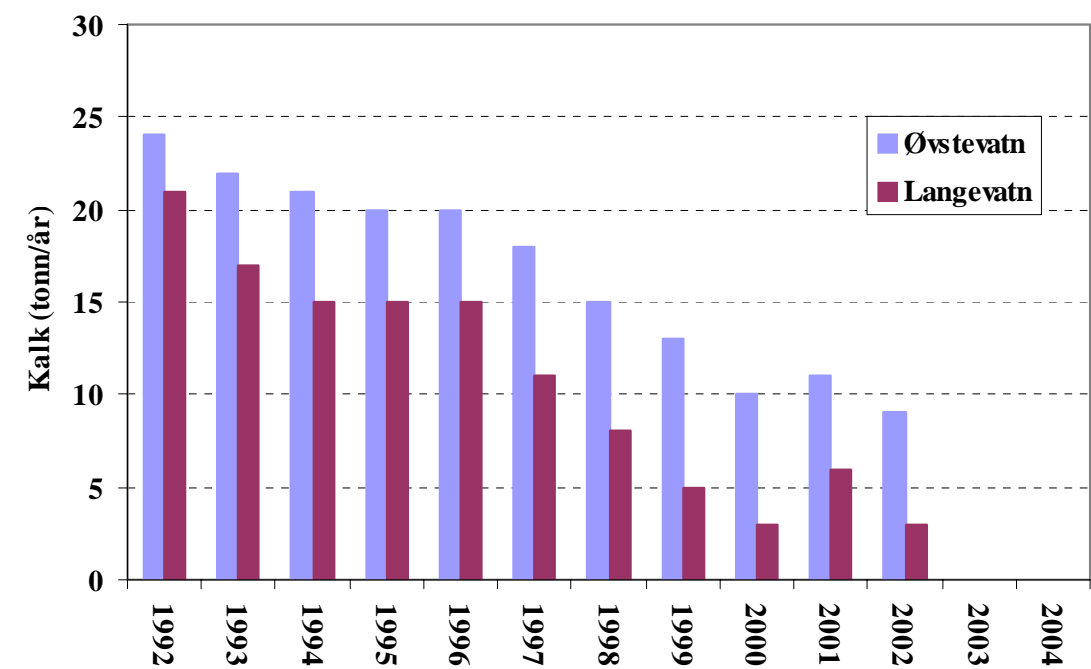




RAPPORT LNR 5029-2005

**Metodikk for å avgjøre om og når kalking av innsjøer kan avsluttes i områder med redusert sur nedbør**

**Kalkforbruk**



**Hovedkontor**

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

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Midt-Norge**

Postboks 1264 Pirsenteret  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 73 87 10 34 / 44  
Telefax (47) 73 87 10 10

Tittel Metodikk for å avgjøre om og når kalking av innsjøer kan avsluttes i områder med redusert sur nedbør	Løpenr. (for bestilling) 5029-2005	Dato 8. juni 2005
	Prosjektnr. Undernr. O-24265	Sider Pris 34
Forfatter(e)  Atle Hindar og Thorjørn Larssen	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning	Oppdragsreferanse Kontrakt 04040041
---	--

**Sammendrag**

Nedfallet av svovel er sterkt redusert og forsuringssituasjonen i vann og vassdrag er markert forbedret. Det er derfor aktuelt å avslutte kalking av enkelte innsjøer. pH og konsentrasjoner av aluminium og ANC (syrenøytraliserende kapasitet) påvirkes ved kalking, og det er vanskelig å vite om nivået på disse ville være akseptabelt uten kalking kun ved å se på dagens vannkjemi i innsjøen. Det er derfor utviklet metoder for å benytte vannkjemi i andre innsjøer, slik at "ukalket" Ca og ANC kan beregnes for kalkede innsjøer. "Ukalket" ANC kan brukes til å finne sannsynligheten for at avsluttet kalking ikke medfører fare for skade på fiskebestanden. Sannsynlighet for skade kan brukes til å rangere innsjøer i fylkene, slik at det blir lettere å ta innsjøer ut av kalkingsprogrammet ved redusert forsuring og/eller redusert bevilgning til kalking. ANC beregnet ved dynamisk modellering vil gi informasjon om sannsynlig utvikling over tid og et norskbasert innsjøbibliotek kan rasjonalisere arbeidet med å rangere kalkede innsjøer. Metodene er testet på forsurrede innsjøer av ulik type; skogsvann i Buskerud, heivann i Agder og kystnære vann i Sogn og Fjordane.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Kalking</li> <li>2. Kritisk vannkjemi</li> <li>3. Fisk</li> <li>4. Avslutte kalking</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Liming</li> <li>2. Critical water chemistry</li> <li>3. Fish</li> <li>4. Termination of liming</li> </ol>
---	--



Atle Hindar  
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle  
Forskningsleder



Øyvind Sørensen  
Ansvarlig



**Metodikk for å avgjøre om og når kalking av  
innsjøer kan avsluttes i områder med redusert sur  
nedbør**



## Forord

Norsk institutt for vannforskning har i en årrekke arbeidet med forsuring og kalking. Kritisk vannkjemisk for fisk har stått sentralt, ikke minst hvordan avviket fra kritiske verdier vil utvikle seg i en periode med redusert nedfall av forsurende forbindelser. En naturlig videreføring av denne forskningen er å finne metoder for å avgjøre om og når kalking av innsjøer kan opphøre. Basis for dette er å kunne beregne hva kritisk kjemisk verdi ville være i dag hvis innsjøen ikke var påvirket av kalking.

Prosjektet ble skissert på møte med Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Miljøvern avdelingene i Trondheim 16. januar 2004, og kontrakt med DN ble inngått i oktober samme år.

Vår kontaktperson i DN har vært Roy Langåker. Vi takker for samarbeidet.

Grimstad, 8. juni 2005

*Atle Hindar*

---



# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>1. Bakgrunn</b>	<b>7</b>
<b>2. Mål</b>	<b>7</b>
<b>3. Utvikling av metode</b>	<b>7</b>
3.1 Hvorfor ANC er nøkkelen	8
3.2 Prosedyre	8
3.3 Andre tilnærminger	9
<b>4. Bruk av metode</b>	<b>9</b>
4.1 Mål Ca+Mg og korriger til riktig ANC-verdi	9
4.2 Finn ANC i matchende innsjø	10
4.3 Sannsynlighet for skade	11
4.4 Sannsynlighet for skade over tid	13
4.5 Risiko ved kalkavslutning	13
4.6 Rangering av innsjøer	14
4.7 Vurdere nytten ved kalking	14
<b>5. Resultat i utvalgte lokaliteter</b>	<b>15</b>
5.1 Øvstevatn, Langevatn og Langtjern	15
5.2 Store og Lille Hovvatn	19
5.3 Yndesdalsvatn og Svartetjern	24
<b>6. Konklusjon og videre arbeid</b>	<b>29</b>
6.1 Rangering i fylkene	30
6.2 Utvikling etter avsluttet kalking	30
6.3 MAGIC-bibliotek	30
<b>7. Referanser</b>	<b>31</b>
<b>Vedlegg A. Tabell for å beregne sannsynlighet for skade</b>	<b>32</b>

---





## Sammendrag

Nedfallet av svovel er sterkt redusert de siste 10-15 årene og vannkjemien i forsurede områder er i endring. Dette kan endre behovet for kalkingstiltak i enkelte områder. Kalkmengdene er redusert i takt med endring i vannkjemien, men det er også aktuelt å avslutte kalktilførselen noen steder. pH, konsentrasjoner av aluminium og ANC (syrenøytraliserende kapasitet) påvirkes ved kalking, og det er derfor vanskelig å vite om nivået på disse kjemiske parametrene ville være akseptabelt uten kalking.

Vi har utviklet metoder for å benytte vannkjemien i andre innsjøer, slik at "ukalket" kalsium (Ca) og ANC kan beregnes for kalkede innsjøer. Metodene er basert på at Ca/Mg-forholdet er temmelig likt i innsjøer med samme type geologi. Det kan brukes vannkjemien fra nærliggende innsjø eller innsjøer av samme type. I siste tilfelle må spesifikke kriterier oppfylles i rimelig grad. Det kan bl.a. bety at innsjøer langt unna også kan brukes. "Ukalket" ANC kan brukes til å finne fram til sannsynligheten for at avsluttet kalking ikke medfører fare for skade på fiskebestanden. Vi har brukt sannsynlighetsfordelingen for god/dårlig aurebestand fra Lydersen et al. (2004) og foreslått ulike skadeklasser i forhold til den.

Sannsynlighet for skade ved å avslutte kalking kan brukes til å rangere innsjøer innenfor et fylke, slik at det blir lettere å ta innsjøer ut av kalkingsprogrammet ved redusert forsuring og/eller redusert bevilgning til kalking. Også andre forhold/konsekvenser bør imidlertid trekkes inn før en slik liste blir endelig, men det faller utenfor rammen for dette prosjektet å gå videre med slike risikovurderinger.

Metodene er brukt på innsjøer av ulik type; skogsvann i Buskerud, heivann i Agder og kystnære vann i Sogn og Fjordane. Ulike forhold er gjennomgått, blant annet hvordan man kan gå fram hvis det er brukt dolomitt (Mg-holdig) og hvilke utslag sjøsaltpåvirkning kan gi. For alle tre innsjøtyper er metoden egnet, men for kystnære vann bør det foreligge gode data over tid slik at både det generelle ANC-nivået og ANC under sjøsaltepisoder kan beregnes og vurderes.

Lokaliteter som tas ut av kalkingsprogrammet bør følges opp noen år framover for å dokumentere effekten på vannkjemien og biologi. I tillegg foreslår vi at Fylkesmannen i fylker som har kalkingsaktiviteter starter et arbeid med å rangere kalkingslokaliteter etter de prosedyrer som er beskrevet her. Vi foreslår også at det lages et norskbasert innsjøbibliotek. Det siste vil trolig rasjonalisere arbeidet med å finne "ukalket" vannkjemien og vil kunne brukes for å fase ut (eller inn) innsjøer basert på framtidig forsuringsutvikling.

## Summary

Title: Methods to determine if and when lake-liming may be terminated in areas with reduced acid deposition.

Year: 2005

Author: Atle Hindar and Thorjörn Larssen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4729-7

Deposition of sulphur has been greatly reduced over the last 10-15 years, and the water chemistry in acidified areas is changing. This may reduce the need for liming in specific areas. The amounts of limestone powder have already been reduced in accordance with the change in water chemistry, but one may also consider if liming is still necessary in less affected areas. pH, concentrations of Al and ANC are affected by liming. It is therefore difficult to predict if the water quality would be acceptable without liming in specific lakes.

We have developed methods for using water chemistry data from other lakes, such that “un-limed” Ca and ANC may be calculated for limed lakes. The methods are based on the fact that Ca/Mg-ratios tend to be relatively similar for lakes located on the same kind of geology. Water chemistry from nearby lakes or lakes with corresponding characteristics may be used for this purpose. Certain criteria should be fulfilled, which also may make lakes far away useful.

The resulting “un-limed” ANC may be used to find the probability of no harmful effects on fish populations after termination of the liming operations. We used the probability distribution for good/poor status for brown trout (*Salmo trutta*) according to Lydersen et al. (2004), and suggest a characterisation of damage according to this distribution.

Limed lakes may be sorted according to the probability for damage after termination of the liming operations. This may make it easier to take lakes out of or include others in the liming programme when the acidification or the financial situation is changed.

These procedures and methods are tested for different kinds of lakes; lakes in forested areas in Eastern Norway, lakes in severely acidified heathlands in Agder and lakes in the coastal area in Western Norway. Effects of use of dolomite as liming material and sea-salt effects on water chemistry are shown.

This work should be extended by following a certain number of lakes after termination of liming operations. We also suggest that limed lakes are ranked according to the procedures and methods in this report. A library based on Norwegian lakes may be useful in order to rationalize this work.

# 1. Bakgrunn

Sur nedbør har vært Norges største miljøproblem i en årrekke, men de siste årene er det registrert en kraftig reduksjon i de langtransporterte luftforurensningene (Aas et al. 2003). Dette har resultert i en markant endring i vannkjemi (Skjelkvåle et al. 2001), men ikke nødvendigvis til akseptable nivåer (Hindar og Wright 2005). I områder som har vært lite til moderat påvirket av forsurening antar vi at vannkvaliteten er eller vil bli god nok for de fleste forsuringfølsomme organismer.

Også i kalkede vann og vassdrag skjer det endringer, og kalkmengdene er blitt redusert over flere år i hver enkelt lokalitet. Dette kan dokumenteres i mindre vann og innsjøer (Hindar og Enge 1999), mens man i mange av laksevassdragene kan ha for kort kalkingshistorie til å se en slik utvikling.

I laksevassdragene regner vi med at det fortsatt er uaktuelt å avslutte kalking. Det skyldes laksens spesielle følsomhet for dårlig vannkvalitet, særlig som smolt om våren (Staurnes et al. 1995; Kroglund og Finstad 2003). I typiske vann og vassdrag i innlandet kan det være mer aktuelt å trappe helt ned i enkelte områder.

Siden den underliggende endringen over tid i pH, giftig aluminium og ANC (syrenøytraliserende kapasitet) maskeres ved kalking, er det vanskelig å vite om forbedringen i forsuringssituasjonen er tilstrekkelig til at kalking kan opphøre i konkrete lokaliteter.

På et møte med forvaltningen i desember 2002 i Bergen ble det foreslått at en burde starte kontrollerte forsøk med å avslutte kalking i enkelte lokaliteter. I ettertid har NIVA lansert ideen om en vurdering/beregning av sannsynlighet for skade ved kalkavslutning for aktuelle kalkingslokaliteter basert på modellert ANC-beregning. Prosjektet ble skissert på et møte med DN og Miljøvernavdelingene i januar 2004 og resultatene rapporteres her.

## 2. Mål

Prosjektets mål har vært å:

- komme fram til en metode forvaltningen kan bruke for å finne fram til om og når kalking av innsjøer kan opphøre.
- finne fram til hvordan innsjøer kan rangeres etter sannsynlighet for skade hvis kalking opphører
- finne fram til hvordan en kan beregne at denne sannsynligheten utvikles over tid

Metoden skal kunne brukes som grunnlag for å beregne risiko (sannsynlighet\*konsekvens) ved å avslutte kalking for den enkelte innsjø.

## 3. Utvikling av metode

Flere strategier kan tenkes for å finne ut av om en kan avslutte kalking. Felles for slike tilnærminger er at man på en eller annen måte må skaffe seg kjennskap til hvordan vannkjemi og biologi ville vært uten kalking. Siden det er vannkjemien som er avgjørende for fiskestatus i forsuredde lokaliteter, er det naturlig å bruke vannkjemiske tilnærminger i metodeutviklingen.

Kalking øker konsentrasjonen av Ca, hever pH, reduserer giftig aluminium ( $Al_i$ ) og øker ANC i den aktuelle innsjøen. Ingen av disse parametrene kan derfor brukes direkte, og man må ta vannkjemien i andre lokaliteter til hjelp.

### 3.1 Hvorfor ANC er nøkkelen

I Norge har man funnet at ANC gir den beste sammenhengen med fiskestatus i forsurede vannforekomster, og ANC er svært godt egnet i modellarbeid. I utgangspunktet ville en kanskje tro at pH eller uorganisk aluminium ( $Al_i$ ) var bedre egnet fordi disse er et mer direkte uttrykk for vannkvalitet/giftighet. Men pH påvirkes av løste organiske syrer og  $CO_2$ , noe det kan være problematisk å korrigere for. I tillegg vil pH-verdien kunne påvirkes av temperaturrendringer og gassutveksling fra en vannprøve tas og til den skal analyseres.

Et annet forhold som gjør pH problematisk å bruke er at fiskestatus kan variere sterkt mellom lokaliteter med samme pH-verdi og at pH kan ha vært svært lav også før forsuring (Hindar et al. 2004). pH er dessuten vanskelig å modellere, mens ANC kan modelleres direkte ved å beregne endringer i for eksempel sulfatkonsentrasjonen. I de forsursingsmodellene som brukes for overflatevann i Norge (SSWC, FAB og MAGIC) er derfor ANC brukt.

Hvis geologi og geografisk plassering er svært lik for innsjølokaliteter, vil forvitring, nedfall av svovel, nitrogen og sjøsalter være om lag den samme. Geologien er avgjørende for forvitring, og konsentrasjon av basekationene kalsium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na) og kalium (K) i vann vil kunne være forholdsvis lik for innsjøer i samme geologiske område. Samme påvirkning av sur nedbør vil gi om lag samme konsentrasjoner av sterk-syre anionene  $SO_4$  (sulfat) og  $NO_3$  (nitrat). Konsentrasjonen av Na og klorid (Cl) vil være dominert av sjøsaltilførselen nær kysten, og forholdet dem imellom og konsentrasjonene vil være temmelig lik for vann i nærheten av hverandre. Alle disse ionene vil i større eller mindre grad fortynnes, og avrenningsforholdene vil også være avgjørende for hvilke konsentrasjonsnivåer man ender opp med. Det vil si at ANC, som beregnes som summen av de nevnte fire basekationer minus summen av de tre anionene, forventes å være temmelig lik i nærliggende innsjøer.

Ved kalking med rent kalksteinsmel ( $CaCO_3$ ) er det bare Ca-konsentrasjonen i ANC-beregningen som endres. Siden forholdet mellom Ca og enkelte av de andre ionene forventes å være likt mellom nærliggende vann, kan imidlertid ”ukalket” Ca-beregnes. Dette er kjernen i den foreliggende metoden, se under.

### 3.2 Prosedyre

Vi har nå begrunnet bruken av den kritiske kjemiske parameteren ANC i denne metodeutviklingen, og går over til en prosedyrebeskrivelse. En prosedyre kan i og for seg følges uansett valg av variabel og beregningsmetode, men vi gir samtidig vår anbefaling av metodikk. Denne konkretiseres nærmere i kapittel 4, hvor vi også bruker prosedyre og metodikk i konkrete eksempler.

Følgende prinsipielle framgangsmåte foreslås om man vurderer å avslutte kalking i en innsjø på et faglig forsvarlig grunnlag:

1. Finn en representativ ANC-verdi som ikke er influert av kalking på en av følgende to måter:
  - a) Beregn ANC i den kalkede innsjøen på bakgrunn av full ionesammensetning og TOC (bruk TOC-korrigert ANC;  $ANC_{oaa}$ ) og beregn deretter ”ukalket” ANC-verdi i denne innsjøen basert på korreksjon av kalsium (Ca) – konsentrasjonen i innsjøen. Korreksjon til riktig Ca-

konsentrasjon gjøres med basis i Mg-konsentrasjonen i den kalkede innsjøen og Ca/Mg-forholdet i nærliggende innsjø(er).

- b) Finn en nærliggende eller matchende, ukalket innsjølokaltet og bruk målt ANC eller beregn ANC i denne innsjøen på bakgrunn av full ionsesammensetning og TOC. Beregn eventuelt endring i ANC over tid (dvs. forsuringssituasjonen og utviklingen framover). Resultatet fra denne innsjøen skal anses som representativt også for den kalkede innsjøen.
2. Beregn sannsynlighet for skade på fisk ved å avslutte kalking basert på ANC-verdien.
3. Beregn sannsynlighet for skade på fisk på ulike tidspunkt i framtida basert på modellert ANC-utvikling.
4. Gjør det samme for alle eller et utvalg aktuelle innsjøer og prioriter innsjøene basert på denne sannsynligheten.
5. Listen kan så korrigeres ved å ta hensyn til konsekvensen av skade og evt. andre forhold, se beskrivelsen under. Listen kan dermed gi en prioritering i forhold til risiko ved å avslutte kalking.

### 3.3 Andre tilnærminger

Alternativet med først å avslutte kalking av en innsjø og så studere de kjemiske og biologiske effektene i ettertid anses også som en egnet metode, men vil ikke gi anvendbar informasjon på kort sikt. Dessuten er metoden lokalitetsspesifikk, og vurderingen kan være vanskelig å overføre til andre innsjøer. Som vi skal se seinere, vil vi imidlertid anbefale at det skaffes dokumentasjon på effektene av å avslutte kalking. Denne typen data bør altså skaffes likevel.

## 4. Bruk av metode

Vi går her gjennom prosedyre og metodikk steg for steg, og gir konkrete eksempler på anvendelse til slutt.

Sentralt i dette arbeidet er ANC, for ved å kjenne ANC-verdien kan vi beregne sannsynligheten for at vannkjemien er god nok for fisk. ANC finnes ved å analysere  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  og  $\text{Cl}^-$  og beregne summen av kationene (positivt ladde ioner) minus summen av anionene. Vi bruker her TOC-korrigert ANC ( $\text{ANC}_{\text{oaa}}$ ; Lydersen et al. 2004; Hindar og Larssen 2005), og TOC (total organisk karbon) må derfor også måles. I den videre teksten i denne rapporten skriver vi ANC uten oaa-benevelsen i den generelle omtalen.

### 4.1 Mål Ca+Mg og korrigerer til riktig ANC-verdi

Det eneste leddet i ANC-beregningen som umiddelbart endres ved kalking med ren  $\text{CaCO}_3$  er altså Ca-konsentrasjonen. De andre ionene er uforandret og nivået kan være sammenliknbart med nivået i nærliggende innsjøer. Dette forutsetter at innsjøen ligger på samme geologiske grunn, at løsmassefordelingen i nedbørfeltet er sammenliknbar og at syre- og sjøsaltdeposisjonen er på samme nivå. Det er verdt å merke seg at disse forutsetningene også kan være oppfylt om innsjøene ligger langt fra hverandre.

Forutsatt at en har representative målinger i den kalkede innsjøen og en nærliggende referanseinnsjø eller en innsjø som oppfyller kriterier av den typen som er nevnt over, kan kalkingspåvirkningen på Ca-konsentrasjonen tas vekk. Det gjøres ved å beregne ”ukalket” Ca-konsentrasjon ved å bruke Ca/Mg-forholdet i ukalket referanseinnsjø og Mg-konsentrasjonen i kalket innsjø. Beregningen av ANC upåvirket av kalking gjøres da på følgende måte:

Først finnes Ca/Mg-forholdet i et referansevann;  $Ca_{\text{referanse}}/Mg_{\text{referanse}}$

Deretter antar vi at dette forholdet er det samme i det kalkede vannet uten kalking, og kan finne  $Ca_{\text{ukalket}}$ :

$$Ca_{\text{ukalket}}/Mg_{\text{kalket}} = Ca_{\text{referanse}}/Mg_{\text{referanse}}$$

$$Ca_{\text{ukalket}} = Ca_{\text{referanse}}/Mg_{\text{referanse}} * Mg_{\text{kalket}}$$

Når vi nå kjenner Ca upåvirket av kalking, kan vi beregne  $ANC_{\text{ukalket}}$ :

$$ANC_{\text{ukalket}} = Ca_{\text{ukalket}} + Mg^{2+} + Na^+ + K^+ - SO_4^{2-} - NO_3^- - Cl^-$$

Hvis vi allerede har beregnet ANC i kalket vann ( $ANC_{\text{kalket}}$ ), kan beregningen gjøres slik:

$$ANC_{\text{ukalket}} = ANC_{\text{kalket}} - Ca_{\text{kalket}} + Ca_{\text{ukalket}} = ANC_{\text{kalket}} - Ca_{\text{kalket}} + Ca_{\text{referanse}}/Mg_{\text{referanse}} * Mg_{\text{kalket}}$$

Vi trekker altså først fra målt Ca i kalket vann og legger deretter til den beregnede  $Ca_{\text{ukalket}}$ .

Usikkerheten ved å beregne Ca basert på Ca/Mg – forholdet i en annen innsjø innebærer en feilkilde. Dette er belyst i et svensk doktorgradsarbeid fra 2003 (Elisabet Göransson; Variation in Lake Water Chemistry and Spatial Scale). Göransson fant at innsjøer innenfor en avstand på opptil 50 km kan være godt egnet. Men den viktigste forutsetningen for å redusere usikkerheten er nok at geologi og avrenningsforhold er sammenliknbare. Dette ble ikke belyst nærmere av Göransson.

Usikkerhet kommer også fram ved stort sjøsaltinnslag, der usikkerheten i de beregnede ikke-marine konsentrasjoner kan være stor. Kystnære innsjøer, spesielt på Vestlandet, kan det derfor være vanskeligere å gjøre gode beregninger for, se mer om dette under de konkrete eksemplene under.

Det er som nevnt viktig med representative målinger av ioner for å finne riktig ANC-verdi. ANC-verdien skal jo gjenspeile grunnlaget for en fiskebestand slik som i de store innsjøundersøkelsene som ligger til grunn for de kjente forholdene mellom ANC og fiskestatus. Målinger fra perioden rett før eller helst etter høstsirkulasjon gir de beste resultatene, mens målinger for eksempel i smeltevannet ut av innsjøen om våren kan gi helt andre verdier.

## 4.2 Finn ANC i matchende innsjø

ANC-beregning basert på full ionesammensetning og TOC fra en ukalket referanseinnsjø i nærheten vil nok gi det sikreste resultatet. Problemet er at det er kostnadskrevenende og vanskelig å gjennomføre hvis det er et stort antall innsjøer som skal vurderes og rangeres.

Et alternativ er å finne en innsjø av samme type hvor ANC allerede er målt. Det foreligger ikke ANC-verdier i det store flertallet av innsjøer, slik at man blir avhengig av å bruke spesielle metoder til dette. Vi vil nå gå videre med hvordan man kan finne en innsjø av samme type. Dette er helt parallelt med metodikken for å finne økologisk status ved implementeringen av EUs vannrammedirektiv, og kalles typifisering.

Typifisering går ut på å finne fram til innsjøer som har temmelig like karakteristika for naturgitte påvirkninger. Styrende i så måte kan være lokalisering, høyde over havet, innsjøutforming, areal typer i nedbørfeltet og geologi. En kan tenke seg at en har en database med innsjøer av ulike typer og en teknikk for å plukke de som likner mest på innsjøen under vurdering. Det finnes ulike statistiske metoder for å finne den innsjøen som likner mest. Slike metoder tar gjerne hensyn til naturforhold som de over, i tillegg til viktige vannkjemiske parametere.

Et viktig utvelgelseskriterium for å finne en innsjø av samme type for ANC-fastsettelse er påvirkningen av sur nedbør. Kopling mellom stedfesting og deposisjonsdata vil gjøre det mulig å hente innsjøer også fra mer fjerntliggende områder, men som har samme belastning.

Et godt eksempel på hvordan en slik statistisk metode og en database med vannkjemi er koblet sammen i et brukervennlig system finnes i Sverige. Ved IVL har man utviklet en web-basert tjeneste hvor brukere kan finne innsjøer hvor det er gjort modellkjøringer som ligner "sin egen". Systemet kalles MAGIC-bibliotek. MAGIC-bibliotek er en lookup-funksjon som kan lete i tabeller med andre innsjøer og deres vannkjemiske data. Innsjøer i denne basen har kjent forsuringshistorie og ANC er beregnet for årene framover. Sannsynlighet for skade ved å avslutte kalking på ulike tidspunkt framover i tid kan derfor beregnes.

Bruk av MAGIC-bibliotek er testet for svenske innsjøer. På basis av en rekke innsjøer med MAGIC-beregnet forsuringshistorie og scenarier ble det satt opp et tenkt MAGIC-bibliotek for en del av innsjøene. Den andre delen utgjorde et utvalg som ble testet. Testresultatene ble deretter sammenliknet med de ANC-verdier som allerede var beregnet for testinnsjøene. Overensstemmelsen var god, og det var allerede med dette utvalget av bibliotekinnsjøer mulig å finne flere innsjøer som lå nær opp til testinnsjøene.

I MAGIC-bibliotek, som ligger på nettet, legger man inn spesifiserte data og får ut viktig informasjon om ANC, deposisjon, basemetningsgrad osv. Men ikke minst, så beregnes referansetilstanden (for 1860), det gis nivåer i 1990 og 2000, og man får ut scenarier for 2010 og 2030 (**Tabell 1**).

Det å bruke ANC-data fra andre innsjøer innebærer en feilkilde. Usikkerheten er knyttet til måling av de sju ionene og TOC som brukes for å beregne  $ANC_{0aa}$ . Samme type geologi og innslag av myr og skog er avgjørende for ione- og TOC-nivået, og er en forutsetning for at usikkerheten ved å velge en annen innsjø skal bli liten. Fordelen med MAGIC-bibliotek er at man kan sammenlikne sin "egen" innsjø med data fra den modellinnsjøen som velges ut i biblioteket, og på den måten gjøre seg opp en mening om størrelsen på usikkerheten.

### 4.3 Sannsynlighet for skade

ANC kan regnes ut ved å bruke metodene over eller en kan finne  $ANC_{ukalket}$  i en matchende innsjø.  $ANC_{ukalket}$  kan deretter brukes til å finne sannsynlighet for skade.

Denne sannsynligheten kan finnes ved å bruke tilnærminger tilsvarende de som ble brukt av Henriksen et al. (1999). Basert på 1000-sjøersundersøkelsen i 1986 ble sannsynlighetsfordeling beregnet for tre ulike skadeklasser avhengig av tålegrenseoverskridelsen. Vi velger her å bruke det generelle forholdet mellom ANC og fiskestatus og den sannsynligheten for skade som er knyttet til de ulike ANC-nivåer (Lydersen et al. 2004).  $ANC_{ukalket}$  kan da knyttes til denne fordelingen og gi en sannsynlighet for skade ved denne ANC-verdien.

For ikke å komplisere beregningen for mye har vi laget et excelark med sannsynlighetsfordeling og en lookup-tabell, se **Vedlegg A**. Hvis man for eksempel har funnet fram til at ANC ville være 5



µekv/L uten kalking kan lookupfunksjonen eller tabellen den henter fra brukes til å finne sannsynligheten for at 1) fiskebestanden ville være upåvirket og 2) sannsynligheten for at fiskebestanden ville dø ut hvis kalking ble avsluttet.

**Tabell 1.** MAGIC bibliotek. Ved innlegging av data får man samtidig beskjed om verdien ligger innenfor eller helt i ytterkanten av de data som ligger i biblioteket. Ekstremverdiene i biblioteket ligger til høyre i innleggingstabellen.

(hentet fra: [http://www.ivl.se/affar/grundl\\_miljos/Proj/magic/input.asp](http://www.ivl.se/affar/grundl_miljos/Proj/magic/input.asp))

Knappa in värden för din sjö: (OBS använd punkt som decimalavgränsare)			
Namn	<input type="text"/>		<input type="button" value="Ladda exempel"/>
År	<input type="text" value="1997"/>	Minvärde i grunddata	Maxvärde i grunddata
X Koordinat (m)	<input type="text"/>	6224100	7582080
Y Koordinat (m)	<input type="text"/>	1245050	1831680
Sjöarea (km <sup>2</sup> )	<input type="text"/>	0.007	32.97
pH	<input type="text"/>	4.56	7.88
SO <sub>4</sub> -S (mgS/l)	<input type="text"/>	0.039	9.041
Cl (mg/l)	<input type="text"/>	0.323	18.79
Ca (mg/l)	<input type="text"/>	0.142	19.432
Mg (mg/l)	<input type="text"/>	0.087	3.015
DOC (mg/l)	<input type="text"/>	1.15	39.7
Avrinning (m/år)	<input type="text"/>	0.15	1.15

*Karakteristika for innsjøen vektet på følgende måte:*

*UTM (0.05); Innsjøareal (0.02); pH (0.02); SO<sub>4</sub> (0.4); Cl (0.02); Ca og Mg (0.2); DOC eller TOC (0.05); Avrenning (0.02)*

*Resultatene gis som:*

*S-deposisjon*

*N-deposisjon*

*ANC*

*pH*

*Ca*

*SO<sub>4</sub>*

*Basemetningsgrad*

*Alt beregnes for årene 1860, 1990, 2000, 2010, 2030*

Vi har forsøkt å definere nærmere hva ulike sannsynligheter for upåvirket/utdødd bestand kan innebære (**Tabell 2**), men her bør det nok gjøres en innsats for å utvikle sikrere estimat for grensene. Vi tenker oss at P-verdier for upåvirket eller utdødd på over ca. 0,9 tilsvarer at bestanden sannsynligvis er hhv. ”upåvirket” eller ”tapt”. En inndeling innenfor disse yttergrensene kan gi ulike grader av skade, slik det er foreslått i tabellen.

**Tabell 2.** Vurdering av effekter på fiskebestand ved ulike ANC-nivåer (i  $\mu\text{ekv/L}$ ). P er sannsynligheten for hhv. upåvirket fiskebestand og utdødd bestand. TOC-korrigert ANC ( $\text{ANC}_{\text{aaa}} = \text{ANC} - 10,2/3 * \text{TOC}$ ) er brukt her, og  $\text{ANC}_{\text{aaa}} = 8 \mu\text{ekv/L}$  gir 95 % sannsynlighet for upåvirket aurebestand (Lydersen et al. 2004). Tabellen er basert på data i Vedlegg A.

$\text{ANC}_{\text{aaa}}$	P upåvirket	P utdødd	Vurdering hvis kalking avsluttes
> 0	> 0,9	0	upåvirket bestand
0 – (-10)	0,7 - 0,9	0 - 0,03	kan påvirke bestanden, men ikke fare for tap
-10 – (-20)	0,35 - 0,7	0,03 – 0,1	skadet bestand, ikke fare for tap
-20 – (-30)	0,15 - 0,35	0,1 – 0,3	sterkt skadet og en viss fare for tapt bestand
-30 – (-40)	0,03- 0,15	0,3 – 0,65	sterkt skadet og fare for tapt bestand
-40 – (-60)	<0,03	0,65 – 0,95	stor fare for tapt bestand
< -60	0	>0,95	tapt bestand

#### 4.4 Sannsynlighet for skade over tid

Det kan beregnes en sannsynlighet for skade for en årrekke framover i tid med utgangspunkt i beregnet ANC-utvikling. Mer langsiktige planer hvor konkrete lokaliteter kan fases ut etter hvert kan dermed utarbeides.

For å kunne beregne forventet endring i vannkvalitet over tid må man bruke dynamiske modeller. Dynamiske modeller gir informasjon om hvor raskt (eller langsomt) endringer skjer. Dette er et viktig poeng, fordi det ofte er store tidsforsinkelser etter for eksempel utslippsreduksjoner pga langsomtvirkende jordprosesser i nedbørfeltet. Modellberegningene kan gi informasjon både om og eventuelt når vannkvaliteten blir tilfredsstillende. MAGIC modellen beregner vannkjemien i framtiden basert på belastningen av S og N. Vannkjemien kan deretter koples til sannsynligheten for skade som beskrevet over.

Siden det er tidkrevende arbeid å sette opp og kalibrere MAGIC modellen er det hensiktsmessig å finne forenklinger som kan brukes når man har mange vann som skal vurderes. Dette kan gjøres ved å sammenligne beregnet ukalket vannkvalitet fra vann hvor det er gjort beregninger med MAGIC. Det nevnte MAGIC bibliotek utviklet på IVL i Sverige er nettopp laget for å brukes til dette. En bruker kan gå inn på nettet og taste inn vannkjemien for ”sitt” vann. Modellen bak web-grensesnittet finner så det eller de vann som har mest lik vannkjemi og viser deretter prognoser for utviklingen i framtiden for denne vannkvaliteten. Modellert ANC kan deretter kombineres med sannsynligheter for skade, for eksempel ved hjelp av look-up tabellen beskrevet over. Endringer i sannsynlighet for skade i framtiden kan beregnes. Foreløpig er det bare svenske innsjøer i biblioteket, og det er mindre egnet for mange norske innsjøer.

#### 4.5 Risiko ved kalkavslutning

Risiko innebærer noe mer enn sannsynlighet for skade, og kan beregnes slik:

Risiko = sannsynlighet for skade \* konsekvens av skade

Konsekvensen kan være knyttet til størrelsen på verditapet hvis fiskebestanden forsvinner. Rangering basert på risiko kan derfor være forskjellig fra rangering basert på sannsynlighet for skade. Dette kan illustreres slik:

- For en liten kalket innsjø med abborbestand kan risikoen ved å avslutte kalking være liten selv om sannsynligheten for skade er forholdsvis stor. Dette kan forutsette at abborbestanden ikke er unik for vassdraget eller regionen eller at fiskeinteressen er laber. Risikoen vil øke med særegenheten til bestanden.

- For et stort kalket laksevassdrag kan risikoen ved å avslutte være svært stor selv om sannsynligheten for skade er forholdsvis liten. Det kan være fordi det gjennom mange år er bygd opp en svært verdifull laksebestand i en region som ikke har mange sterke laksebestander.

Slike risikoberegninger/-vurderinger kan være enkle for mindre innsjøer, men vanskelige i større vassdrag. Det kan være en fordel at forvaltningen forsøker å definere de kriterier som ligger til grunn for sine valg (kalking eller ikke kalking). Dette er til en viss grad belyst i forbindelse med vurderingen av kalkingsbehovet for Vosso (Hindar og Kroglund 2000). Når usikkerheten omkring påvirkningen er stor, blir usikkerheten om nytteeffekten av tiltak tilsvarende stor. Det er egentlig føre-varprinsippet og risikoen ved å ikke gjøre noe som bør ligge til grunn. I Vosso-tilfellet var sannsynligheten for skade pga forsuring forholdsvis liten, men risikoen ved å tape bestanden ble vurdert som langt større.

#### **4.6 Rangering av innsjøer**

Metoden for beregning av sannsynlighet for skade ved å avslutte kalking er forbundet med usikkerheter, men gir likevel et godt grunnlag for rangering. Hvis innsparing i kalkkostnadene er utgangspunktet, er det jo egentlig rangeringen som er viktig, slik at en plukker vekk innsjøer i riktig rekkefølge. Det er muligheten for å lage en slik rangering som var et av målene med prosjektet.

Rangering etter denne metoden kan brukes direkte til å avslutte kalking i innsjøer, men det kan også være andre forhold som bør trekkes inn før beslutninger tas. Bestandsverdi, rekreasjonsverdi, allmennhetens bruk, atkomst og totale innsparingskrav er slike momenter. Deler av dette kan knyttes til en risikovurdering, og slike forhold kan som nevnt være med å gi en ny rangering.

Rangering vil være en naturlig videreføring av dette arbeidet, se oppsummeringskapittelet.

#### **4.7 Vurdere nytten ved kalking**

Denne metodikken kan også benyttes hvis en ønsker en vurdering av nytten ved kalkingstiltak i enkeltlokaliteter. Hvis en bare vil gjennomføre tiltak med stor nytteverdi kan sannsynlighet for skade kombineres med kostnadsestimater eller andre kost-nytte forhold. Vi har ikke gått nærmere inn på dette fordi det faller utenfor dette prosjektets ramme.

## 5. Resultat i utvalgte lokaliteter

Metodene er testet ut for utvalgte lokaliteter. Fokus i dette prosjektet har vært aurebestander i små innsjøer i områder der det vil eller bør vurderes om kalking skal videreføres. Vi har derfor søkt etter egnede lokaliteter med gode data, blant annet etter lokaliteter på Østlandet med forholdsvis liten sannsynlighet for skade ved å avslutte kalking. Vi har også forsøkt å plukke lokaliteter fra ulike områder for å få fram en større variasjon i sannsynlighet for skade og i usikkerhetsmomenter. Vi har derfor endt opp med et område øst for Krøderen i Buskerud, et sterkt forsuret område i Aust-Agder og et Vestlands-vassdrag på grensen mellom Sogn og Fjordane og Hordaland.

### 5.1 Øvstevatn, Langevatn og Langtjern

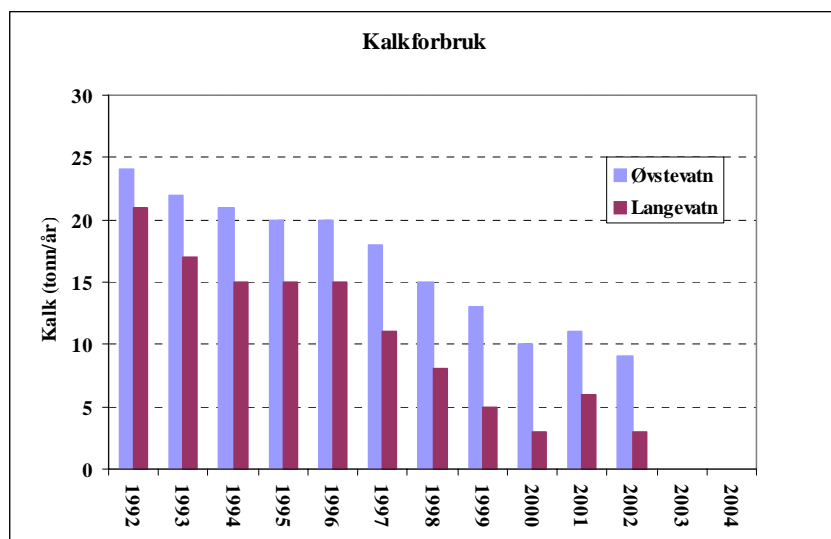
Øvstevatn, Langevatn og Langtjern ligger i Flå kommune, Buskerud. Mens de to første ligger øverst i Soknas nedbørfelt, drenerer Langtjern til Krøderen (**Figur 1**). Innsjøene ligger imidlertid innenfor en radius på 2-3 km og om lag i samme høyde over havet.

Geologien i området er dels Flågranitten nord for Øvstevatn-Buvatn og dels båndet gneis i Kongsbergkomplekset i sør. Forskjellen mellom disse to bergartene når det gjelder Ca/Mg-forholdet anser vi som liten.



**Figur 1.** Plassering av Øvstevatn, Langevatn og Langtjern i Flå kommune. REGINE-felt er lagt inn. Øvstevatn og Langevatn drenerer til Buvatn øverst i Soknas nedbørfelt, mens Langtjern drenerer nordover og deretter til Krøderen. (Kilde: NVE Atlas).

Øvstevatn og Langevatn er kalket fra 1989 og det er data for kalkforbruk fra 1992 (**Figur 2**). Siden begge drenerer til Buvatnet, er dette også påvirket av kalkingen. Langtjern derimot er et ukalket referansevann med lang måleserie i forbindelse med sur nedbørovervåkingen (SFT 2004). Figuren viser at det har vært en kraftig reduksjon i brukte kalkmengder i hele perioden, og at 2002 var siste året med kalking.



**Figur 2.** Kalkforbruk i Øvstevatn og Langevatn fra 1992. Kalking startet i 1989.

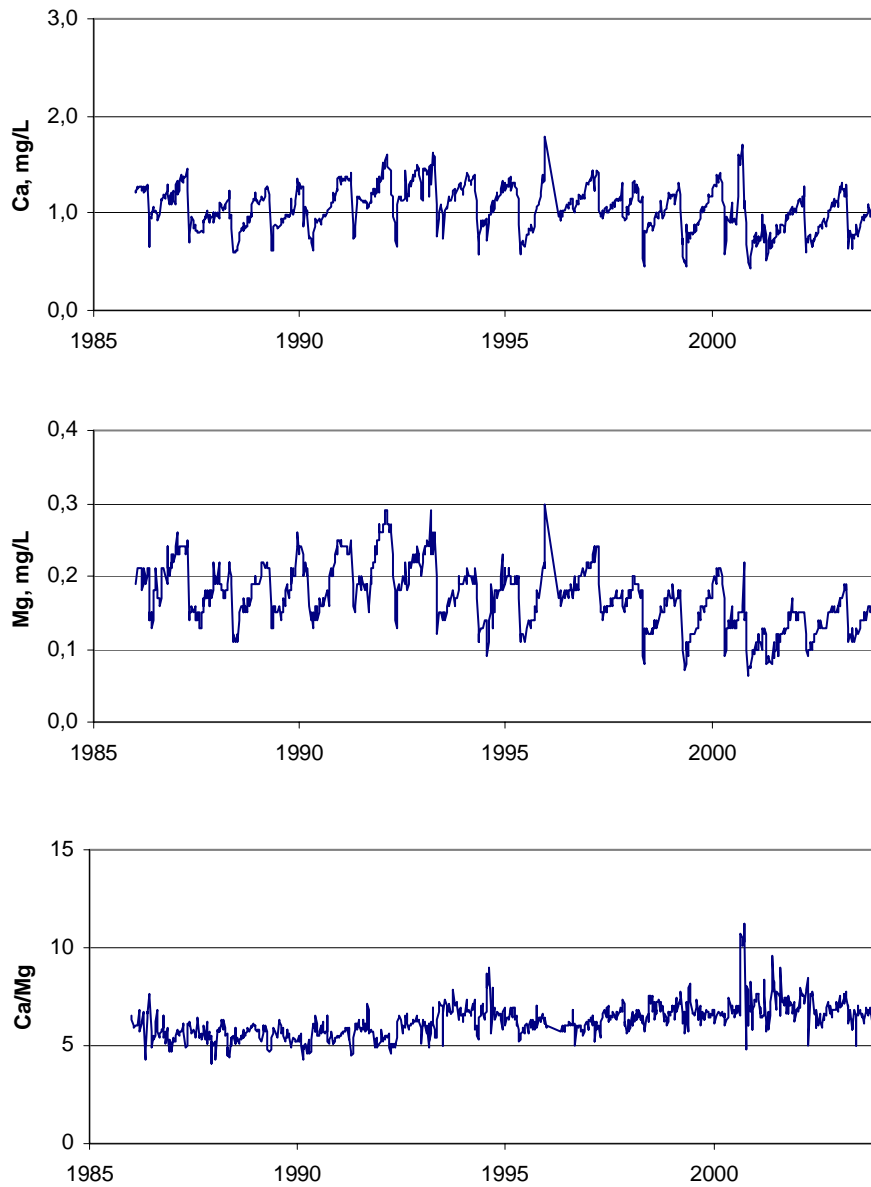
Langtjern har vært med i forsknings- og overvåking helt siden 1972, og det er derfor et svært godt datasett fra dette vannet. Vi har valgt å bruke data fra perioden 1986-2003 her, dels fordi TOC kun foreligger fra denne perioden, og dels fordi kalking av de to andre vannene startet i 1989.

Ca, Mg og forholdet dem imellom for Langtjern er vist i **Figur 3**. Konsentrasjonen av både Ca og Mg ble redusert parallelt med reduksjon i sulfatkonsentrasjonen fra om lag 1990, men Mg-reduksjonen var forholdsvis stor og Ca/Mg-forholdet økte derfor i perioden. Ca/Mg-forholdet var 5,5 på siste halvdel av 1980-tallet, men økte deretter og var 6,7 for perioden etter 1993. Mens både Ca og Mg hadde klare sesongvariasjoner er forholdet dem imellom svært stabilt. Det er selvsagt en fordel ved bruk av korreksjonsmetoden.

Ca/Mg-forholdet i Langtjern er brukt sammen med Mg-konsentrasjonen i Øvstevatn og Langevatn for å finne "ukalket" Ca-konsentrasjon og deretter "ukalket" ANC (**Figur 4**). Vi velger her å bruke middelveien av Ca/Mg for de siste årene (6,7) og finner dermed at "ukalket" Ca i både Øvstevatn og Langevatn i 2003 (ett år etter kalkslutt) var 1,14 mg/L, dvs. 0,12 og 0,05 mg/L lavere enn det som ble målt. Forskjellen er ikke stor, og skyldes at fortykning etter siste kalking allerede har brakt disse konsentrasjonene ned mot et bakgrunnsnivå. Målt pH var imidlertid fortsatt hhv. 6,29 og 6,05 i september 2003.

For Øvstevatn og Langevatn foreligger ikke måledata for TOC, men for fargetall. ANC ble derfor beregnet etter først å ha omregnet fargetallet til TOC med en faktor på 7. Slik omregning er forbundet med stor usikkerhet fordi det ikke er et lineært og entydig forhold mellom fargetall og TOC. I dette tilfellet blir ANC 8 µekv/L lavere enn ved for eksempel å bruke faktoren 5. Beregnet "ukalket" ANC ble 47 µekv/L for begge vann, langt over en kritisk grenseverdi på 0 µekv/L fra **Tabell 2**, og til tross for nevnte usikkerhet er dette et klart resultat.

Beregningen ble også gjort med data fra september 2004. Da var forskjellen mellom målt Ca og "ukalket" Ca enda lavere (<0,05 mg/L) og "ukalket" ANC ble beregnet til hhv. 34 og 22 µekv/L i Øvstevatn og Langevatn, kun 1-2 µekv/L lavere enn på basis av målt Ca. pH var nå 5,8-5,9, men fargetallet var betydelig, hhv. 53 og 73 mg Pt/L. At pH er lavere enn 6,0 skyldes derfor for en stor del de svake organiske syrene.



**Figur 3.** Konsentrasjonen av kalsium (Ca) og magnesium (Mg), samt forholdet dem imellom i Langtjern.

Beregningen for Øvstevatn og Langevatn viser at "ukalket" ANC er langt høyere enn "kritisk" grense (upåvirket aurebestand) på 0  $\mu\text{ekv/L}$  (**Tabell 2**), at sannsynlighet for skade på fiskebestanden dermed er svært liten og at beslutningen om å avslutte kalkingen i 2002 var en riktig avgjørelse (**Figur 4**).

Målt:	Farge mg Pt/L	Ca mg/L	Mg mg/L	ANC µekv/L
Øvstevatn	40	1,26	0,17	73
Langvatn	44	1,19	0,17	71

	"TOC" mg/L	ANCoaa µekv/L		ukalket Ca mg/L	ukalket ANCoaa µekv/L
Øvstevatn	5,7	53	→	1,14	47
Langvatn	6,3	49	→	1,14	47

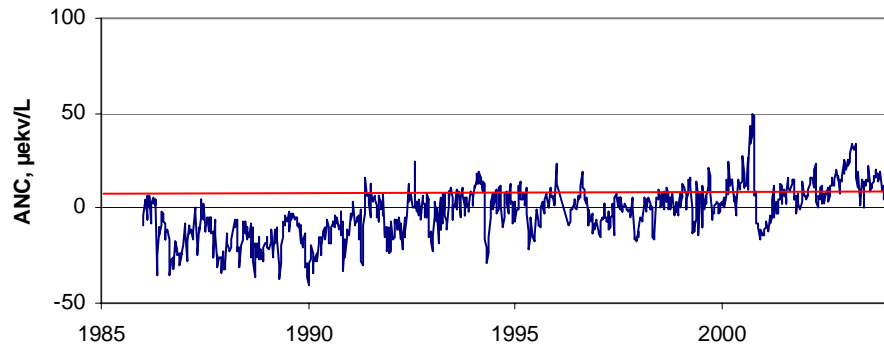
	Sannsynlighet for skade?		Kalke eller ikke kalke (det er..)
Øvstevatn	"Ingen"	<?	→ ikke kalke
Langvatn	"Ingen"	<?	→ ikke kalke

**Figur 4.** Beregning av "ukalket" Ca og "ukalket" ANC for Øvstevatn og Langevatn i Flå, Buskerud. Fargetallet er regnet om til TOC og Ca/Mg-forholdet i Langtjern er brukt i beregningen. Her er brukt målte data fra høsten 2003.

Prosedyren gir også rom for å bruke ANC fra en nærliggende innsjø eller en innsjø med samme typifisering. Vi vil derfor se nærmere på ANC i Langtjern.

Langtjern har en forholdsvis høy konsentrasjon av TOC (middel på 10 mg/L for perioden), noe som gir kraftig utslag ved beregning av TOC-korrigert ANC (om lag 30 µekv/L lavere). Som det går fram av **Figur 5** var ANC negativ helt fram til begynnelsen av 1990. TOC-konsentrasjonen har økt fra 1990 og fram mot 2000, mens ANC har vært forholdsvis konstant, delvis som resultat av TOC-økningen. Høy ANC i august/september 2000 skyldes nesten i sin helhet spesielt høye Ca-konsentrasjoner. Perioden etterpå innledes med den store og langvarige flommen høsten 2000 (lav ANC), men deretter har ANC stort sett vært over 0 µekv/L (**Figur 5**), og det kan nå se ut som om vannkvaliteten er i ferd med å bli gunstig for fisken i Langtjern, se også Hildar og Larssen (2005).

Ved å bruke ANC i Langtjern, ville en etter dette hatt noe større problemer med å avgjøre om kalking skulle avsluttes i de to andre vannene fordi ANC er lavere i Langtjern enn beregnet "ukalket" ANC for Øvstevatn og Langevatn. Med ANC over 0 bør imidlertid bestanden være upåvirket ifølge **Tabell 2**. I dette tilfellet kunne det vurderes å undersøke om ikke berggrunnen likevel gir forskjeller i Ca/Mg-forholdet. Data fra Øvstevatn og Langevatn for enda et år (2005) vil gi en sterk indikasjon på om "ukalket" ANC faktisk er større her enn i Langtjern.



**Figur 5.** ANC (beregnet som  $ANC_{0aa}$ ) i Langtjern i perioden 1986-2003. ANC ved 95 % sannsynlighet for upåvirket bestand ( $ANC = 8 \mu\text{ekv/L}$ ) er indikert med horisontal linje.

## 5.2 Store og Lille Hovvatn

Store og Lille Hovvatn er to heivann ca. 500 meter over havet på grensen mellom Evje og Hornnes og Birkenes kommuner i Aust-Agder (**Figur 6**). De ligger i et område med granittisk gneis og kvartsitt. Store Hovvatn ble kalket første gang i 1981 og deretter regelmessig fra 1987, mens Lille Hovvatn har vært ukalket i hele perioden fram til i dag (Hindar og Wright 2005).

Vi skal først se på langtidsvariasjonen i Ca og Mg og deretter vise endringene i ANC-nivået og modellering av framtidig ANC-nivå i referansevannet.

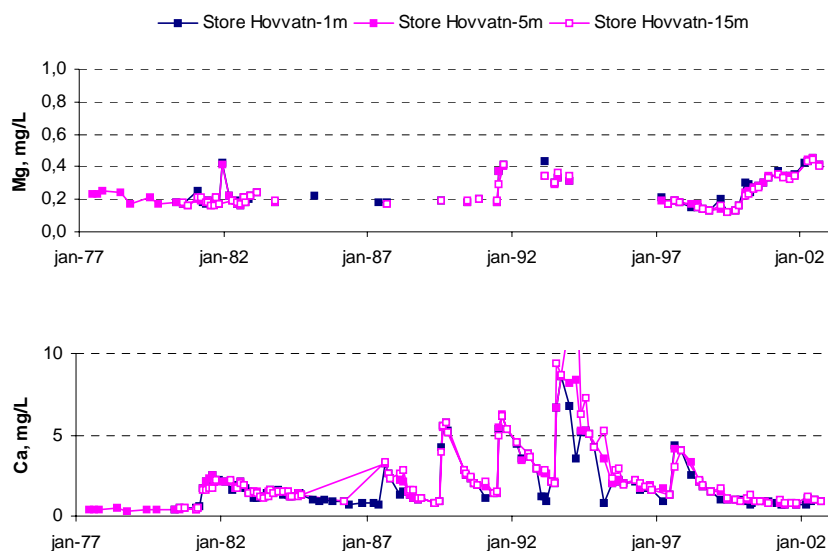
I hele perioden fram til terrengkalking i 1999 er Store Hovvatn kalket med kalksteinsmel, dvs. hovedsakelig  $\text{CaCO}_3$ , men som **Figur 7** indikerer, har kalking i den første perioden også gitt økning i Mg. Før terrengkalking var Mg på 0,12-0,13 mg/L, og terrengkalkingen med dolomitt førte deretter til en markert økning til 0,4 mg/L. Ca-konsentrasjonen var 0,4 mg/L før kalking startet i 1981, men er aldri kommet tilbake til dette nivået. Etter terrengkalking er konsentrasjonen stabilisert på omkring 0,8 mg/L.



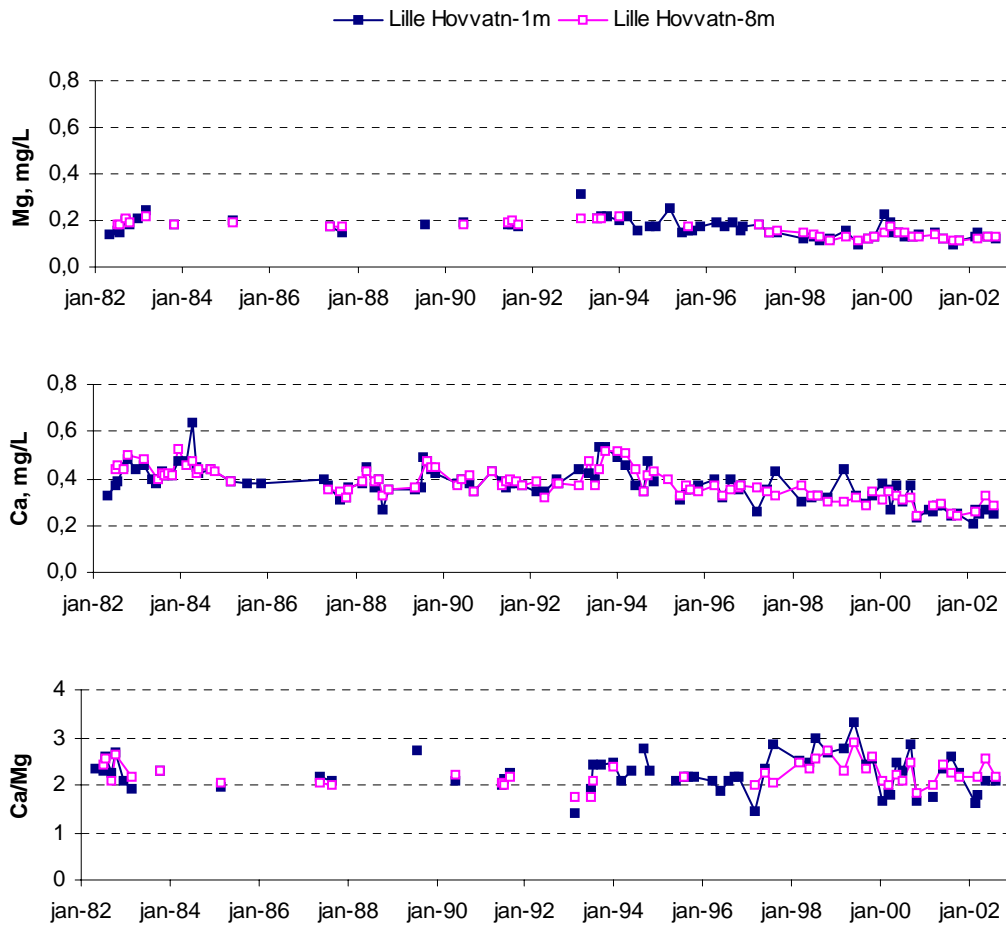


**Figur 6.** Store og Lille Hovvatn midt på kartbladet ligger i Tovdalsvassdraget øst for Evje i Aust-Agder. (Kilde: NVE Atlas).

Data fra Lille Hovvatn viser at det har vært en generell reduksjon i både Ca og Mg fra 1994 (**Figur 8**) parallelt med reduksjonen i syrebelastningen over Sør-Norge. Det er imidlertid ikke trender i Ca/Mg-forholdet i referansevannet, og middelverdien av alle data er 2,2. Nivået på 1 meters dyp var høyere enn på 8 meters dyp. Til sammenlikning ble det funnet et midlere nivå for dypene 1, 2, 4, 6 og 8 meter i Store Hovvatn for perioden fram til første kalking på 2,0. Store Hovvatn har i hele perioden fram til terrengkalkingen i 1999 ligget over dette nivået.



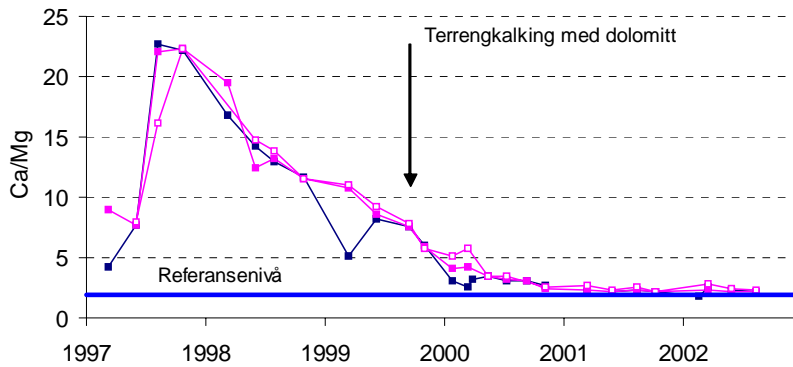
**Figur 7.** Konsentrasjoner av Mg og Ca i Store Hovvatn i perioden 1977-2002.



**Figur 8.** Konsentrasjoner av Mg og Ca og forholdet mellom dem i Lille Hovvatn i perioden 1982-2002.

For å illustrere poenget med at Ca/Mg-forholdet bare kan brukes hvis det er kalket med vanlig kalksteinsmel ( $\text{CaCO}_3$ ), har vi sett nærmere på resultatet av terrengkalking i 1999 med dolomitt (23 % Ca og 12 % Mg). Ved at det også tilsettes Mg ved bruk av dolomitt, reduseres Ca/Mg-forholdet tilfeldigvis helt ned mot det beregnede referansenivået i Lille Hovvatn (**Figur 9**), fordi det er nesten det samme Ca/Mg-forholdet i dolomitt som i referansevannet.

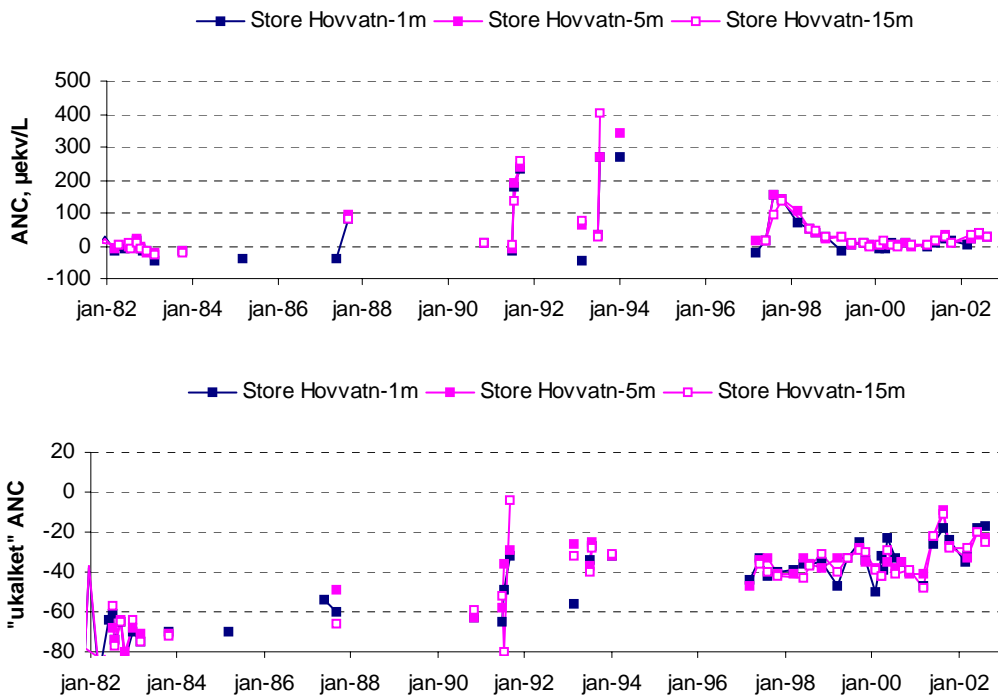
ANC-nivået blir påvirket av både Ca og Mg, og for å beregne riktig ANC-verdi måtte vi derfor også korrigere Mg-konsentrasjonen. Det ble gjort ved å korrigere mot kalium (K) fordi K-konsentrasjonen ser ut til å være helt konstant over tid i begge innsjøer. Mens Ca/Mg-forholdet er uforandret i referansevannet, har det vært en gradvis reduksjon i Ca/K- og Mg/K-forholdet de siste årene. Det skyldes at både Ca- og Mg-konsentrasjonen har avtatt, mens altså K-konsentrasjonen har vært stabil. Vi har derfor brukt en middelvei ( $\text{Ca/K}=2,8$  og  $\text{Mg/K}=1,3$ ) for en forholdsvis kort periode i beregningen.



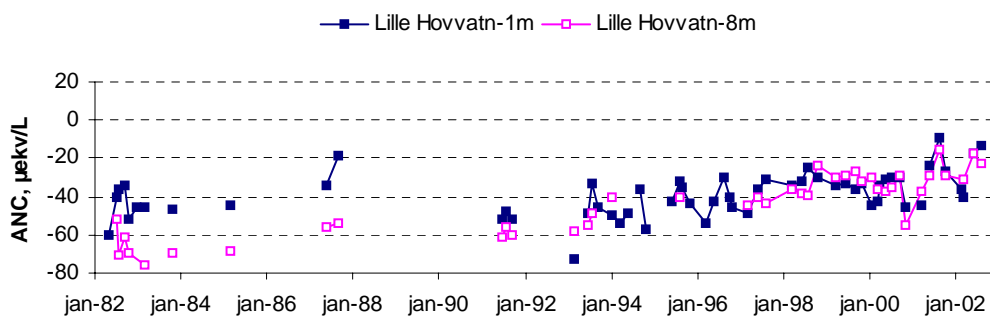
**Figur 9.** Ca/Mg-forholdet i Store Hovvatn etter siste innsjøkalking i 1997 og etter terrengkalking i 1999. Referansenivået fra Lille Hovvatn er 2,2 og er vist ved heltrukken linje. Som man ser er Ca/Mg-nivået etter terrengkalking svært nær referansenivået.

”Ukalket” ANC i Store Hovvatn er beregnet fram til 1999 ved å bruke Ca/Mg-forholdet i Lille Hovvatn slik som beskrevet over, og for perioden etter terrengkalking har vi korrigert både Ca og Mg mot K. Resultatet i dette tilfellet (**Figur 10**) viser at beregnet ”ukalket” ANC for Store Hovvatn blir nesten identisk med ANC i Lille Hovvatn (**Figur 11**), men det er en del variasjon. Enkelte forholdsvis høye ANC-”ukalket”-verdier skyldes dobling i Mg-konsentrasjonen etter kalking i 1991 og også sterk økning etter kalking i 1993. Økningen kan i sin helhet tilskrives Mg i kalken, som i førstnevnte tilfelle med SK3-kalk fra Steens kalkverk på Furnes ved Hamar er nær 8 % på ekvivalensbasis. Det gir et avvikende resultat fordi vi har som utgangspunkt at Mg i det kalkede vannet ikke skal være påvirket av kalking. Her kunne en selvsagt også ha korrigert mot K, men det er unødvendig i dette tilfellet siden det er kalking eller ikke kalking som er spørsmålet. For å vurdere dette er den lange dataserien mer enn tilstrekkelig.

Hva ANC i Store Hovvatn ville vært uten kalking kan, i tråd med metodikken beskrevet over, besvares ved å se på referansevannets utvikling. Som en ser av **Figur 11**, er ANC i ferd med å krype over  $-20 \mu\text{ekv/L}$ , men det er langt igjen til grenseverdien for upåvirket aurebestand ved  $\text{ANC} = 0 \mu\text{ekv/L}$  fra **Tabell 2**. Som vi skal se under kan opprinnelig ANC ha vært forholdsvis lav i dette området (ned mot  $0 \mu\text{ekv/L}$ ). Kalking av Store Hovvatn bør etter dette opprettholdes til dette ANC-nivået (eller noe lavere) nås i Lille Hovvatn for å ikke redusere den økologiske status som det er gitt grunnlag for gjennom kalking.

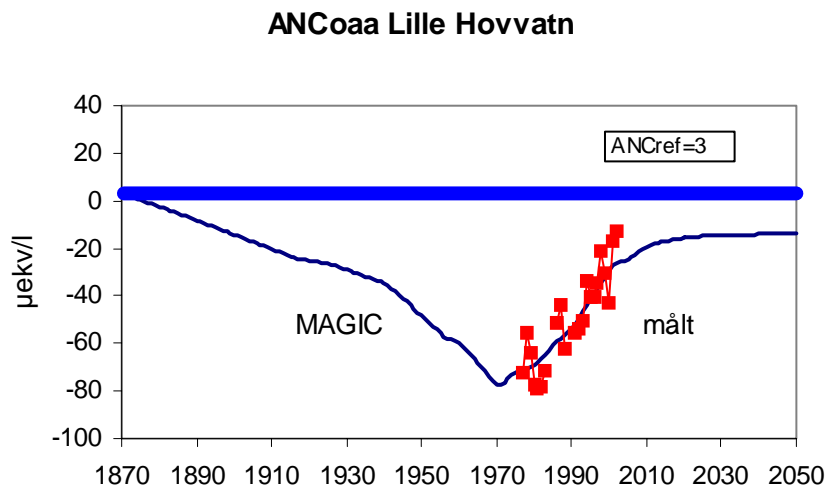


**Figur 10.** Målt ANC (øverst) og beregnet "ukalket" ANC (se tekst) i Store Hovvatn. Det er brukt  $ANC_{0aa}$  i begge tilfeller.



**Figur 11.** ANC (beregnet som  $ANC_{0aa}$ ) i Lille Hovvatn.

Modellert utvikling i ANC viser at referanstillstanden (verdien fra 1870) eller en tilstand nær denne ikke vil nås innen 2050 (**Figur 12**). Midlere ANC vil ikke engang komme over  $-10 \mu\text{ekv/L}$ , og det ser ut til at det depositionsnivået de internasjonale miljøavtalene gir grunnlag for gir stor sannsynlighet for skadet fiskebestand i tiårene framover. Dette resultatet viser at Store Hovvatn bør kalkes i lang tid, og vi kan ikke i dag si noe helt konkret om når kalking eventuelt kan opphøre.



**Figur 12.** Modellert ANC (MAGIC; hel strek) i Lille Hovvatn og målte verdier. Horizontal linje viser beregnet førforsurings (referanse-) tilstand, med  $ANC_{ref}$  på 3  $\mu\text{ekv/L}$ . ANC er her korrigert til  $ANC_{oaa}$  med en fast faktor ( $10,2/3 \cdot 3 = 10,2$ ; dvs. antatt 3 mg TOC/L i hele perioden).

### 5.3 Yndesdalsvatn og Svartetjern

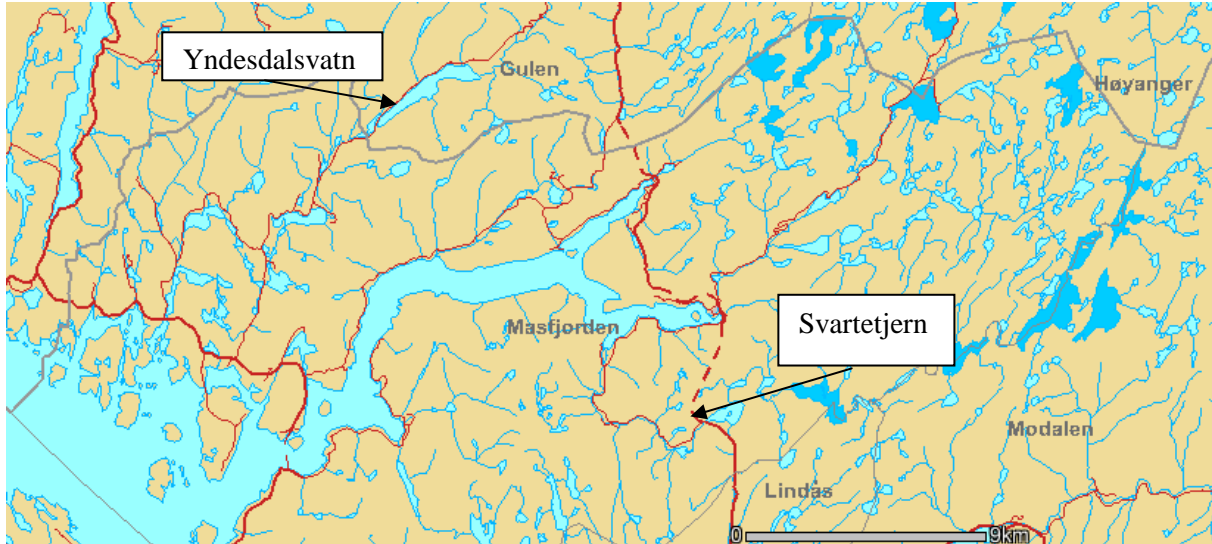
Yndesdalsvatnet i Gulen kommune, Sogn og Fjordane (**Figur 13**), ligger øverst i Yndesdalsvassdraget. Det ble kalket første gang i 1991 og er deretter kalket årlig fram til og med 2003. Kalking opphørte deretter, og det er altså ikke kalket i 2004. Feltforskningsområdet Svartetjern i SFTs sur nedbørøvervåking (SFT 2004) ligger 5 km sør for Matre i Masfjorden kommune i Hordaland, og bare 15-20 km fra Yndesdalsvatnet. I begge lokaliteter finnes fine dataserier som er godt egnet til å teste beregning av "ukalket" ANC.

Geologisk befinner begge lokaliteter seg i det Nordvestlandske gneisområdet, og de ser ut til å være forholdsvis ensartet med hensyn til geologi. Yndesdalsvatn og Svartetjern har om lag samme avstand til kystlinjen, hhv. 35 og 50 km. I motsetning til Hovvatna og innsjøene i Flå, er denne avstanden så kort at det er et betydelig nedfall av sjøsalter både generelt og i spesielle perioder. Vi støter her på et problem som skal vise seg å være vanskelig å håndtere, men som vil bli beskrevet her.

Data for Ca, Mg og forholdet dem imellom i Yndesdalsvatn er vist i **Figur 14**. Variasjonen i Ca skyldes først og fremst kalking og fortynning, mens variasjonen i Mg skyldes variabel sjøsaltpåvirkning gjennom året.

I områder nær havet er konsentrasjoner av Mg og Cl nært koplet fordi begge har betydelige bidrag fra sjøsalter. Forholdet mellom dem i sjøvann er 1/15 på vektbasis og 1/5 på ekvivalentbasis. Ca er mindre koblet til sjøsalter fordi Ca/Cl-forholdet er 1/50 på vektbasis og ca. 1/30 på ekvivalentbasis. For Cl regner vi for enkelhets skyld med at alt har marint opphav, mens Mg alltid har en geologisk komponent. En regresjon mellom de to viser at Cl forklarer nesten 90 % av variasjonen i Mg i både Yndesdalsvatn og Svartetjern (**Figur 15**). Det fører til en sterk variasjon i Ca/Mg-forholdet gjennom året, både i kalket (**Figur 14**) og ukalket (**Figur 16**) innsjø. Da kunne en selvsagt tenke seg at ikke-marine konsentrasjoner av Ca og Mg var bedre egnet når Ca/Mg-forholdet skal beregnes. Men da støter en på det problemet at ikke-marin Mg i perioder er svært lav eller har negative verdier pga

adsorpsjon i jorda, slik at Ca/Mg- forholdet både kan bli svært høyt og også negativt (**Figur 17**). Samme problem dukker opp for Ca/K fordi 40 % av variasjonen i K også er forklart av Cl.



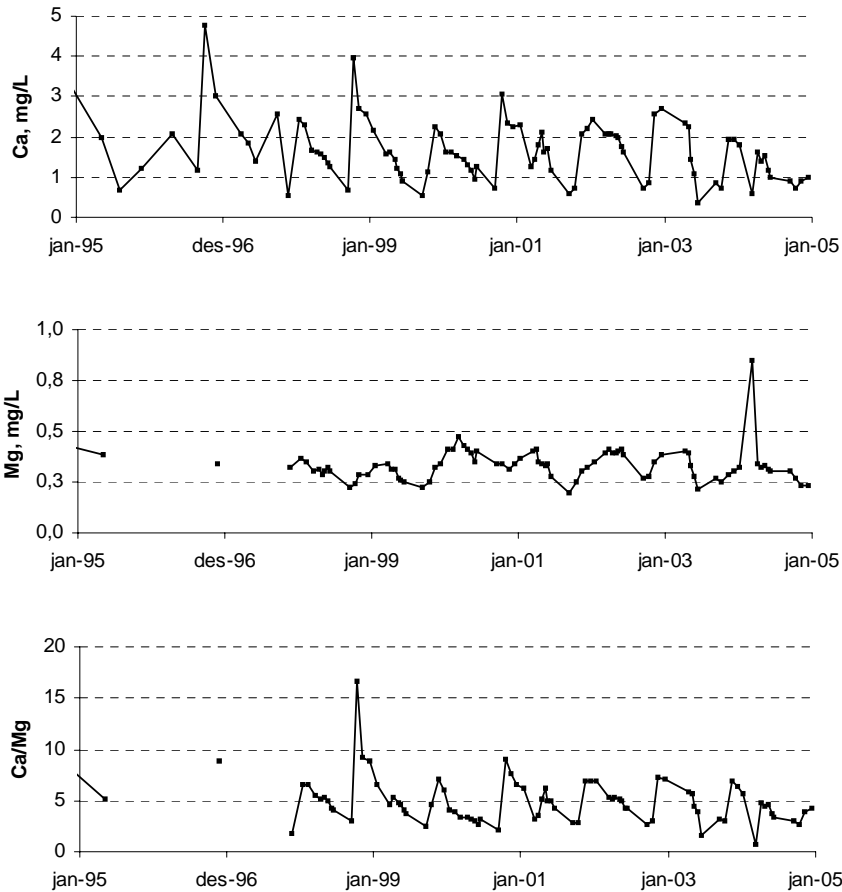
**Figur 13.** Yndesdalsvatn og Svartetjern ligger i hhv. Sogn og Fjordane og Hordaland.

Et fast Ca/Mg-forhold må etter dette brukes med varsomhet. Vi har imidlertid valgt å gå videre med midlere Ca/Mg-forhold basert på målte verdier i Svartetjern til tross for den store årsvariasjonen fordi dataserien strekker seg over flere år. Ca/Mg-forholdet er akkurat 1 (**Figur 16**), som vil si at vi bare kan bytte ut målt Ca med målt Mg i Yndesdalsvatn og beregne "ukalket" ANC på den basis (**Figur 18**).

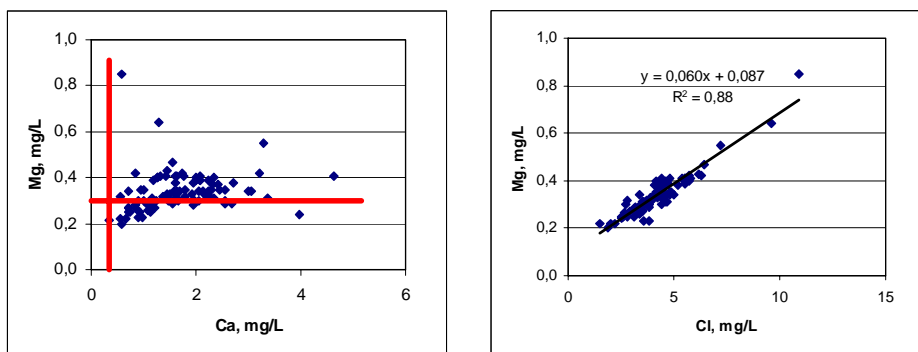
Den forholdsvis store variasjonen i beregnet ANC kompenseres her ved at det er flere observasjoner gjennom året og en god måleperiode totalt. I dette tilfellet er beregnet "ukalket" ANC stort sett under 0  $\mu\text{ekv/L}$  fram til 2002, over 0 i to år, men svinger betydelig i 2004. Vi må konkludere med at ANC-grensen for upåvirket bestand på 0  $\mu\text{ekv/L}$  fra **Tabell 2** ikke nås tilfredsstillende. Videre tolkning og vurdering bør imidlertid gjøres i dette tilfellet siden sjøsaltepisoder spiller så stor rolle for variasjonen.

Mens vi i de to andre områdene har sett forholdsvis monotone trender, slår variasjonen i sjøsaltsbidrag inn på Vestlandet og gir svært lave verdier for ANC under slike episoder. Sterk variasjon i sjøsaltpåvirkning, ionekonsentrasjoner og ANC medfører et behov for å ha en god tidsserie i en egnet referanselokalitet. I tråd med prosedyren har vi beregnet ANC i Svartetjern (**Figur 18**) og lagt den tidsserien til grunn for vurdering av behovet for å kalke Yndesdalsvatn.

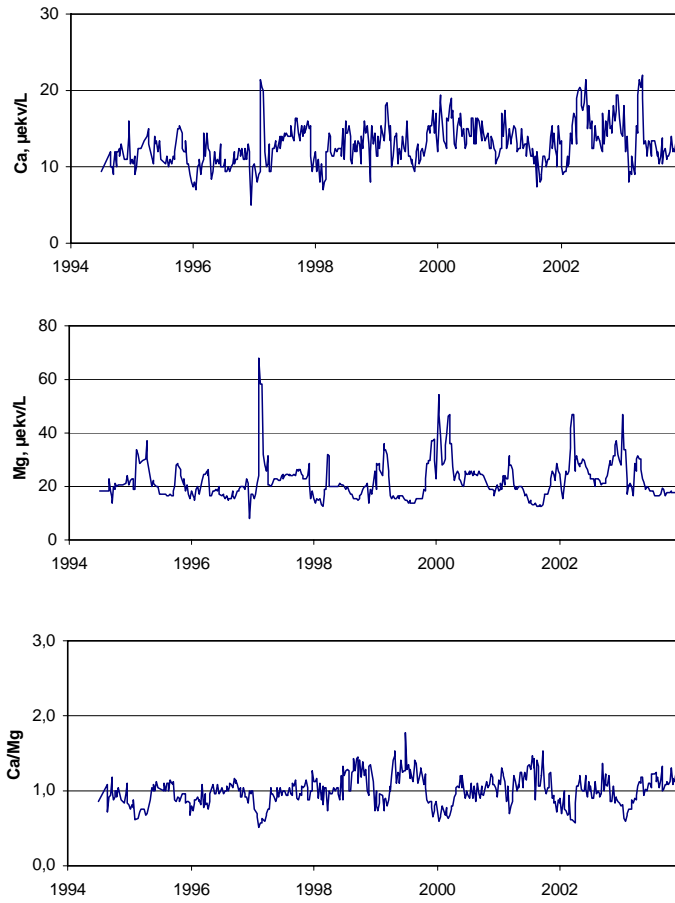
Tidsserien for Svartetjern viser at ANC stort sett har vært under 0  $\mu\text{ekv/L}$  fram til 2002. Vi finner spesielt lav pH og høy labil Al-konsentrasjon under sjøsaltepisodene, for eksempel vinteren 2000, og som antydnet over, bør dette vurderes nærmere. Usikkerheten her er også om sjøsaltepisoder i framtida vil utgjøre et like stort problem som tidligere, dvs. medføre like dårlig vannkvalitet i form av lav pH og høy Al<sub>i</sub>. Med mindre sur nedbør øker sannsynligheten for at vannkvaliteten også under slike episoder blir mindre dårlig (Hindar et al. 2004).



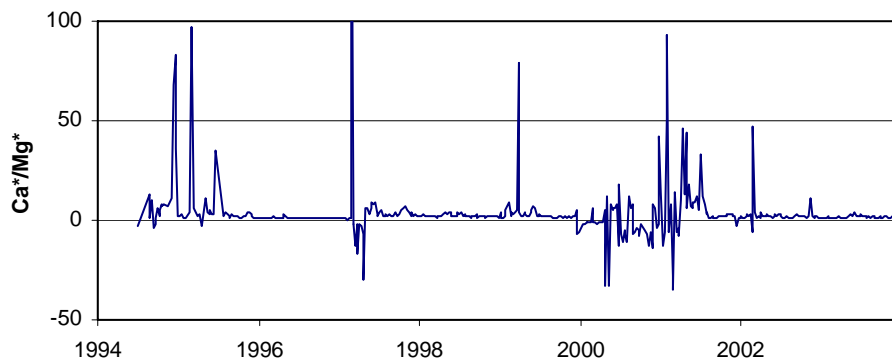
Figur 14. Ca, Mg og Ca/Mg-forholdet i Yndesdalsvatn.



Figur 15. Forholdet mellom målte Ca og Mg-konsentrasjoner (venstre del) og Cl og Mg (høyre del) i Yndesdalsvatn. Rette linjer i venstre del representerer konsentrasjoner før kalking, mens regresjonslinjen er lagt inn i høyre del.

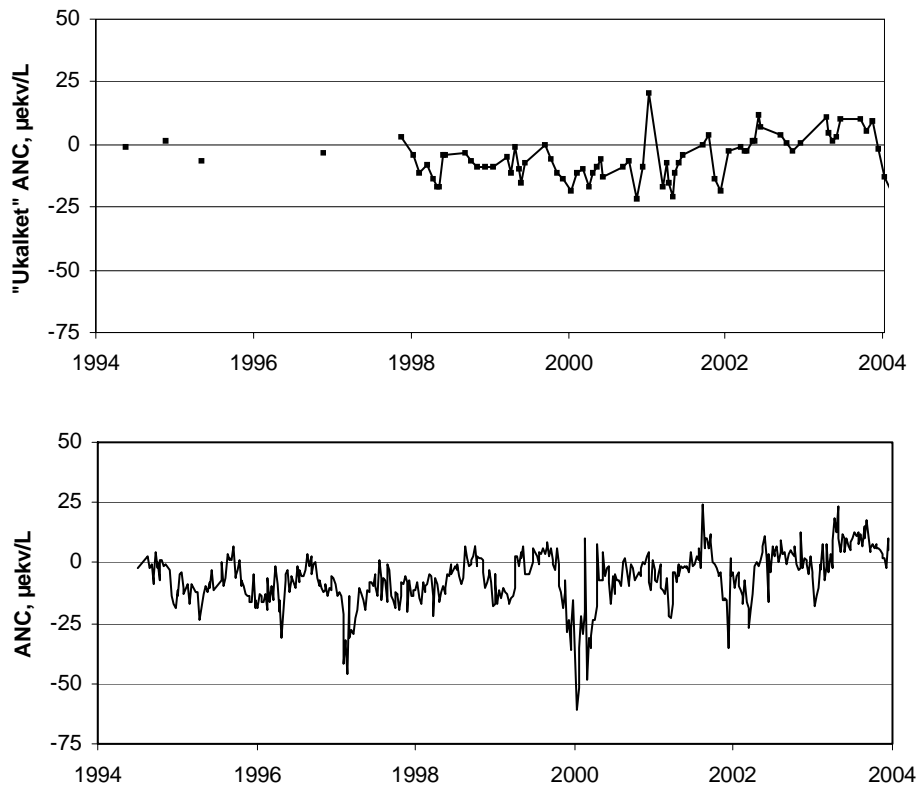


**Figur 16.** Ca, Mg og Ca/Mg-forholdet for Svartetjern.



**Figur 17.** Forholdet mellom ikke-marine konsentrasjoner av Ca og Mg i Svartetjern.





**Figur 18.** Beregning av "ukalket" ANC i Yndesdalsvatn (øverst) og ANC i Svartetjern (nederst). Det er brukt TOC-korrigert ANC ( $ANC_{\text{OAA}}$ ). Legg merke til spesielt lave verdier for ANC under sjøsaltepisoder i 2000 i Svartetjern.

ANC for Yndesdalsvatn og Svartetjern er helt overlappende (**Figur 18**), noe som gir en god trygghet for at beregningen av "ukalket" ANC er rimelig. Med unntak av høy ANC i januar 2001 i Yndesdalsvatn, er det tilsynelatende mindre variasjon i dette vannet enn i Svartetjern. Det skyldes trolig den lengere oppholdstiden i Yndesdalsvatn og dermed større grad av utjevning, men kan også skyldes at større variasjon fanges opp av hyppigere prøvetaking i Svartetjern. Større grad av utjevning i vannkvalitet gir mindre problem med sjøsaltepisoder.

## 6. Konklusjon og videre arbeid

De prosedyrene og den metodikken som er presentert her kan brukes for å finne den vannkvaliteten kalkede innsjøer ville hatt hvis de ikke var kalket. "Ukalket" Ca og ANC kan beregnes ved hjelp av vannkjemien i andre innsjøer. Geologien er her viktig, og bør være temmelig lik for at innsjøenes ionekonsentrasjoner, særlig Ca og Mg, kan benyttes på denne måten. Ved å oppfylle spesifikke kriterier kan også vann i mer fjerntliggende områder brukes som referansevann.

Basert på beregnet "ukalket" ANC, kan sannsynligheten for god fiskestatus ved å avslutte kalking beregnes. Det er laget en enkel tabell med ANC-baserte sannsynligheter og også en look-up funksjon til hjelp for dette. Vi har videre foreslått en gruppering (kategorisering) av sannsynligheten for skade på aurebestander ved ulike ANC-nivåer. Denne tabellen bør være gjenstand for videre bearbeidelse og eventuelt revisjon.

Sannsynligheten for skade ved å avslutte kalking kan brukes for å rangere kalkede innsjøer i hvert "kalkings"-fylke. Her bør også konsekvensen ved å fatte feil beslutning vurderes slik at man kan nærme seg en risikovurdering som grunnlag for å prioritere mellom lokaliteter.

Dynamisk modellering, slik vi har vist eksempel på her, kan brukes for å vurdere framtidig endring i sannsynlighet for skade ved å avslutte kalking av enkeltinnsjøer. På den måten kan innsjøer fases ut (eller inn) av kalkingsprogrammet over tid.

Metodikken er testet for innsjøer i tre svært ulike områder:

- et skogsområde på Østlandet
- et heiområde på Sørlandet og
- et kystnært område på Vestlandet

I alle disse områdene har det vært god tilgang på data, og en rekke ulike forhold er gjennomgått. Vi har brukt TOC-korrigert ANC ( $ANC_{0aa}$ ) i beregningene, se Lydersen et al. (2004) og Hindar og Larssen 2005. Vi har sammenliknet tidsserier for beregnet "ukalket" ANC i kalkede innsjøer og ANC i referanseinnsjøer. Og ikke minst har vi sett på hvordan bruk av dolomitt og betydelige innslag av sjøsalter generelt og i episoder påvirker resultatene.

På bakgrunn av de data som har vært til rådighet har vi kunnet beregne "ukalket" ANC og på det grunnlag tatt stilling til om kalking bør videreføres eller avsluttes. De tre lokalitetene har plassert seg i tre ulike grupper;

- Øvstevatn og Langevatn hadde høy "ukalket" ANC det første og andre året etter at kalking var avsluttet, og sannsynligheten for skade på fiskebestanden ved å avslutte kalking viste seg å være ubetydelig. ANC i referansevannet Langtjern ga imidlertid et noe mer nyansert bilde.
- Store Hovvatn vil neppe få ANC-verdier som gir grunnlag for kalkavslutning innen 2050.
- I Yndesdalsvatn er det mer tvil om kalking burde vært avsluttet. Her er det betydelig usikkerhet pga sjøsaltepisoder.

Vi har skissert en metodikk med bruk av analoger, men ikke gitt konkrete eksempler fordi et innsjøbibliotek med norske innsjøer ikke foreligger.

Arbeidet bør gi godt grunnlag for et mer systematisk arbeid i fylkene, og vi har forslag til videreføring, se under.

## 6.1 Rangering i fylkene

Som videreføring av dette arbeidet foreslår vi at fylkene rangerer sine kalkingslokaliteter som anbefalt og at lokaliteter følges opp med kontrollundersøkelser etter avsluttet kalking. I de innsjøene det bare måles noen få variable, f.eks. pH, Al-fraksjoner, Ca og alkalitet, må en supplere med hovedioner og TOC for å kunne beregne ANC. Det bør foreligge tilsvarende data fra ukalkede innsjøer slik som beskrevet over, minst for Ca og Mg.

Skal dette ha noen verdi for fylkene, bør alle kalkede innsjøer eller alle som er aktuelle for kalkavslutning være med i utvalget som skal beregnes. Det kan settes opp en rangering etter sannsynlighet for skade ved å avslutte kalking, evt. basert på risiko der også andre forhold trekkes inn.

## 6.2 Utvikling etter avsluttet kalking

Kalking kan avsluttes med ulike begrunnelser. Vi har redegjort for en faglig begrunnelse, men ved reduserte bevilgninger til kalking over statsbudsjettet kan det være at prosjekter må avsluttes uten at anbefalt prosedyre kan følges. I begge tilfeller vil det være behov for en kontroll av effekten av å avslutte.

Vi trenger kunnskap om hvordan vannkvalitet og biologi utvikler seg etter at kalking avsluttes, og vi foreslår å følge opp vannkjemien i utvalgte lokaliteter i enkelte fylker hvor kalking avsluttes. Ikke bare lokaliteter som temmelig sikkert kan klare seg uten kalking, men også lokaliteter med en viss sannsynlighet for skade bør velges. Oppfølging etter kalkavslutning kan gjøres enkelt hvis lokalitetene følges over lang tid, og for eksempel som følger: Det tas en vannprøve om høsten og en om våren for analyse av full ionesammensetning og TOC. ANC beregnes på dette grunnlaget. Fiskebestanden følges helst ved regelmessig prøvefiske. Andre organismegrupper bør også inkluderes, men mye er avhengig av hvilke data som finnes fra tidligere og hvilke ressurser som blir satt inn.

## 6.3 MAGIC-bibliotek

MAGIC-biblioteket, som er startet opp i Sverige, bør utvides og testes med norske innsjøer slik at basen kan brukes aktivt for norske forhold. Det finnes allerede 60 innsjøer fra det forsurede området i Sør-Norge som er modellert innenfor prosjektet RECOVER:2010. I tillegg finnes 19 høyfjellsjøer som er modellert i prosjektet EMERGE.

En slik innsjøbase kan også brukes i forbindelse med typifisering under vannrammedirektivet.

## 7. Referanser

- Göransson, E. 2003. Variation in lake water chemistry and spatial scale. Analysis of the Swedish national lake monitoring programme. Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Henriksen, A., Fjeld, E. and Hesthagen, T., 1999. Critical load exceedance and damage to fish populations. *Ambio* 28, 583-586.
- Henriksen, A. and Posch, M. 2001. Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *WASPfocus* 1:375-398.
- Hindar, A. (red.). 2004. Store og Lille Hovvatn i Aust-Agder – en samlerapport etter 25 år med forsuringsundersøkelser og kalking. DN-utredning 2004-1.
- Hindar, A. og Enge, E. 1999. Evaluering av kalkingsstrategien for store innsjøkalkingsprosjekter i Norge. Rapport 4034-99, NIVA. 61 s.
- Hindar, A. og Kroglund, F. 2000. Forsuringssituasjonen for laks i Vosso og vurdering av behov for ytterligere kalkingstiltak. NIVA-rapport 4255-2000. 41 s.
- Hindar, A. og Larssen, T. 2005. Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrers andel av TOC. NIVA-rapport in press.
- Hindar, A. and Wright, R.F. 2005. Long-term records and modeling of acidification, recovery and liming at Lake Hovvatn, Norway. (submitted).
- Hindar, A., Wright, R.F. og Skancke, L.B. 2004. Opprinnelig vannkjemi og forsuringsutvikling i Store og Lille Hovvatn, s. 15-29. I: Hindar, A. (red.). Store og Lille Hovvatn i Aust-Agder – en samlerapport etter 25 år med forsuringsundersøkelser og kalking. DN-utredning 2004-1.
- Kroglund, F. and Finstad, B. 2003. Low concentrations of inorganic monomeric aluminum impair physiological status and marine survival of Atlantic salmon. *Aquacult* 222: 119-133.
- Lydersen, E., Larssen, T. and Fjeld, E. 2004. The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Sci. Tot. Environ.* 326: 63-69.
- SFT 2004. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2003. SFT-rapport 913/2004, TA-2056/2004. 166 s.
- Skjelkvåle, B. L., Tørseth, K., Aas, W. and Andersen, T. 2001. Decrease in acid deposition - Recovery in Norwegian waters. *Water Air Soil Pollut.* 130: 1433-1438.
- Staurnes, M., Kroglund, F. and Rosseland, B.O. 1995. Water quality requirement of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in water undergoing acidification or liming in Norway. *Water, Air and Soil Pollut.* 85: 347-352.
- Aas, M., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. and Yttri, K.E. 2003. Monitoring of long-range transported air-pollutants. Annual report for 2002. Report 877, National Monitoring Programme, State Pollution Control Authority, Oslo.

## Vedlegg A. Tabell for å beregne sannsynlighet for skade

Vi har laget et enkelt excel-regneark basert på beregnet sannsynlighet for skade ved ulike ANC<sub>oaa</sub>-verdier (etter Lydersen et al. 2004), og brukt en lookup-funksjon. Look-up funksjonen kan brukes eller en kan rett og slett bruke tabellen eller figurene og finne den verdi som passer.

Lookup-funksjonen:

=VLOOKUP(J4;A3:B35;2;FALSE)

ligger i den cellen i figuren under hvor tallet 0,50 står (oppe til høyre). Denne cellen er J5 i regnearket. ANC-verdiene og tilhørende sannsynlighet for upåvirket status ligger i A3:B35. Når det legges et tall i J4 hentes det et korresponderende tall fra kolonne B (sannsynlighet for upåvirket bestand; derav tallet 2 i funksjonen) og legges i J5.

I cellen J6 ligger en tilsvarende funksjon, men her hentes et tall fra kolonne C (sannsynlighet for utdødd aurebestand; derav tallet 3 i denne funksjonen).

Tilsvarende beregninger gjøres i blokken under i regnearket.

Når man har funnet sin verdi for ”ukalket” ANC, for eksempel ANC= -12, legges først nærmeste hele 5’er under tallet inn i J4. I vårt tilfelle blir dette ANC= -15. Sannsynligheter ved denne ANC-verdien hentes automatisk. Deretter legges nærmeste hele 5’er over tallet inn i J8. I vårt tilfelle blir dette tallet ANC= -10. Sannsynligheter ved denne ANC-verdien hentes automatisk.

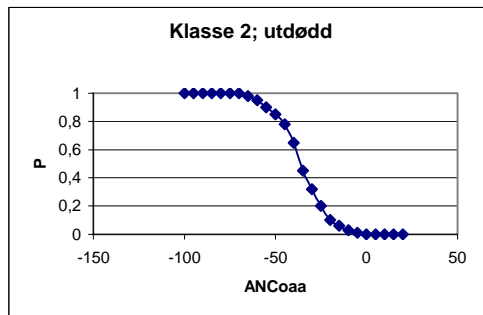
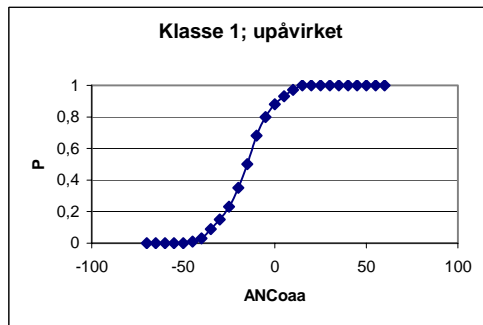
Deretter kan ukalket ANC-verdi (her var det -12) legges i J14, og det beregnes automatisk sannsynligheter for dette tallet ved at resultatet for de nærmeste 5’erne midles. Likningene under brukes i celle J15 og J16:

=IF(J14<10;(J5+(J9-J5)/(J4-J8)\*(J4-J14));1)

=IF(J14<0;(J6-(J6-J10)/(J4-J8)\*(J4-J14));0)

Beregningen gir i vårt tilfelle en sannsynlighet på 0,61 for upåvirket tilstand etter avsluttet kalking og en sannsynlighet på 0,04 for utdødd bestand. Kalking vil i dette tilfellet hindre en skadet bestand (jfr. **Tabell 2** i teksten), men avsluttet kalking vil ikke medføre at bestanden dør ut.

ANC <sub>oaa</sub>	P Klasse 1	P Klasse 2
-100	0	1
-95	0	1
-90	0	1
-85	0	1
-80	0	1
-75	0	1
-70	0	1
-65	0	0,98
-60	0	0,95
-55	0	0,9
-50	0	0,85
-45	0,01	0,78
-40	0,03	0,65
-35	0,09	0,45
-30	0,15	0,32
-25	0,23	0,2
-20	0,35	0,1
-15	0,5	0,06
-10	0,68	0,03
-5	0,8	0,01
0	0,88	0
5	0,93	0
10	0,97	0
15	1	0
20	1	0
25	1	0
30	1	0
35	1	0
40	1	0
45	1	0
50	1	0
55	1	0
60	1	0



Fyll inn i mørk rute:

For nærmeste 5'er under og over:

ANC <sub>oaa</sub> under	-15 µekv/L
P <sub>upåvirket</sub>	0,50
P <sub>utdødd</sub>	0,06

ANC <sub>oaa</sub> over	-10 µekv/L
P <sub>upåvirket</sub>	0,68
P <sub>utdødd</sub>	0,03

For alle tall (fyll ut over først):

ANC <sub>oaa</sub>	-12 µekv/L
P <sub>upåvirket</sub>	0,61
P <sub>utdødd</sub>	0,04

Etter Lydersen et al. (2004)