

Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Vest-Agder



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Vest-Agder	Løpenr. (for bestilling) 6062-2010	Dato Desember 2010
	Prosjektnr. Undernr. 10289	Sider Pris 30
Forfatter(e) Kari Austnes, Frode Kroglund	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Vest-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning Fylkesmannen i Vest-Agder,	Oppdragsreferanse Hanne Hegseth Edgar Vegge
---	---

Sammendrag

Sur nedbør har blitt kraftig redusert de siste 30 årene. Dette har ført til en gradvis bedring av vannkvaliteten med hensyn til forsurening i innsjøer, spesielt i Sør-Norge. Mange innsjøer i Vest-Agder blir kalket for å motvirke effektene av sur nedbør. Når vannkvaliteten er tilstrekkelig forbedret kan kalkingen opphøre. Formålet med dette prosjektet var å vurdere behovet for fortsatt kalking i 99 kalkede innsjøer i Vest-Agder. En statistisk modell er utviklet for å kunne estimere hvilken vannkvalitet kalkede innsjøer ville hatt hvis de ikke var kalket. På bakgrunn av dette har forsureningstilstanden i de 99 kalkede innsjøene blitt vurdert, basert på grenseverdiene i klassifiseringsveilederen som er utarbeidet i henhold til vannforskriften. Vurderingen konkluderer med at fortsatt kalking anbefales i 80 innsjøer, kalking kan avsluttes i to innsjøer, mens det er 17 innsjøer hvor vi anbefaler at kalking forsøksvis avsluttes. Metoden som har blitt benyttet kan brukes i framtidig revurdering av kalkingsbehovet i de innsjøene hvor fortsatt kalking anbefales. Det er imidlertid viktig å ta hensyn til usikkerhetene knyttet til metoden.

Fire norske emneord 1. Kalking 2. Restituering 3. Innsjøer 4. Vest-Agder	Fire engelske emneord 1. Liming 2. Recovery 3. Lakes 4. Vest-Agder
--	--



Kari Austnes
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder
ISBN 978-82-577-5797-7



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Vest-Agder

Forord

Sur nedbør har avtatt over Sør-Norge de siste 10-årene. Dette har redusert behovet for kalking. Fylkesmannen i Vest-Agder ved Edgar Vegge har ønsket en metode for å beregne hva vannkvaliteten ville endres til hvis kalkingen stanses. På bakgrunn av slike beregninger kan det vurderes om fortsatt kalking er nødvendig. Et foreløpig notat ble sendt Fylkesmannen 7. april 2007. Dette notatet er senere videreutviklet etter hvert som erfaringene med modellutviklingen har økt. På oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) er det nå satt i gang et prosjekt for å gjøre en tilsvarende vurdering i alle fylker hvor innsjøer kalkes. I den forbindelse er det utarbeidet en generell prosedyre for hvordan vurderingen kan foretaes. For å samsvare med denne prosedyren er dataanalysen for Vest-Agder gjort på nytt, og rapporten er omarbeidet sammenlignet med det opprinnelige notatet.

Oslo, 6. desember 2010

Kari Austnes

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Bakgrunn	7
2.1 ANC som forsurningsindikator	7
2.2 Grenseverdier for ANC	8
2.3 ANC i kalkede innsjøer	9
3. Materiale og metode	9
3.1 Vannkjemiske data	9
3.2 Modell for estimering av Ca-konsentrasjon	11
3.3 Metode for vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer	12
4. Resultater	13
4.1 Modellutvikling og validering av modellen	13
4.2 Bruk av modellen på tidsserier	14
4.3 Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer	16
5. Diskusjon	17
5.1 Metodens usikkerhet	17
5.2 Oppfølging av vurderingen	18
5.3 Videre bruk av modellen	19
6. Konklusjon	19
7. Referanser	21
Vedlegg A. Oversikt over ukalkede innsjøer	23
Vedlegg B. Oversikt over kalkede innsjøer	26

Sammendrag

Sur nedbør har blitt kraftig redusert de siste 30 årene. Redusert sur nedbør har gitt en positiv endring i vannkvaliteten med henhold på forsuring, som medfører redusert behov for kalking. Når sur nedbør ikke lenger påvirker det biologiske mangfoldet, kan kalkingen avvikles. Formålet med denne utredningen har vært å vurdere behovet for fortsatt kalking av 99 kalkede innsjøer i Vest-Agder, og å utvikle en egnet metode til å foreta denne vurderingen.

Vannets syrenøytraliserende kapasitet (ANC) er vist å være en god indikator på forsuring. ANC påvirkes imidlertid av kalkingen, noe som gjør at effektene av redusert sur nedbør ikke kan påvises direkte i kalkede innsjøer. Det er derfor utviklet en statistisk modell for å estimere en ”ukalket” ANC, dvs. en verdi for ANC hvis innsjøen ikke var kalket. Modellen har blitt utviklet og validert basert på data fra ukalkede innsjøer i Vest-Agder fra 1995. I tillegg har den blitt validert ved hjelp av data fra ukalkede innsjøer i fylket som har blitt overvåket over tid.

Vurderingen av kalkingsbehov er gjort ved å sammenligne ”ukalket” ANC med grenseverdiene for skillet mellom god og moderat forsuringstilstand, som gitt i klassifiseringsveilederen til vannforskriften. Grenseverdiene varierer avhengig av innsjøens type, dvs. etter høyde over havet, kalkinnhold og humusinnhold. En typifisering av de kalkede innsjøene måtte derfor utføres før vi kunne gjøre en vurdering av kalkingsbehovet.

Resultatet av vurderingen konkluderte med at det anbefales fortsatt kalking i 80 innsjøer, at kalking kan avsluttes i 2 innsjøer, mens det er 12 innsjøer hvor vi anbefaler at avslutning av kalking kan forsøkes.

Det er en rekke usikkerheter knyttet til metoden som er utviklet. Disse inkluderer blant annet sjøsaltpåvirkning, år-til-år-variasjon i ANC og usikre grenseverdier. Metoden fungerer tilfredsstillende slik den er benyttet her, men det er viktig å ta hensyn til disse usikkerhetene i framtidig anvendelse av metoden.

Summary

Title: Evaluation of the need for continued liming of limed lakes in Vest-Agder

Year: 2010

Author: Kari Austnes, Frode Kroglund

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5797-7

Acid deposition has been strongly reduced over the last 30 years. Reduced acid deposition gives an improvement in the water quality related to acidification which gradually will reduce the need for liming. When acid deposition no more affects biodiversity, the liming can be phased out. The objective of this assessment has been to evaluate the need for continued liming of 99 limed lakes in Vest-Agder, and to develop a suitable method to conduct this evaluation.

The acid neutralisation capacity (ANC) of the water has been shown to be a good indicator of acidification. However, ANC is affected by the liming, which makes it impossible to establish the effects of reduced acid deposition in limed lakes directly. Hence, a statistical model has been developed to estimate an “un-limed” ANC, i.e. an ANC value if the lake was not limed. The model has been developed and validated based on data from un-limed lakes in Vest-Agder in 1995. In addition, it has been validated based on data from un-limed lakes in the county which have been monitored over time.

The assessment of the need for liming has been conducted by comparing un-limed ANC and the good/moderate boundary values for acidification, which have been developed in connection with the implementation the EU Water Framework Directive. The boundary values depend on the lake typology, i.e. altitude, calcium content and humus content. Consequently, before evaluation of the need for liming, it was necessary to type the limed lakes. The conclusion from the evaluation was that liming is still recommended in 80 lakes, liming can be phased out in 2 lakes, while there are 12 lakes where ending the liming can be tested out.

There are several uncertainties related to the method which has been developed. These include e.g. influence from sea salt deposition, inter-annual variation in ANC, and uncertainties related to the boundary values. The method worked acceptably the way it has been applied here, but it is important to take the uncertainties into account when using the method in the future.

1. Innledning

Sur nedbør har blitt kraftig redusert de siste 30 årene, takket være internasjonale avtaler om utslippsreduksjoner av svovel og nitrogen (SFT, 2009). Samtidig har lokale kalkingstiltak bidratt til å redusere de negative effektene av sur nedbør i elver og innsjøer. Redusert sur nedbør fører til at vannkjemien i de berørte lokalitetene endres i retning av det den var før forsuringen tok til (Skjelkvåle m.fl., 2001; Skjelkvåle m.fl., 2003). Vannkvaliteten kan defineres som tilfredsstillende når utbredelsen av og populasjonsdynamikken til de enkelte forsuringfølsomme artene ikke lenger er begrenset av vannkjemien. Når en tilfredsstillende vannkvalitet er reetablert, kan kalkingen opphøre. Biologisk status kan imidlertid forbli forsuringpreget lenge etter at vannkvaliteten er forbedret, men da er det andre årsaker enn forsuring som begrenser reetablering av forsuringfølsomme arter, f.eks. avstand til restpopulasjoner, vandringsbarrierer, samt en rekke biologiske reguleringsmekanismer (Monteith m.fl., 2005).

Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sur nedbør (SFT, 2009) viser at det har vært en markert nedgang i konsentrasjonen av sulfat (SO_4) og nitrat (NO_3) i norske elver og innsjøer siden 1980, og for de fleste regioner var konsentrasjonene som ble observert i 2008 de laveste som er registrert så langt. Sørlandet er sammen med det sørlige Østlandet det området hvor belastningen av sur nedbør har vært størst. Regionen har vært sterkt forsuret, men det er nå tegn til bedring. Det kan derfor være grunnlag for å redusere eller avslutte kalkingen i enkelte innsjøer.

Formålet med denne utredningen var å vurdere behovet for fortsatt kalking i kalkede innsjøer i Vest-Agder. For å kunne foreta en slik vurdering måtte det utvikles en egnet metode. Det var ønskelig at en slik metode også skulle kunne benyttes i den videre forvaltningen av de kalkede innsjøene i fylket.

2. Bakgrunn

2.1 ANC som forsuringsindikator

Forsuring innebærer en reduksjon i pH (økt H^+ -konsentrasjon) og en økning i den labile formen av aluminium (LAI). Både H^+ og LAI fungerer som giftstoffer for fisk (Rosseland og Staurnes, 1994). Giftigheten til LAI er ikke kun bestemt av konsentrasjon, men av vannkjemiske og fysiske parametere som kalsiumkonsentrasjon og temperatur, og av art og livsstadium. For innlandsfisk er det også påvist betydelige stammeforskjeller i toleranse (Dalziel m.fl., 2005). På grunn av de mange faktorene som spiller inn, har det vært vanskelig å relatere fiskestatus til de primære giftstoffene alene. Det er også analytiske problemstillinger knyttet til pH-målinger, ettersom pH verdien påvirkes av temperaturendringer og gassutveksling mellom prøvetaking og analyse.

ANC (vannets syrenøytraliserende effekt) har imidlertid vist seg å være et godt mål på forsuringstatus. Det er påvist nær sammenheng mellom ANC og status av både fisk og invertebrater (Bulger m.fl., 1993; Lien m.fl., 1996; Raddum og Skjelkvåle, 1995). ANC er også den foretrukne metoden for modellarbeid, fordi ingen av komponentene som inngår er påvirket av CO_2 eller løste organiske syrer. Det er ANC som benyttes i de forsuringmodellene som brukes for overflatevann i Norge (SSWC, FAB og MAGIC). ANC beregnes ved formelen

$$\text{ANC} = ([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + [\text{NH}_4^+]) - ([\text{Cl}^-] + [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-]) \quad (1)$$

(Ca²⁺ = kalsium, Mg²⁺ = magnesium, Na⁺ = natrium, K⁺ = kalium, NH₄⁺ = ammonium (ignoreres pga. lave konsentrasjoner), Cl⁻ = klorid, SO₄²⁻ = sulfat og NO₃⁻ = nitrat; [] = konsentrasjon i µekv/l, dvs. µmol/l*ladning på ionet)

2.2 Grenseverdier for ANC

Grenseverdiene for hvilken ANC som gir tilfredsstillende vannkvalitet har blitt endret ettersom kunnskapen om sammenhengen mellom vannkjemi og biologisk tilstand har økt. I denne rapporten vurderes vannkvaliteten etter grenseverdiene som har blitt fastsatt i klassifiseringsveilederen for klassifisering av miljøtilstand i henhold til vannforskriften (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009).

Den kritiske grensen for ANC i norske innsjøer har tidligere vært satt til 20 µekv/l (Lien m.fl., 1996). Under denne grensen kan man forvente biologiske effekter. Senere har man sett behovet for å ta hensyn til innsjøens konsentrasjon av totalt organisk karbon (TOC) i fastsettelsen av grenseverdier, ettersom TOC kan påvirke både pH og LAI, mens det ikke påvirker ANC. En endring i sammenhengen mellom ANC og pH/LAI siden 1980-tallet har vært påvist, og sammenhengen knyttes til den markerte økningen i TOC-konsentrasjon som har vært observert i samme tidsperiode (Kroglund, 2007). Grensen for kritisk ANC må av den grunn settes høyere nå enn på 1980-tallet, og jo høyere TOC-konsentrasjonen er, dess høyere må den kritiske grensen settes (Hesthagen m.fl., 2008). For å ta høyde for effekten av TOC, utarbeidet Lydersen m.fl. (2004) en modifisert ANC-beregning, hvor TOC-konsentrasjonen taes med i beregningen..

I grenseverdiene som er utarbeidet i forbindelse med vannforskriften, er den vanlige ANC-beregningen benyttet, men det er tatt hensyn til TOC-konsentrasjonen ved at det er gitt forskjellige ANC-grenser for innsjøer med forskjellig TOC-konsentrasjon. Forskjellig grense er også gitt avhengig av innsjøens høyde over havet og kalkinnhold (Ca-konsentrasjon). Før vurdering må det altså foretaes en typifisering ut fra disse tre faktorene. Grenseverdier er satt mellom alle de fem tilstandsklassene i vannforskriften. I denne rapporten benyttes kun grensen mellom god og moderat tilstand (G/M), som er grensen som avgjør om tiltak må settes inn. G/M-grensene for de ulike innsjøtypene er gitt i tabell 1.

Tabell 1. ANC-grenser for skillet mellom god og moderat forureningstilstand for forskjellige innsjøtyper (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009). Typenummer er lagt til for enkel referering til de enkelte innsjøtypene og tilsvarer ikke typekodene gitt i klassifiseringsveilederen.

Type nr	Høyderegio	Kalkinnhold	Humusinnhold	G/M (µekv/l)
1	Lavland (<200 moh)	Kalkfattige (Ca 1-4 mg/l)	Klare (TOC<2 mg/l)	20
2			Klare (TOC 2-5 mg/l)	30
3			Humøse (TOC>5 mg/l)	40
4	Skog (200-800 moh)	Svært kalkfattige (Ca <1 mg/l)	Klare (TOC<2 mg/l)	20
5			Klare (TOC 2-5 mg/l)	25
6			Humøse (TOC>5 mg/l)	35
7		Kalkfattige (Ca 1-4 mg/l)	Klare (TOC<2 mg/l)	20
8			Klare (TOC 2-5 mg/l)	30
9			Humøse (TOC>5 mg/l)	40
10	Fjell (>800 moh)	Svært kalkfattige (Ca <1 mg/l)	Klare (TOC<2 mg/l)	20
11			Klare (TOC 2-5 mg/l)	25
12		Kalkfattige (Ca 1-4 mg/l)	Klare (TOC<2 mg/l)	20
13			Klare (TOC 2-5 mg/l)	30

2.3 ANC i kalkede innsjøer

ANC beregnet fra målte verdier kan ikke brukes til å vurdere forsureningstilstanden i en kalket innsjø, fordi kalkingen påvirker Ca-konsentrasjonen. I de tilfellene hvor det er kalket med dolomitt påvirkes også Mg-konsentrasjonen, men det vanligste er å kalke med rent kalksteinsmel (CaCO_3). For å vurdere forsureningstilstanden er vi interessert i hva ANC ville vært hvis innsjøen ikke var kalket, altså "ukalket" ANC. Metoder for å estimere "ukalket" ANC er utredet i Hindar og Larssen (2005) og Kroglund (2007).

ANC er hovedsakelig styrt av geologi, deponisjon av sur nedbør og sjøsalter og avrenning. Geologien har betydning for forvitring, og dermed konsentrasjonen av basekationene Ca, Mg, Na og K. Sur nedbør påvirker konsentrasjonen av SO_4 og NO_3 . Deponisjon av sjøsalter påvirker hovedsakelig konsentrasjonen av Cl og Na, men også Mg og SO_4 . Konsentrasjonen av alle ionene påvirkes av fortytning. ANC kan altså forventes å være ganske lik for innsjøer som ligger på samme eller lignende geologi og har lignende nivå i deponisjon og avrenning. Slik likhet er mest sannsynlig for nærliggende innsjøer, men det kan også være tilstede for innsjøer som ligger noe lenger fra hverandre.

Hindar og Larssen (2005) foreslo to metoder for å estimere "ukalket" ANC i de kalkede sjøene basert på nærliggende og sammenlignbare referansesjøer:

- a) å anse ANC-verdiene for referansesjøer som representative også for den kalkede innsjøen og benytte disse direkte, eller
- b) å estimere "ukalket" Ca-konsentrasjonen fra Ca/Mg-forholdet i referansesjøene og Mg-konsentrasjonen i den kalkede innsjøen og deretter beregne "ukalket" ANC ut fra "ukalket" Ca-konsentrasjon og målte ionekonsentrasjoner i den kalkede innsjøen.

Kroglund (2007) viste at det er mulig å lage slike modeller for estimering av Ca-konsentrasjon basert på data også for et større område. Her ble lineære regresjonsmodeller basert på data fra hele Aust-Agder laget for estimering av Ca-konsentrasjon fra Mg- eller K-konsentrasjon. Alternativt ble også ANC estimert på tilsvarende måte.

I denne utredningen har metodene fra Hindar og Larssen (2005) og Kroglund (2007) blitt videreutviklet. Ønsket var å utvikle en modell for beregning av "ukalket" Ca-konsentrasjon som kunne benyttes til å estimere "ukalket" ANC for hele Vest-Agder. For et større område vil det være variasjon i geologi, deponisjon og avrenning. For å ta høyde for denne variasjonen ble det benyttet multippel regresjon, slik at flere parametere som kunne tenkes å påvirke forholdet mellom ionene som inngår i ANC kunne inkluderes. Det ble ansett som noe mindre usikkert å estimere "ukalket" Ca-konsentrasjon og så beregne "ukalket" ANC enn å modellere "ukalket" ANC direkte, ettersom man ved den første metoden kan benytte de målte verdiene for de andre ionene som inngår i ANC når "ukalket ANC" beregnes. Mulige forklaringsparametere som ble inkludert var: a) Konsentrasjon av ionene som inngår i ANC (med unntak av Ca), som sammen er et uttrykk både for geologi, deponisjon og avrenning, b) UTM-koordinater og høyde over havet, som kan være indirekte uttrykk for forvitring (klima), deponisjon (avstand fra kysten, avstand fra forurensingskilder) og avrenning, og c) TOC, som også kan være et indirekte uttrykk for forvitring (kontrollert av jordsmonn, som er avhengig av forvitring), deponisjon (TOC-utvasking øker ved redusert deponisjon) og avrenning (fortytning).

3. Materiale og metode

3.1 Vannkjemiske data

Tre sett med vannkjemiske data har blitt benyttet i dette arbeidet: 1) Data fra ukalkede innsjøer fra 1995, benyttet til å lage en modell for estimering av Ca-konsentrasjon og til validering av denne, 2) tidsserier fra ukalkede innsjøer, benyttet til ytterligere validering av modellen og vurdering av

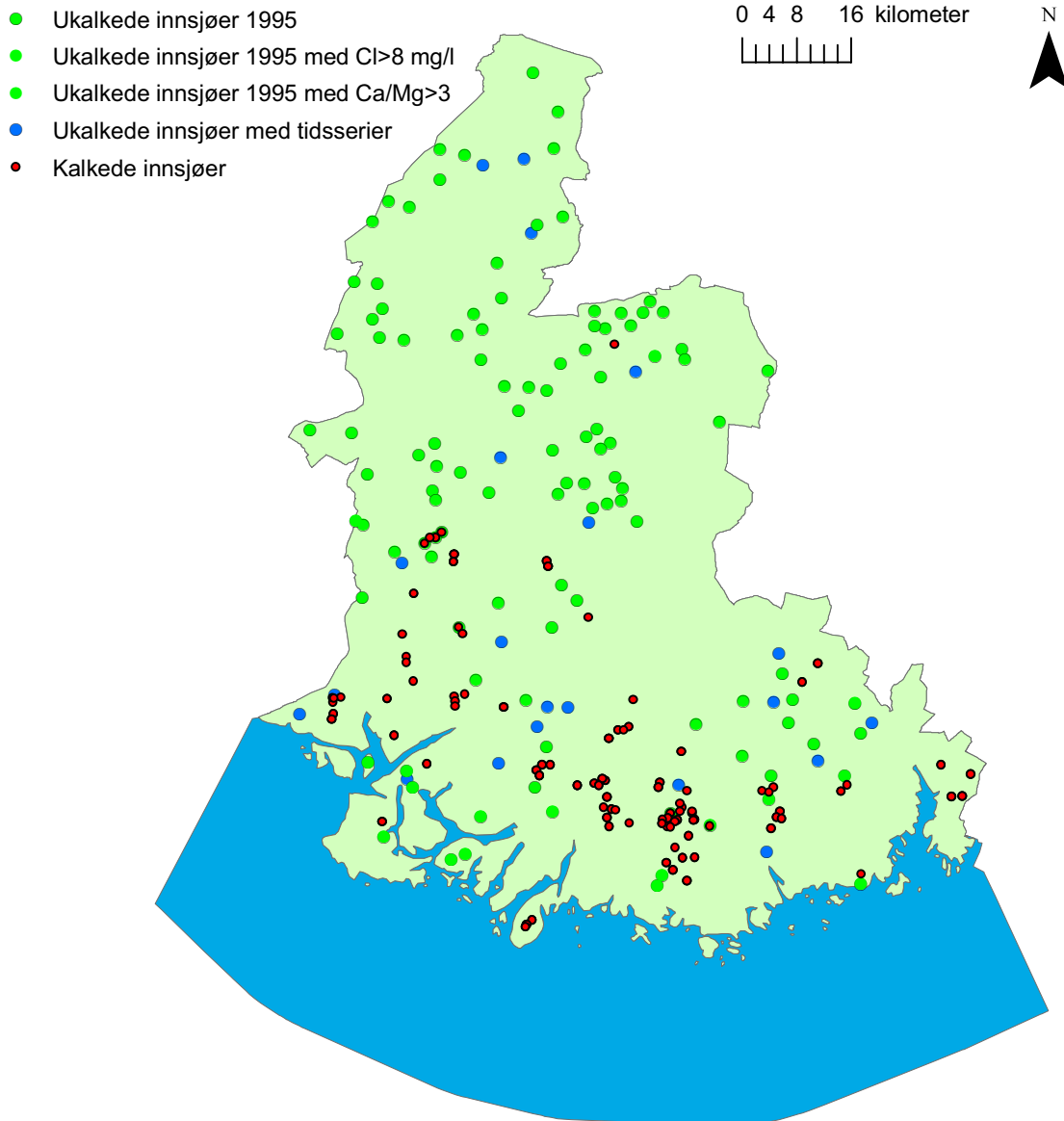
modellens funksjon over tid, og 3) data fra kalkede innsjøer, benyttet til å vurdere fortsatt kalkingsbehov. En oversikt over innsjøene det er benyttet data fra i rapporten er gitt i vedlegg A og B. Alle innsjøene er plottet i figur 1.

Data for de ukalkede innsjøene har blitt hentet fra NIVAs database. Dette er data som har blitt samlet inn i forbindelse med de regionale innsjøundersøkelsene i 1986 (Lien m.fl., 1987) og 1995 (Skjelkvåle m.fl., 1996) og sur nedbør-overvåkingen (SFT, 2009 og tidligere rapporter). Regionalundersøkelsen i 1986 omfattet 1006 innsjøer på landsbasis. Dette var relativt små, forsuringfølsomme og ionefattige innsjøer. 500 av disse innsjøene ble prøvetatt også i 1995. 100 av de 1006 innsjøene ble prøvetatt årlig etter 1986. Antallet har blitt noe redusert med årene, men det er fortsatt 78 av disse som prøvetas årlig. I regionalundersøkelsen i 1995 ble det prøvetatt 1000 statistisk utvalgte innsjøer av alle størrelser over hele landet. Dette var altså i tillegg til de 500 av 1986-innsjøene som ble prøvetatt. En del av de 1000 innsjøene ble også prøvetatt videre i noen år.

I denne rapporten er det benyttet alle enkeltdata fra 1995 fra Vest-Agder, samt alle tidsserier fra fylket, dvs. data fra henholdsvis 110 og 21 innsjøer. Dataene fra 1995 er hovedsakelig fra innsjøer som ble prøvetatt i forbindelse med regionalundersøkelsen i 1995, men det er også noen data fra innsjøer som ble prøvetatt på nytt som oppfølging av regionalundersøkelsen i 1986. I tillegg til tidsseriene som starter i 1986 eller 1995, er det tatt med en tidsserie som starter i 2001.

For kalkede innsjøer har det blitt benyttet data samlet inn i forbindelse med Fylkesmannens overvåking av kalkede innsjøer i Vest-Agder. Dette er data som dels er mottatt direkte fra Fylkesmannen og dels fra Vanninfo-databasen, som Fylkesmannen har rapportert inn til. Etter avtale med Fylkesmannen var det kun et utvalg av de kalkede innsjøene i fylket som skulle vurderes (de mest ressurskrevende), og det var kun data fra disse innsjøene som ble benyttet. Det var totalt 99 kalkede innsjøer som skulle vurderes, hvorav det fantes data for 81. Dataene var fra 2005 til 2009. Det var 1-3 prøver per innsjø. 6 av de kalkede innsjøene er også representert i datasettet med de 110 ukalkede innsjøene fra 1995, men dette er prøver tatt før kalkingen ble påbegynt (se tabell A.1).

Dataene ble undersøkt for åpenbare utliggere (feilanalyser). Prøver som manglet sentrale parametere for vurderingen ble fjernet. Det samme gjelder prøver tatt i innløpet til innsjøene. Høyde over havet og UTM-koordinater er i henhold til NVEs innsjøregister. Posisjonen ble definert ut fra innsjøens midtpunkt. Der høyde over havet manglet, ble dette funnet ved hjelp av kart. For 1995-dataene og prøver fra de kalkede innsjøene ble prøver fjernet hvis de ikke var tatt om høsten, ettersom vannkjemien under høstomrøringen er mest representativ, og det var kun et fåtall tilfeller av prøver tatt til andre tider.



Figur 1. Oversikt over innsjøer benyttet i rapporten.

3.2 Modell for estimering av Ca-konsentrasjon

Til modellering av Ca-konsentrasjon og den primære valideringen av modellen, ble datasettet fra 1995 benyttet. Det var gunstig fordi datasettet inneholdt data fra mange forskjellige innsjøer fra samme år. Det er en fordel å benytte kun en prøve fra hver innsjø, slik at dataene er uavhengige av hverandre. Det er også en fordel å bruke data fra omtrent samme tidspunkt, ettersom forholdet mellom parametrene kan forandre seg noe over tid.

Dataene fra 1995 ble delt tilfeldig i to sett. Det ene datasettet ble benyttet til å lage modellen, det andre til validering av den. Det ble benyttet multipl linear regresjon (minste kvadraters metode), med Ca-konsentrasjon (i $\mu\text{ekv/l}$) som avhengig variabel. De uavhengige variablene ble plukket ut ved en mixed selection-prosedyre ut fra følgende mulige variabler: Mg-, Na-, K-, SO_4^- , NO_3^- og Cl-konsentrasjon (alle i $\mu\text{ekv/l}$), TOC (mg/l), høyde over havet (m) og UTM-koordinater (m, sone 32).

Etter at modellen var konstruert på basis av modelldatasettet, ble Ca-konsentrasjon estimert for valideringsdatasettet. Målt og estimert Ca-konsentrasjon ble så plottet mot hverandre for å vurdere modellens kvalitet. Den estimerte Ca-konsentrasjonen ble også benyttet sammen med målte ionekonsentrasjoner til å beregne ANC (heretter kalt estimert ANC). Estimert ANC ble plottet mot ANC beregnet kun fra målte ionekonsentrasjoner (heretter kalt beregnet ANC). Modellen ble vurdert som tilfredsstillende hvis korrelasjonen mellom estimert og beregnet ANC hadde $r^2 > 0.9$ og forskjellen mellom estimert og beregnet ANC var $< 10 \mu\text{ekv/l}$ for alle prøvene. Korrelasjonen mellom målt og estimert Ca-konsentrasjon burde ha $r^2 > 0.8$. Det vil være større usikkerhet knyttet til estimert Ca-konsentrasjon enn estimert ANC, fordi det i ANC inngår seks målte parametere.

Som angitt i avsnitt 4.1 viste det seg at enkelte innsjøer måtte fjernes for å oppnå en god modell. Dette ble gjort systematisk og gradvis inntil modellen fungerte tilfredsstillende. Før hver endring av modellen ble verdier fjernet fra hele 1995-datasettet før datasettet igjen ble delt tilfeldig i modell- og valideringsdatasett.

En ytterligere validering ble foretatt ved å estimere ANC for tidsseriene. Forskjellen mellom estimert og beregnet ANC ble her vurdert som akseptabel hvis den hovedsakelig var innenfor $20 \mu\text{ekv/l}$. Kravet var noe mildere enn for 1995-dataene ettersom tidsseriene strekker seg over en lang periode, og også inneholder prøver fra andre tider på året. Det ble også vurdert om avviket forandret seg vesentlig over tid, både i størrelse på avviket og i fordelingen positivt/negativt avvik.

3.3 Metode for vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer

Modellen som ble laget basert på 1995-data ble brukt for å estimere ”ukalket” Ca-konsentrasjon i de 81 kalkede innsjøene hvor data var tilgjengelige. Deretter ble ”ukalket” ANC estimert på basis av målte verdier og ”ukalket” Ca-konsentrasjon. For de 18 kalkede innsjøene hvor det ikke var data, ble det ”ukalkede” ANC-nivået anslått på bakgrunn av nærliggende og sammenlignbare ukalkede referansesjøer. Referansesjøer ble definert som nærliggende hvis de lå innenfor en radius av ca 20 km, men hovedvekten ble lagt på de nærmeste innsjøene. Sammenlignbarhet ble vurdert ut fra berggrunnskart. Forøvrig ble det lagt mest vekt på referansesjøer med tidsserier, ettersom dataene her var nyere (absolutte verdier som ANC forventes å ha forandret seg mye mer i perioden fra 1995 enn forholdet mellom parametere, som var utgangspunktet for modelleringen). For de 6 innsjøene som også inngikk i referansedatasettet fra 1995, kunne ”ukalket” ANC vurderes opp mot ANC i 1995 og anslått endring i ANC ut fra nærliggende tidsserier.

For å kunne vurdere ”ukalket” ANC opp mot klassegrensene i tabell 1, måtte det først foretas en typifisering av innsjøene. Dette ble gjort på følgende måte:

- **Høyderegion:** Typifisering på basis av høyde over havet.
- **Humusinnhold:** Typifisering ut fra målte TOC-verdier. Der det var flere målte verdier og disse anga forskjellig type, ble gjennomsnittsverdien benyttet, men det ble også undersøkt om den alternative typifiseringen ga utslag for vurderingen. Hvis TOC-verdier ikke var gitt, men farge var målt, ble disse verdiene benyttet i typifiseringen ($1 \text{ mg/l TOC} = 6 \text{ mg Pt/l}$). Hvis ingen verdier var tilgjengelig, ble humusinnholdet bestemt ut fra TOC-verdien i nærliggende og sammenlignbare referansesjøer.
- **Kalkinnhold:** Typifisering basert på ”ukalket” Ca-konsentrasjon. Hvis det var flere verdier og disse anga forskjellig type, ble det brukt samme strategi som for TOC. Hvis ingen data var tilgjengelig ble kalkinnholdet satt likt som i nærliggende referansesjøer. En sammenligning med referansesjøer ble også gjort i noen andre situasjoner (se avsnitt 4.3). Innsjøer som ble karakterisert som svært kalkfattige lavlandsinnsjøer ble gitt samme klassegrenser som type 1-3, avhengig av humusinnhold.

Etter typifiseringen ble de kalkede innsjøene plassert i tre kategorier, bestemt av avstand mellom "ukalket" ANC og G/M-grensen for den enkelte innsjøens type:

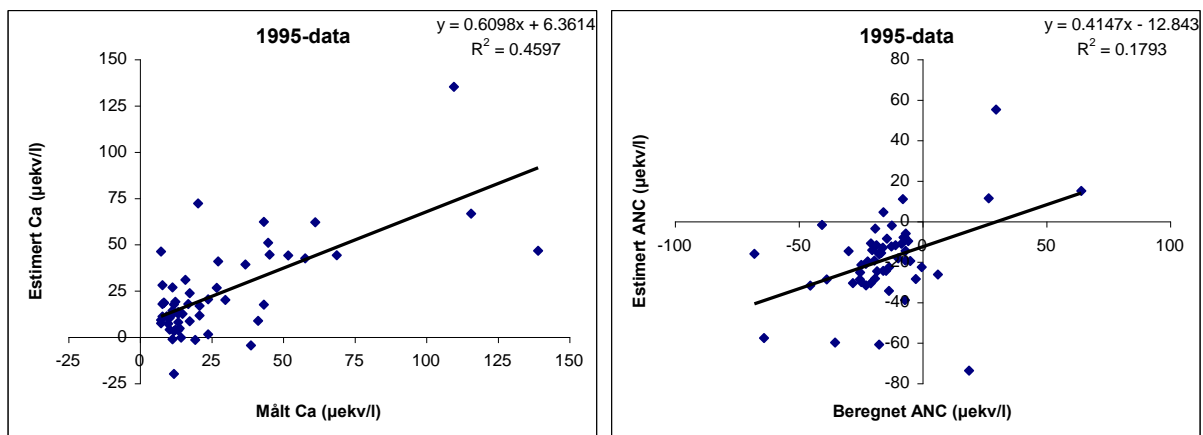
- **K:** "Ukalket" ANC >10 µekv/l under G/M: Kalking må fortsette.
- **U:** "Ukalket" ANC +/-10 µekv/l i forhold til G/M: Usikker, redusert kalking kan prøves.
- **S:** "Ukalket" ANC >10 µekv/l over G/M: Kalking kan avsluttes.

Ved flere verdier for "ukalket" ANC for samme innsjø, ble gjennomsnittsverdien benyttet. I noen tilfeller ble det foretatt en grundigere vurdering ved å sammenligne den "ukalkede" ANC-verdien med ANC i nærliggende referansesjøer (se avsnitt 4.3).

4. Resultater

4.1 Modellutvikling og validering av modellen

Modellering basert på et modelldatasett trukket fra alle 1995-dataene ga ikke et tilfredsstillende resultat. 62% av innsjøene hadde et avvik mellom estimert og beregnet ANC >10 µekv/l og r^2 var lav både for Ca-konsentrasjon og ANC (figur 2).



Figur 2. Validering av modell ved korrelasjon av målt og estimert Ca-konsentrasjon og beregnet og estimert ANC. Data fra alle 1995-innsjøene er benyttet (110), hvorav data fra 55 innsjøer er brukt til å lage modellen og data fra de resterende 55 innsjøene til validering av modellen.

Undersøkelse av alle 1995-dataene viste at det største modellavviket forekom ved høy Cl-konsentrasjon eller ved høyt Ca/Mg-forhold. Høy Cl-konsentrasjon indikerer sjøsaltpåvirkning. Slik påvirkning endrer forholdet mellom ionene i vannet og vil variere fra år til år avhengig av vind og regn som bringer med seg sjøsalt. Dette fenomenet gjør det generelt vanskelig å vurdere kystnære innsjøer. For å konstruere en god modell må sammenhengen mellom ionene være mer forutsigbar, og det er derfor fornuftig å ta ut innsjøer med høyt Cl-innhold. Høyt Ca/Mg-forhold antyder en avvikende geologi. Disse innsjøene er derfor ikke representative, og kan fjernes. Fjerning av innsjøer gjør at modellen formelt sett ikke er gyldig utenfor de grensene som blir satt, men den kan likevel fungere tilfredsstillende.

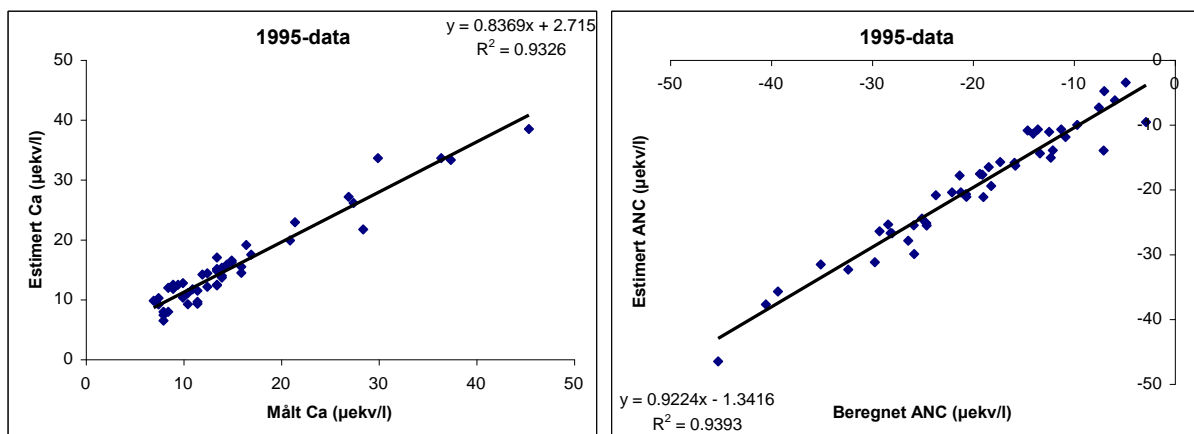
En gradvis fjerning av innsjøer ble foretatt, med fjerning av innsjøer med høyest Cl-konsentrasjon og Ca/Mg-forhold først. En tilfredsstillende modell ble oppnådd ved en øvre grense for Cl-konsentrasjon på 8 mg/l og en øvre grense for Ca/Mg-forhold (beregnet fra konsentrasjoner i mg/l) på 3. Til sammen 12 innsjøer ble fjernet pga. Cl-konsentrasjon >8 mg/l og 5 innsjøer ble fjernet pga. Ca/Mg-forhold >3

(se figur 1). Det var da 93 innsjøer igjen av det opprinnelige settet på 110, hvorav 47 ble brukt til modellering og 46 til validering. Modellen som ble utviklet var

$$\text{Ca} = -45,67 - 0,11 \cdot \text{Cl} - 0,14 \cdot \text{Na} + 1,35 \cdot \text{Mg} + 2,19 \cdot \text{K} + 1,38 \cdot 10^{-4} \cdot \text{UTM E32} - 6,34 \cdot 10^{-3} \cdot \text{hoh}$$

(alle konsentrasjoner i $\mu\text{ekv/l}$, de øvrige parametrene i m)

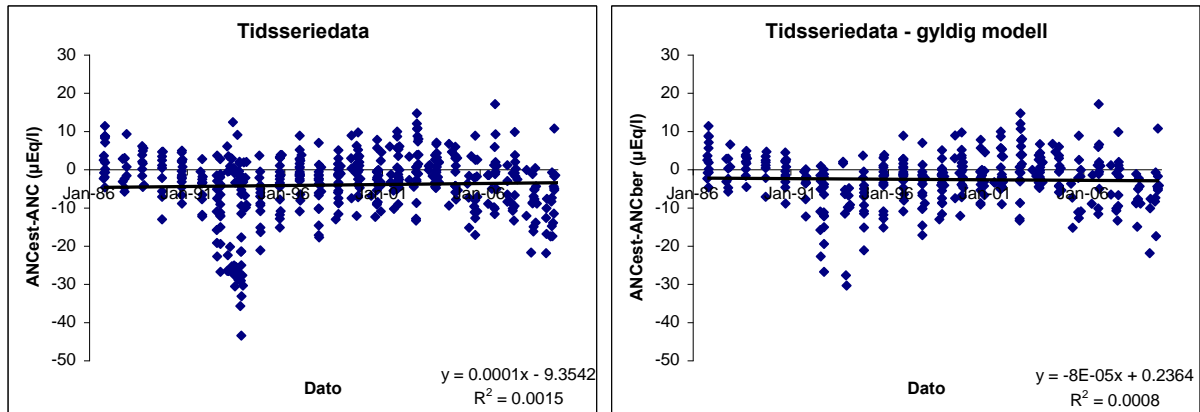
Resultatet av valideringen er vist i figur 3. Korrelasjonen var god mellom målte/beregnete og estimerte verdier for både Ca og ANC. To innsjøer hadde et avvik mellom estimert og beregnet ANC på 7 $\mu\text{ekv/l}$. For de resterende innsjøene lå avviket mellom 0 og 4 $\mu\text{ekv/l}$. Gjennomsnittlig avvik var 2 $\mu\text{ekv/l}$. På dette grunnlaget ble modellen vurdert som tilfredsstillende. Til sammenligning ble det også forsøkt å lage en modell for estimering av Ca-konsentrasjon fra Mg-konsentrasjon og en modell for direkte estimering av ANC (samme metode som estimeringen av Ca-konsentrasjon) (jmf. Kroglund, 2007) basert på det samme datautvalget. Mg-modellen ga langt dårligere resultat enn den benyttede modellen, med r^2 for ANC på 0,68. Resultatet ble noe bedre hvis geografiske parametere (UTM-koordinater og høyde over havet) også kunne velges ($r^2 = 0,88$). Direkte estimering av ANC ga tilnærmet identisk resultat som å gå veien via Ca-konsentrasjon. Resultatet var faktisk en anelse bedre ($r^2 = 0,9457$, gjennomsnittlig ANC-avvik fortsatt 2 $\mu\text{ekv/l}$). Det ble likevel besluttet å benytte den oppgitte modellen, fordi estimeringen av Ca-konsentrasjon er nødvendig for typifiseringen av innsjøene.



Figur 3. Validering av modell ved korrelasjon av målt og estimert Ca-konsentrasjon og beregnet og estimert ANC. Data fra alle 1995-innsjøer med Cl-konsentrasjon $< 8 \text{ mg/l}$ og Ca/Mg-forhold < 3 (93), hvorav data fra 47 innsjøer er brukt til å lage modellen og data fra de 46 resterende innsjøene til validering av modellen.

4.2 Bruk av modellen på tidsserier

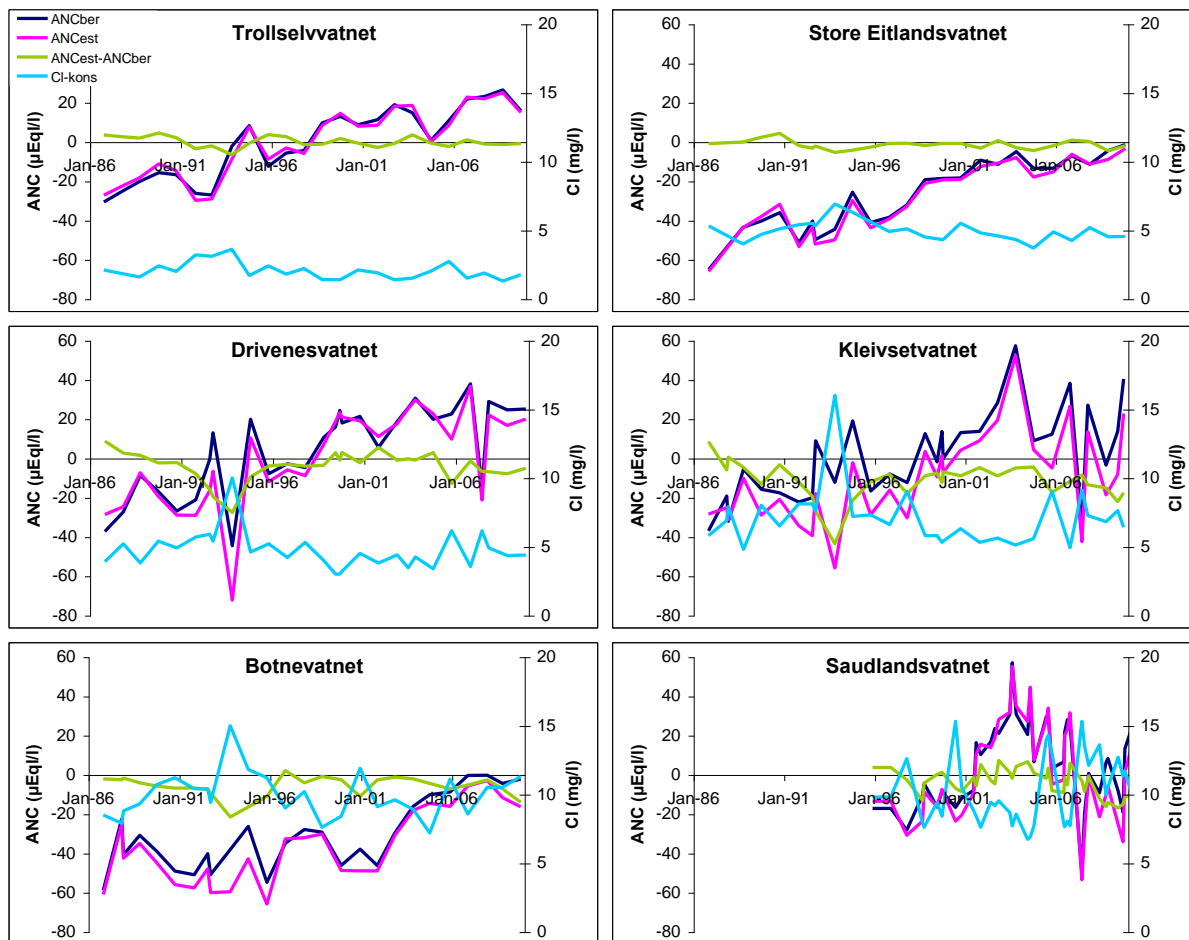
Avstanden mellom estimert og beregnet ANC for tidsseriedataene var som regel $< 20 \mu\text{ekv/l}$. Da prøver som falt utenfor modellens formelle gyldighet ble fjernet, ble resultatet enda bedre (figur 4). Resultatet anses derfor som akseptabelt. Analysen viste at avstanden mellom estimert og beregnet ANC ikke økte betydelig over tid. Det var heller ingen trend i retning på avviket. Det betyr at forholdet mellom parametrene i modellen er tilnærmet konstant over tid. Det var en svak tendens til at modellen heller underestimerer enn overestimerer ANC. I den grad dette har noen betydning, kan det fungere som en ekstra sikkerhetsmargin i vurderingen av kalkingsbehov.



Figur 4. Endring over tid for differansen mellom estimert og beregnet ANC for data fra 21 forskjellige tidsserier. I den høyre figuren er prøver med Cl-konsentrasjon >8 mg/l og Ca/Mg-forhold >3 fjernet.

Undersøkelse av de enkelte tidsseriene viste også god sammenheng mellom beregnet og estimert ANC. Alle tidsseriene viste en markert stigende trend i beregnet ANC. For enkelte tidsserier økte ANC med >40 $\mu\text{ekv/l}$ fra 1995 til 2009. Denne økningen ble godt fanget opp av modellen. Også år-til-år-variasjonen ble gjenspeilet. Samtidig var det variasjon i hvor godt modellen fungerte fra sted til sted, og Cl-konsentrasjonen så ut til å ha betydning for dette. Figur 5 viser noen utvalgte tidsserier. Trollselvatnet er et eksempel på en innsjø hvor modellen fungerte godt hele veien. Her var Cl-konsentrasjonen lav, men også i Store Eitlandsvatnet fungerte modellen godt, selv om Cl-konsentrasjonen her var noe høyere. Tidsserien for Drivenesvatnet er et eksempel på hvordan en enkeltprøve med høyt Cl-innhold kan gi stort utslag. ANC gikk kraftig ned. Samtidig gikk estimert ANC mer ned enn beregnet ANC, noe som gav et stort avvik. Ellers fungerte modellen rimelig godt, selv om det var enkelte tilfeller hvor avviket var >10 $\mu\text{ekv/l}$. Kleivsetvatnet er et annet eksempel hvor en enkeltprøve fikk stort utslag. Her fungerte modellen enda dårligere for denne enkeltprøven. Generelt var det også noe dårligere samsvar mellom estimert og beregnet ANC, men Cl-konsentrasjonen var her enda høyere. I Botnevattet var Cl-konsentrasjonen jevnt over >8 mg/l. Dette gav generelt mye variasjon i ANC og i avviket mellom estimert og beregnet ANC. I Saudlandsvatnet var Cl-konsentrasjonen enda høyere, særlig mot slutten, og da ble variasjonen i ANC og avviket større.

Som modellutviklingen tilsa, ser det altså ut til at Cl-konsentrasjonen har betydning for hvor godt modellen fungerer, men dette forekommer primært ved Cl-konsentrasjon >8 mg/l. Korrelasjon av avviket mellom estimert og beregnet ANC (absoluttverdi) og Cl-konsentrasjon for tidsseriedataene var signifikant, men sammenhengen var svak ($r^2 = 0,16$), og den var enda svakere hvis bare prøver med Cl-konsentrasjon <8 mg/l var med ($r^2 = 0,06$). Når det gjelder Ca/Mg-forhold var dette ikke generelt >3 i noen av tidsseriene, og det var bare en veldig svak (men signifikant) sammenheng mellom avviket mellom estimert og beregnet ANC (absoluttverdi) og Ca/Mg ($r^2 = 0,02$). Den samlede konklusjonen fra analysen av tidsserier er dermed at modellen anses å fungere godt innenfor de gitte betingelsene (Cl <8 mg/l, Ca/Mg <3), men at den også kan fungere tilfredsstillende utenfor disse betingelsene.



Figur 5. Eksempler på tidsserier. Beregnet og estimert ANC, samt differansen mellom disse er plottet mot tid. Cl-konsentrasjonen er inkludert i samme plot for sammenligning.

4.3 Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer

Vurderingen av fortsatt kalkingsbehov i de kalkede innsjøene er vist i tabellform i vedlegg B, sammen med typifisering av innsjøene. Vurderingen viser at fortsatt kalking anbefales i 80 innsjøer, kalking kan avsluttes i 2 innsjøer, mens det er 17 innsjøer hvor det er usikkert om kalking bør avsluttes eller ikke.

I vedlegg B er det også angitt hvilke innsjøer hvor det ble foretatt en ekstra vurdering av både typifisering og kalkingsbehovet, basert på nærliggende referansesjøer. Dette ble foretatt når

- Cl-konsentrasjonen var >8 mg/l: Fordi modellen formelt sett ikke var gyldig.
- Den kalkede innsjøen lå i umiddelbar nærhet (ca. 5 km) av referansesjøer med Ca/Mg-forhold >3 : Fordi det var mulig at den kalkede innsjøen hadde lignende "ukalket" Ca/Mg-forhold, og i tilfelle var modellen formelt sett ikke gyldig.
- Når forskjellen i "ukalket" ANC mellom prøver fra samme innsjø var >20 µekv/l: Fordi det kunne gi en kan antydning om hvilke(n) verdi(er)det skulle legges mest vekt på i vurderingen.

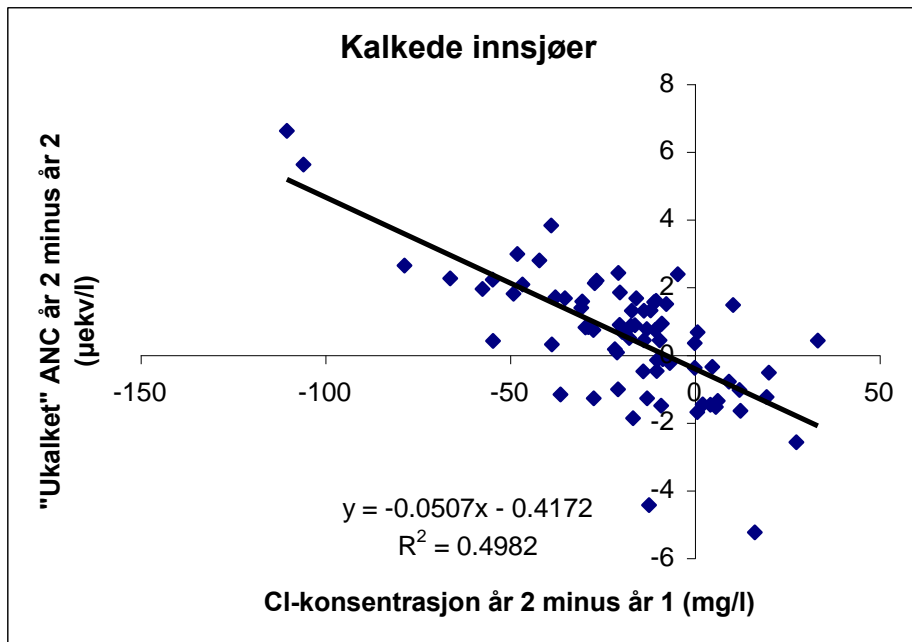
Det var bare ett tilfelle hvor konklusjonen basert på gjennomsnittlig "ukalket" ANC ble endret ved en nærmere vurdering basert på nærliggende og sammenlignbare innsjøer. Her var både kriterium a) og c) oppfylt.

5. Diskusjon

5.1 Metodens usikkerhet

I tillegg til grunnleggende usikkerhet knyttet til prøvetaking, kjemisk analyse, og generelt det å estimere Ca-konsentrasjon ved en statistisk modell, er det en rekke usikkerheter knyttet til metoden som er brukt.

- 1) Referansesjøenes representativitet: Som det framgår av figur 1 dekker 1995-dataene et større område enn det hvor de kalkede innsjøene befinner seg. Det er derfor usikkerhet knyttet til om de nordligste innsjøene er representative sammenlignet med de kalkede innsjøene som ligger lengre sør. En sammenligning av gjennomsnitt for innsjøsettene viser at 1995-dataene har større høyde over havet og lavere TOC, Cl, Na, K og Mg enn de kalkede innsjøene. SO_4 og NO_3 var ganske likt. Det er altså en viss forskjell i datasettene. Dette kan hovedsakelig knyttes til sjøsaltpåvirkning og høyde over havet, ettersom geologien er relativt homogen. Det ble likevel valgt å benytte også data fra den nordlige delen av fylket, fordi flere data gjør modellen mer robust. Modellen viste seg også å fungere godt for tidsseriene, og mange av innsjøene med tidsserier ligger i regionen hvor de fleste kalkede innsjøene ligger.
- 2) 1995-data som basis for modellen: Ideelt sett hadde det vært best å lage en modell basert på nye referansedata, men tilgangen på slike data er veldig liten. Tidsseriene viste imidlertid at avviket mellom beregnet og estimert ANC var tilnærmet konstant over tid, noe som tyder på lite endringer i forholdet mellom parametrene i modellen.
- 3) Cl-konsentrasjon: Modellen er generelt mer usikker ved Cl-konsentrasjon >8 mg/l. Men også under denne verdien er det antydning til at modellen fungerer bedre ved lav enn høy Cl-konsentrasjon. Tidsseriedataene viste også at ANC kan variere kraftig ved variasjon i Cl-konsentrasjon. Figur 6 viser at forskjellen i "ukalket" ANC-verdi mellom to prøver fra samme innsjø fra to forskjellige år er større hvis forskjellen i Cl-konsentrasjon for de samme to prøvene er stor. Hvor mye dette skyldes usikkerhet i modellen og hvor mye det skyldes at ANC generelt påvirkes av Cl-konsentrasjon er vanskelig å si. Uansett viser dette at usikkerheten i vurderingen av en kalket innsjø er større dess færre prøver vurderingen er basert på.
- 4) Ca/Mg-forhold: Modellen er generelt mer usikker ved Ca/Mg-forhold >3 . Ca/Mg-forholdet kan ikke bestemmes direkte for en kalket innsjø, noe som ytterligere bidrar til usikkerhet. Samtidig viste en undersøkelse av innsjøene som ble fjernet på bakgrunn av dette kriteriet at disse var enkeltstående utliggere og hadde ingen referansesjøer i umiddelbar nærhet med tilsvarende verdier. Sannsynligheten for at de kalkede sjøene har Ca/Mg-forhold >3 kan altså anses som liten. I de fleste tilfellene var Ca-konsentrasjonen og pH i de avvikende innsjøene så høy at det er lite sannsynlig at tilsvarende innsjøer ville blitt valgt ut til å kalkes.
- 5) Typifisering: Det ligger noe usikkerhet i at typifiseringen er gjort basert på modellert Ca-konsentrasjon. Generelt burde typifisering med hensyn på humusinnhold og kalkinnhold vært basert på flere prøver. Typifisering til kategorien skog/fjell bør ideelt sett gjøres ut fra skoggrensen. Det har ikke blitt gjort her.
- 6) Kalkede innsjøer uten data: Usikkerheten både knyttet til typifisering og anslått ANC-verdi vil være høyere der dette kun er basert på verdier i nærliggende referansesjøer, fordi disse innsjøene aldri vil være helt like.
- 7) Grenseverdiene: Grenseverdiene for god/moderat tilstand for de forskjellige typene er satt ut fra nåværende kunnskap om sammenhengen mellom ANC og biologisk tilstand, spesielt fiskestatus. Dette er et område det stadig forskes på, og det er fortsatt usikkerhet knyttet til disse grensene.



Figur 6. Forskjell i "ukalket" ANC mellom to prøver fra samme innsjø fra to forskjellige år plottet mot forskjell i Cl-konsentrasjon for de samme to prøvene. Figuren er basert på alle data fra kalkede innsjøer hvor det er mer enn en prøve.

Usikkerheten i metoden er delvis tatt høyde for ved å inkludere kategorien "usikker" i vurderingen. Ved å benytte en absolutt grense for kalking eller ikke kalking, risikerer man at innsjøer blir kategorisert feil fordi de f.eks. er vurdert på bakgrunn av kun en prøve fra et ikke representativt år eller fordi den reelle ANC-grensen egentlig er 5 µekv/l lavere eller høyere. I stedet får man en gruppe innsjøer hvor avvikling av kalking kan prøves ut, men hvor man må være oppmerksom på at fortsatt kalkingsbehov kan være til stede.

5.2 Oppfølging av vurderingen

Konklusjonen fra vurderingen er at det i de fleste tilfellene anbefales fortsatt kalking. Dette samsvarer med at Vest-Agder er av de fylkene som har vært mest belastet med sur nedbør. Selv om ANC har økt mye mange steder, er den de fleste steder så lav at tilstanden fortsatt ikke er god nok til at kalking kan avsluttes.

I noen tilfeller kan man imidlertid starte forsøk med avslutning av kalkingen. Dette gjelder de to innsjøene hvor "ukalket" ANC var klart over grensen mellom god og moderat tilstand for forsurening. Men også i de 17 innsjøene som havnet i kategorien "usikker" kan man prøve ut en avvikling av kalkingen. Vi anbefaler å velge ut halvparten av innsjøene i første omgang, for å se hvordan noen innsjøer responderer. Man kan da starte med de innsjøene med høyest gjennomsnittlig "ukalket" ANC.

Ved all avvikling av kalking, og spesielt for innsjøene i kategorien "usikker" er det viktig med god oppfølging i etterkant. En slik oppfølging bør foregå over tid, fordi effekten av kalkingen ikke opphører umiddelbart. Ved kalking av innsjøer vil det samle seg opp kalk i sedimentet, og dette vil gi en buffereffekt også etter avsluttet kalking. Forsøk med avvikling av kalking viser at denne effekten vil henge igjen i flere år (Hindar og Skancke, 2008). Kalkingeffekten vil vare lenger for vann som har lang oppholdstid, stort bunnareal, som har blitt kalket hardt eller lenge, eller hvor en kombinasjon av disse faktorene er til stede. Endringen tilbake til naturlig vannkjemi vil gå noe fortere der det allerede har vært en gradvis nedtrapping av kalkingen. Ved tidligere overdosering kan man forvente en motsatt effekt. De kalkede innsjøene bør altså følges opp i flere år før man kan konkludere med at det var trygt

å avslutte kalkingen. Nye vannprøver bør taes årlig for beregning av ANC og estimering av ”ukalket” ANC. ”Ukalket” ANC bør jevnt over ligge høyere enn G/M-grensen. Oppfølgingen kan vurderes sluttet når beregnet ANC og ”ukalket” ANC er tilnærmet like. Den kjemiske oppfølgingen bør imidlertid suppleres med biologiske undersøkelser, fordi det er usikkerhet knyttet til selve modellen og til grenseverdiene. Man bør kunne påvise at for eksempel fiskebestanden ikke avtar betydelig etter avsluttet kalking, og at den har evne til å reprodusere seg. Fordelen med at kalkingseffekten avtar gradvis er at man har mulighet til å gjenoppta kalkingen dersom man observerer negative biologiske effekter ved kalkavvikling.

Vurderingen i denne rapporten bør også følges opp ved en del supplerende prøvetaking. I alle tilfeller hvor typifisering og/eller ANC er anslått på bakgrunn kun av data for nærliggende referansesjøer pga. manglende data, bør nye data skaffes til veie slik at en ny vurdering kan foretaes. Generelt vil det også være en fordel med flere prøver fra kalkede innsjøer hvor vurderingen kun er basert på én prøve. I områdene hvor Cl-konsentrasjonen er høy bør det etableres noen gode referansesjøer. Dette gjelder spesielt for kalkede innsjøer som ligger langt fra innsjøer med tidsserier som fortsatt prøvetas. Et eksempel på et slikt område er halvøya hvor Rotjønn, Bergvann og Jørenstadvatnet ligger. Ved utvalg av nye referansesjøer er det viktig at disse så langt som mulig er kjemisk like de kalkede innsjøene med hensyn til typifisering.

5.3 Videre bruk av modellen

Modellen som er utviklet i forbindelse med dette arbeidet, kan også benyttes til oppfølging av andre innsjøer hvor kalkingen avvikles og til revurdering av innsjøer hvor det var får eller ingen data, som beskrevet i forrige avsnitt. I tillegg kan modellen benyttes til å gjøre en ny vurdering av kalkede innsjøer hvor denne rapporten anbefaler fortsatt kalking. En slik ny vurdering kan for eksempel gjøres etter 3-5 år, og fortrinnsvis for de innsjøene som hadde høyest gjennomsnittlig ”ukalket” ANC i denne vurderingen.

For å kunne benytte modellen, må alle parametere som inngår i ANC måles. Det er også viktig å måle TOC, ettersom endringer i TOC kan gi endringer i typifisering og dermed tilstandsgrensen for innsjøen. Ved tolking av resultatet, er det viktig å ta høyde for modellens usikkerhet. Dette gjelder særlig i innsjøer der Cl-konsentrasjonen er >8 mg/l. Her bør modellresultatet holdes opp mot beregnet ANC for nærliggende referansesjøer. Det er også en styrke for vurderingen å ha data fra minst tre år, på grunn av år-til-år-variasjonen. Dette er ekstra viktig der det er stor variasjon i Cl-konsentrasjon, ettersom det gir størst variasjon i ANC.

6. Konklusjon

Formålet med denne utredningen var å vurdere behovet for fortsatt kalking i kalkede innsjøer i Vest-Agder og å utvikle en metode for å gjøre dette. Vurdering av kalkingsbehov foretaes på bakgrunn av innsjøens ANC-verdi. Ettersom kalkingen påvirker Ca-konsentrasjonen, er det utviklet en statistisk modell for estimering av hva Ca-konsentrasjonen ville vært hvis innsjøen ikke var kalket. Denne modellen ble så benyttet til å estimere ”ukalket” ANC i kalkede innsjøer.

Vurderingen av de 99 kalkede innsjøene i denne undersøkelsen konkluderte med at fortsatt kalking anbefales i 80 innsjøer, kalking kan avsluttes i to innsjøer, mens det er 17 innsjøer hvor avslutning av kalking kan forsøkes.

Selv om modellen fungerte tilfredsstillende for referansedata, er det en rekke usikkerheter knyttet til metoden. Det gjør at det er viktig med en tett oppfølging av innsjøene hvor kalking avsluttes. I de tilfellene hvor det var mangelfulle data til å gjøre vurderingen er det også behov for nye prøver.

Metoden som er utviklet kan benyttes til å revurdere konklusjonene i denne rapporten etter noen år, men det er da viktig å ta hensyn til usikkerhetene som er beskrevet.

7. Referanser

- Bulger, A.J., L. Lien, B.J. Cosby og A. Henriksen, 1993. Brown trout (*Salmo trutta*) status and chemistry from the Norwegian thousand lake survey: statistical analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 575-585.
- Dalziel, T.R.K., F. Kroglund, L. Lien og B.O. Rosseland, 2005. The REFISH (restoring endangered fish in stressed habitats) project, 1988-1994. *Water Air and Soil Pollution* 85: 321-326.
- DirektoratsgruppaVanndirektivet, 2009. Veileder 01: 2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann, 179 s.
- Hesthagen, T., P. Fiske og B.L. Skjelkvåle, 2008. Critical limits for acid neutralizing capacity of brown trout (*Salmo trutta*) in Norwegian lakes differing in organic carbon concentrations. *Aquatic Ecology* 42: 307-316.
- Hindar, A. og T. Larssen, 2005. Metodikk for å avgjøre om og når kalking av innsjøer kan avsluttes i områder med redusert sur nedbør. NIVA-rapport 5029-2005, 33 s.
- Hindar, A. og L.B. Skancke, 2008. Vannkjemisk utvikling i innsjøer etter avsluttet kalking NIVA-rapport 5628-2008, 34 s.
- Kroglund, F., 2007. Metode for å beregne en "naturlig" vannkvalitet i kalka innsjøer i Aust-Agder. NIVA-rapport 5364-2007, 61 s.
- Lien, L., I.H. Sevaldrud, T.S. Traaen og A. Henriksen, 1987. 1000 sjøers undersøkelsen 1986. Rapport 282/87. Statlig program for forurensningsovervåking. Statens forurensningstilsyn, Oslo, s.
- Lien, L., G.G. Raddum, A. Fjellheim og A. Henriksen, 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. *Science of the Total Environment* 177: 173-193.
- Lydersen, E., T. Larssen og E. Fjeld, 2004. The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Science of the Total Environment* 326: 63-69.
- Monteith, D.T., A.G. Hildrew, R.J. Flower, P.J. Raven, W.R.B. Beaumont, P. Collen, A.M. Kreiser, E.M. Shilland og J.H. Winterbottom, 2005. Biological responses to the chemical recovery of acidified fresh waters in the UK. *Environmental Pollution* 137: 83-101.
- Raddum, G.G. og B.L. Skjelkvåle, 1995. Critical limits of acidification to invertebrates in different regions of Europe. *Water Air and Soil Pollution* 85: 475-480.
- Rosseland, B.O. og M. Staurnes, 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach, I C. E. W. Steinberg og R. F. Wright, red. *Acidification of freshwater ecosystems: Implications for the future*. John Wiley & Sons Ltd., 227 s.
- SFT, 2009. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2008. Rapport 1057/2009. Statlig program for forurensningsovervåking. Statens forurensningstilsyn, Oslo, 165 s.

Skjelkvåle, B.L., K. Tørseth, W. Aas og T. Andersen, 2001. Decreases in acid deposition - recovery in Norwegian waters. *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 1433-1438.

Skjelkvåle, B.L., C. Evans, T. Larssen, A. Hindar og G.G. Raddum, 2003. Recovery from acidification in European surface waters: A View to the future. *Ambio* 32: 170-175.

Skjelkvåle, B.L., A. Henriksen, B. Faafeng, E. Fjeld, T.S. Traaen, L. Lien, E. Lydersen og A.K. Buan, 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statlig program for forurensningsovervåking Rapport 677/96. Statens forurensningstilsyn, Oslo, 73 s.

Vedlegg A. Oversikt over ukalkede innsjøer

Tabell A.1. Oversikt over ukalkede innsjøer 1995

Navn	NVE-nr	UTM E32	UTM N32	Hoh (m)	Cl >8 mg/l	Ca/Mg>3	Kalket senere
Aslands-Øyvatnet	9977	399158	6497888	801			
Austre Skjerevatnet	1380	390207	6546200	955			
Bjørnestadvatnet	1423	360488	6504466	353			
Bjørnsivatnet	25670	377078	6545092	680			
Bjørnstølvatnet	11352	422049	6454108	250			
Bjørnvatnet	10205	398025	6493987	654			
Blogrevatnet	8763	401485	6520185	790			
Børsteinvatnet	25651	373433	6546007	864			
Degjevatnet	1411	368974	6537580	826			
Djupavatnet	8685	400065	6521986	932			
Djupvatnet	21165	366783	6486968	434			
Donevatnet	11661	435203	6438134	10	X		
Dyreknuttjømi	9724	398493	6502926	781			
Dyrevatnet	10163	400034	6494433	635			
Dyrgrovvatnet	1387	390768	6551546	1014			
Einarvatnet	21392	362044	6480220	329			
Eivindsvatnet	1374	391109	6514575	839			
Engelsvatnet	21881	362842	6455997	106	X		
Falketjørnene	7914	387733	6534994	865			
Flåvatnet	20861	372313	6495947	554			
Gardvatnet	11088	417938	6465041	304			
Glypetjømi	10056	400291	6496294	732			
Grantjømi	10136	390803	6495423	542			
Grunnevatnet	9308	389162	6510687	755			
Grunnevatnet	11266	417848	6456967	214			
Guddalvatnet	1406	379711	6519605	721			
Gyvatnet	11156	424629	6461807	258			
Hagelandsvatnet	11071	425242	6465271	311			
Hagevatnet	11388	387386	6452360	256			
Hallandsvatnet	21934	365238	6445122	30	X		
Hellartjømi	9287	386483	6511180	674			
Hestadvatnet	11228	389053	6458360	307			
Hisvatnet	20758	376464	6498629	524			
Hokksjevatnet	20875	380613	6495560	459			
Husbrytjørn	10751	381992	6479467	301			
Hyttevatnan	20159	379501	6515165	829			
Hægelandsvatnet	11220	428326	6458758	183			
Hæresvatnet	9537	414472	6506076	572			
Indre Skeidsvatn	20020	364603	6518389	691			
Jovatnet	11467	389966	6448785	167	X		
Kissvatnet	9761	397006	6502082	756			
Kissvatnet	10216	395888	6493370	613			
Kjeldåsvatnet	21688	378715	6468148	315			
Kjosevatn	9138	421629	6513588	612			
Kringlevatnet	11429	421723	6450673	215		X	

Navn	NVE-nr	UTM E32	UTM N32	Hoh (m)	Cl >8 mg/l	Ca/Mg>3	Kalket senere
Krokevatn	10665	391246	6482081	585			
Krokevatn	19891	378412	6521850	787			
Langavatn	19834	365006	6522622	721			
Langevatnet	1164	406236	6522215	684			
Langevatnet	20900	372840	6494575	539			
Litle Svartevatnet	20576	354380	6504781	509			
Ljoslandsvatnet	1162	404967	6515667	500		X	
Lolandsvatnet	11184	435208	6460297	240			
Løyningsvatn	11085	434378	6464738	168		X	
Mjåvatn	10856	389875	6475928	499			
Målsteinsvatnet	21097	371263	6488174	478			X
Nedre Målmevatnet	21067	372854	6489099	504			X
Raudåvatnet	1426	381814	6529393	700			
Rossevatnet	10738	393513	6479783	450			
Rutlevatnet	21901	369484	6452390	65	X		
Sandlandsvatnet	10966	423703	6469141	254			
Sandvatn	8972	394752	6516656	895			
Sandvatn	20011	375944	6518699	568			
Sandvatnet	1395	376279	6475920	303			X
Sandvatnet	11066	386054	6465178	320			
Skeivatnet	11359	432881	6454101	211		X	
Skrubbedalstjørna	20785	362809	6498358	596			
Skultjørnan	21027	362219	6490858	516			
Småtjørnan	20641	372698	6502855	570			
Storavatnet	1407	382501	6524208	811			
Storevatn	1417	387096	6557340	959			
Storevatn	8578	404280	6523734	705			
Storevatn	9074	409414	6515199	804			
Storevatnet	1184	397068	6512650	860			
Storevatnet	10000	392004	6497127	574			
Storevatnet	10284	402415	6491406	529			
Surtevatnet	10008	394657	6497008	668			
Svevatn	8802	396132	6520173	885			
Stølsvatnet	21192	372234	6486157	434			
Tjåmslandsvatnet	11468	407321	6448573	238			X
Tollaksvatnet	9440	384992	6507691	641			
Trollevatnet	20994	361116	6491479	518		X	
Vassfellet	19305	373442	6541566	921			
Vassåkervatnet	11667	405342	6437938	90	X		
Viksvatnet	21948	377129	6442545	16	X		
Vråvatn	11649	406013	6439444	175	X		
Øvre Bliksvatnet	8986	408962	6516720	753			
Øvre Målmevatnet	21057	373721	6489801	509			X
Øvre Vivatnet	9602	396470	6505015	683			
Øvstevatnet	21922	379402	6448019	252	X		
Øydevatn	1532	364243	6526316	724			
Øyvatnet	1233	389953	6501876	723			
Øyvatnet	8683	403306	6522076	780			
Øyvatnet	8798	397699	6519718	902			

Navn	NVE-nr	UTM E32	UTM N32	Hoh (m)	Cl >8 mg/l	Ca/Mg>3	Kalket senere
Ågevatnet	11145	411000	6461635	223			
Åsevatnet	66545	413104	6446719	70	X		X
Åsmundsvatnet	1432	372945	6499560	566			
Åvedalsvatnet	20691	370325	6501135	255			
	8672	396116	6522366	875			
	9288	382919	6511292	612			
	9659	394939	6503903	737			
	19393	365861	6538413	953			
	19504	363544	6535449	1041			
	19748	360866	6526565	845			
	19932	363578	6521031	754			
	20008	358363	6518934	738			
	20040	368130	6518007	573			
	21887	368594	6454765	121	X		
	21956	375096	6441766	14	X		
	165190	391491	6536066	856			

Tabell A.2. Oversikt over ukalkede innsjøer med tidsserier

Navn	NVE-nr	UTM E32	UTM N32	Hoh (m)	Tidsserie
Bergetjørn	25727	379724	6543747	700	1995-2003
Botnevatnet	21797	352849	6463185	49	1986-2009
Drivenesvatnet	11147	436840	6461919	176	1986-2009
Heievatnet	1373	382360	6500875	500	1986-2009
Homestadvatnet	11373	408487	6452805	282	1986-2009
Høvårslandsvatnet	10940	423147	6472100	288	1986-2003
Indre Espelandsvatnet	11095	392204	6464149	389	1986-2009
Kleivsetvatnet	11592	421361	6442939	93	1986-2009
Krossvatnet	11283	428929	6456351	197	1995-2003
Lisle Frøysvatnet	11099	389218	6464238	445	1995-2003
Saudlandsvatnet	21894	368663	6453644	106	1995-2010
Skreppevatnet	8012	386900	6533795	812	1986-2003
Sognevatnet	11078	422419	6464951	267	1986-2009
Solbjørgsvatnet	10902	382497	6473799	350	1986-2003
Stigebottsvatnet	1174	402184	6513419	815	1986-2007
Store Eitlandsvatnet	1431	367866	6485335	394	1986-2009
Svartevatnet	11168	387676	6461331	336	1995-2003
Troldevatnet	11292	382106	6455962	278	1986-2009
Trollselvatnet	10305	395337	6491344	615	1986-2009
Vestre Flogvatnet	15342	385811	6544605	874	2001-2009
	21759	357975	6466021	224	1995-2003

Vedlegg B. Oversikt over kalkede innsjøer

I tabell B.2 er det gitt typifisering og vurdering av hver enkelt kalket innsjø. Alle konsentrasjoner med unntak av TOC er gitt som gjennomsnittsverdier for det antall prøver som er oppgitt (n.d. betyr at parametere ikke er målt). For TOC kan det være et gjennomsnitt av færre prøver. Oppgitt Ca-konsentrasjon og ANC er ”ukalket”, dvs. basert på modellert Ca-konsentrasjon. Typifiseringen er gjort etter tabell 1 i hovedteksten og vurderingen er gjort i forhold til grenseverdien for skiltet mellom god og moderat tilstand som forklart i kapittel 2.4. Vurderingen er gjort kun basert på ”ukalket” ANC-verdi, med unntak av det er svart ja på spørsmålene under spesiell vurdering. Her har ”ukalket” ANC blitt sammenlignet med ANC i nærliggende referansesjøer. Typifiseringen i forhold til kalkinnhold har også blitt nøyere vurdert der det er svart ja på disse spørsmålene. ANCDiff vil si forskjell i ”ukalket” ANC mellom prøver fra samme innsjø. I vurderingen indikerer K fortsatt kalkingsbehov, U at det er usikkert om det fortsatt er behov for kalking og S at kalking kan stanses.

Tabell B.1. Oversikt over kalkede sjøer med typifisering og vurdering

Navn	Identifikasjon				Grunnlag					Typifisering			Vurdering			
	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Ca (mg/l)	TOC (mg/l)	Høyde	Kategori		Type	Grense	Basis	Bakgrunn	Spesiell vurdering		Vurdering
								Kalk	Humus					Cl >8 mg/l?	Ca/Mg >3?	
Aurebekkvatnet	11614	409128	6442096	190	0,6	2,7	L	<1	2-5	2	30	-11	2006, 2008	Ja	Ja	K
Barstadvatnet	11178	399612	6460837	260	0,9	5,7	S	<1	>5	6	35	27	2006, 2007			U
Bergevatn	81054	386040	6431935	94	0,9	8,4	L	<1	>5	3	40	52	2006, 2008	Ja	Ja	U**
Bjølltjønn	11473	408703	6448855	232		n.d.	S	<1	>5*	6	35		Ikke data			K
Bjåstadvatnet	11370	405777	6453146	254	0,8	5,2	S	<1	>5	6	35	28	2006, 2007		Ja	U
Bosollvatnet	11394	409732	6451866	289	0,4	6,0	S	<1	>5	6	35	-14	2008			K
Breidvatnet	21533	367947	6474874	226		n.d.	S	<1	>5*	6	35		Ikke data			K
Bronevatnet	11378	396172	6452987	299	0,5	7,5	S	<1	>5	6	35	20	2006, 2007			K
Bråkelandsvatna	21230	375494	6485478	400	0,3	7,4	S	<1	>5	6	35	8	2005, 2008, 2009			K
Budalsvatnet	21352	369663	6480825	350	0,6	5,3	S	<1	>5	6	35	24	2005, 2008			K
Drangsholtvatnet	11328	451397	6454348	59	1,2	2,6	L	1-4	2-5	2	30	28	2006, 2007			U
Dunsevåvatnet	21673	369569	6467999	180	0,5	n.d.	L	<1	<2*	1	20	-17	2005			K
Døblevatnet	11520	398363	6446648	229	0,6	5,0	S	<1	2-5	5	25	10	2006, 2008	Ja	Ja	K

Identifikasjon				Typifisering						Vurdering							
Navn	NVE- nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Grunnlag			Kategori			Type	Grense	Basis	Bakgrunn	Spesiell vurdering			Vur- der- ing
				Hoh (m)	Ca (mg /l)	TOC (mg/l)	Høy- de	Kalk	Hum- us	Nr	G/M (µekv/l)	ANC (µekv/ l)	Prove år	Cl >8 mg/l ?	Ca/ Mg >3?	ANC diff >20 µekv/l?	
Dørevatn	11454	409045	6449506	236		n.d.	S	<1	>5*	6	35	Ikke data					K
Dørvannet	66523	408027	6443604	231		n.d.	S	<1	2-5	5	25	Ikke data					K
Eikelandsvatnet	10974	428933	6470593	241	0,7	6,0	S	<1	>5	6	35	2006, 2007					K
Eptevatnet	11240	408874	6457672	290	0,6	4,7	S	<1	2-5	5	25	2006, 2007					K
Fiskelaustjødn	142290	357721	6465533	277		n.d.	S	<1	2-5	5	25	Ikke data					K
Fiskevatnet	21779	357807	6464938	265		n.d.	S	<1	2-5	5	25	Ikke data					K
Førevatnet	10803	395238	6477309	409	0,6	n.d.	S	<1	>5*	6	35	2005					K
Godvatnet	21527	376813	6474917	319		n.d.	S	<1	>5*	6	35	Ikke data					K
Grunnetjønn	66392	389353	6484836	502	0,4	5,6	S	<1	>5	6	35	2005, 2008, 2009			Ja		K
Grøntjønn	11369	397294	6453639	321	0,6	6,4	S	<1	>5	6	35	2006, 2007					U
Gusevatnet	11418	398025	6451020	271	0,6	7,8	S	<1	>5	6	35	2006, 2008					K
Haalandsvatnet	81036	406691	6441348	257	0,4	6,1	S	<1	>5	6	35	2006, 2008			Ja		K
Handlandsvatnet	21878	371585	6455870	185	0,7	2,9	L	<1	2-5	2	30	2005, 2008	Ja				K
Heddekjerrvatnet	11405	421776	6451660	201	0,8	8,5	S	<1	>5	6	35	2006		Ja			U
Hellvatnet	1230	401842	6465294	271	0,7	5,2	S	<1	>5	6	35	2007					U
Hellvatnet	11508	407924	6447393	230	0,6	2,9	S	<1	2-5	5	25	2006, 2008			Ja		K
Hestetjønn	81044	408692	6450058	238		n.d.	S	<1	>5*	6	35	Ikke data					K
Homevatnet	11379	433288	6452769	187	1,0	4,0	L	<1	2-5	2	30	2007		Ja			U
Hommevatnet	11396	420747	6451889	214	0,8	8,1	S	<1	>5	6	35	2006		Ja			U
Høylandsvatn	11500	410892	6447701	229	0,7	4,7	S	<1	2-5	5	25	2006, 2008			Ja		K
Hågenvatnet	11399	432365	6451824	160	1,3	5,2	L	1-4	>5	3	40	2006, 2008		Ja	Ja		U
Jørenstadvatnet	11708	387010	6432964	72	0,8	5,6	L	<1	>5	3	40	2006, 2008	Ja		Ja		K
Kjallevatn	10555	389180	6485658	495	0,4	4,1	S	<1	2-5	5	25	2005, 2007					K
Kleivvatnet	11297	389691	6455747	229	0,7	3,9	S	<1	2-5	5	25	2005, 2009					K
Kraunetjønn	158147	410467	6448863	228		n.d.	S	<1	2-5*	5	25	Ikke data					K
Krokstjønn/ Stemmen	11356	388149	6454142	295	0,6	6,4	S	<1	>5	6	35	2005, 2007, 2009					K
Krokevatnet	11329	387634	6454876	300	0,6	3,4	S	<1	2-5	5	25	2005, 2007,			Ja		K

Identifikasjon				Typifisering						Vurdering						
Navn	NVE- nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Grunnlag			Kategori			Type	Grense	Basis	Bakgrunn	Spesiell vurdering		Vur- der- ing
				Hoh (m)	Ca (mg /l)	TOC (mg/l)	Høy- de	Kalk	Hum- us	Nr	G/M (µekv/l)	ANC (µekv/ l)	Prove år	Cl >8 mg/l ?	Ca/ Mg >3?	
Krokevatnet	11457	398682	6449227	275	0,6	6,9	S	<1	>5	6	35	22	2006, 2008		Ja	K
Krokvatnet	11403	450142	6451129	58	2,6	3,0	L	1-4	2-5	2	30	50	2006, 2008	Ja	Ja	S
Krågelandsvatnet	21170	375583	6486587	401	0,4	6,1	S	<1	>5	6	35	9	2005, 2008, 2009			K
Langevatnet	21736	358974	6465640	127	0,8	n.d.	L	<1	2-5*	2	30	7	2005	Ja		K
Langevatnet	21807	357842	6463220	162	0,6	2,4	L	<1	2-5	2	30	-8	2006, 2008	Ja		K
Laufallsvatnet	11560	410006	6445326	238	0,6	7,7	S	<1	>5	6	35	10	2006, 2008		Ja	K
Linjtjøna	21080	371996	6489084	488		n.d.	S	<1	2-5*	5	25		Ikke data			K
Lisle Øyvatnet	8948	399065	6517401	869	0,2	n.d.	F	<1	<2*	10	20	-7	2005			K
Litle Einervann	142300	357958	6465447	259		n.d.	S	<1	2-5	5	25		Ikke data			K
Livatnet	11488	398006	6447974	230	0,5	6,0	S	<1	>5	6	35	7	2006, 2008		Ja	K
Ljosevatnet	21641	368563	6470757	285	0,3	n.d.	S	<1	2-5*	5	25	-14	2005			K
Mevatnet	11529	406877	6446676	219		n.d.	S	<1	2-5	5	25		Ikke data			K
Mjåvatn	11610	410929	6442145	149	1,0	3,5	L	<1	2-5	2	30	-5	2006, 2008	Ja	Ja	K
Mjåvatnet	158213	406113	6447102	257	0,3	7,1	S	<1	>5	6	35	-10	2008, 2009			K
Moslandsvatnet	11656	409726	6438731	141	0,8	3,4	L	<1	2-5	2	30	-3	2006, 2008	Ja	Ja	K
Møglandsvatnet	11627	407653	6440288	180	1,2	3,0	L	1-4	2-5	2	30	7	2006, 2008	Ja	Ja	K
Mørkevannet	11493	406916	6447942	257	0,5	4,4	S	<1	2-5	5	25	-9	2008, 2009			K
Målsteinsvatnet	21097	371263	6488174	478	0,3	4,5	S	<1	2-5	5	25	7	2008			K
Nedre Målmevatnet	21067	372854	6489099	504	0,3	4,7	S	<1	2-5	5	25	20	2008			U
Netlandsvatnet	21840	366783	6460057	151	0,8	1,4	L	<1	<2	1	20	-14	2005, 2008	Ja		K
Nylandstjønn	81043	410666	6447580	239	0,8	10,0	S	<1	>5	6	35	-11	2006, 2008		Ja	K
Pråmtjønn/ Øvre Sibbuvatnet	21776	375676	6465039	372	0,5	n.d.	S	<1	2-5*	5	25	-8	2005			K
Pråmvatn	21766	375532	6465719	378	0,6	n.d.	S	<1	>5*	6	35	-1	2005			K
Revsvatnet	11450	397521	6449468	266		n.d.	S	<1	2-5	5	25		Ikke data			K
Rotjønn	11712	386177	6432291	88	0,8	6,8	L	<1	>5	3	40	20	2006, 2008	Ja	Ja	K
Røsstadvatnet	11502	401291	6447178	121	0,4	5,4	L	<1	>5	3	40	-2	2008			K

Identifikasjon				Typifisering						Vurdering							
Navn	NVE- nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Grunnlag			Kategori			Type	Grense	Basis	Bakgrunn	Spesiell vurdering			Vur- der- ing
				Hoh (m)	Ca (mg /l)	TOC (mg/l)	Høy- de	Kalk	Hum- us	Nr	G/M (µekv/l)	ANC (µekv/ l)	Prove år	Cl >8 mg/l ?	Ca/ Mg >3?	ANC diff >20 µekv/l?	
Røydlandsvatnet	11098	382844	6464173	281	0,2	6,3	S	<1	>5	6	35	-3	2005, 2007, 2009	Ja		Ja	K
Røyneilandsvatnet	11029	426668	6467849	365	0,8	4,0	S	<1	2-5	5	25	28	2006, 2007				U
Røyrvatnet	11490	422913	6448071	188	0,9	5,3	L	<1	>5	3	40	25	2006, 2008		Ja		K
Sandvatnet	1395	376279	6475920	303		n.d.	S	<1	2-5	5	25		Ikke data				K
Sandvatnet	21743	377130	6466064	317	0,7	n.d.	S	<1	2-5*	5	25	8	2005				K
Selura	1390	365734	6465428	31	1,0	1,9	L	<1	<2	1	20	8	2005, 2007	Ja		Ja	K
Sibbuvatnet	21781	375687	6464319	372	0,6	n.d.	S	<1	2-5*	5	25	-3	2005				K
Sjåvatn	11392	422400	6452450	223	0,8	5,8	S	<1	>5	6	35	8	2006		Ja		K
Smalevann	11463	399209	6449061	275		n.d.	S	<1	>5*	6	35		Ikke data				K
Snøringsjørn	81041	422073	6446425	185	1,0	8,4	L	1-4	>5	3	40	36	2006, 2008		Ja	Ja	U
Spjøttjørn	81049	423684	6447815	194	0,9	7,5	L	<1	>5	3	40	37	2006, 2008		Ja	Ja	U
Stegevatn	11501	408344	6447615	234	0,6	4,1	S	<1	2-5	5	25	4	2006, 2008			Ja	K
Stevlevatn	11476	410487	6448615	223		n.d.	S	<1	>5*	6	35		Ikke data				K
Stølevatnet	11365	397811	6453383	292	0,7	6,9	S	<1	>5	6	35	30	2006, 2007			Ja	U
Stølevatnet	11499	406181	6447678	241	0,3	6,1	S	<1	>5	6	35	-25	2008				K
Surtevatnet	11171	401221	6461281	249	0,7	5,6	S	<1	>5	6	35	21	2006, 2007				K
Svartevann	11385	396865	6452711	311	0,6	7,6	S	<1	>5	6	35	23	2006, 2008				K
Svartevatnet	11471	423383	6448885	231	0,7	5,6	S	<1	>5	6	35	15	2006, 2008		Ja		K
Søylevatn	11531	407361	6446577	214	0,2	6,1	S	<1	>5	6	35	-205	2008	Ja			K** *
Terjevotnet	11646	435306	6439655	22	1,1	7,3	L	1-4	>5	3	40	-5	2006	Ja			K
Torsvatnet	21811	357606	6462407	282	0,6	1,7	S	<1	<2	4	20	-16	2006, 2008	Ja			K
Tveidevatn	11289	447067	6455711	28	1,4	5,4	L	1-4	>5	3	40	63	2006, 2007				S
Tjåmslandsvatnet	11468	407321	6448573	238	0,3	4,2	S	<1	2-5	5	25	-23	2008, 2009				K
Ulgjellvatnet	21924	365029	6447391	204	0,8	4,2	S	<1	2-5	5	25	-27	2005, 2008	Ja		Ja	K
Undelandsvatnet	11206	398282	6459587	268	0,6	8,6	S	<1	>5	6	35	22	2005, 2007, 2009				K
Vasslandsvatnet	11386	405555	6452448	250	0,9	5,7	S	<1	>5	6	35	30	2006, 2008			Ja	U

Identifikasjon				Typifisering						Vurdering							
Navn	NVE- nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Grunnlag			Kategori			Type	Grense	Basis	Spesiell vurdering		Vur- der- ing		
				Hoh (m)	Ca (mg /l)	TOC (mg/l)	Høy- de	Kalk	Hum- us				Nr	G/M (µekv/l)		ANC (µekv/ l)	Bakgrunn
Vatlandsvatnet	11376	393684	6452691	192	0,8	5,8	L	<1	>5	3	40	0	2005, 2007, 2009	Ja		Ja	K
Vestre Surtevatn	11181	400469	6460827	264		n.d.	S	<1	2-5	5	25		Ikke data				K
Vesvatn	11414	448585	6451096	38	1,4	3,5	L	1-4	2-5	2	30	30	2006, 2008	Ja			U
Vidringstadvatn	11302	388461	6455750	249	0,7	4,4	S	<1	2-5	5	25	13	2005, 2009				K
Øvre Målmevatnet	21057	373721	6489801	509		n.d.	S	<1	<2	4	20		Ikke data				K
Årsvatnet	21617	368588	6471599	280	0,5	n.d.	S	<1	2-5*	5	25	-6	2005				K
Åsevatnet	66545	413104	6446719	70	0,5	8,6	L	<1	>5	3	40	-2	2008				K

*Vurdering basert på fargetall

**Vurdering basert på gjennomsnittlig "ukalket" ANC justert på bakgrunn av verdier for nærliggende referansesjøer

*** Usannsynlig verdi, sannsynligvis for lav natriumverdi i forhold til klor, vurdering basert på nærliggende referansesjøer

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no