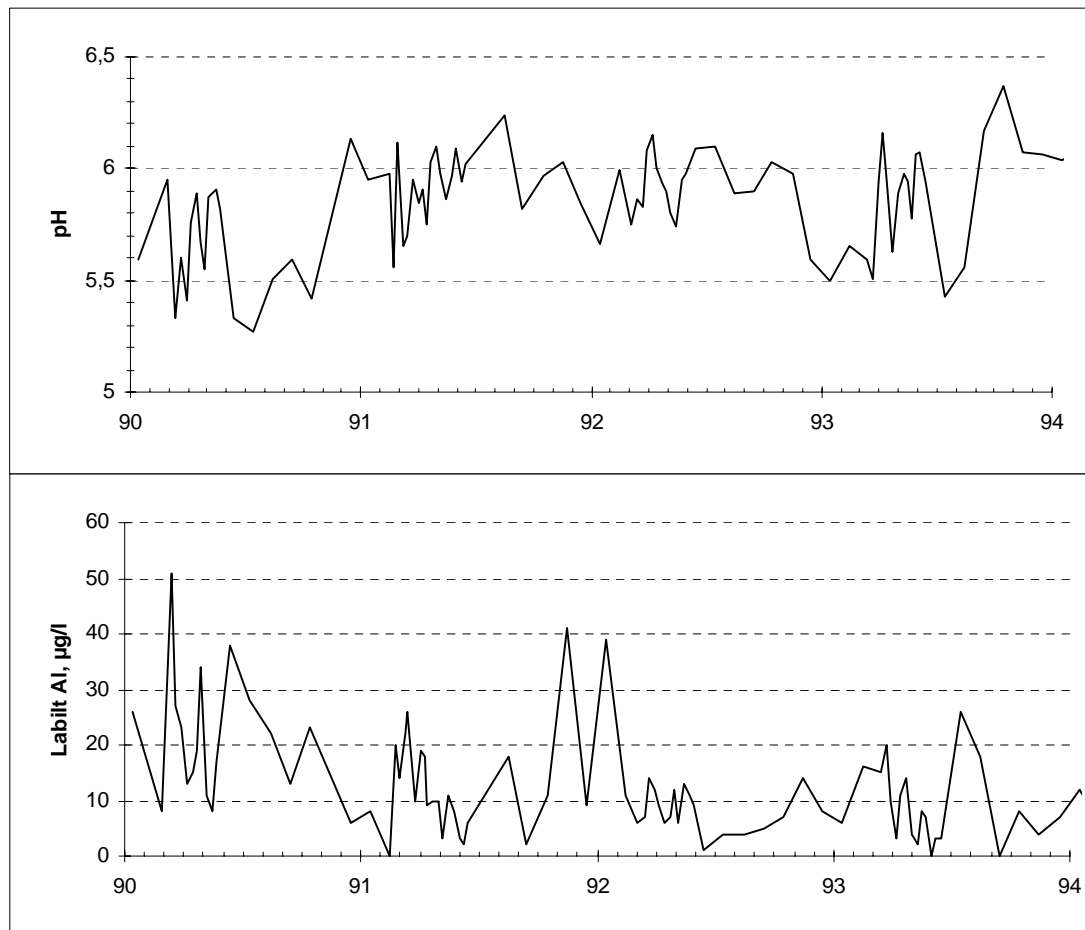


Figur 4. Vannkvalitet i ulike deler av Årdalsvassdraget vår og høst 1994.

3.3.2. Variasjoner over året

På SFTs overvåkingsstasjon i den nedre delen av vassdraget ble det i perioden 1990-1994 tatt prøver annenhver uke. Som det framgår av figur 5 varierte pH i hovedsak i området 5,5-6,0. I 1990 ble det imidlertid registrert flere tilfeller med pH ned mot 5,3, noe som hadde sammenheng med forholdsvis store overløp fra Breiava- og Lyngsvatn-magasinene. I perioder med lav vannføring kan pH i visse tilfeller gå opp mot 6,2-6,3 i de nedre delene av elva.

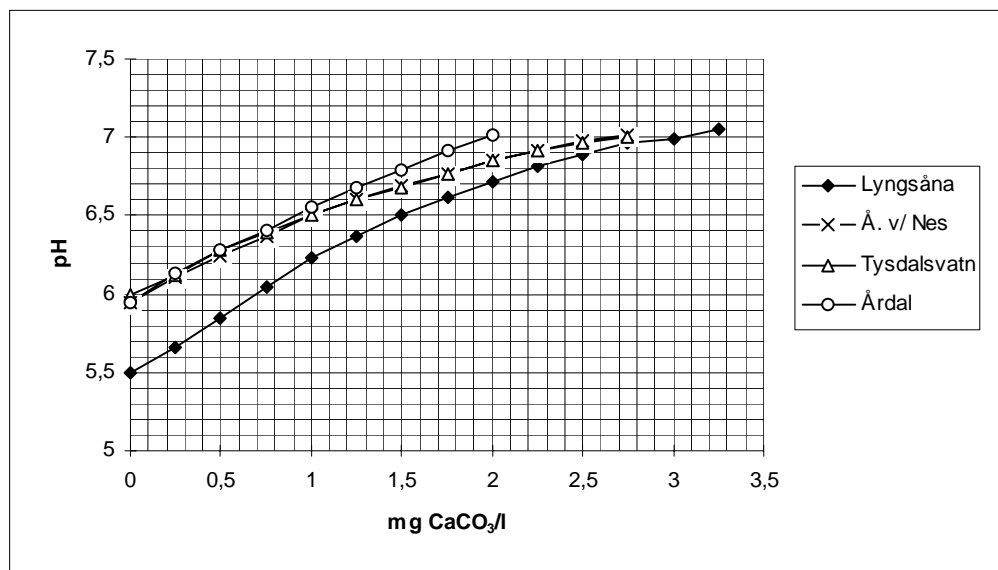
Det ser ikke ut til å være noe tydelig mønster i endringene i vannkvaliteten over året. Labilt aluminium kan se ut til å være høyest under snøsmeltingen fra februar til juni. Vinteren 1991/1992 var det spesielt høy vannføring i desember-januar (figur 3), noe som viser seg i økning av Al-konsentrasjonen (figur 5). Fra de vannkjemiske målingene som ble foretatt i 1993 og 1994, var det bare stasjonen i Lyngsåna som klart skilte seg ut med lave pH-verdier og høye konsentrasjoner av labilt Al om våren (figur 4).



Figur 5. pH og labilt aluminium (Al) målt annenhver uke i perioden 1990-1994 ved overvåkingsstasjonen i Årdalselva (SFT 1994).

3.3.3. Titreringskurver

Det er innhentet vannprøver for titreringsanalyse i Årdalselva i februar 1995. Analysemetoden er nærmere omtalt i vedlegg 6.5. Titreringskurvene (figur 6) 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 ved ulike stasjoner i Årdalsvassdraget 22. februar 1995.

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

pH-mål	CaCO ₃ -behov (mg/l)				
	Lyngsåna	Nes	Ullestad	Lyngså/Nes ¹	Lyngså/Nes ²
6,2	1,0	0,5	1,0	0,8	1,0
6,5	1,5	1,0	1,5	1,3	1,5

1) Veid middel, uten overløp

2) Veid middel, inkludert overløp 1993 som et "typisk overløpsår" (P.V. Halsnes, pers. medd.)

3.3.4. Fiskestatus

Lakseførende strekning går til Djupingsfossen like over Nes i hovedvassdraget, samt 1 km ovenfor Øvre Tysdalsvatn opp i elva Tussa, tilsammen en strekning på 15 km. Vassdraget har vært blant de beste lakse- og sjøaurevassdragene i Rogaland. I 1993 ble det ifølge fangststatistikken tatt opp nesten 2400 kg laks og 290 kg sjøaure. Elva ble i en periode fram til omlag 1990 leid ut til privat fiske. I denne tiden var det trolig et forholdsvis lavt fangsttrykk (O. Vermedal, pers. medd.), noe som trolig gjør fangststatistikken for denne perioden lite representativ for den virkelige bestandsutviklingen i vassdraget.

Universitetet i Oslo (Lillehammer *et al.* 1990) har registrert tettheter av lakse- og aureunger i 1989 og 1990. Fjellheim (1994) har vurdert fisket på basis av en ferskvanns-økologisk befarings i vassdraget, og elektrofiske i forbindelse med denne undersøkelsen viste gode tettheter av laks, men svært lave tettheter av aure. Laks 0⁺ hadde en total tetthet på 34 ind./100 m² og laks >0⁺ en tetthet på 25 ind./100 m². Det var under befaringsen spesielt store tettheter av laks ved Kalltveit, omlag 2 km ovenfor innløpet av Ullestadåna. En kartlegging av gyte- og oppvekstmulighetene langs hele den lakseførende strekningen (Gravem *et al.* 1994) konkluderte med at det var gode forhold for laks og sjøaure en rekke steder oppover vassdraget.

Siden store deler av nedbørfeltet ligger høyt over havet, kommer vårflommen og dermed sure perioder forholdsvis seint på forsommeren. Laks og sjøaure har ofte begynt å gå opp i elva i de sureste periodene. Store mengder smeltevann og overløp fra reguleringsmagasinene forklarer at voksen fisk ble funnet død i elva i juni 1990. Vannprøvene fra perioden med fiskedød i 1990 viser høye konsentrasjoner av labilt aluminium (50-70 µg LAI/l), lave kalsiumkonsentrasjoner (0,25-0,55 mg/l) og pH-verdier i intervallet 5,1-5,7 (Nordland 1991).

Sommeren 1990 så det ut til at et overløp på inntil 20-30 m³/s kunne tolereres uten at vannkvaliteten i nedre del av elva ble for dårlig. I øvre del av elva kan selv et lite overløp føre til kritisk vannkvalitet for laks (Nordland 1991). Det er satt ut fisk i vassdraget siden 1950-tallet. Lyse Kraft har sammen med Statkraft et årlig utsetningspålegg på 11500 smolt. Siden det fortsatt finnes stedegen laks i vassdraget, satses det nå mer på biotopforbedrende tiltak fremfor utsettinger.

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.

Problembeskrivelse

Av de to hovedgrenene i Årdalsvassdraget er det Nes-greina (104 km²) som er den sureste. Vannkvaliteten her kan gå ned i 5,0 i perioder med store overløp fra reguleringsmagasinene Breiavatn og Lyngsvatn. Avløpet fra det uregulerte Sandvatnet forgrener seg til både til Lyngsåna og Ullestadåna. Fordelingen av vannføringen i de to sidegrenene er noe usikker, men i en tidligere rapport (Gravem *et al.* 1994) er det antatt et 1/1-forhold. Tilsiget fra Ullestadåna renner inn i hovedelva like ovenfor Tveit og er et av de sureste tilløpene til Årdalselva (Blakar 1995).

Den andre hovedgreina i vassdraget, Bjørg (88 km²) er forholdsvis lite påvirket av forsuring (middel-pH 6,0) og vannkvaliteten er dessuten relativt stabil pga. den store magasineringkapasiteten i Øvre Tysdalsvatn. Vannkvaliteten i Øvre Tysdalsvatn er sannsynligvis god nok for fiskebestandene i innsjøen. Selv om middel-pH i Bjørg ligger noe under pH-målet for den lakseførende strekningen (figur 4 og avsn. 4.1), vil sidevassdraget i liten grad bidra med giftig aluminium til hovedelva (figur 4). Det anses

derfor ikke som nødvendig å kalke dette sidevassdraget, selv om pH vil kunne synke noen tideler på strekningen nedenfor Tveit.

I Tussa, innenfor Øvre Tysdalsvatn kan vannkvaliteten være noe mer variabel enn i Bjørg (se avsnitt 3.3.1). Tussa vil imidlertid ikke kunne kalkes med doserer pga. manglende veiforbindelse. Kalking av Tengesdalsvatn like ovenfor den lakseførende strekningen i Tussa anses som utilstrekkelig for å sikre stabil vannkvalitet i elva i den kritiske snøsmeltingsperioden. Dette skyldes at surt smeltevann vil legge seg oppunder isen i kalkede innsjøer om vinteren og våren. Av hensyn til det ovenstående anses Tussa som lite egnet for kalking.

Kalking med doserer krever veiforbindelse, og i dag går det vei langs Ullestadåna og langs Storåna opp til Nes. Laksen kan gå ytterligere 0,5-1,5 km opp i Storåna, avhengig av vannføring. Det vil med andre ord ikke kunne kalkes på hele den lakseførende strekningen, med mindre det bygges ny vei innover i dalen, eller det bygges et anlegg som kan pumpe kalkslurry et stykke oppover i elva. Begge alternativene vil imidlertid bety høye kostnader sammenlignet med en plassering ved enden av den eksisterende bilveien. Utbyggingskostnader for vei kan anslås til ca. kr. 1000,- pr. meter, mens pumping av kalkslurry 1 km oppover i elva kan medføre ekstrakostnader på anslagsvis kr. 250.000,- eks. mva. (Ståle Ellingsen, Miljøkalk, pers.medd.).

Innsjøkalking ovenfor Nes anses ikke å kunne gi stabil nok vannkvalitet på den øvre lakseførende strekningen, i og med at overløp fra Breiavad i løpet av kort tid vil kunne fortenne det kalkede vannet i innsjøene betydelig. Mulighetene for overløp gjør det vanskelig på forhånd å beregne nødvendig kalkmengde i innsjøene og varigheten av tiltakene.

På grunn av at de viktigste vassdragsgrenene kan nås via bilveg og kan kalkes med doserer, er terrengkalking ikke ansett som noe realistisk alternativ i Årdalsvassdraget på grunn av de relativt høye kostnadene dette vil medføre (se vedlegg 6.4). Generelt vil terrengkalking være mest egnet i avsidesliggende områder hvor dosererkalking ikke er mulig og innsjøkalking ikke er aktuelt pga. kort oppholdstid. Det viktigste fortrinnet med terrengkalking er at giftig aluminium i stor grad kan holdes tilbake i nedbørfeltene og at vannkvaliteten kan holdes stabil hele året. En reduserer dermed faren for f.eks. giftige blandsoner som kan medføre fiskeskader i områder hvor vann med ulik aluminiumskonsentrasjon møtes (Rosseland og Hindar 1991, Rosseland *et al.* 1992, vedlegg 6.1, 6.4).

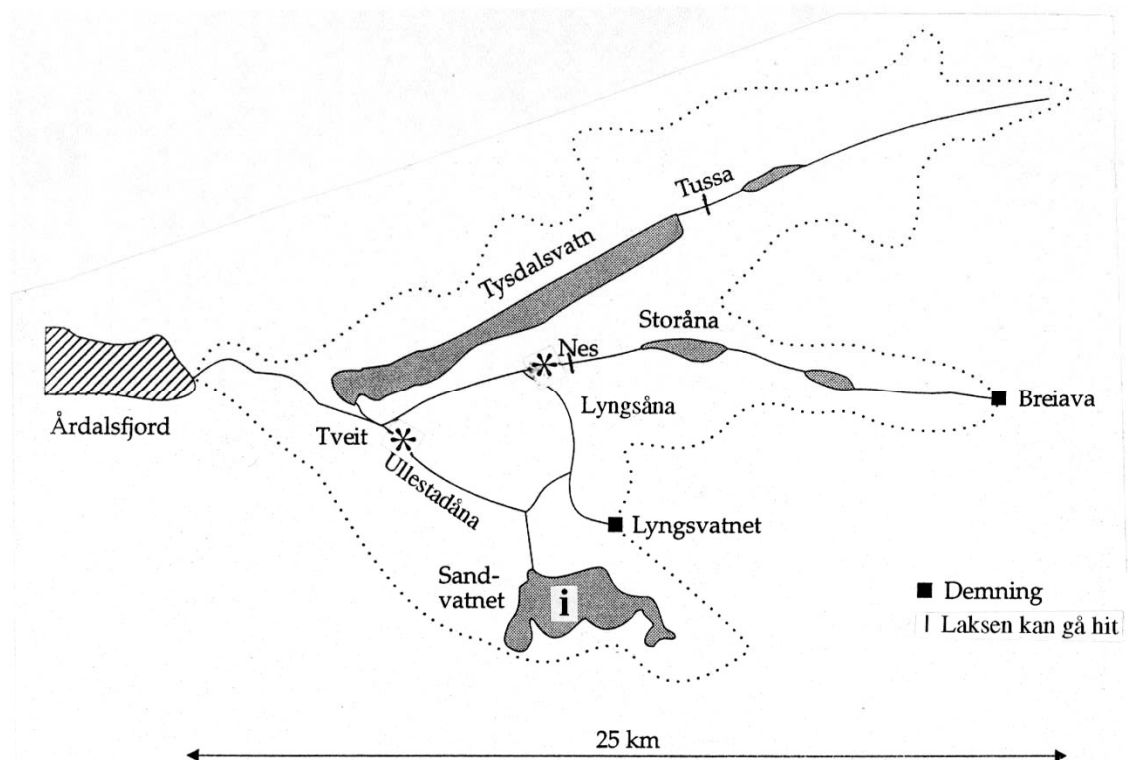
Kalkingsalternativer

Det er i det følgende utredet to forskjellige kalkingsalternativer for Årdalsvassdraget:

- I. Doserer ved Nes og i Ullestadåna, kalking av Sandvatn (figur 7)
- II. Doserer ved Nes, kalking av Sandvatn

Alternativ I innebærer kalking av Årdalsvassdraget ved hjelp av to doserere (Nes og Ullestadåna), samt kalking av Sandvatn. Ved å benytte to doserere kan en redusere kalkdosene ved Nes noe, samtidig som anlegget i Ullestadåna tar hensyn til lokalhydrologiske forhold i den midtre og nedre delen av vassdraget. Fordelen med å plassere det nederste anlegget i Ullestadåna framfor en plassering i hovedelva f.eks. ved Tveit, er at en oppnår god oppløsning av kalken og dessuten kan redusere konsentrasjonen av giftig, labilt aluminium før vannet kommer ut i hovedelva. Plassering av et anlegg midt i den lakseførende strekningen av elva vil kunne by på mulige ulemper med partikkeltransport og kalksedimentering lokalt nedenfor anlegget.

Sandvatn øverst i Ullestadåna/Lyngsåna foreslås kalket ved begge kalkingsalternativene (I-II), dels for å bedre vannkvaliteten i de to nevnte sidegrenene, men også for å legge forholdene tilrette for fiske i Sandvatn. Det presiseres at kalking av Sandvatn ikke vil medføre fullstendig kalking av hverken Ullestadåna eller Lyngsåna. Kalkingen av Sandvatn vil pga. islegging om vinteren ikke kunne gi stabil vannkvalitet i utløpet hele året. Som en ekstra sikkerhetsmargin er avløpet fra Sandvatn derfor inkludert i kalkberegningene for doseringsanleggene. Den vannkjemiske oppfølgingen etter at kalking er igangsatt vil vise om kalkdosene i anleggene evt. bør justeres.



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

Alternativ II innebærer kalking av vassdraget kun ved hjelp av én doserer plassert ved Nes, samt ved innsjøkalking i Sandvatn. Et anlegg ved Nes kan teoretisk avsyre hele Årdalsvassdraget, men pga. av at anlegget blir liggende relativt høyt i vassdraget vil det være nødvendig med en forholdsvis stor overdosering av kalk. Dette kan føre til partikkeltransport og tidvis nedslamming med kalk i det nærmeste terskelbassenget ved Nes. I tillegg til dette vil alternativet ikke kunne ta hensyn til lokallhydrologiske forhold i de midtre og nedre delene av vassdraget. Tilsig fra f.eks. sidevassdraget Ullestadåna vil forbli ukalket og være en kilde for transport av giftig labilt aluminium ut i den lakseførende strekningen.

Av hensyn til det ovenstående anbefales alternativ I ved kalking av Årdalsvassdraget.

4.3. Kalkmengder og kostnader ved alternativ I.

Dette alternativet innebærer kalking av Årdalselva ved hjelp av én doserer ved Nes og én doserer i Ullestadåna. I tillegg foreslås kalking av Sandvatn. Alternativ I anbefales ved kalking av Årdalselva (avsn. 4.2).

4.3.1. Kalking med doserer

Plassering av doseringsanlegg, styringsprinsipp

Det øverste kalkdoseringsanlegget foreslås plassert ved Nes bru, ca 200-300 ovenfor samløpet med Lyngsåna. Det vil ikke være nødvendig å bygge ekstra vei eller snuplass fram til lokaliteten. Strøm og telefon er også tilgjengelig like ved.

For å kunne ta hensyn til eventuelle variasjoner i vannføringsmønsteret mellom hovedelva og Lyngsåna (f.eks. ved overløp) foreslås anlegget styrt etter vannføringen nedstrøms samløpet mellom de to greinene. Dette kan gjøres ved å etablere en vannføringsensor i det aktuelle området 200-300 nedenfor dosereren med direkte signaloverføring til anleggets utdoseringsenhet. Plassering av doserere helt oppe ved utløpet av hhv. Breiavad og Lyngsvatn for å avsyre eventuelle overløp anses som lite tilfredsstillende i og med at anleggene kun vil dosere kalk i overløpsperiodene.

Perioder med flom og overløp fra reguleringsmagasinene kan føre til svært variabel surhetsgrad i elva. For å ta hensyn til dette i kalkingssammenheng ville det være mest ideelt med et kombinert vannføringsstyrt og pH-styrt anlegg. pH-styring vil imidlertid fordyre anlegget både i innkjøp og i drift. Det foreslås foreløpig et elektrisk vannføringsstyrt anlegg ved Nes, men det anbefales samtidig at det satses på et anlegg som eventuelt senere kan bygges ut med pH-styring. Oppfølgingsundersøkelser i vassdraget etter kalking vil senere kunne gi svar på om det er behov for dette.

Den nederste dosereren plasseres i nedre del av Ullestadåna isteden for i hovedelva. Dette vil være gunstig med tanke på å avlaste hovedelva mht. kalkpartikler og giftig,

labilt aluminium. Anlegget i Ullestadåna foreslås plassert ved fylkesveien forbi Ullestad, eller trukket 100-200 meter oppover langs elva. Det foreslås et forholdsvis enkelt, vannføringsstyrt kalkdoseringsanlegg. Dersom det velges et mekanisk anlegg, bør dette i stor utstrekning kunne utføre de samme funksjonene som et elektrisk drevet anlegg. 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.

Kalkbehov og kostnader

Dosereren ved Nes dimensjoneres for å avsyre all tilrenning ned til innløpet av Ullestadåna (72 km²), samt eventuelt overløp fra Breiavatn og Lyngsvatn. Gjennomsnittlig avsyringsbehov for dette feltet er satt til 1,5 g CaCO₃/m³ i smoltifiseringsperioden og 1,0 g CaCO₃/m³ ellers i året (tabell 2). Med disse kalkdosene, samt normal avrenning i området (NVE 1994) er det beregnet et årlig kalkforbruk på 590 tonn i dosereren ved Nes (tabell 3). Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 20 ganger middelvannføringen (ca 110 m³/s), og i tillegg dimensjonerer anlegget for et overløp på inntil 100 m³/s fra reguleringsmagasinene, bør anlegget ha en doseringskapasitet på 1,8 tonn/time eller 40 tonn/døgn. Med denne kapasiteten vil det være praktisk med lagervolum i anlegget på omlag 80 tonn. Engangsutgiftene til innkjøp og etablering av doseringsutstyr vil kunne beløpe seg til omlag 0,9 mill. kr. (tabell 4). De årlige utgiftene til innkjøp av kalk og drift/service av doseringsanleggene vil gjennomsnittlig utgjøre omkring kr. 460.000,-

Anlegget i Ullestadåna skal foruten å avsyre vannføringen i denne bekken (32 km²), også kalke med hensyn på et mindre lokalfelt (13 km²). Avsyringsbehovet for hele området er beregnet til 1,5 g CaCO₃/m³ i smoltifiseringsperioden og 1,0 g CaCO₃/m³ ellers i året. Med disse kalkdosene, samt normal avrenning i området (NVE 1994) er det beregnet et årlig kalkforbruk på omlag 190 tonn i dosereren i Ullestadåna (tabell 3). Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 20 ganger middelvannføringen, bør anlegget ha en doseringskapasitet på 0,6 tonn/time eller 15 tonn/døgn. Med denne kapasiteten vil det være praktisk med lagervolum i anlegget på omlag 30-40 tonn. Engangsutgiftene til innkjøp og etablering av doseringsutstyr vil kunne beløpe seg til omlag 0,6 mill. kr. (tabell 4). De årlige utgiftene til innkjøp av kalk og drift/service av doseringsanleggene vil gjennomsnittlig utgjøre omlag kr. 220.000,-

Samlede investerings- og driftsutgifter (inkl. kalk) for de to anleggene er dermed anslått til hhv. 1,5 og 0,7 mill. kr (tabell 4).

Tabell 3. Alternativ I. Kalkbehov i doseringsanleggene ved Nes og i Ullestadåna.

	Nes	Ullestadå	Kommentar
Vannmengde (mill. m ³ /år)	314*	102	(NVE 1994)
Årlig kalkbehov (tonn kalksteinsmel)	590	190	(se avsn. 3.3.3 og 6.5.3)
Kalkdose ved anlegg (g kalk/m ³)	2,5 / 1,7**	2,4 / 1,6	(smolt.periode / ellers i året)
Maks. doseringskap. (tonn/time)	1,8	0,6	(antatt 20 x middelvannføring)
Lagerkap. silo i ett døgn (tonn)	40	15	+ overløp)

* Inkludert et antatt gjennomsnittlig årlig overløp fra reguleringsmagasinene på 140 mill m³ (P.V. Halsnes, pers.medd.).

** Målt etter samløp med Lyngsåna

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

Utgiftspost	Nes	Ullestadå	Sum	Kommentar
Doseringsanlegg, innkjøp	800	500	1300	80, 30-40 tonns anlegg
Vegframføring				1000 kr/m
Strømtilførsel				100 kr/m
Telefon				100 kr/m
Fundamentering	100	100	200	anslag
Investeringer, 1. år	900	600	1500	
Kalk	355	115	470	Kalkpris (700 kr/tonn)
Serviceavtale etc.	100	100	200	anslag
Årlige driftskostnader	455	215	670	

4.3.2 Innsjøkalking

Beregningene av kalkbehov i Sandvatn er basert på titreringskurvene for Ullestadåna og Lyngsåna, som antyder et kalkbehov på 1,5 mg CaCO₃/l for å oppnå pH 6,5 (avsn. 3.3.3). Ved kalking av Sandvatn er det antatt en kalktype som inneholder 90% CaCO₃ og som har en momentanoppløsning på inntil 70%. Innsjøen er ennå ikke loddet opp, men basert på et antatt middeldyp på 15 meter (E. Enge, Fylkesm. i Rogaland, pers.medd.) er det beregnet et kalkbehov på 350 tonn det første året (tabell 5). Dette inkluderer både oppkalking av innsjøens vannmasser og avsyring av ett års tilrenning. Med en antatt kalkpris på kr. 600 pr. tonn (båtkalking), innebærer tiltaket en kostnad på omkring kr. 210.000,- det første året. Ved senere års vedlikeholdskalking (kun avsyring av tilrenning) vil det være behov for omkring 125 tonn kalk til en kostnad av omlag kr. 75.000,-.

Tabell 5. Grunnlagsdata, kalkbehov og kostnader for kalking av Sandvatn.

Parameter		
Innsjøareal	6,3	km ²
Innsjøvolum (ant. mid.dyp 15 m)	94,5	mill m ³
Nedbørfelt, areal	20,8	km ²
Tilsig	53	mill m ³ /år
Teoretisk oppholdstid	1,78	år
Kalkbehov, stående vannmasser	225	tonn/år
Kalkbehov, 1 års tilrenning	125	tonn/år
Kalkpris, båtkalking	600	kr/tonn
Kostnad, 1. år	210.000	kr
Kostnad, år 2, 3 osv.	75.000	kr

4.3.3. Samlet kalkbehov og kostnader for innsjøkalking og kalking med doserer.

Kalking av Årdalsvassdraget etter det anbefalte alternativ I vil innebære en anslått investeringskostnad på 1,65 mill. kr. Dette inkluderer innkjøp og oppføring av doseringsanlegg, samt oppkalkingen av Sandvatn det første året.

Det årlige kalkbehovet for Årdalsvassdraget vil, inkludert dosereralking og innsjøkalking, ligge på omlag 900 tonn ved normal avrenning. De årlige utgiftene til kalk, kalkspredning og serviceavtaler på doseringsanleggene er anslått til omlag 0,75 mill. kr.

4.4. Kalkmengder og kostnader ved alternativ II.

Dette alternativet innebærer kalking av Årdalselva ved hjelp av kun én doserer plassert ved Nes, samt innsjøkalking i Sandvatn.

4.4.1. Kalking med doserer

Plassering av doseringsanlegg, styringsprinsipp

Anlegget ved Nes plasseres og styres som beskrevet i avsnitt 4.3.1.

Kalkbehov og kostnader

Anlegget ved Nes skal ved alternativ II avsyre tilrenningen fra et nedbørfelt på 117 km², dvs. hele det uregulerte feltet med unntak av Øvre Tysdalsvatn (88 km²). I tillegg til dette skal anlegget avsyre eventuelle overløp fra Breiavatn og Lyngsvatn. Basert på

titreringskurvene i avsnitt 3.3.3 er det foreslått et gjennomsnittlig avsyringsbehov ved Nes på 1,5 g CaCO₃/m³ i smoltifiseringsperioden og 1,0 CaCO₃/m³ ellers i året.

Med de kalkdosene som er nevnt ovenfor, samt normal avrenning i området (NVE 1994) er det beregnet et årlig kalkforbruk på 780 tonn under alternativ II (tabell 6). Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 20 ganger middelvannføringen (ca 175 m³/s), og i tillegg dimensjonerer anlegget for et overløp på inntil 100 m³/s fra reguleringsmagasinene, bør anlegget ha en doseringskapasitet på 2,4 tonn/time eller 55 tonn/døgn. Med denne kapasiteten vil det være praktisk med lagervolum i anlegget på omlag 80-100 tonn. Engangsutgiftene til innkjøp og fundamentering av doseringsutstyr vil kunne beløpe seg til omlag 1,0 mill. kr. (tabell 7). De årlige utgiftene til innkjøp av kalk og drift/service av doseringsanleggene vil gjennomsnittlig utgjøre i underkant av 0,6 mill. kr.

Tabell 6. Alternativ II. Kalkbehov i doseringsanlegget ved Nes.

	Nes	Kommentar
Vannmengde (mill. m ³ /år)	416*	(NVE 1994)
Årlig kalkbehov (tonn kalksteinsmel)	780	(se avsn. 3.3.3 og 6.5.3)
Kalkdose ved anlegg (g kalk/m ³)	3,4 / 2,2**	(smolt.periode / ellers i året)
Maks. doseringskap. (tonn/time)	2,4	(antatt 20 x middelvannføring + overløp)
Lagerkap. silo i ett døgn (tonn)	55	

* Inkludert et antatt gjennomsnittlig årlig overløp fra reguleringsmagasinene på 140 mill m³ (P.V. Halsnes, pers.medd.).

** Målt etter samløp med Lyngsåna

Tabell 7. Alternativ II. Anslåtte kostnader til kalk, samt innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg (inkl. mva.). Tallene er oppgitt i 1000 kr.

Utgiftspost	Nes	Kommentar
Doseringsanlegg, innkjøp	900	100 tonns anlegg
Vegframføring		1000 kr/m
Strømtilførsel		100 kr/m
Telefon		100 kr/m
Fundamentering	100	fast pris
Investeringer, 1. år	1000	
Kalk	470	Kalkpris (600 kr/tonn)
Serviceavtale etc.	100	fast pris
Årlige driftskostnader	570	

4.4.2 Innsjøkalking

Det foreslås kalking av Sandvatn som beskrevet i avsn. 4.3.2.

4.4.3. Samlet kalkbehov og kostnader for innsjøkalking og kalking med doserer.

Kalking av Årdalsvassdraget etter alternativ II vil innebære en anslått investeringskostnad på 1,15 mill. kr. Dette inkluderer innkjøp og oppføring av doseringsanlegg, samt oppkalkingen av Sandvatn det første året.

Det årlige kalkbehovet for Årdalsvassdraget vil, inkludert dosererkalking og innsjøkalking, ligge på omlag 900 tonn ved normal avrenning. De årlige utgiftene til kalk, kalkspredning og serviceavtaler på doseringsanleggene er anslått til like i underkant av 0,65 mill. kr.

4.5. Anbefalinger

Kalking av Årdalselva anbefales gjennomført etter alternativ I, dvs. med én doserer forholdsvis høyt oppe i elva og én doserer plassert i Ullestadåna som renner ut i hovedelva like ovenfor Tveit. I tillegg til dette foreslås kalking av Sandvatn øverst oppe i Ullestadåna / Lyngsåna. Doseringsanlegget i Ullestadåna vil ta hensyn til lokallhydrologiske forhold i den midtre/nedre delen av vassdraget, samtidig som den vil redusere tilførslene av giftig aluminium til den lakseførende delen av elva.

Anlegget ved Nes foreslås styrt etter vannføringen 200-300 meter lenger nede i elva, etter samløpet med Lyngsåna. For å ha muligheten til eventuelt å styre anlegget etter pH senere, anbefales innkjøp av et anlegg med slike utbyggingsmuligheter. I Ullestadåna kan det etableres et forholdsvis enkelt, vannføgingsstyrt anlegg. Dersom det velges et mekanisk anlegg i Ullestadåna, bør dette i stor utstrekning kunne utføre de samme funksjonene som et elektrisk drevet anlegg. Det legges her vekt på bl.a. følgende forhold:

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

I elva nedenfor Nes er det bygget terskler som et biotopforbedrende tiltak for fisk (Gravem *et al.* 1994). Nærmeste terskel, som ligger like nedenfor samløpet med Lyngsåna, kan påvirke oppløsningsforholdene for kalk og bør vurderes flyttet lenger ned i elva.

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

For å tilpasse kalkforbruket i anleggene til vassdragets avsyingsbehov 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. Biologisk oppfølging i form av bunndyrregistreringer og fiskeforsøk anbefales etter en tid som en endelig kontroll på måloppnåelse.

5. REFERANSER

- Blakar, I.A. 1995. Vannkvalitet i Årdalsvassdraget. Effekter av regulering. Rapport under trykking, Norges landbrukshøgskole.
- DNMI 1995. Nedbørhøyder fra meteorologisk stasjon Fister, 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.
- Fjellheim, A. 1994. Ferskvannøkologisk befaring i Storåna. Lab for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Bergen. Notat nr. 2/94, 30 s.
- Gravem, F.R., Fjellheim, A., Svendheim, K. og Holmquist, E. 1994. Bakgrunn for vurdering av tiltak for optimal produksjon av laks i Årdalsvassdraget, Statkraft Engineering, rapport I42S 1/1994, 69 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.
- 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.
- 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.
- Lillehammer, A., Sund, K., Semb, K. og Peton, P. 1990. Årdalselven, en vurdering av elvens bestand av laks og ørretunger, høsten 1989 og våren 1990, og med anbefalinger om forsterkningstiltak i vassdraget. Rapport. Arbeidsgruppen i rennende vanns økologi, Zoologisk museum, Universitetet i Oslo.
- Nordland, J. 1991. Fiskedød i Storåna i 1990 i forbindelse med overløp fra reguleringsmagasiner. Fylkesmannen i Rogaland, Miljørapport nr 4/91.
- NVE 1994. Hydrologisk kart for Årdalsvassdraget. Norges vassdrags- og energiverk, hydrologisk avdeling, Oslo.
- NVE 1995. Vannføring NVE-stasjon Tveit i Årdalsvassdraget, 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., 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.
- SFT 1994. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1993. Statens forurensningstilsyn, Rapport 583/94, 271 s.
- 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. 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 "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. 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 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 sårer. 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 Røyneilandsvatn 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 Røyneilandsvatn, 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.*)