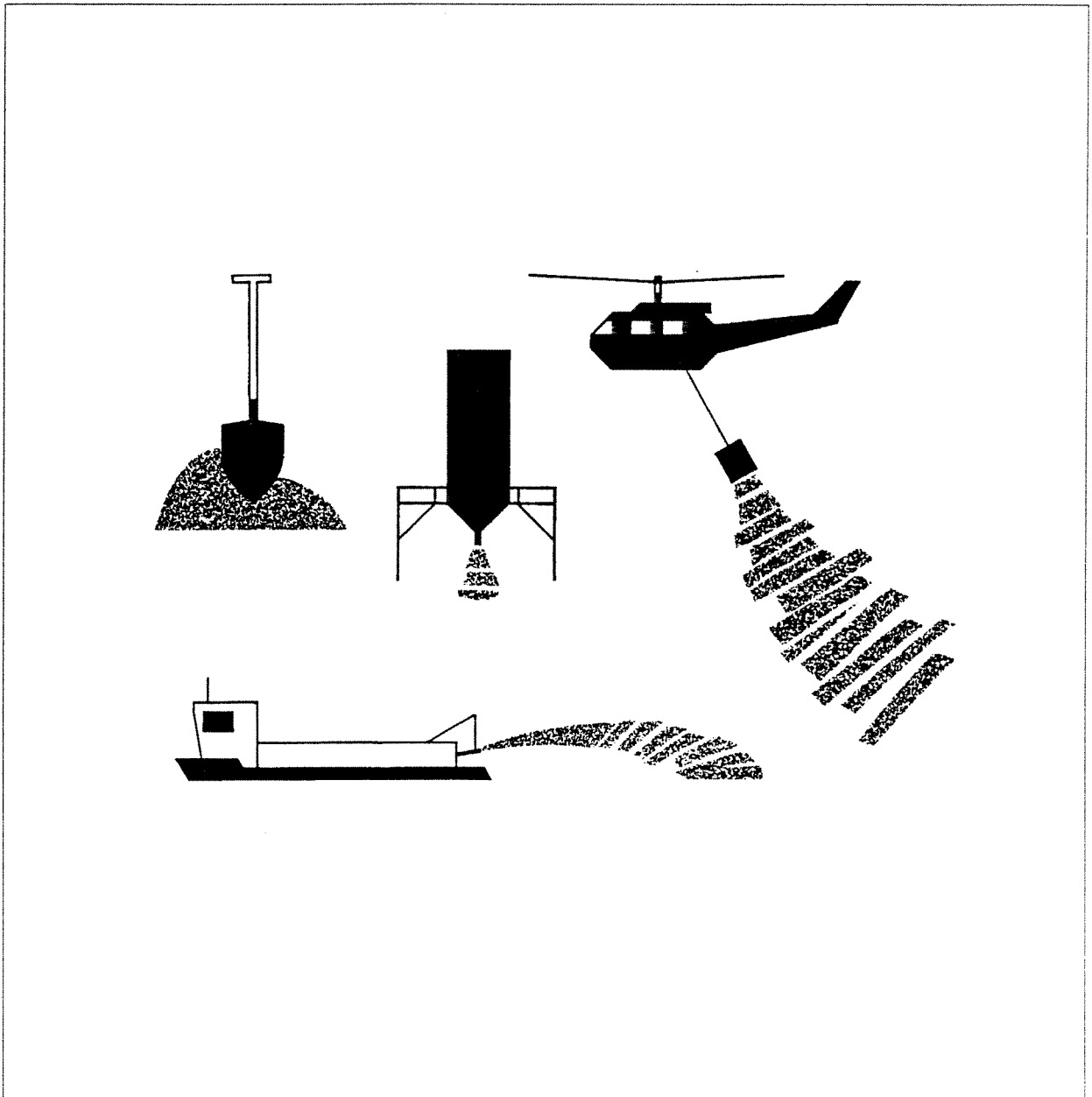


RAPPORT LNR 3358-95

Tiltak mot forsureing av Bjerkreimsvassdraget. Kalkingsplan



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-94233	Undernr.:
Løpenr.: 3358-95	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 forsuring av Bjerkreimsvassdraget. Kalkingsplan.	Dato: Jun /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: 48	Opplag: 100

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

Ekstrakt:

På bakgrunn av forsuringssituasjonen i Bjerkreimsvassdraget i Rogaland er det utarbeidet en kalkingsplan for å bedre forholdene for laksen i elva. Vassdraget foreslås kalket ved en kombinasjon av innsjøkalking og doserererkalking. Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn anbefales kalket, samtidig som det i første omgang settes opp en elektrisk, vannføringsstyrt doserer ved utløpet av Byrkjelandsvatn. Vannkjemisk overvåking (bl.a. kontinuerlig pH-registrering) vil avklare evt. behov for en ekstra doserer i den nedre delen av elva. Det vil totalt være behov for omlag 8500 tonn kalk det første året og siden omlag 3400 tonn årlig for å vedlikeholde vannkvaliteten i vassdraget. For hele kalkingsprosjektet (både innsjøkalking og doserererkalking) er kostnadene det første året anslått til omlag 6,5 mill. kr. Dette inkluderer både investeringsutgifter og driftsutgifter. Senere er de årlige driftsutgiftene anslått til omkring 2,2 mill. kr. Med en ekstra doserer i den nedre delen av elva øker investeringsutgiftene med i størrelsesorden 1,3 mill. kr og de årlige driftsutgiftene med drøyt 0,6 mill. kr.

4 emneord, norske

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

4 emneord, engelske

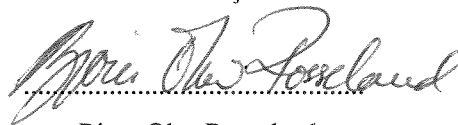
1. Water course
2. Acid precipitation
3. Salmonidae
4. Liming plan

Prosjektleder



Øyvind Kaste

For administrasjonen



Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-2889-6

Norsk institutt for vannforskning
Sørlandsavdelingen

O-94233

TILTAK MOT FORSURING AV BJERKREIMSVASSDRAGET

Kalkingsplan

Grimstad

Juni 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, juni 1996

Øyvind Kaste

INNHOLDSFORTEGNELSE

FORORD	3
INNHOLDSFORTEGNELSE	4
1. SAMMENDRAG.....	5
2. INNLEDNING.....	7
2.1. Bakgrunn.....	7
2.2. Mål for kalkingsplanen.	7
2.3. Om rapporten.	7
2.4. Avgrensninger og usikkerhet	7
3. VASSDRAGSBESKRIVELSE	9
3.1. Generelt om vassdraget	9
3.2. Hydrologi	9
3.2.1. Nedbør og spesifikk avrenning	9
3.2.2. Reguleringer	12
3.2.3. Vannføringsmønster over året.....	13
3.3. Vannkvalitet og fiskestatus	14
3.3.1. Vannkvalitetstilstand i ulike deler av vassdraget.....	14
3.3.2. Variasjoner over året.....	16
3.3.3. Titreringskurver.....	18
3.3.4. Fiskestatus	19
3.3.5. Kalking	20
4. KALKINGSPLAN.....	21
4.2. Forslag til kalkingsalternativer.	21
4.3. Kalkmengder og kostnader ved anbefalt alternativ.....	25
4.3.1. Innsjøkalking	25
4.3.2. Kalking med doserer	26
4.3.3. Samlet kalkbehov og kostnader for innsjøkalking og kalking med doserer	28
4.3.3. Mulig utvidelse av det anbefalte kalkingsalternativet.....	29
4.4. Usikkerhet ved kalkberegningene.....	30
4.5. Anbefalinger.....	31
5. REFERANSER	33
6. VEDLEGG. Kalking - faglig bakgrunnsmateriale.....	35

1. SAMMENDRAG

Miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen i Rogaland har karakterisert laksebestanden i Bjerkreimselva 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 Bjerkreimselva. 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.

I et forholdsvis stort vassdrag som Bjerkreimsvassdraget kan det framkomme en rekke kalkingsalternativer. De vannkjemiske og hydrologiske forholdene legger imidlertid en del klare premisser for valg av kalkingsstrategi. Vassdraget har en rekke større innsjøer som egner seg for kalking. En ensidig satsing på innsjøkalking vil imidlertid ikke gi tilstrekkelig stabil vannkvalitet i elva gjennom året, og det vil heller ikke være praktisk mulig å nå vannkvalitetsmålene som er satt for smoltifiseringsperioden. Kalking kun ved hjelp av kalkdoseringsanlegg er heller ikke ideelt fordi det vil medføre store investeringskostnader forbundet med innkjøp av flere store anlegg. Dessuten vil høye kalkdoser ved anleggene medføre fare for uønsket transport og sedimentasjon av kalkpartikler nedstrøms anleggene.

Sistnevnte forhold vil bl.a bidra til å redusere faren for en ytterligere stimulans av de store forekomstene av vannplanten krypsiv (*Juncus bulbosus* L) som er registrert på stilleflytende partier i elva, samt i grunne innsjøer (Lindstrøm og Johansen 1994). Spesielt det grunne Fotlandsvatnet, ca. 10-12 km nedenfor Gjedrem, er i dag sterkt overgrodd av krypsiv.

Bjerkreimsvassdraget foreslås derfor kalket ved en kombinasjon av innsjøkalking og dosererkalking. Kalking med doserer vil sikre en stabil vannkvalitet i forhold til de foreslåtte målene. Innsjøkalkingen vil være gunstig med tanke på at aluminium i stor grad vil kunne avgiftes før vannet når den lakseførende strekningen i hovedelva. Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn anbefales kalket, samtidig som det i første omgang settes opp en elektrisk, vannføringsstyrt doserer ved utløpet av Byrkjelandsvatn. Vannkjemisk overvåking (bl.a. kontinuerlig pH-registrering) etter at disse tiltakene er gjennomført vil avklare evt. behov for en ekstra doserer i den nedre delen av elva.

Ved kalking av Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn vil det være behov for omlag 7500 tonn kalk det første året, til en anslått kostnad av ca 4,5 mill. kr. Deretter vil det som et årlig gjennomsnitt være behov for omlag 2300 tonn kalk (~1,4 mill. kr) til vedlikehold av vannkvaliteten i de to innsjøene.

Kostnader til innkjøp og oppføring av doseringsanlegget ved utløpet av Byrkjelandsvatn er anslått til 1,1 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 tilbud fra leverandørene. Årlig kalkforbruk i anlegget er beregnet til omlag 1100 tonn, forutsatt at pH i utløpet av Austrumdalsvatn holder seg over 6,2 hele året. Samlede årlige driftskostnader for anlegget (kalkinnkjøp + serviceavtaler) er anslått til omkring 0,8 mill. kr.

For hele kalkingsprosjektet (både innsjøkalking og dosererkalking) er kostnadene det første året anslått til drøyt 6,5 mill. kr. Dette inkluderer både investeringsutgifter og driftsutgifter. Senere er de årlige driftsutgiftene anslått til å ligge omkring 2,2 mill. kr.

Dersom det skal etableres et doseringsanlegg i den nedre delen av elva må dette styres etter pH nedstrøms. Investeringskostnader til innkjøp og oppføring av dette er anslått til 1,3 mill. kr, og de årlige driftskostnadene (kalkinnkjøp + serviceavtaler) er antatt å ligge på drøyt 0,6 mill. kr.

For å tilpasse kalkforbruket i anleggene til vassdragets avsyringsbehov og dessuten kontrollere kalkingsstrategien, er det viktig med en nøye oppfølging av kalkforbruk og vannkvalitet i ulike deler av vassdraget den første tiden etter at kalkingstiltakene er igangsatt. Biologisk oppfølging i form av bunndyrregistreringer og fiskeforsøk anbefales gjennomført som en kontroll på måloppnåelse.

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn.

Rogaland utgjør sammen med Agderfylkene og deler av Telemark det mest forsuringssrammede området i Norge. I følge en statusrapport utarbeidet av Enge og Nordland (1994) har halvparten av arealet i Rogaland fiskebestander som er berørt av forsuring. Ca. 1/3 av aurebestandene i fylket er utdødd og laksebestanden er forsvunnet fra en rekke elver. På tross av forsuringsskadene har Rogaland fortsatt mange laksebestander, men det kan i enkelte områder være viktig med kalkingstiltak for å opprettholde bestandene.

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

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 evt. terrengkalking. Kostnadsoverslag for kalk, samt pris for innkjøp og oppføring av kalkdoseringsanlegg baseres på erfaringsmateriale fra tidligere igangsatte kalkingsprosjekter.

2.3. Om rapporten.

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

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

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

2.4. Avgrensninger og usikkerhet

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

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

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

Alternativer som innebærer kalking av ulik lengde av den lakseførende strekningen kan være vanskelige å sammenligne ved hjelp av objektive kriterier. Oppgang og produksjon av laks vil variere på de ulike strekningene i elva og vil generelt være lavere i utkantområdene, (f.eks. Hofreistevatn - I. Vinjavatn, Ørsdalen) sammenlignet med strekningen nedenfor Svelavatn. På grunn av dette forholdet er kostnadene ved de ulike alternativene i planen ikke knyttet til avkastningsbegreper som f.eks. antall km lakseførende strekning.

Planen tar ikke opp generelt fiskestell utover vannkvalitetsbehandling.

3. VASSDRAGSBESKRIVELSE

3.1. Generelt om vassdraget

Bjerkreimsvassdraget (figur 1) ligger hovedsakelig i Rogaland, men med innerste del i Vest-Agder. Vassdraget munner ut ved Egersund. Totalt nedbørfelt som i dag har avrenning til Bjerkreimselva er 685 km², hvorav 37 km² (ca. 5%) er jordbruksareal (dyrket og beitemark). Nedbørfeltet består av flere parallelle daler som går fra nordøst mot sørvest. I dalenes sørvestlige del samles elvene til et hovedløp (se figur 1). En mindre del av vassdraget ligger vest for hovedelva. Vassdraget har et stort antall bekker, elver og vann. I alt finnes 225 vann med areal større enn 0.025 km². Flere av vannene er typiske fjordsjøer, med Ørsdalsvatn som den dypeste (243 m).

Skogen dekker ca. 90 km² av nedbørfeltet og består hovedsakelig av stedegen bjørk og noe furu. Mellom snaufjellet og de mange dalgangene som skjærer gjennom landskapet er det band med fjellskogpreg. De nordøstlige delene av vassdraget er dominert av fukthei og fattige småbregnebjørkeskoger med innslag av røsslynghei, blåbærhei og lyngbjørkeskog. Skoggrensen går her på 600 m. I de ytre delene av vassdraget finnes relativt mange, små arealer som er tilplantet med bartre, først og fremst gran og sitkagran. Enkelte plantninger med lerk, edelgran, furuarter og thuja ses også i disse områdene. Boniteten er stort sett høy der treslagskifte har funnet sted, og produksjonen på disse arealene er betydelig sett i forhold til arealandelen.

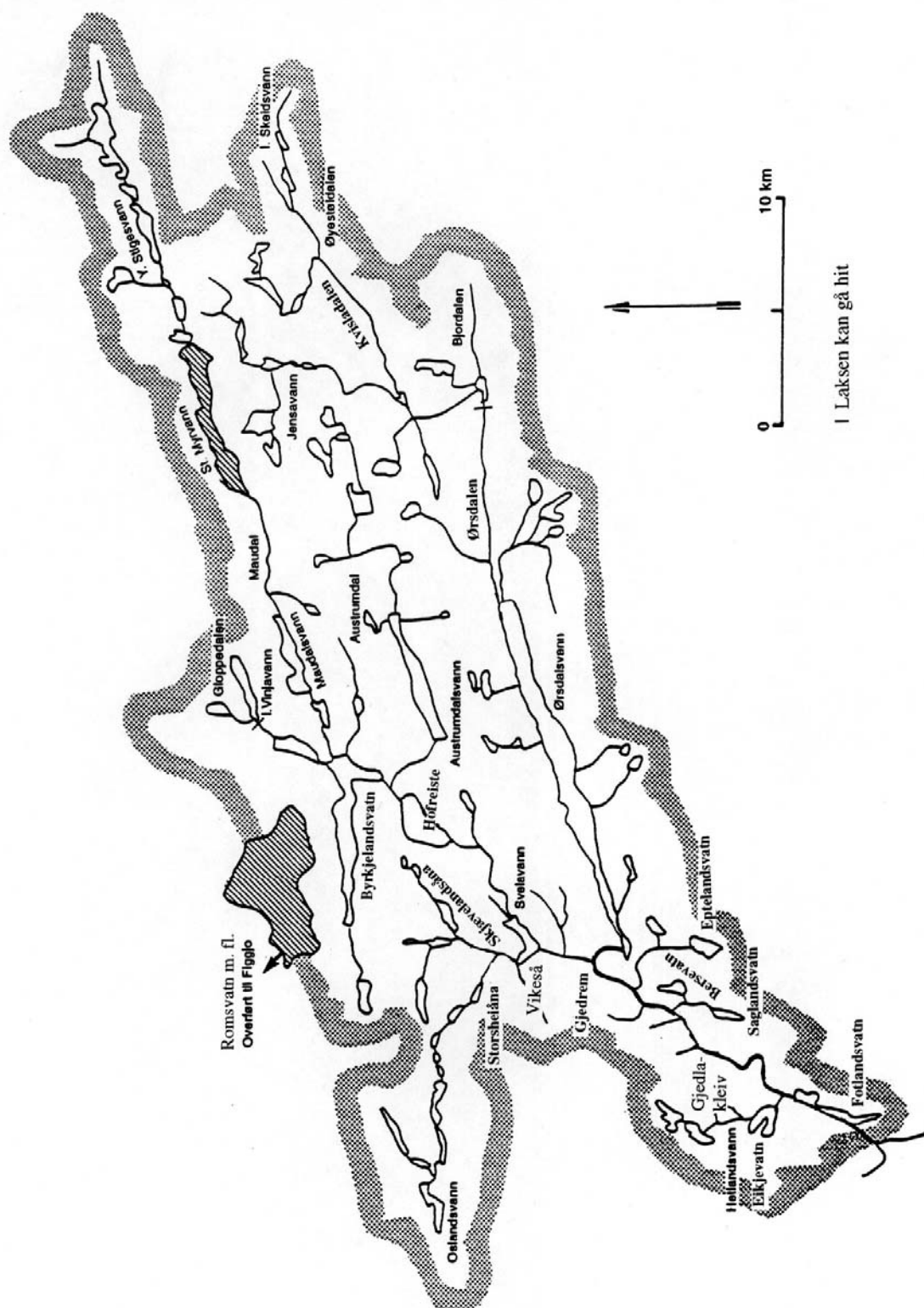
Området er geologisk svært variert, med ulike prekambriske grunnfjellsbergarter (figur 2). Det meste av feltet består av ulike granittiske gneiser, men med dypbergarter som anorthositt og leusonoritt i den sydøstre del. Rundt 50 % av nedbørfeltet ligger over 500 m.o.h., og 30 % mellom 200 og 500 m.o.h.. Bare mindre deler ligger under 100 m.o.h.. Den marine grense i området ligger bare ca. 7 m.o.h., og det er få marine avsetninger. Det er imidlertid store løsmasseavsetninger i nedbørfeltet fra siste istid.

3.2. Hydrologi

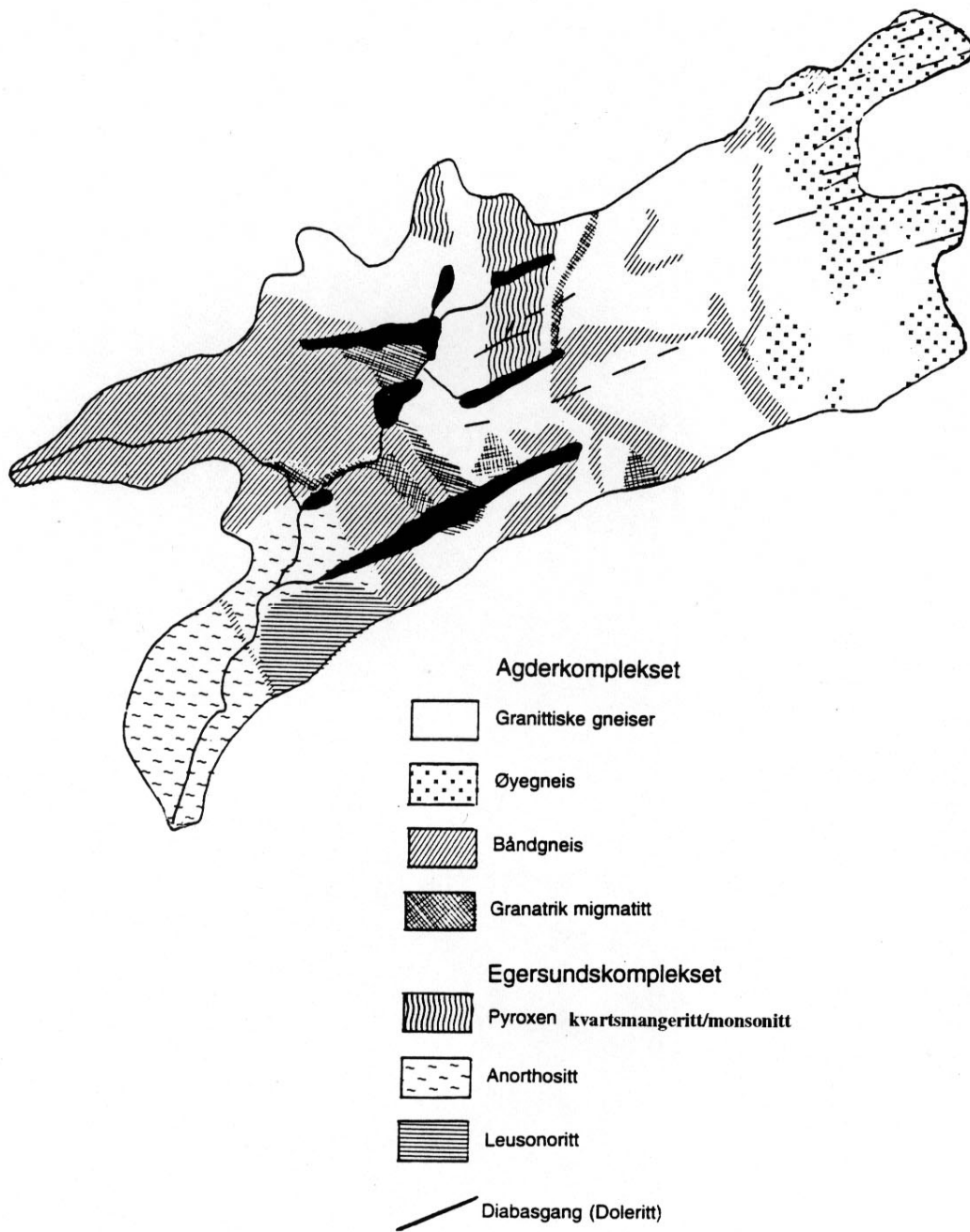
3.2.1. Nedbør og spesifikk avrenning

Nedbørfeltet ligger i det området i Rogaland der årsnedbøren normalt er høyest. Normal årlig nedbørmengde (1961-1990) ved målestasjonen i Ørsdalen har vært 2358 mm (DNMI 1995). Nedbørmengder for samme nedbørstasjon i perioden 1923-1994 er vist i figur 3 (DNMI 1995). Årsnedbøren i perioden 1988-94 var, med unntak av i 1993, over normalen.

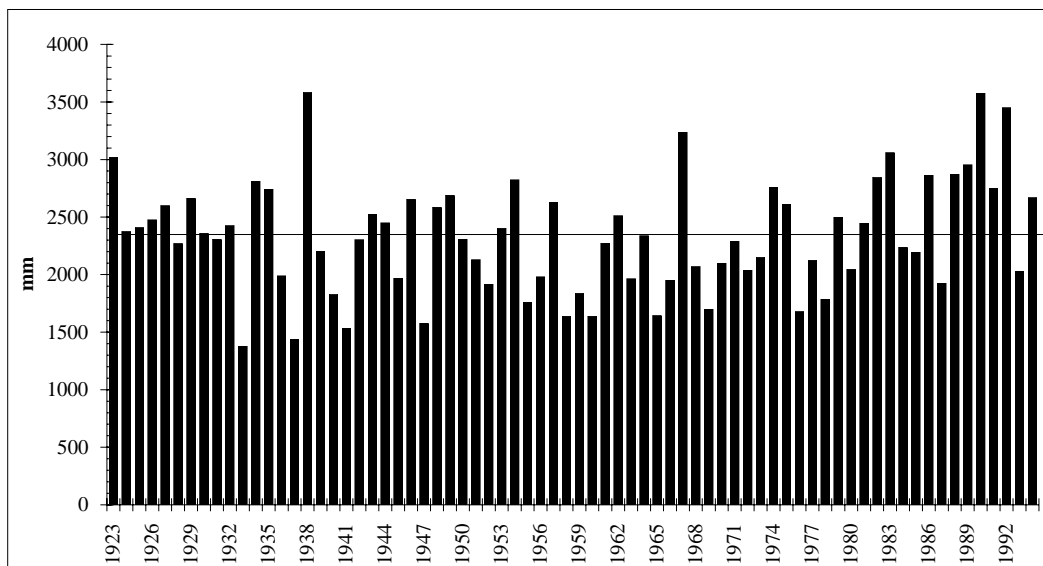
Norges vassdrags- og energiverk (NVE) har i dag fire stasjoner for måling av vannføring i vassdraget; ved Maudal, utløp Austrumdalsvatn, Bjordal (innenfor Ørsdalsvatn) og ved Gjedlakleiv i nedre del av vassdraget. Sistnevnte stasjon dekker et nedbørfelt på ca. 619 km², eller omlag 90 % av nedbørfeltet.



Figur 1. Bjerkreimselva med nedbørfelt (Kaste et al. 1994).



Figur 2. Forenklet geologisk kart over Bjerkreimsvassdraget (Faugli 1982).



Figur 3. Årsnedbør ved Meteorologisk institutts nedbørstasjon i Ørsdalen for årene 1923-1994 (DNMI 1995). Horisontal linje markerer årnormalen for perioden 1961-1990 (2358 mm).

Avrenningen er gjennomgående høy over hele nedbørfeltet og varierer fra ca 95 l/s/km² i de høyestliggende områdene i nordøst til ca 40 l/s/km² i vassdragets nedre del. Gjennomsnittlig avløp ved Gjedlakleiv i perioden 1980-1992 var 52,7 m³/sek (NVE 1995). Med et nedbørfelt på 639 km² tilsvarer dette et spesifikt avløp på 82,4 l/s/km², som omgjort til årlig avrenning utgjør 2606 mm. Årsavrenningen i perioden 1992-1994 var hhv. 120, 94 og 93 % av gjennomsnittet for perioden 1980-1992 (NVE 1995).

3.2.2. Reguleringer

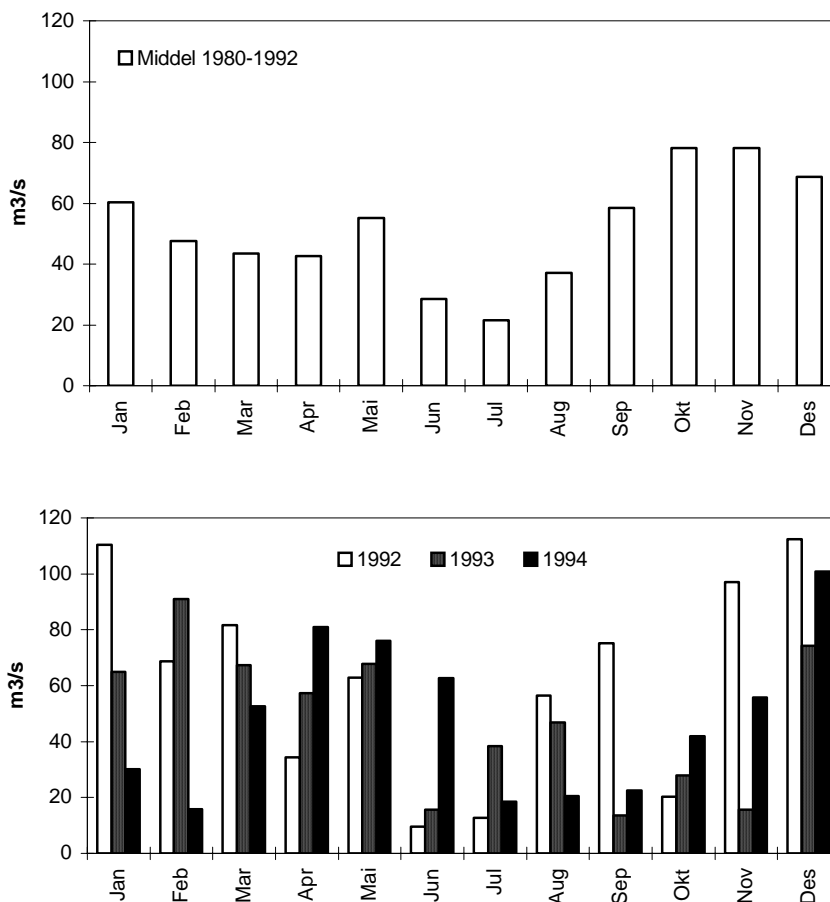
Det er så langt relativt beskjedne inngrep i form av vassdragsreguleringer i Bjerkreims-vassdraget. Store Myrvatn i Maudalen er regulert 22 m mellom 588 og 610 m.o.h. og utnyttet i Maudal kraftstasjon. Et delfelt nord for Byrkjelandsvatn på 20,6 km² (3 % av totalfeltet) er overført til Figgjovassdraget. I dette nedbørfeltet er to innsjøer regulert: Romsvatn med en reguleringshøyde på 28 m og Stølsvatn med 2 m reguleringshøyde.

Det foreligger planer om videre kraftutbygging i vassdraget (Lyse Kraft 1995). Dette gjelder et mulig framtidig Ørsdal Nord kraftverk og et Espeland kraftverk. Førstnevnte plan innebærer en overføring av vann fra Kvisladalen til Austrumdalsvatn med utnyttning av fallet ned til Ørsdalsvatn. Det foreligger vedtak om at Lyse kraft i samarbeid med Dalane Elverk skal utarbeide forhåndsmelding om utbygging. Ved normal behandlingstid vil prosjektet kunne realiseres ved århundreskiftet. Et eventuelt framtidig Espeland kraftverk vil utnytte fallet mellom Maudalsvatn og Byrkjelandsvatn. Utbygging av dette prosjektet er trolig ikke aktuelt med dagens energipriser.

Det interkommunale vann-, avløps- og renovasjonsverket i Rogaland (IVAR) har utpekt Store Myrvatn som en aktuell framtidig drikkevannskilde for Jær-regionen (Hovland 1995). Det er anbefalt en utbygging av kilden etter år 2000, slik at vannkilden kan tas i bruk innen år 2005. Aktuelt uttaksvolum ligger på i størrelsesorden 50-70 mill. m³/år (anslag basert på dagens vannforbruk og kapasitet på eksisterende vannkilder). Store Myrvatn er i dag reguleringsmagasin for Maudal kraftverk. IVAR legger derfor opp til et samarbeid med Lyse Kraft om en samordnet utbyggingsløsning. Første ledd i saksbehandlingen er å utarbeide en forhåndsmelding som skal legges ut til offentlig ettersyn. Den videre saksgang er beskrevet i rapport fra IVAR (Hovland 1995).

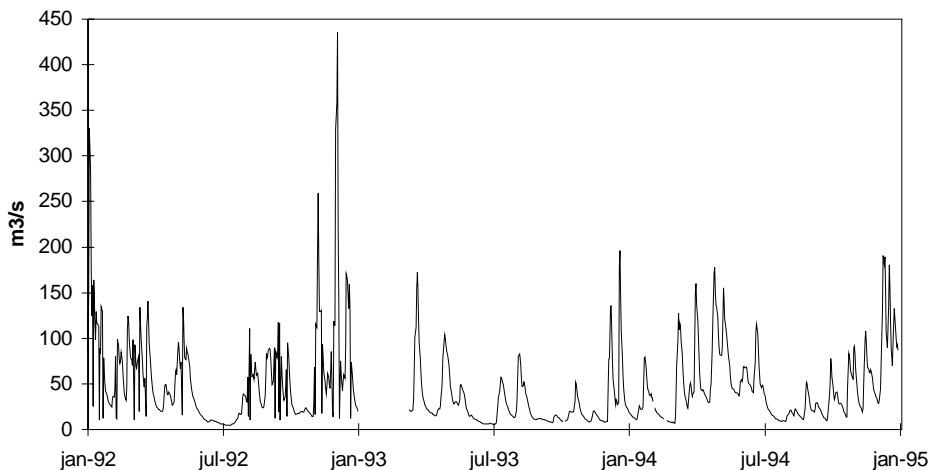
3.2.3. Vannføringsmønster over året

Avløpsmønsteret er karakterisert ved store avløp i perioden september - desember, og laveste avløp registreres normalt i juni og i juli (figur 4).



Figur 4. Månedsvannføring ved NVE-stasjonen Gjeldkleiv nær utløpet av Bjerkreims-vassdraget. Øverst: Perioden 1980-1992. Nederst: Perioden 1992-1994 (NVE 1995).

Avløpet fordeler seg med ca. 60% i vinterhalvåret (oktober - april) og 40% i sommerhalvåret (NVE 1995, Kjos-Hansen 1990). Bjerkreimsvassdraget er ikke noe utpreget flomvassdrag på grunn av de store innsjøbassengene, men har normalt høy vannføring i mai i forbindelse med snøsmeltingen og i oktober-november som følge av høstnedbør (figur 4). Høyeste registrerte døgnvannføring ved Gjedlackleiv i perioden 1992-1994 har vært nær 450 m³/s (figur 5)



Figur 5. Døgnmiddelvannføring ved NVE-stasjonen Gjedlackleiv i nedre del av Bjerkreimsvassdraget 1992-1994 (NVE 1995)

3.3. Vannkvalitet og fiskestatus

3.3.1. Vannkvalitetstilstand i ulike deler av vassdraget

Vannkvaliteten i vassdraget er godt undersøkt de siste tre årene gjennom forskningsprogrammet "Nitrogen fra fjell til fjord" (Henriksen *et al.* 1993, Kaste *et al.* 1994, 1995). Vannkvaliteten i utløpet av vassdraget (Tengs) er overvåket jevnlig siden 1970, først av Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk og etter 1980 av NIVA i forbindelse med SFTs overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (SFT 1994). Det er tidligere bl.a. gjennomført en resipientundersøkelse i vassdraget (Molværsmyr *et al.* 1990), samt limnologiske undersøkelser i Austrumdalsvatn, Byrkjelandsvatn og Store Myrvatn (Gjerstad 1994 1995 a,b)

Vannkjemien i vassdraget kan generelt karakteriseres ved lavt ioneinnhold og lite humus. I perioder forekommer høye sjøsaltkonsentrasjoner, spesielt i de nedre deler av vassdraget (Hindar *et al.* 1993). Hele vassdraget er forsuringfølsomt, men relativt store forekomster av løsmasser og innslag av kambrosiluriske bergarter i vestre deler og langs hovedvassdraget gir en viss bufferkapasitet mot den relativt betydelige belastningen med sur nedbør. Dette viser seg også ved at elvene fra vest har noe høyere pH og kalsiuminnhold i forhold til hovedvassdraget (tabell 1).

Av de tre hovedgrenene i den østlige delen av vassdraget er det elvene fra Austrumdalsvatn og Ørsdalsvatn som er surest (pH ~ 5,0) og har de høyeste konsentrasjonene av giftig, labilt aluminium (80-100 µg Al/l). Elven fra Byrkjelandsvatn (Maudalen) har noe bedre vannkvalitet med en middel-pH på 5,5 og en gjennomsnittlig konsentrasjon av labilt aluminium på 40 µg Al/l i perioden 1992-1994.

I Skjævelandsåna, som renner ut i Svelavatn fra nordvest, er vannkvaliteten betydelig bedre enn i de østlige delene av vassdraget. I perioden 1992-1994 var middel-pH 6,3 i denne sidegrenen og konsentrasjonen av labilt aluminium < 10 µg Al/l. Vannet fra bl.a. Skjævelandsåna bidrar til en viss forbedring av vannkvaliteten i hovedelva: Middel-pH i hovedelva steg eksempelvis i gjennomsnitt med omlag 0,6 pH-enheter fra Hofreistevatn til Gjedrem nedstrøms Svelavatn i perioden 1992-1994 (tabell 1). På grunn av tilførsler av surt vann fra Ørsdalsvatn avtar imidlertid pH i elva igjen nedenfor Gjedrem. I utløpet av Bjerkreimselva ved Tengs var middel-pH i perioden 1992-1994 5,8 og middelkonsentrasjonen av labilt aluminium 22 µg Al/l. Figur 6 viser årlig middel-pH ved utløpet av Bjerkreimselva i perioden 1990-1994.

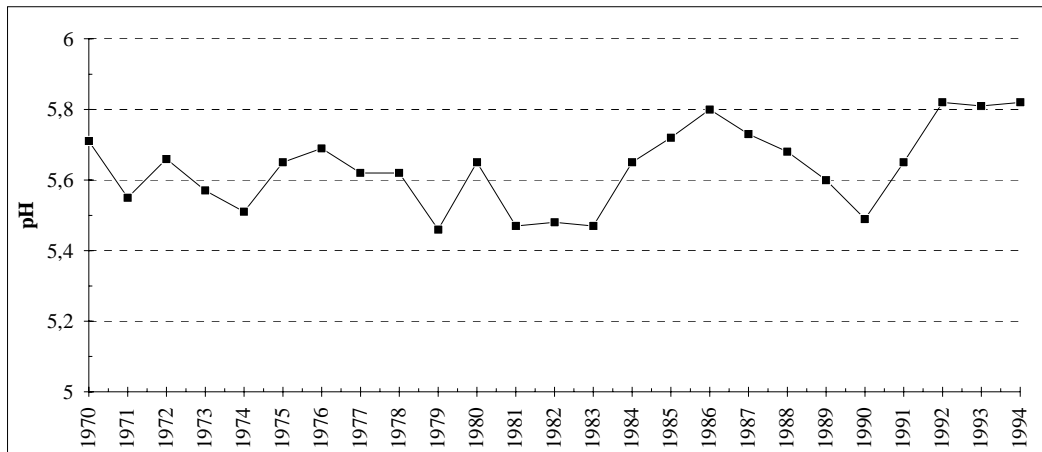
Tabell 1 Middelerverdier og standardavvik for utvalgte vannkjemiske parametre i Bjerkreimsvassdraget. Basert på månedlig vannprøvetaking i perioden 1992-1994 (Henriksen et al. 1993, Kaste et al. 1994, 1995).

Stasjon	pH	Ca mg/l	Alk ¹ mmol/l	Reaktivt Al, µg/l	Labilt Al ² µg/l	TOC mg/l	ANC ³ µekv/l
Utl. Byrkjel.vatn	5,47 ± 0,15	0,82 ± 0,08	0,029 ± 0,004	54 ± 13	39 ± 13	0,7 ± 0,1	9 ± 10
Utl. Austrumdal	5,00 ± 0,08	0,58 ± 0,06	0,019 ± 0,013	105 ± 17	83 ± 19	1,0 ± 0,2	-7 ± 10
Utl. Ørsdalsv.	4,96 ± 0,03	0,56 ± 0,04	0,023 ± 0,002	115 ± 10	100 ± 13	0,8 ± 0,1	-8 ± 8
Utl. Hofreiste	5,34 ± 0,07	0,82 ± 0,05	0,027 ± 0,004	63 ± 11	46 ± 11	0,7 ± 0,1	9 ± 10
Skjævelandsåna	6,34 ± 0,32	1,76 ± 0,39	0,064 ± 0,024	39 ± 20	9 ± 8	1,3 ± 0,4	67 ± 29
Ved Gjedrem	5,99 ± 0,29	1,15 ± 0,14	0,042 ± 0,010	40 ± 15	15 ± 10	0,9 ± 0,2	34 ± 14

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

² Oppløst aluminium i vann kan deles opp i flere fraksjoner som kan analyseres separat. Det vanligste er å analysere reaktivt aluminium som måles direkte i surgjorte prøver. Denne fraksjonen blir igjen delt i to fraksjoner, labilt og ikke-labilt aluminium. Den labile fraksjonen (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).

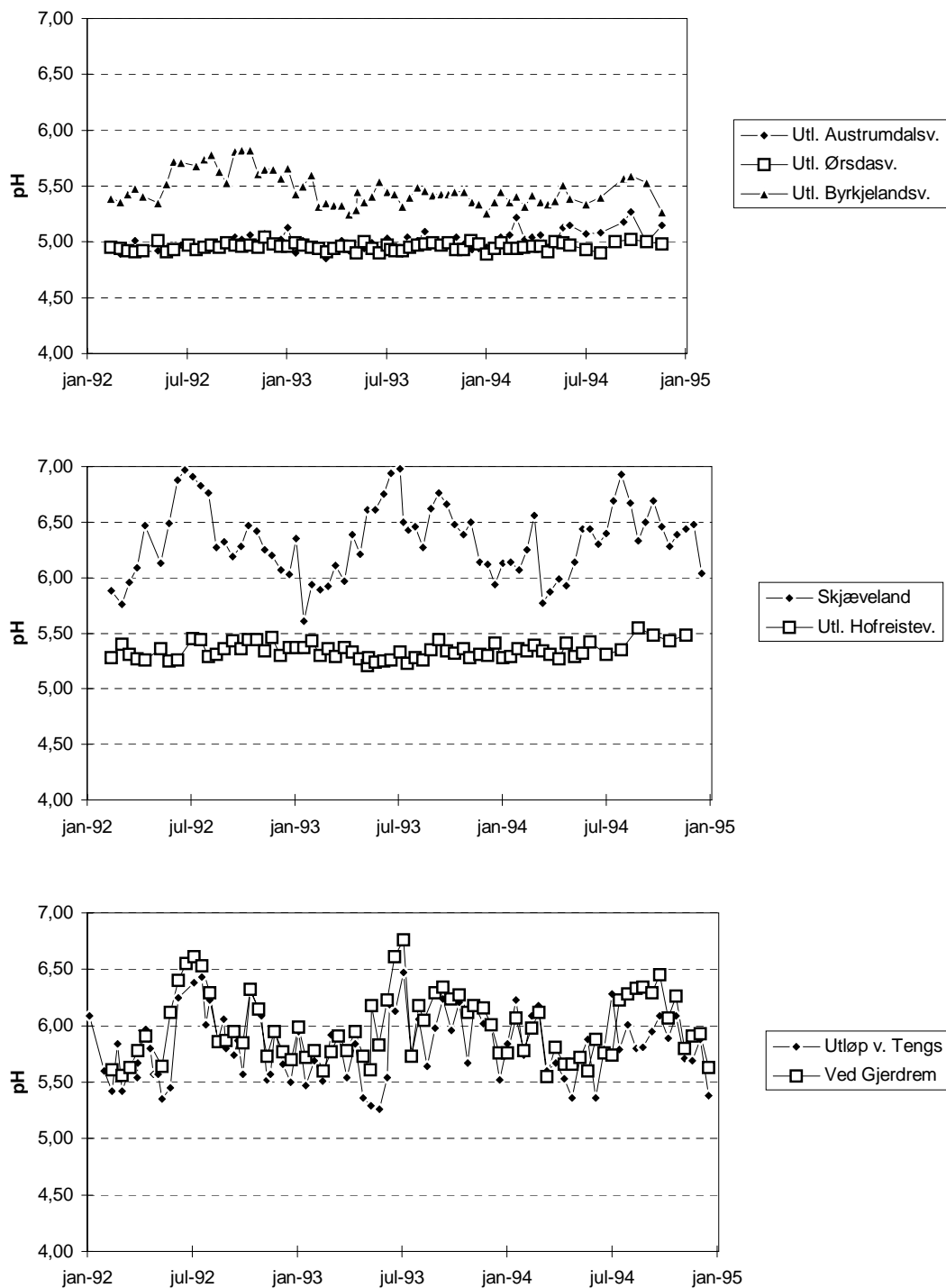


Figur 6. Årlig middel-pH i utløpet av Bjerkreimsvassdraget for perioden 1970-1994. Data fra før 1980 er innsamlet av Einar Snekvik ved det tidligere Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Data etter 1980 er hentet fra Statlig program for forurensningsovervåking (SFT 1994).

3.3.2. Variasjoner over året

I de tre parallelle hovedgrenene fra øst er det forholdsvis stabil vannkvalitet gjennom året pga. utjevningseffekten av de store innsjøene i området (figur 7). I utløpet av Byrkjelandsvatn, som hadde de største vannkvalitetsvariasjonene av de tre grenene, var middel-pH og standardavvik hhv. 5,47 og 0,15 i undersøkelsene foretatt i 1992-1994 (tabell 1). Utløpene av Austrumdalsvatn og Ørsdalsvatn hadde begge stabile pH-verdier omkring 5,0, med andre ord omlag 0,4-0,5 pH-enheter lavere enn i Byrkjelandsvatn.

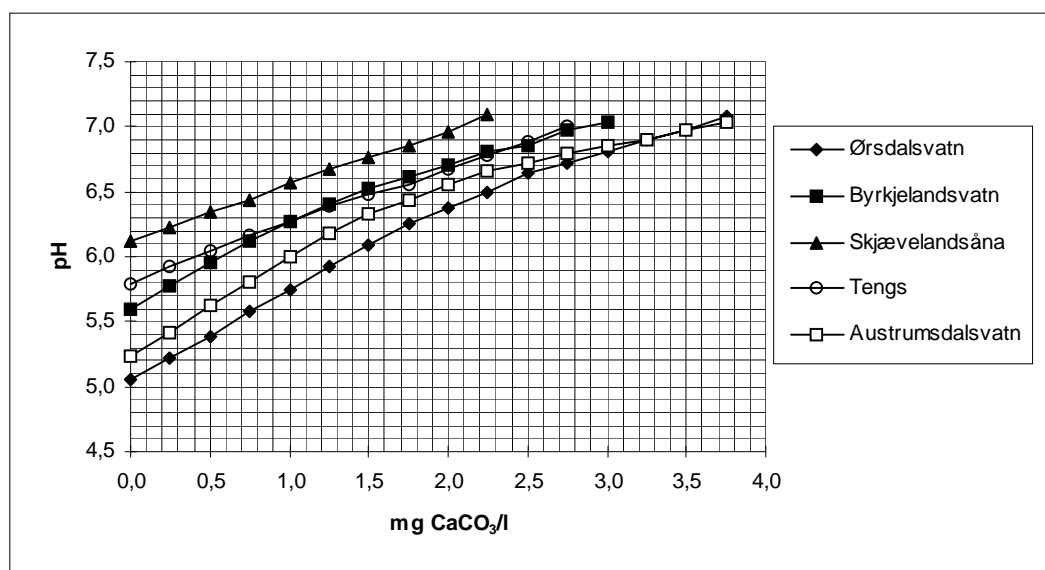
I Skjævelandsåna var det en tydelig sesongmessig variasjon i pH, med minimum i vinterhalvåret og maksimum i sommerhalvåret (figur 6). Høyeste og laveste målte pH-verdi i perioden 1992-1994 var hhv. 7,0 og 5,6. I de nedre delene av vassdraget, ved Tengs, kunne det også registreres en viss sesongmessig variasjon, men mindre tydelig enn i Skjævelandsåna. I utløpet ved Tengs varierte pH i området 5,25 - 6,75, altså et forholdsvis bredt intervall.



Figur 7. Variasjon i pH ved ulike stasjoner i Bjerkreimsvassdraget 1992-1994. (Henriksen et al. 1993, Kaste et al. 1994, 1995).

3.3.3. Titreringskurver

Det er innhentet vannprøver for titreringsanalyse i Bjerkreimselva fra februar 1995 (figur 8). Analysemetoden er nærmere omtalt i vedlegg 6.5. Titreringskurvene gir et mål på kalkbehovet i ulike deler av vassdraget for å nå ulike pH-mål. Tabell 2 viser hvilke verdier for kalkbehov som er benyttet i kalkingsplanen.



Figur 8. Titreringskurver ved ulike stasjoner i Bjerkreimsvassdraget 27. februar 1995.

Tabell 2. Kalkbehov ved forskjellige målnivåer i Bjerkreimsvassdraget. Tallene er basert på titreringskurver vist i figur 8.

	CaCO ₃ -behov (mg/l)		
	Ørsdalsvatn	Austrumdalsvatn	Byrkjelandsvatn
<i>Avlest titrerkurve:</i>			
pH-mål 6,2	1,7	1,3	0,9
pH-mål 6,5	2,3	1,9	1,5
<i>Middel pH 1992-1994</i>	5,5	5,0	5,0
<i>Ekstrapolert til middel pH:</i>			
pH-mål 6,2	1,9	1,6	1,1
pH-mål 6,5	2,5	2,2	1,7

3.3.4. Fiskestatus

I hovedelva går den viktigste lakse- og sjøaurestrekingen til rett oppstrøms Svelavatn. I enkelte år med gode vannføringsforhold i oppgangstida kan den anadrome fisken vandre gjennom Byrkjelandsvatn og helt opp til Indre Vinjavatn. Laksen kunne tidligere gå omlag 7-8 km innover fra innløpsoset i Ørsdalsvatn. Det er imidlertid ikke registrert laks her på mange år, sannsynligvis grunnet forsuring. Det er gode oppvekstmuligheter for laks i Skjævelandsåna og i den nedre delen av Storsheiåna (Ola Vikeså, pers. medd.). Dette gjelder også i enkelte andre små sidevassdrag til elva (bl.a. bekken fra Eptelandsvatn). Bjerkreim Elveeigerlag har bygd laksetrapp ved Fotlandsfossen, og driver klekkeri og utsettinger av laks i Soksåa (fra Saglandsvatn), Svelabekken, Skjævelandsåna, Hofreisteåna og i utløpet av Indre Vinjavatn.

Innlandsfisk i Bjerkreimsvassdraget er aure, røye og ål. De fleste innsjøene øst for hovedvassdraget er i dag fisketomme, mens hovedvassdraget og sidegreinene har tette bestander av aure og røye (figur 9). Det årlige elfisket i Bjerkreimsvassdraget, utført av NINA, viser at tettheten av aureyngel avtok i 1993 sammenlignet med foregående år. Tettheten av eldre individ viste små endringer (SFT 1994).

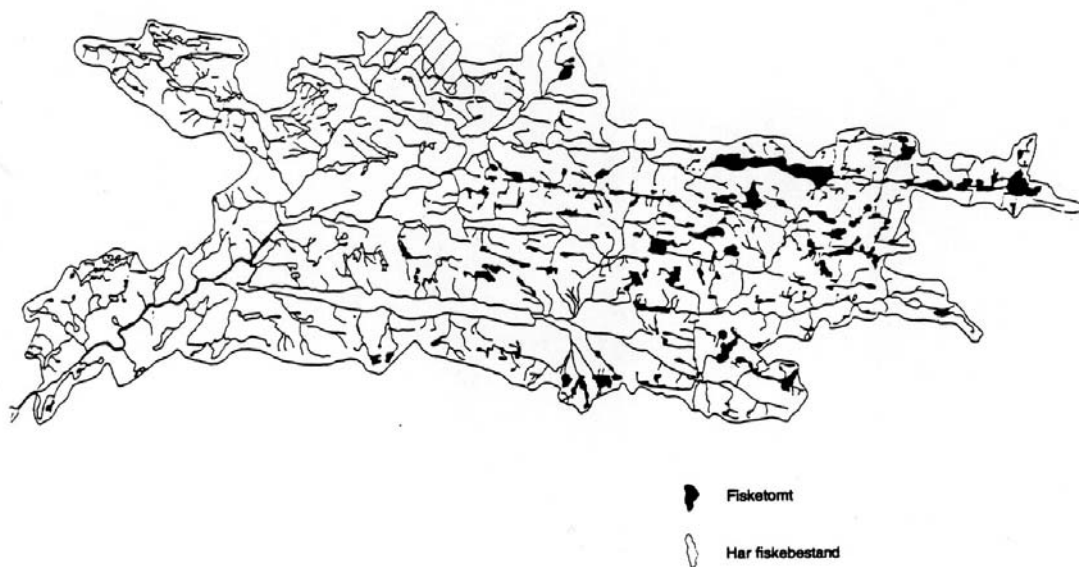
Prøvefiske i mai og oktober 1992 viste en total tetthet av laks og aure på hhv. 22,5 og 34,2 ind./100m² på den lakseførende strekingen. Tettheten av voksen laks og aure var noenlunde stabil ved sammenligning av prøvefiske i 1989 og 1992 (Persson 1993). Prøvefiske på de mange gode gyte- og oppvekstområdene i vassdraget, har ved flere av lokalitetene vist en nedgang i bestanden de siste årene.

I bekken fra Bersevatn (Soksåa) gikk tettheten av laks og aure sterkt tilbake fra 1989 til 1992. I Svelabekken, derimot, ble det opprettholdt gode bestander av laks og aure. Også i Skjævelandsåna viste prøvefisket i 1992 en økt bestand sammenlignet med tidligere. Denne økningen må trolig sees i sammenheng med utsettinger av laks, samt at de to sidebekkene er lite påvirket av forsuring. Høye registrerte tettheter av laks i Indre Vinjavatn er også nærliggende å forklare med utsettinger. I Ørsdalsgreinen ble det i 1992 registrert lavere tettheter av aure sammenlignet med året før. Dette sidevassdraget har imidlertid en god bestand av kanadisk bekkerøye som er mer tolerant overfor surt vann enn laks og sjøaure (Persson 1993).

I 1994 ble det foretatt eksperimenter med Ims-laksesmolt bl.a. i Bjerkreimselva og i Skjævelandsåna (Kroglund *et al.* 1995). Forsøkene viste betydelig skade på fisk som var eksponert i hovedelva, med økende skadeomfang fra Svelavatn og ned til fjorden. Laksesmolt eksponert i Skjævelandsåna var lite skadet. I 1995 ble både stedegen laksesmolt, samt laksesmolt fra Ims eksponert i Skjævelandsåna og nederst i vassdraget. Det ble påvist forsuringsskader på begge stasjoner, men omfanget var som i 1994 størst i laksetrapp ved Fotlandsfossen (Kroglund *et al.* 1995).

3.3.5. Kalking

Det er pr. i dag en relativt begrenset kalkingsaktivitet i vassdraget, og det antas at vannkvaliteten i hovedelva er upåvirket av dette. De største kalkmengdene blir spredd i sidegrenen som renner gjennom Austrumsdalsvatn. I 1994 ble det kalket i 6 vann oppstrøms Austrumsdalsvatn, med drøyt 80 tonn tilsammen. Innsjøen Holmavatn, som inngår i et lite sidevassdrag nedstrøms Hofreistevatn, blir årlig kalket med omlag 35 tonn kalk. Ellers foregår det kalking i tre innsjøer oppstrøms Eikjevatn i den nedre delen av vassdraget (22 tonn årlig), og i en liten innsjø i Ørsdalsvassdraget (4 tonn årlig). Det samlede årlige kalkforbruket i vassdraget er omlag 150 tonn kalksteinsmjøl. I tillegg blir det spredt omlag 15 tonn skjellsand (Espen Enge, pers. medd.).



Figur 9. Fisketomme vann i Bjerkreimsvassdraget 1987 (Enge 1988).

4. KALKINGSPLAN

Kalkingsplanen er primært knyttet til den lakseførende delen av hovedelva, og det er formulert følgende mål:

Å oppnå en vannkvalitet som tillater 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 lakseelver vil det være en rekke faktorer, først og fremst vannkjemiske og hydrologiske, som påvirker lokalisering av tiltak og valg av metoder. Hovedtiltakene mot forsurening vil være; kalking med doserer, innsjøkalking og terrengkalking / våtmarkskalking. På den lakseførende strekningen er det viktig å oppnå stabil og god vannkvalitet hele året. Et doseringsanlegg bør helst plasseres et stykke ovenfor den lakseførende strekningen, slik at en oppnår en tilstrekkelig stabilisering av aluminiumskjemien og unngår partikkeltransport langs viktige produksjonsområder. For å oppnå tilstrekkelig god vannkvalitet i hele målområdet (lakseførende strekning), vil pH nødvendigvis måtte bli noe høyere rett nedstrøms doseringsanleggene enn det generelle pH-målet.

Problembeskrivelse.

Forsuringsproblemene i Bjerkreimsvassdraget er i første rekke knyttet til de tre hovedgrenene fra nordøst; Maudalen, Austrumdal og Ørsdalen (figur 1). Vannmengdene fra disse områdene utgjør omlag 3/4 av den totale vannføringen i elva. En stor del av dette vannet vil kunne avsyres ved å kalke noen av de tildels store og dype innsjøene som ligger ved munningen av dalene.

Tidligere erfaringer med innsjøkalking tilsier imidlertid at vannkvaliteten i utløpet av innsjøbassengene kan bli forholdsvis dårlig om vinteren dersom det legger seg is (f.eks. Bengtsson og Nyberg, 1980, Barlaup og Kleiven 1994). Dette vil som regel være tilfellet for Austrumdalsvatn og innsjøene i Maudalen. Ørsdalsvatn vil, med unntak av ekstremt kalde år, være isfri hele vinteren.

For å holde en stabil vannkvalitet på den lakseførende strekningen hele året vil innsjøkalking alene ikke være nok. Det må i tillegg etableres kalkdoseringsanlegg i elva

som kan kompensere for den variable vannkvaliteten i utløpet av innsjøene, spesielt i den kritiske vårperioden.

Selv om tilrenningen fra de lavereliggende områdene i vest er mindre sure enn hovedtilløpene fra øst, viser vannkjemiske målinger fra perioden 1992-1994 at det episodisk kan forekomme surstøt også fra disse områdene (Henriksen *et al.* 1993, Kaste *et al.* 1994, 1995). Dette dreier seg hovedsakelig om perioder med kraftig nedbør eller snøsmelting. De lavereliggende områdene i vassdraget har, i motsetning til områdene i øst, få innsjømagasiner som kan dempe eller forsinke flomvirkningen. Dette medfører at avrenningen fra disse områdene i perioder kan ha stor innvirkning på vannkvaliteten i de nedre delene av hovedelva.

Med bakgrunn i de nevnte forhold kan kalking av de tre store tilførselsgrenene fra øst vise seg ikke være tilstrekkelig til å unngå forsuringsepisoder i de nedre delene av elva. For å ta hensyn til dette kan det være aktuelt også med kontinuerlig kalkdosering i elva nedenfor Vikeså.

Kalkingsalternativer

I et forholdsvis stort vassdrag som Bjerkreimsvassdraget kan det tenkes en rekke kalkingsalternativer. De vannkjemiske og hydrologiske forholdene legger imidlertid en del klare premisser for valg av kalkingsstrategi i vassdraget (jfr. diskusjon i avsnittene over). Noen alternativer kan være:

1. Kalking av Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn. Elektrisk drevet, vannføringsstyrt kalkdoseringsanlegg i utløpet av Byrkjelandsvatn⁴ og evt. et pH-styrt anlegg i hovedelva nedenfor innløpet fra Ørsdalsvatn (figur 10). I tillegg til disse hovedtiltakene er det mulig å gjennomføre en rekke utvidelsesprosjekter, bl.a. kalking av Storåna innenfor Ørsdalsvatn.
2. Kun dosererkalking.
3. Kun innsjøkalking, i de tre hovedgrenene fra øst, samt i enkelte mindre sidevassdrag fra Svelavatn og nedover.
4. Samme som alternativ 1), men elektriske doseringsanlegg erstattes med flere mindre mekaniske anlegg.

For å kunne oppnå de vannkvalitetsmålene som er skissert i avsnitt 4.1, må det etableres en eller annen form for kontinuerlig kalkdosering i elva. Med referanse til momentene som er berørt før i dette avsnittet, anses alternativ 3) som en lite akseptabel strategi for å sikre laksebestanden i elva.

⁴ Byrkjelandsvatn har en teoretisk oppholdstid på 0,56 år (Gjerstad 1995a, NVE 1994). På grunn av kort avstand mellom innløp og utløp er oppholdstiden i den østre delen derfor langt kortere enn dette. Innsjøkalking i Byrkjelandsvatn er derfor ikke anbefalt som et ledd i kalkingsstrategien for vassdraget.

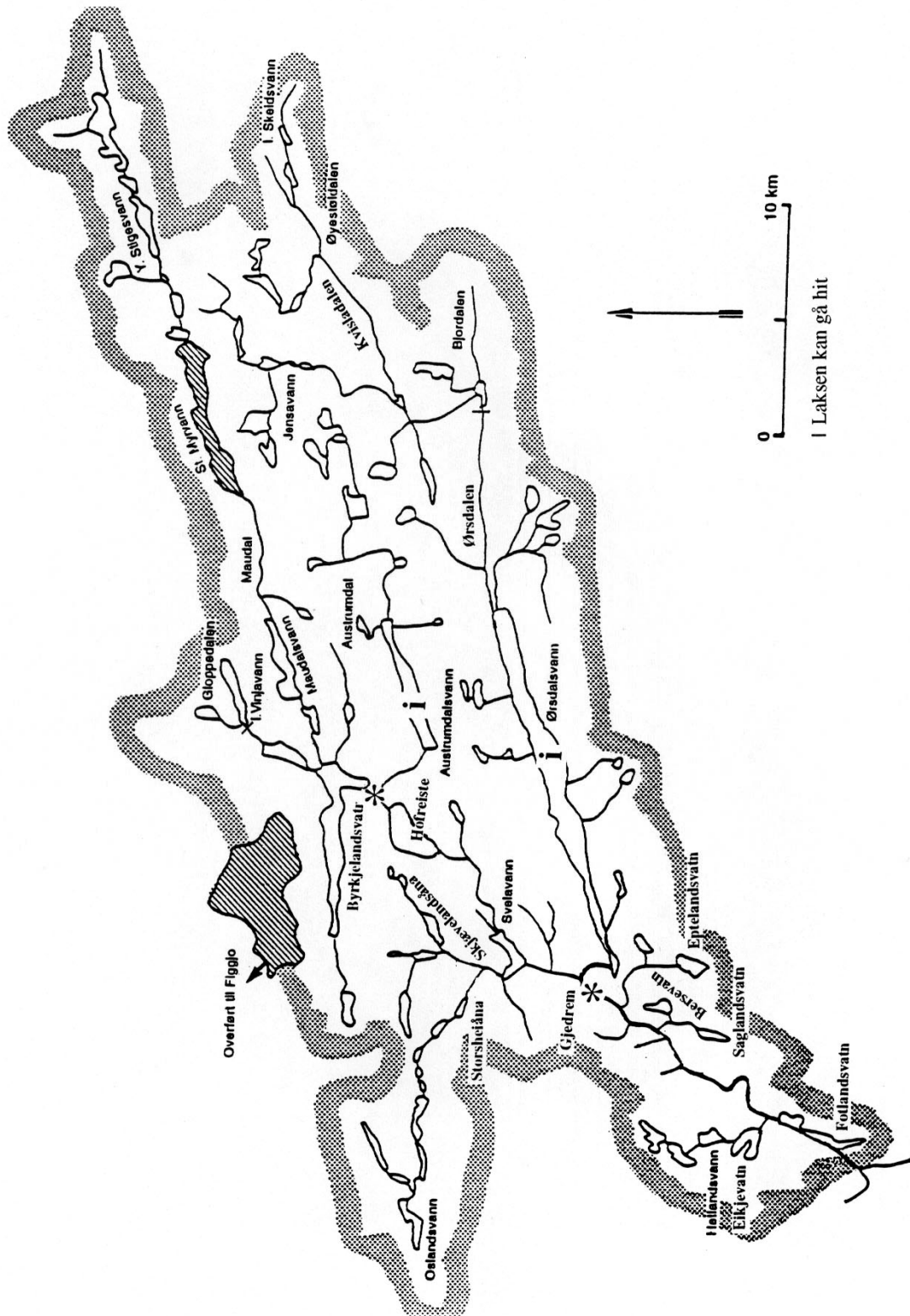
Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn egner seg godt for kalking. Ved å avsyre disse vil en redusere kalkbehovet i doseringsanlegg betydelig. Dette vil være en fordel både ved at antall doserere kan reduseres, samtidig som faren for uønsket transport og sedimentasjon av kalkpartikler nedenfor anleggene reduseres. Alternativ 2), som innebærer en ensidig satsing på dosererkalking, anses dermed som mindre gunstig. Alternativet vil dessuten medføre større investeringskostnader enn f.eks. alternativ 1) ved at det vil kreves flere anlegg, med større lagerkapasitet.

Ved alternativ 1) vil det i tillegg til kalking av Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn være nødvendig å etablere et større, elektrisk drevet, vannføringsstyrt anlegg ved utløpet av Byrkjelandsvatn. I tillegg kan det vise seg å være behov for et ekstra anlegg i nedre del av hovedelva som kan justere vannkvaliteten i forhold til pH-målene. Anlegget må på grunn av store vannmengder og varierende vannkvalitet styres etter både vannføring og pH nedstrøms.

Alternativ 4) innebærer bruk av mindre avanserte, mekaniske anlegg som erstatning for de som er foreslått i alternativ 1. De mekaniske anleggene har en lavere utdoseringsskapasitet enn de elektriske, og med de forholdsvis store kalkmengdene som skal tilsettes i utløpet av Byrkjelandsvatn er det neppe tilstrekkelig med kun én mekanisk doserer her. Dersom en må gå til innkjøp av f.eks. to mekaniske anlegg på denne lokaliteten er en raskt oppe i prisnivået som tilsvarer én elektrisk drevet doserer.

I den nedre delen av hovedelva vil et mekanisk anlegg ikke kunne utføre de samme funksjonene som en elektrisk drevet doserer. Med de store vannmengdene det er snakk om, samt et variabelt kalkbehov, vil det kunne spares store summer på et pH-styrt kalkdoseringsanlegg. Med kun et mekanisk anlegg vil en isteden måtte overdosere for å holde seg på den sikre siden av vannkvalitetsmålene. En slik overdosering vil bety betydelige ekstrakostnader i Bjerkreimselva.

Sammenlignet med alternativ 4) vil alternativ 1) gi en mer optimalisert kalking av vassdraget i forhold til de målene som er satt. Da det ved alternativ 4) vil bli et høyere kalkforbruk, og også behov for flere doserere, vil det være lite å spare i forhold til alternativ 1). Alt i alt anbefales derfor alternativ 1) ved kalking av Bjerkreimsvassdraget (figur 10). Kalkbehov og kostnader forbundet med dette alternativet er utredet videre i avsnittene 4.3.1 - 4.3.3. Mulige utvidelsesalternativer er omtalt i avsnitt 4.3.4.



Figur 10. Forslag til innsjøkalking (i) og plassering av kalkdoseringsanlegg (*) innenfor alternativ I.

4.3. Kalkmengder og kostnader ved anbefalt alternativ.

Bjerkreimsvassdraget foreslås kalket ved en kombinasjon av innsjøkalking og dosereralking. Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn anbefales kalket, samtidig som det settes opp en doserer ved utløpet av Byrkjelandsvatn. Kontinuerlig overvåking av pH i nedre del av elva vil forholdsvis raskt kunne avklare om det er behov for ytterligere en doserer i den nedre delen av elva. Denne foreslås i så fall plassert ved Gjedrem etter samløp med Ørsdalsgrenen (figur 10). Mulige utvidelsesalternativer i tillegg til de nevnte hovedtiltakene er kort omtalt i avsnitt 4.3.4.

4.3.1. Innsjøkalking

For å oppnå en mest mulig stabil vannkvalitet i innsjøene foreslås Austrumdalsvatn kalket årlig og Ørsdalsvatn minst annenhvert år. Ved første gangs kalking må både innsjøenes vannmasser samt ett, hhv. to års beregnet tilsig avsyres. I årene deretter er det kun behov for å avsyre tilsiget fra nedbørfeltet rundt innsjøen. De påfølgende kalkingsdataene for innsjøene er beregnet på basis av antatt kalkbehov ut fra titreringskurver (tabell 2), en kalk som inneholder 90 % CaCO₃ og som løser seg inntil 75 % i vannet (Larsen og Kaste 1996).

Som det framgår av tabell 3 vil det kreves mye kalk det første året, spesielt for å avsyre det store vannvolumet i Ørsdalsvatn. Samlet for Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn vil det kreves omlag 5200 tonn kalk kostnadsberegnet til ca. 3,1 mill. kr for å avsyre vannet som allerede befinner seg i innsjøene under kalkingen. Dette vil være en engangskostnad det første året. I tillegg til dette må en bruke omlag 2300 tonn kalk til ca. 1,4 mill. kr for å avsyre ett års tilrenning til innsjøene. Kalkbehovet det første året blir dermed 7500 tonn og kostnadene til kalk og båtspredning i de to innsjøene rundt 4,5 mill. kr. Senere vil det årlig være behov for omlag 2300 tonn kalk til ca. 1,4 mill. kr for å vedlikeholde vannkvaliteten i de to innsjøene.

Tabell 3. Grunnlagsdata, kalkbehov og kostnader for kalking av Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn til pH > 6,2 hele året. Innsjødata hentet hhv. fra Kontaktutvalget for vassdragsreguleringssaker (1972) og Gjerstad (1994).

Parameter	Benevning	Ørsdalsvatn	Austrumdalsvatn	Sum
Innsjøareal	km ²	12,3	2,9	
Innsjøvolum	mill m ³	1697	153	
Nedbørfelt, areal	km ²	243	61	
Tilsig	mill m ³ /år	661	183	
Teoretisk oppholdstid	år	2,6	0,8	
Kalkbehov, stående vannmasser	tonn/år	4780	370	5150
Kalkbehov, 1 års tilrenning	tonn/år	1860	440	2300
Kalkpris, inkl. båtspredning	kr/tonn	600	600	
Kostnad, 1. år inkl. oppkalking	1000 kr	3980	480	4460
Årlige kalkkostnader	1000 kr	1120	260	1380

4.3.2. Kalking med doserer

Plassering av doseringsanlegg, styringsprinsipp

Det øverste doseringsanlegget foreslås plassert i utløpet av Byrkjelandsvatn, like ovenfor brua der RV 503 krysser elva. Lokaliteten bør være godt egnet for plassering av et doseringsanlegg, i og med at det er en viss turbulens i elva nedstrøms som vil gi brukbare oppløsningsforhold for kalken. Det er dessuten i dag avkjørsel med snumuligheter langs den aktuelle elvestrekningen og strøm / telefon like i nærheten.

Det foreslås et elektrisk drevet doseringsanlegg som styres etter vannføring på stedet. Anlegget skal avsyre all tilrenning fra Byrkjelandsvatn (154 km²), samt lokalfeltet mellom utløpene av Byrkjelandsvatn / Austrumdalsvatn til og med innløpet av Svelavatn (39 km²). Dette utgjør et samlet areal på 154 km² og en avrenning på 385 mill. m³ / år. I tillegg til dette skal anlegget i smoltperioden legge på en ekstra dose på 0,6 mg CaCO₃/l for avrenningen fra Austrumdalsvatn. Dette er en kompensasjon for at innsjøen kalkes til en mål-pH på 6,2, mens målet på den lakseførende strekningen er 6,5 i den aktuelle perioden.

Et eventuelt anlegg i den nedre delen av vassdraget foreslås plassert i hovedelva ved Gjedrem, nedenfor samløpet med Ørsdalsgrenen. Elva er svært stilleflytende langs dette partiet, men på grunn av den store vannføringen vil det neppe by på problemer å løse opp de beskjedne kalkdosene det her er snakk om (tabell 4). Anlegget foreslås plassert så høyt oppe etter samløpet som mulig, fortrinnsvis oppstrøms Bjerkreim bru. Hele den aktuelle strekningen ligger nær vei, og det er derfor ikke snakk om nevneverdige utgifter til framføring av strøm / telefon eller tilrettelegging for adkomst.

Anlegget ved Gjedrem bør være elektrisk drevet og styrt etter vannføring og pH nedstrøms anlegget. Vannkjemiske målinger foretatt i perioden 1992-1995 viser at det er tildels stor variasjon i surheten gjennom året i denne delen av elva (Henriksen *et al.* 1993, Kaste *et al.* 1994, 1995) og forskjellene vil kunne bli enda større ved kalking høyere oppe i vassdraget. Det vil derfor ved ulike årstider og ulike vannføringsforhold være et varierende kalkbehov i vassdraget på dette stedet. Når en tar i betraktning den store vannføringen i elva vil det kunne spares betydelige mengder kalk gjennom en presis pH-basert kalkdosering. En vil dessuten bedre sikre vannkvaliteten i forbindelse med ekstrem forsuring, f.eks. i forbindelse med sjøsaltepisoder (Hindar *et al.* 1993).

I kalkberegningene som følger er det forutsatt at dosereren ved Gjedrem skal avsyre avrenningen fra 87 km² av lokalfeltet nedstrøms Svelavatn. Det er dermed antatt at både Skjævelandsåna, Storsheiåna og bekken fra Eikjevatn stort sett ikke trenger avsyring. Det er imidlertid beregnet at anlegget i smoltfiseringsperioden skal legge på en ekstra dose på omlag 0,6 mg CaCO₃/l for avrenningen som stammer fra Ørsdalsvatn. Dette er en

kompensasjon for at innsjøen kalkes til en mål-pH på 6,2, mens målet på den lakseførende strekningen er 6,5 i den aktuelle perioden⁵.

Kalkbehov og kostnader

Basert på titreringskurver for vassdraget (avs. 3.3.3) og normal avrenning i området (NVE 1994) er det beregnet et årlig kalkforbruk i den øverste dosereren på omlag 1070 tonn (tabell 4). Med en antatt kalkpris på kr. 600,- pr tonn, tilsvarer dette årlige kostnader på omkring 0,64 mill. kr (tabell 5). Dersom en regner at flomvannføringen i området kan være opptil 12 ganger middelvannføringen (gjentaksintervall på 100 år, Ruud (1995), bør anlegget ha en doseringskapasitet på 2,0 tonn/time eller 50 tonn/døgn. Ved denne doseringshastigheten vil det være praktisk med en lagerkapasitet i anlegget på opp mot 100 tonn.

I en eventuell doserer ved Gjedrem er det beregnet et gjennomsnittlig årlig kalkforbruk på omlag 560 tonn. Kalkforbruket vil imidlertid kunne variere mye avhengig av vannkvaliteten i utløpet av de kalkede innsjøene. Det er her forutsatt at pH i utløpene av Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn holder seg over 6,2 hele året. Dersom Ørsdalsvatn kalkes til pH 6,5 i smoltifiseringsperioden vil kalkbehovet imidlertid bli vesentlig mindre enn dette. Med en antatt kalkpris på kr. 600,- pr tonn, tilsvarer den beregnede kalkmengden årlige kostnader på omkring 0,33 mill. kr. Dersom en regner at flomvannføringen i lokalfeltene omkring elva kan være opptil 15 ganger middelavrenningen, bør anlegget ha en doseringskapasitet på minst 1,8 tonn/time eller 40 tonn/døgn. I og med at utdoseringen i anlegget bla. er avhengig av vannkvaliteten i utløpet av de kalkede innsjøene, anbefales det innarbeidet en viss sikkerhetsmargin både når det gjelder doseringskapasitet og lagervolum i siloen. Det anbefales derfor en silokapasitet omlag som ved den øverste dosereren.

Tabell 4. Kalkbehov i doseringsanleggene ved utløp Byrkjelandsvatn og ved Gjedrem.

	Byrk.vatn	Gjedrem	<i>Kommentar</i>
Vannmengde (mill. m ³ /år)	479*	152*	(NVE 1994)
Årlig kalkbehov (tonn kalksteinsmel)	1070	560	(se avsn. 3.3.3 og 6.5.3)
Kalkdose ved anlegg (g kalk/m ³)	3,8/2,2	0,7/0,2**	(smolt.periode / ellers i året)
Maks. doseringskap. (tonn/time)	2,0	1,8	(hhv. 12 og 15 x middelvannf.)
Lagerkap. silo i ett døgn (tonn)	50	40	

* Anleggene ved utløpet av Byrkjelandsvatn og ved Gjedrem skal i smoltifiseringsperioden legge på en ekstra kalkdose som tilsvarer 0,6 mg CaCO₃/l på avrenningen fra hhv. Austrumdalsvatn og Ørsdalsvatn.

** Avhengig av pH oppstrøms

Utgiftene til innkjøp og etablering av anlegget ved utløpet av Byrkjelandsvatn vil beløpe seg til omkring 1,1 mill. kr (tabell 5). Innkjøp og oppføring av et anlegg ved Gjedrem vil kunne beløpe seg til omlag 1.3 mill. kr. Det må her legges til at doseringsanlegg ofte må

⁵ Fylkesmannen i Rogaland har foreslått å kalke Ørsdalsvatn om vinteren til en pH på 6,5. Dette vil sannsynligvis gi en pH i utløpet på opp mot 6,5 i smoltifiseringsperioden og medføre redusert kalkbehov ved Gjedrem.

tilpasses hvert enkelt vassdrag, og at prisen derfor er vanskelig å anslå før det er innhentet tilbud fra leverandørene. De årlige utgiftene til innkjøp av kalk og drift/service på doseringsanleggene ved Byrkjelandsvatn og Gjedrem vil gjennomsnittlig kunne beløpe seg til hhv. 0,8 og drøyt 0,6 mill. kr.

Tabell 5. Anslåtte kostnader til kalk, samt innkjøp, oppføring og drift av doseringsanlegg (inkl. mva.). Tallene er oppgitt i 1000 kr.

Utgiftspost	Merknad	Byrk.vatn	Gjedrem	Sum
Doseringsanlegg, innkjøp	80-100 tonns anlegg	1.000	1.200	2.200
Vegframføring	1000 kr/m			
Strømtilførsel	100 kr/m			
Telefon	100 kr/m			
Fundamentering	fast pris	100	100	200
Investeringer, 1. år		1.100	1.300	2.400
Kalk	Kalkpris (600 kr/tonn)	640	330	970
Serviceavtale etc.	fast pris	150	300	450
Årlige driftskostnader		790	630	1.420

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

Tilsammen vil innsjøkalkingen og dosererkalkingen i Bjerkreimsvassdraget innebære følgende anslåtte investeringskostnader:

<i>Innkjøp og oppføring av anlegg:</i>	<i>1,1 mill. kr</i>
<i>Oppkalking av innsjøbassengene:</i>	<i>3,1 mill. kr</i>
<i>Sum:</i>	<i>4,2 mill. kr</i>

Ved etablering av et ekstra anlegg ved Gjedrem vil investeringskostnadene øke med ca. 1,3 mill. kr.

De gjennomsnittlige årlige driftskostnadene er anslått til:

<i>Kalk, innsjøer</i>	<i>1,38 mill. kr</i>
<i>Kalk, doserere:</i>	<i>0,64 mill. kr</i>
<i>Serviceavtaler, doserere:</i>	<i>0,15 mill. kr</i>
<i>Sum:</i>	<i>2,17 mill. kr</i>

Ved etablering av et ekstra anlegg ved Gjedrem vil gjennomsnittlige årlige driftskostnader øke med ca. 0,63 mill. kr.

Dersom Store Myrvatn blir tatt i bruk som drikkevannskilde for Jæren-området (avs. 3.2.2), vil vannføringen og dermed kalkbehovet i elva bli redusert. Dersom det

eksempelvis blir tatt ut 50-70 mill. m³ vann årlig, vil kalkbehovet reduseres med i størrelsesorden 100-150 tonn på årsbasis. En eventuell utbygging av Ørsdal Nord kraftverk vil ikke medføre endringer i det totale kalkbehovet i vassdraget.

4.3.3. Mulig utvidelse av det anbefalte kalkingsalternativet.

I tillegg til hovedtiltakene som er foreslått er det i Bjerkreimsvassdraget en rekke muligheter for ekstra kalkingstiltak. Her omtales to slike:

1. Kalking av den lakseførende strekningen i Ørsdalen
2. Kalking for laks opp til Indre Vinjavatn

Kalking i Ørsdalen

Det er mulig å kalke hele den tidligere lakseførende delen av Storåna ved å etablere et kalkdoseringsanlegg ved Bjordal. I og med at det går vei langs hele den lakseførende delen av elva er det gode muligheter for å få plassert et doseringsanlegg her. Dersom målsetningen er å kalke kun strekningen ned til Ørsdalsvatn vil det trolig være tilstrekkelig med et mekanisk vannføringsstyrt anlegg. Det er også mulig å vedlikeholdskalke Ørsdalsvatn via et doseringsanlegg i Storåna, i og med at tilsiget ved dosereren utgjør omlag halvparten av tilsiget til innsjøen. Det må da settes større krav til doseringsutstyret mht. presisjon og driftssikkerhet, noe som kan være vanskelig å oppnå i et område uten strøm og med forholdsvis dårlig veistandard.

Ved en eventuell utbygging av Ørsdal nord kraftverk (avsn. 3.2.2) vil vannføringen på denne elvestrekningen kunne bli sterkt redusert. Kalking vil i så måte gi begrensede nyttevirksomheter dersom det ikke innarbeides krav til minstevannføring i en eventuell konsesjon. Momentet med vedlikeholdskalking av Ørsdalsvatn vil i alle tilfeller falle bort.

Doseringsanlegg i Storåna kan anbefales som et utvidelsesalternativ innenfor kalkingsplanen, men Ørsdalsvatn bør uansett kalkes slik det er foreslått.

Kalking for laks opp til Indre Vinjavatn.

For å oppnå tilfredsstillende vannkvalitet på hele strekningen til Indre Vinjavatn må det gjennomføres tiltak for å bedre vannkvaliteten i Byrkjelandsvatn. I Vinjavatna er vannkvaliteten i dag forholdsvis god (H. Lura, pers. medd.). Som tidligere nevnt i rapporten vil kalking i Byrkjelandsvatn trolig ha kort varighet i den østre delen hvor utløpet ligger. Andre måter å heve vannkvaliteten i innsjøen på er enten å kalke hovedinnløpet fra Maudalen med doserer eller å kalke innsjøer i Maudalen, f.eks. Store Myrvatn og Stigesvatn. Planer om utvidet kraftutbygging i området skaper usikkerhet omkring den framtidige vannføringen i innløpselva til Byrkjelandsvatn, og det anbefales derfor ikke å prosjektere denne dosereren nærmere før utbyggingsomfanget er avklart.

Eventuell innsjøkalking i Store Myrvatn og Stigesvatn må samordnes/avklares i forhold til eksisterende planener for drikkevannsuttak i Store Myrvatn (se avsn. 3.2.2).

Dersom det anses som et mål å heve vannkvaliteten i den vestre delen av Byrkjelandsvatn vil dette være oppnåelig gjennom innsjøkalking.

Ved kalking av Byrkjelandsvatn vil det være behov for omlag 980 tonn kalk det første året (tabell 6). Av dette vil omlag 350 tonn gå med til å avsyre innsjøens vannmasser. Basert på en antatt kalkpris på kr. 600 pr. tonn vil dette innebære en utgift på omlag kr. 590.000,- det første året. Siden vil det koste i størrelsesorden kr. 380.000,- årlig å vedlikeholdskalke innsjøen.

Dersom en velger å kalke Byrkjelandsvatn eller flere av innsjøene oppstrøms, bør det foreslåtte doseringsanlegget i utløpet av innsjøen utstyres med pH-styring. Dette vil være nødvendig for å unngå vekselvis over- / underdosering i forbindelse med vannkvalitetsvariasjoner som erfaringsmessig oppstår i utløpet av kalkede innsjøer.

Tabell 6. Grunnlagsdata, kalkbehov og kostnader for kalking av Byrkjelandsvatn til pH > 6,2 hele året. Innsjø- og nedbørfeltdata er hentet fra hhv. Gjerstad (1995a) og NVE (1994).

Parameter	Byrkjelandsvatn
Innsjøareal	5,4 km ²
Innsjøvolum	215 mill m ³
Nedbørfelt, areal	154 km ²
Tilsig	385 mill m ³ /år
Teoretisk oppholdstid	0,56 år
Kalkbehov, stående vannmasser	350 tonn/år
Kalkbehov, 1 års tilrenning	630 tonn/år
Kalkpris, inkl. båtspredning	600 kr/tonn
Kostnad, 1. år inkl. oppkalking	0,59 mill. kr
Årlige kalkkostnader	0,38 mill. kr

4.4. Usikkerhet ved kalkberegningene

Årlig kalkbehov i vassdraget er beregnet på basis av følgende hoveddata:

- Titreringsanalyser (avsn. 3.3.3)
- Middelvannføring
- Antatt kalkopløsning

Titreringsanalysene gir et bilde av kalkbehovet ved ulike stasjoner i vassdraget ved et gitt tidspunkt. Denne metoden gir et mer reelt bilde av avsyingsbehovet i vannet enn teoretiske beregninger basert på opplysninger om vannkvalitet. Prøvene som ble brukt til titreringsanalyse i Bjerkreimsvassdraget viste seg å være godt representative for det alminnelige pH-nivået ved de ulike stasjonene i perioden 1992-1994 (Henriksen *et al* 1993, Kaste *et al.* 1994, 1995). Eventuelle avvik fra den gjennomsnittlige pH-verdien for 1992-1994 ble korrigert for ved å ekstrapolere kurvene (tabell 2). Da Bjerkreimsvassdraget har mange innsjøer med lang oppholdstid, vil hovedvannmassene i den nordøstlige 3/4-delen av vassdraget ha en forholdsvis stabil vannkvalitet (figur 7). Titreringskurven som er vist i figur 8 vil derfor gi et forholdsvis representativt bilde av det gjennomsnittlige avsyingsbehovet i store deler av vassdraget.

Vannføringen er den enkeltfaktor i beregningene som medføre størst usikkerhet. I beregningene i denne planen er det tatt utgangspunkt i middelvannføringen målt over en lengre periode (NVE 1994). Fra år til år kan imidlertid vannføringen ofte variere med faktorer på f.eks. \pm 10-30 %. Slike avvik vil virke direkte inn på kalkkostnadene, som vil variere med samme størrelsesorden.

I kalkberegningene er det antatt en kalkoppløsning på 70 %. Dette er trolig et konservativt estimat, men oppløsningen vil variere fra vassdrag til vassdrag bl.a. avhengig av strømningsforhold og vannkvalitet. Kontrollundersøkelser i vassdraget etter kalking vil kunne gi et mål på hvordan langtidsoppløsningen kan bidra til den totale kalkoppløsningen i elva.

4.5. Anbefalinger

For å oppnå vannkvalitetsmålene som er satt for den lakseførende strekningen i elva, anbefales en kombinasjon av innsjøkalking og dosererkalking. Kalking med doserer vil sikre en stabil vannkvalitet i forhold til målene. I og med at Fylkesmannen i Rogaland vil forsøke å kalke Ørsdalsvatn til pH 6,5 i smoltifiseringsperioden, foreslås det at en avventer resultater fra den vannkjemiske overvåkingen før en etablerer det nederste foreslåtte doseringsanlegget ved Gjedrem. Dersom dette anlegget bygges senere bør det utstyres med pH-styring nedstrøms for å oppnå nødvendig presisjon i utdoseringen i forhold til vannkvalitetsmålene. I et så stort vassdrag som i Bjerkreim vil selv en liten overdosering kunne medføre store ekstrakostnader.

Kalking av Ørsdalsvatn og Austrumdalsvatn vil avsyre en betydelig del av avrenningen til hovedelva. Dette vil være gunstig med tanke på at giftig aluminium i stor grad vil kunne avgiftes før vannet når den lakseførende strekningen i hovedelva. I tillegg vil det føre til lavere kalkdoseringsbehov i elva, noe som vil redusere ulemper knyttet til transport og sedimentasjon av kalkpartikler nedenfor doseringsanleggene.

Sistnevnte forhold vil bl.a bidra til å redusere faren for en ytterligere stimulans av de store forekomstene av vannplanten krypsiv (*Juncus bulbosus* L) som er registrert på stilleflytende partier i elva, samt i grunne innsjøer (Lindstrøm og Johansen 1994).

Spesielt det grunne Fotlandsvatnet, ca. 10-12 km nedenfor Gjedrem, er i dag sterkt overgrodd av krypsiv.

Kalking av mindre innsjøer, f.eks. i den nedre delen av vassdraget vil også være gunstig med tanke på å redusere transporten av giftig aluminium til hovedelva. Det anbefales at pågående innsjøkalkingsprosjekter i vassdraget videreføres.

Innenfor det anbefalte hovedalternativet for kalking av Bjerkreimsvassdraget er det i kalkingsplanen omtalt utvidelsesalternativer. Av disse kan dosererkalking av innløpet til Ørsdalsvatn være aktuelt av hensyn til eventuell anadrom fisk som passerer gjennom innsjøen. Den første innsjøkalkingen i Ørsdalsvatn foreslås imidlertid gjennomført uansett.

Driftsavbrudd eller forstyrrelser ved doseringsanlegg vil kunne ha alvorlige konsekvenser for laksebestanden i elva. Det bør derfor sørges for god driftskontroll og klare drifts- og serviceavtaler med leverandøren.

For å tilpasse kalkforbruket i doseringsanlegg til vassdragets avsyringsbehov og dessuten kontrollere kalkingsstrategien, er det viktig med en nøye oppfølging av kalkforbruk og vannkvalitet i ulike deler av vassdraget den første tiden etter at kalkingstiltakene er igangsatt. Denne kontrollen er viktig for å optimalisere kalkingen, bl.a. med tanke på å unngå unødig overdosering som kan påføre prosjektet ekstrakostnader. I kalkberegningene for doserere er det antatt en oppløsningsgrad for kalken på 70% (avsn. 4.4). Dette er trolig et konservativt estimat og kontrollundersøkelser vil kunne gi et mål på om f.eks. langtidsoppløsningen av kalk bidrar til en større totaloppløsning i elva.

En forventet bedring i vannkvaliteten i Bjerkreimsvassdraget pga. redusert svovelnedfall (Hindar og Skiple 1996) bør også følges, slik at kalkmengden til enhver tid tilpasses behovet.

Biologisk oppfølging i form av bunndyrregistreringer og fiskeforsøk anbefales gjennomført som en kontroll på måloppnåelse.

5. REFERANSER

- Barlaup, B. og Kleiven, E. 1994. Fiskeundersøkelser i Store Hovvatn, Aust-Agder. I: Kalking i vann og vassdrag 1993. FoU-virksomheten. Årsrapporter 1993. DN-notat 1994-2, s. 31-37.
- Bengtsson, B. og Nyberg, P. 1980. Liming acid lakes i Sweden. *Ambio* 9: 34-36.
- DN 1990. Håndbok i kalking av surt vann. 2. utgave. DN-håndbok nr. 1/1990, 52 s.
- DNMI 1995. Nedbørhøyder fra meteorologisk stasjon Ørdsalen. Årsnedbør 1923-1994, normal nedbør 1961-1990 og døgnnedbør 1991-1993. Det norske meteorologiske institutt, Oslo.
- Enge, E. 1988. Fiskeribiologiske undersøkelser i Bjerkreimsvassdraget i 1987. Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernadv. (upubl.).
- Enge, E. og Nordland, J. 1994. Behovet for kalking som mottiltak mot forsuring i Rogaland. Notat, oppdatert versjon. Fylkesmannen i Rogaland, miljøvernadv. 9 s.
- Faugli, P.E. 1982. Bjerkreimsvassdraget - En oversikt over de geofaglige forhold. Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer. Univ. i Oslo. Rapport 45.
- Gjerstad, K.O. 1994. Limnologiske undersøkelser av Austrumdalsvatn 1993. Næringsmiddeltilsynet for Midt-Rogaland, rapport nr. 1/94, 25 s.
- Gjerstad, K.O. 1995a. Limnologiske undersøkelser av Birkelandsvatn 1994. Næringsmiddeltilsynet for Midt-Rogaland, rapport nr. 5/95, 25 s.
- Gjerstad, K.O. 1995b. Limnologiske undersøkelser av Store Myrvatn 1994. Næringsmiddeltilsynet for Midt-Rogaland, rapport nr. 1/95, 20 s.
- Henriksen, A., Bechmann, M. og Hessen, D. 1993. Nitrogen fra fjell til fjord - Årsrapport 1992. NIVA-rapport, løpenr. 2901, 64 s.
- Henriksen, A., Lien, L. og Traaen, T. 1990. Tålegrenser for overflatevann - Kjemiske kriterier for tilførsler av sterke syrer. NIVA-rapport nr. 2431, 49 s.
- Hindar, A. og Skiple, A. 1996. Bjerkreimsvassdraget. Overvåking av kalkingseffekter. Manus til DN's årsrapport om Kalking i vann og vassdrag 1995. FoU-virksomheten.
- Hindar, A., Henriksen, A., Tørseth, K. og Lien, L. 1993. Betydningen av sjøsaltanriket nedbør i vassdrag og mindre nedbørfelt. Forsuring og fiskedød etter sjøsaltepisoden i januar 1993. NIVA-rapport, løpenr. 2907, 42 s.
- Hovland, E.G. 1995. Aktuelle framtidige vannkilder. Vurdering og anbefaling. IVAR-rapport 12. juni 1995. Interkommunalt vann-, avløps- og renovasjonsverk, Forus, 42 s.
- Kaste, Ø., Beckmann, M. og Tørseth, K., 1994. Nitrogen fra fjell til fjord - Årsrapport 1993, NIVA - rapport, løpenr. 3105, 60 sider.
- Kaste, Ø., Beckmann, M. og Tørseth, K., 1995. Nitrogen fra fjell til fjord - Årsrapport 1994, NIVA - rapport, løpenr. 3284, 77 sider.
- Kjos-Hansen, O. (red.) 1990. Bjerkreim. Videreføringsprosjekt for Bjerkreim. 137 Bjerkreimsvassdraget. Samlet Plan for vassdrag. Miljøverndep.
- Kontaktutvalget for vassdragsreguleringssaker. 1972. Ørdsalsvatn. I: Fylkeskompendium for Rogaland. Om naturvitenskaplige interesser knyttet til uregulerte og "ubetydelig" regulerte vassdrag. Bind II. Univ. i Oslo.

- Kroglund, F., Finstad, B., Staurnes, M., Rosseland, B.O., Hektoen, H., van Berkum, T. og Iversen M. 1995. Vannkvalitetskrav hos laksesmolt: Undersøkelse av smoltkvalitet i ulike vassdrag. Skal trykkes i DNs rapportserie; Kalking i vann og vassdrag, FoU-virksomheten. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Kroglund, F., Staurnes, M. og Kvellestad, A. 1994. Vannkvalitetskriterier for laks. Kalking av Vikedalselva, I: Kalking i vann og vassdrag 1992. FoU-virksomheten. Årsrapport 1992. DN-notat 1994-2, s. 208-223.
- Larsen, B. M. og Kaste, Ø. 1996. Jørpelandselva. Overvåking av kalkingseffekter. Manus til DNs årsrapport om Kalking i vann og vassdrag 1995. FoU-virksomheten.
- 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
- Lindstrøm, E.A. og Johansen, S.W. 1994. The impact of nitrogen on periphyton and macrovegetation - a short description of two projects. Nitrogen from mountains to fjords - Newsletter 2/1994, 6-9.
- Lyse Kraft 1995. Lyse kraft mot år 2000. Informasjonsbrosjyre, 8 s.
- Molversmyr, Å., Tyvold, T., Sanni, S., Bremnes, T. og Romstad, R. (1990). Bjerkreimsvassdraget. Tilstand og resipientegenskaper. Rogalandforskning. RF - 39/90.
- NVE 1994. Hydrologisk kart for Bjerkreimsvassdraget. Norges vassdrags- og energiverk, hydrologisk avdeling, Oslo.
- NVE 1995. Vannføring NVE-stasjon Gjedlaleiv i Bjerkreimsvassdraget, 1982-1994. Norges vassdrags- og energiverk, hydrologisk avdeling, Oslo.
- Persson, U. 1993. Tetthetsregistrering av laks og aure i Rogalandsvassdrag, 1992. Miljørapport nr.2, Fylkesmannen i Rogaland, Miljøvernadv. 99 s.
- Ruud, L. G. 1995. Flomfrekvensanalyse for Bjerkreimsvassdraget utarbeidet for NIVA, 10 s.
- SFT, 1994. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1993. 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 forsuringfase. Forskingen var i hovedsak rettet mot ferskvannsstadiet til fisken, og man visste lite om at sjøvannsegenskapene ble skadet som følge av forsuringen. I dag vet man at selv lave aluminiumskonsentrasjoner skader smoltens sjøvannstoleranse (Kroglund og Staurnes 1993, Kroglund m.fl. 1994b, Staurnes m.fl. 1993).

6.2.1. Vannkvalitetskrav

Fiskeskader

Dødelighet, redusert bestandsstørrelse eller fravær av fisk ble og er ofte benyttet som kriterium for skade, f.eks. ved forsuring. Kjennskap til artenes økologiske krav, fysiologi og adferd gjør det mulig å fastslå sannsynlighet for skader på fiskebestander på et vesentlig

lavere skade-nivå (Exley og Phillips 1988, Rosseland og Staurnes 1994). Dersom skade på individer kan oppdages tilstrekkelig tidlig, kan ulike tiltak (kalking) forhindre eller redusere endringer på populasjonsnivå. Ved bruk av indikatorskader på individnivå kan sannsynligheten for skade på fiskebestander fastsettes før vesentlig endring i økosystemet har inntruffet.

Skade bestemmes av konsentrasjon, eksponeringstid, temperatur, fiskens fysiologiske stadium og adferd. Ikke alle forhold kan holdes konstante i forsøk, og er det heller ikke i naturen. Ulike forsøk vil ha forskjeller i forsøksoppsett, gjennomføring og eksponering. Vurdering av skadeomfang er også avhengig av hvilke parametre som er undersøkt. Nøyaktige grenser vil derfor ikke kunne fastsettes for vannkvalitet.

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

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

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

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

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

Blandsoner

Aluminium i surt vann går fra enkle lavmolekylære former til høymolekylære komplekser etter at vannet blandes med vann av høyere pH (Rosseland m.fl. 1992, Kroglund m.fl. 1993a, Lydersen m.fl. 1995). I den første blandingsfasen har det vist seg at fisk kan skades selv om pH er høy (>6.3). Dette skyldes at Al i en viss periode er i ulikevekt og derfor er ekstra giftig for fisk. Endringen fra lav- til høymolekylære Al-former er både pH- og temperaturavhengig (Lydersen m.fl. 1990, Lydersen 1990). Reaksjonshastigheten vil være treg ved lave temperaturer og rask ved høye temperaturer. Aluminium i blandsoner kan i verste fall drepe fisk iløpet av få timer, men selv kortvarig eksponering skader viktige kroppsfunksjoner og vev.

Giftigheten av blandsonen avtar med tid. Varigheten av "blandsoneskjemien" er ikke fastlagt, men det er påvist skader på fisk holdt i vann som er 15 minutter gammelt (alder på blandingen). Dersom dette hadde vært i en elv, ville området med giftig vann fått en lang utstrekning, avhengig av vannhastigheten. Det er derfor grunn til å tro at blandsoner vil skade fiskebestandene i elver hvis fisken ikke kan 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 elvefangst.

Forsøk utført på Ims i perioden 1989-1994 demonstrerte klart at laksesmolt eksponert for moderat surt, aluminiumsholdig vann (pH 5.8-6.2; 10-30 µg uorganisk Al/L) tilsynelatende

kunne se "frisk" ut, men at fisken ikke lengre hadde de sjøvannskvalitetene man skal forvente av en smolt. Likeledes viste forsøk, samt prøver tatt av villfisk i Vikedalselva i 1991 og i 1992, at selv meget lave konsentrasjoner av aluminium (mindre enn 15 µg uorganisk Al/L) skader både gjellevev, kroppsfunksjoner og sjøvannsegenskapene til laksesmolt. Skader på sjøvannsegenskapene til utvandrende smolt kan være en av de første skadene med økologisk betydning i en tidlig forsøringsfase.

Redusert sjøvannstoleranse etter eksponering for aluminium skyldes blant annet inaktivering av enzymet Na-K-ATPase i gjellevev (Staurnes m.fl. 1993). Man har senere forsøkt å fastsette en nedre akseptabel økologisk grense for uorganisk aluminium. Det er til nå påvist skader både på laksesmolt i ferskvann, samt redusert sjøvannstoleranse etter 4 dagers eksponering ved 10-20 µg uorganisk Al/L og pH 6.2-6.3. Fisk eksponert til pH 6.8-6.9 og <10 µg Al/L hadde ikke skader. Registreringer utført på laksesmolt i Vosso antyder 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 antyder at et kalkingsmål på pH 6.2 resulterte i en ikke-optimal vannkvalitet for smolt sammenliknet med kalking til pH 6.5, sannsynligvis på grunn av at giftig aluminium fortsatt var tilstedeværende. Forbedringen i "status" fra pH 6.2 til pH 6.5 kan også skyldes økningen i kalsiumkonsentrasjon eller i ionestyrke (Kroglund og Staurnes 1993). Ustabil aluminiumskjemi kan være en tilleggsfaktor (Rosseland m.fl.1992, Rosseland og Hindar 1991). Forbedret biologisk respons etter pH-heving fra pH 6.2 til pH 6.5 er også påvist ved bunndyrundersøkelser (Raddum upublisert).

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

6.2.2. Kalkingsstrategier

Kalkingsstrategien skal gi en god nok bedring i vannkvalitet for fisk og andre ferskvannsorganismer for lavest mulig kostnad og uten for store uønskede effekter, se

f.eks. Hindar (1992a). Målet er å skape miljøbetingelser etter kalking som er mest mulig lik forholdene før forsuring. Hvis laksen gis gode nok leveforhold regner vi med at også de andre forsuringfølsomme organismene i vann får gode levevilkår. Noe dårligere vannkvalitet vil være akseptabelt for andre fiskearter.

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

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

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

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

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

Kalkingsstrategi	1978-81	1982-86	1987-91	1992-96
Lastebil; strandsone i innsjøer	32	12	1	.
Båtspredning; innsjø	15	44	47	45
Lastebil; elv	5	7	.	.
Grovkalk fra traktor; elv	2	.	.	.
Doserer; elv	12	37	29	24
Traktor; våtmark og strandsone	19	.	.	.
Helikopter; våtmark	.	.	23	31
Traktor; jordbruksland	13	.	.	.
Totale mengder (tonn)	10440	12001	16490	19970

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

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

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

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

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

Det kan være flere grunner til at utstyr for pH-styring ikke ønskes, f.eks. at det er utsatt for driftsproblemer, at det kreves vedlikehold av fagpersonell og at det øker investeringskostnadene. Vi er imidlertid av den oppfatning at pH-styring sikrer den vannkvaliteten 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 spredningssentra i vassdragene. Derimot kan en på lengre sikt frykte en nedgang i biologisk variasjon og mangfold i innsjøer med betydelige tilgroingsproblemer med krypsiv (*Juncus bulbosus* = *J. supinus*).

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

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

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

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

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

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

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

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

6.3.2. Rennende vann

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

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

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

6.4. Terrengkalking.

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

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

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

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

6.4.1. Hva er terrengkalking ?

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

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

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

Vi kan skille terrengkalking i to hovedtyper; 1) kalking av hele nedbørfeltet med lav kalkdose Traaen m.fl. 1995) og 2) kalking av strategiske områder med stor/større kalkdose (Hindar m.fl. 1995). I det første tilfellet tar en sikte på å gi en langvarig effekt, f.eks. 10 år. I det andre tilfellet, der en som regel legger kalken i små myrområder, tar en sikte på en effekt i 2-4 år.

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

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

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

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

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

Skogkalking i Gjerstad med samme arealdose som på Tjønnsstrond, men der det ble brukt grovdolomitt, vil trolig kunne vise om de uønskede effektene på vegetasjonen kan reduseres.

6.4.3. Kostnader ved terrengkalking

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

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

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

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

Innsjøkalking

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

Doserer

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

Tabell fort neste side

Terreng^{*)}

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

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

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

6.5. Kalking med doserer

Kalkingsstrategi er bl.a. kombinasjonen av kalktyper, kalkingsteknikker og kalkmengder som til sammen sikrer tilstrekkelig vannkvalitet for fisken. Lokalisering av doserer og kalkingsintervaller blir også en del av strategien. På grunnlag av årlig kalkbehov og kostnader ved kjøp eller leie og drift av 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 døgnmiddelvanneføring (10-20 ganger middelvanneføringen, 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 elvevannet 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 Tjønnstrond, Norway: an 11-year record. (Subm. *Water, Air, and Soil Pollut.*)