

Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Hordaland



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 Hordaland	Løpenr. (for bestilling) 6170-2011	Dato April 2011
	Prosjektnr. Undemr. 10289	Sider Pris 33
Forfatter(e) Kari Austnes	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning	Oppdragsreferanse Hanne Hegseth
---	------------------------------------

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 Hordaland 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 44 kalkede eller tidligere kalkede innsjøer i Hordaland. En statistisk modell er utviklet for å kunne estimere hvilken vannkvalitet kalkpåvirkede innsjøer ville hatt hvis de ikke var kalket. På bakgrunn av dette har forsureningstilstanden i de 44 kalkpåvirkede innsjøene blitt vurdert, basert på grenseverdiene i klassifiseringsveilederen som er utarbeidet i henhold til vannforskriften. Vurderingen konkluderer med at fortsatt kalking anbefales i 33 innsjøer. I 15 av disse er kalkingen allerede avvirket, og det bør derfor vurderes om kalkingen skal gjenopptas. Det er ti innsjøer hvor kalkingsbehovet anses som usikkert, og hvor avvikling av kalking kan prøves ut. Dette er allerede gjort i to av disse innsjøene. Kun for én innsjø er det ikke funnet kalkingsbehov, og her er kalkingen allerede avsluttet. Metoden som har blitt utviklet kan benyttes i framtidig revurdering av kalkingsbehovet i de innsjøene hvor fortsatt kalking anbefales. Det er imidlertid viktig å ta hensyn til usikkerhetene knyttet til metoden.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Kalking 2. Restituering 3. Innsjøer 4. Hordaland 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Liming 2. Recovery 3. Lakes 4. Hordaland
---	---



Kari Austnes
Prosjektleder



Øyvind Kaste
Forskningsleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Hordaland



Forord

Sur nedbør har avtatt over Sør-Norge de siste 30 årene. Dette har redusert behovet for kalking. På oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) foretas det nå en vurdering av fortsatt kalkingsbehov i alle fylker hvor innsjøer kalkes. Vurderingen gjøres fylkesvis etter en generell prosedyre som er utarbeidet. Denne rapporten er en del av dette prosjektet. Fylkesmannen i Hordaland, ved Kjell Hegna, samt Geir Johnsen hos Rådgivende Biologer har bidratt med nødvendige data for å gjennomføre vurderingen.

Oslo, 27. april 2011

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	10
3.1 Vannkjemiske data	10
3.2 Modell for estimering av Ca-konsentrasjon	12
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	15
4.3 Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer	19
5. Diskusjon	22
5.1 Metodens usikkerhet	22
5.2 Oppfølging av vurderingen	23
5.3 Videre bruk av modellen	24
6. Konklusjon	24
7. Referanser	25
Vedlegg A. Oversikt over ukalkede innsjøer	27
Vedlegg B. Oversikt over kalkede innsjøer	31

Sammendrag

Sur nedbør har blitt kraftig redusert de siste 30 årene. Redusert sur nedbør har gitt en positiv endring i vannkvaliteten med henblikk på forsuring, noe 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 44 kalkede eller tidligere kalkede innsjøer i Hordaland, 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 antatt verdi for ANC hvis innsjøen ikke var kalket. Modellen har blitt utviklet og validert basert på data fra ukalkede innsjøer i Hordaland fra 1995. I tillegg har den blitt validert ved hjelp av data fra ukalkede innsjøer i fylket som har blitt overvåket over tid og nyere data fra ukalkede innsjøer.

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. Det er ikke vurdert om andre naturlige eller menneskeskapte betingelser som kan påvirkes av kalking, hindrer en levedyktig fiskebestand. Det er heller ikke vurdert om andre faktorer, som klimaforhold og tilgang på gytebekker, gjør livsbetingelsene vanskelige for fisk uavhengig av forsuringstilstand. 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.

Vurderingen konkluderer med at fortsatt kalking anbefales i 33 innsjøer. I 15 av disse er kalking allerede avviklet, og det bør derfor vurderes om kalking skal gjenopptas. Det er ti innsjøer hvor kalkingsbehovet anses som usikkert, og hvor avvikling av kalking kan prøves ut. Dette er allerede gjort i to av disse innsjøene. Kun for én innsjø er det ikke funnet kalkingsbehov, og dette er en innsjø hvor kalking allerede er avsluttet.

Det er en rekke usikkerheter knyttet til metoden som er utviklet, blant annet heterogen geologi i fylket og usikkerhet knyttet til grenseverdiene. 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 Hordaland County, W Norway

Year: 2011

Author: Kari Austnes

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5905-6

Acid deposition has been strongly reduced in Norway 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 44 limed or previously limed lakes in Hordaland, 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 Hordaland in 1995. In addition, it has been validated based on data from un-limed lakes in the county which have been monitored over time and more recent data from un-limed lakes.

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 of the EU Water Framework Directive. Whether other natural or man-made factors which can be affected by liming prevent a sustainable fish population, has not been assessed. Likewise it has not been assessed whether other factors, like climatic conditions and availability of spawning sites, make the conditions difficult for fish, independent of the level of acidification. 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 33 lakes. Liming has already been phased out in 15 of these, and it should be considered whether the liming should be resumed. There are ten lakes where ending the liming can be tested out. This has already been done in two of these lakes. There was only one lake where the results indicated no need for liming, and in this lake liming has already been phased out.

There are several uncertainties related to the method which has been developed, including the heterogeneous geology in the county 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. 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 og tidligere kalkede innsjøer i Hordaland. Vurderingen av kalkingsbehov er kun basert på grenseverdiene for skillet mellom god og moderat forsuringstilstand, som definert av ANC-grensene i klassifiseringsveilederen til vannforskriften (Direktoratsgruppa Vanndirektivet, 2009). Det er ikke vurdert om andre naturlige eller menneskeskapte betingelser som kan påvirkes av kalking, hindrer en levedyktig fiskebestand. Det er heller ikke vurdert om andre faktorer, som klimaforhold og tilgang på gytebekker, gjør livsbetingelsene vanskelige for fisk, uavhengig av forsuringstilstand. Utredningen for Hordaland er en del av en vurdering av fortsatt kalkingsbehov for alle fylkene hvor det foregår innsjøkalking. Et tilsvarende arbeid er allerede gjort for Vest-Agder (Austnes og Kroglund, 2010), Sogn og Fjordane (Austnes og Kroglund, 2011) og Oslo og Akershus (Garmo m.fl., 2011). Den samme metoden er benyttet for Hordaland som i de tre andre fylkene, men med noen justeringer.

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 forsuringsmodellene som brukes for overflatevann i Norge (SSWC, FAB og MAGIC). ANC beregnes ved formelen

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

(Ca^{2+} = kalsium, Mg^{2+} = magnesium, Na^+ = natrium, K^+ = kalium, NH_4^+ = ammonium (ignoreres pga. lave konsentrasjoner), Cl^- = klorid, SO_4^{2-} = sulfat og NO_3^- = nitrat; [] = konsentrasjon i $\mu\text{ekv/l}$, dvs. $\mu\text{mol/l}$ *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 veilederen for klassifisering av miljøtilstand i henhold til vannforskriften (Direktoratsgruppa Vanddirektivet, 2009).

Den kritiske grensen for ANC i norske innsjøer har tidligere vært satt til 20 $\mu\text{ekv/l}$ (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 LAl, mens det ikke påvirker ANC. En endring i sammenhengen mellom ANC og pH/LAl 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 tas 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 (se avsnitt 3.3). Grenseverdier er satt mellom alle de fem tilstandsklassene i vannforskriften. I denne rapporten benyttes kun grensen mellom god og moderat tilstand (G/M-grensen), 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 forsuringstilstand 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	Høyderegion	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 forsuringstilstanden 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 forsuringstilstanden 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 fortykning. 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:

- å anse ANC-verdiene for referansesjøer som representative også for den kalkede innsjøen og benytte disse direkte, eller
- 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 utredningen for Vest-Agder (Austnes og Kroglund, 2010) ble metodene fra Hindar og Larssen (2005) og Kroglund (2007) videreutviklet. Ønsket var å utvikle en modell for beregning av ”ukalket” Ca-konsentrasjon som kunne benyttes til å estimere ”ukalket” ANC for hele fylket. 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. Det er også nødvendig å estimere ”ukalket” Ca-konsentrasjon for typifiseringen av innsjøene. 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 (fortynning). Det er den samme tilnærmingen som er benyttet i denne rapporten.

3. Materiale og metode

3.1 Vannkjemiske data

Fire 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, vurdering av modellens funksjon over tid, og til direkte sammenligning med nærliggende kalkede innsjøer, 3) nyere data fra ukalkede innsjøer, benyttet til validering av modellen, samt sammenligning med nærliggende kalkede innsjøer og 4) 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.

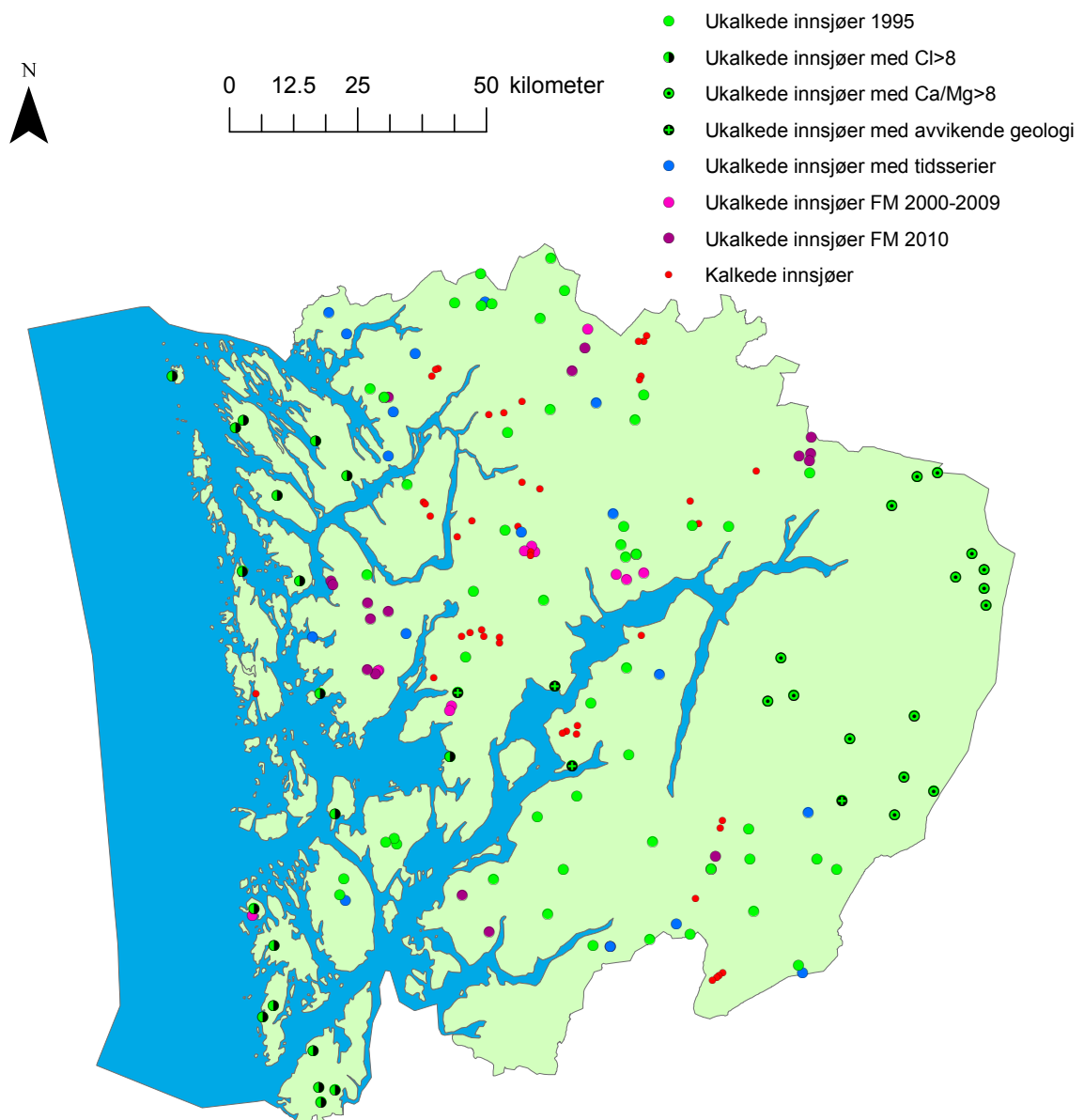
Data for ukalkede innsjøene under punkt 1) og 2) over har blitt hentet fra NIVAs database. Dette er data som har blitt samlet inn i forbindelse med de regionale innsjøundersøkelsene i 1986 (Lien m.fl., 1987) og 1995 (Skjelkvåle m.fl., 1996) og sur nedbør-overvåkingen (SFT, 2009 og tidligere rapporter). 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 Hordaland, samt alle tidsserier fra fylket, dvs. data fra henholdsvis 89 og 17 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 1998. En av tidsseriene er fra NIVAs feltforskningsstasjon Svartetjørne, med +/- ukentlig prøvetaking siden høsten 1994.

De øvrige dataene benyttet i rapporten er data samlet inn i forbindelse med Fylkesmannen i Hordalands overvåking. Dette er data både fra ukalkede og kalkede innsjøer. For ukalkede innsjøer er det mottatt data tilbake til 1991, men ettersom forsuringssituasjonen har endret seg i dette tidsrommet, er det valgt kun å benytte data fra 2000 eller senere. Dette omfattet data fra 17 innsjøer. I tillegg ble det tatt nye prøver av 21 ukalkede innsjøer høsten 2010, hvorav fem var blant de 17 innsjøene som var prøvetatt tidligere. Data for kalkede innsjøer gikk tilbake til 1995, men hovedvekten av dataene var fra perioden 2006-2010. Innsjøer med prøver kun fra før 2006 og/eller kun prøver tatt tidligere på året enn august ble fjernet, med mindre de var på Fylkesmannens liste over prioriterte innsjøer. Høstprøver fra

de kalkede innsjøene er foretrukket, både fordi modellen for estimering av Ca-konsentrasjon er basert på høstprøver, og fordi vannkjemien under høstomrøringen regnes som mest representativ. Data for til sammen 44 kalkede innsjøer ble benyttet. Av disse er kalking allerede avsluttet i 18 innsjøer (se tabell B.1). 11 regnes som midlertidig avsluttet, dvs. at Fylkesmannen har vurdert (blant annet fra prøvefiske) at kalking kan avsluttes, men at det er behov for oppfølging for å se om vurderingen var riktig. I sju innsjøer er kalkingen permanent avsluttet, enten fordi det anses som sikkert at det ikke er noe kalkingsbehov eller fordi prosjektene er så små at konsekvensene ved en feilvurdering regnes som små.

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-kordinater er i henhold til Norges vassdrags- og energidirektorats (NVEs) innsjøregister. Posisjonen ble definert ut fra innsjøens midtpunkt. Der høyde over havet manglet, ble dette funnet ved hjelp av kart.



Figur 1. Oversikt over innsjøer benyttet i rapporten. FM = Fylkesmannen i Hordaland.

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 best å benytte kun én 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 multippel lineær 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 forskjellige tider på året. Det ble også vurdert om avviket forandret seg vesentlig over tid, både i størrelse på avviket og i fordelingen av positivt/negativt avvik. Endelig ble det sjekket om modellen fungerte for de nyere dataene fra fylkesmannen i Hordaland.

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 44 kalkede innsjøene. Deretter ble ”ukalket” ANC estimert på basis av målte verdier og ”ukalket” Ca-konsentrasjon. ”Ukalket” ANC ble vurdert opp mot klassegrensene i tabell 1 i henhold til typifiseringen av innsjøene.

Både for typifiseringen og vurderingen av de kalkede innsjøene var det i mange tilfeller nødvendig å kontrollere mot nærliggende og sammenlignbare naboinnsjøer. Nabsjøer 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 (fra Norges geologiske undersøkelse (NGU)) og høyde over havet. Forøvrig ble det lagt mest vekt på ukalkede innsjøer 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). De nyere dataene fra Fylkesmannen ble også benyttet, samt estimert verdi for helt nærliggende kalkede innsjøer.

Typifiseringen av de kalkede innsjøene ble gjort på følgende måte:

- **Høyderegion:** Typifisering på basis av høyde over havet.
- **Humusinnhold:** Typifisering primært ut fra målt TOC. Så sant slike data var tilgjengelig, ble det kun benyttet TOC-data for høstprøver fra 2006 eller senere. Ved flere verdier ble gjennomsnitt benyttet, men var det avvik i humuskategori mellom forskjellige år, ble det gjort en ekstra vurdering mot nabosjøer. Vurdering mot nabosjøer ble også gjort hvis det kun var eldre og/eller vårprøver tilgjengelig. Hvis TOC-verdier ikke var gitt, men farge var målt, ble disse verdiene benyttet i typifiseringen (1 mg/l TOC = 6 mg Pt/l). Hvis ingen verdier var tilgjengelig, ble humusinnholdet bestemt ut fra TOC-verdien i nabosjøer.
- **Kalkinnhold:** Typifisering basert på ”ukalket” Ca-konsentrasjon. Som for humus, ble gjennomsnitt av høstverdier fra 2006-2010 benyttet der dette var mulig. Innsjøer som ble karakterisert som svært kalkfattige lavlandsinnsjøer ble gitt samme klassegrenser som type 4-6, avhengig av humusinnhold.

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

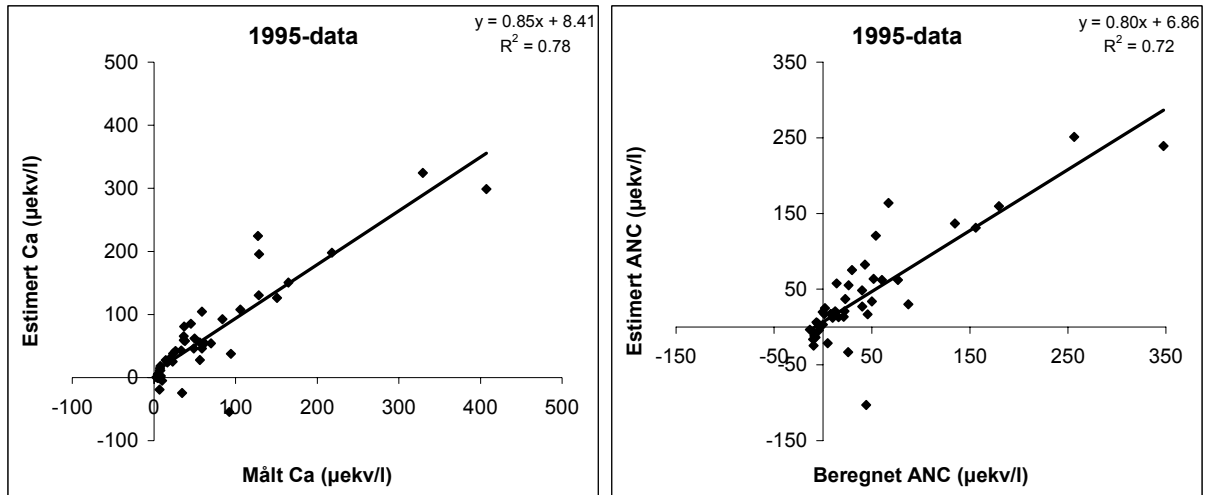
- **K:** ”Ukalket” ANC >10 $\mu\text{ekv/l}$ under G/M: Kalking må fortsette.
- **U:** ”Ukalket” ANC +/-10 $\mu\text{ekv/l}$ i forhold til G/M: Usikker, redusert kalking kan prøves.
- **S:** ”Ukalket” ANC >10 $\mu\text{ekv/l}$ over G/M: Kalking kan avsluttes.

Som for typifiseringen, ble det også i vurderingen kun benyttet data for høstprøver fra 2006-2010 der slike data var tilgjengelig. Gjennomsnitt ble benyttet, men ved avvik i kategorisering mellom år, ble det gjort en grundigere vurdering ved å sammenligne med nabosjøer. Det samme ble gjort der det kun var eldre data og/eller vårprøver tilgjengelig. Det ble også sjekket om det var samsvar i vurderingen innenfor samme kalkingsprosjekt og der kalkede vann var direkte forbundet.

4. Resultater

4.1 Modellutvikling og validering av modellen

Modellering basert på et modelldatasett trukket fra alle 1995-dataene ga ikke et tilfredsstillende resultat. r^2 var over 0,7 for både Ca-konsentrasjon og ANC (figur 2), men 26 av de 44 innsjøene i valideringsdatasettet hadde et avvik mellom estimert og beregnet ANC >10 $\mu\text{ekv/l}$, og for noen av innsjøene var avviket veldig stort.



Figur 2. Validering av modell ved korrelasjon av målt og estimert Ca-konsentrasjon (venstre panel) og beregnet og estimert ANC (høyre panel). Data fra alle 1995-innsjøene er benyttet (89), hvorav data fra 45 innsjøer er brukt til å lage modellen og data fra de resterende 44 innsjøene til validering av modellen.

Hordaland er et fylke med stor variasjon i geologien. Dette gjør det vanskeligere å lage en god modell. Ukalkede innsjøer med avvikende geologi kan fjernes for å forbedre modellen, men det er ikke ønskelig å fjerne ukalkede innsjøer i områder med mange kalkede innsjøer, da dette gjør modellen mindre representativ for disse. Avvikende geologi kan ofte påvises ut fra Ca/Mg-forholdet. Innsjøer med høy Cl-konsentrasjon kan også ha stor innvirkning på modellresultatet. 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. All fjerning av innsjøer gjør imidlertid at modellen formelt sett ikke er gyldig utenfor de grensene som blir satt, men den kan likevel fungere tilfredsstillende.

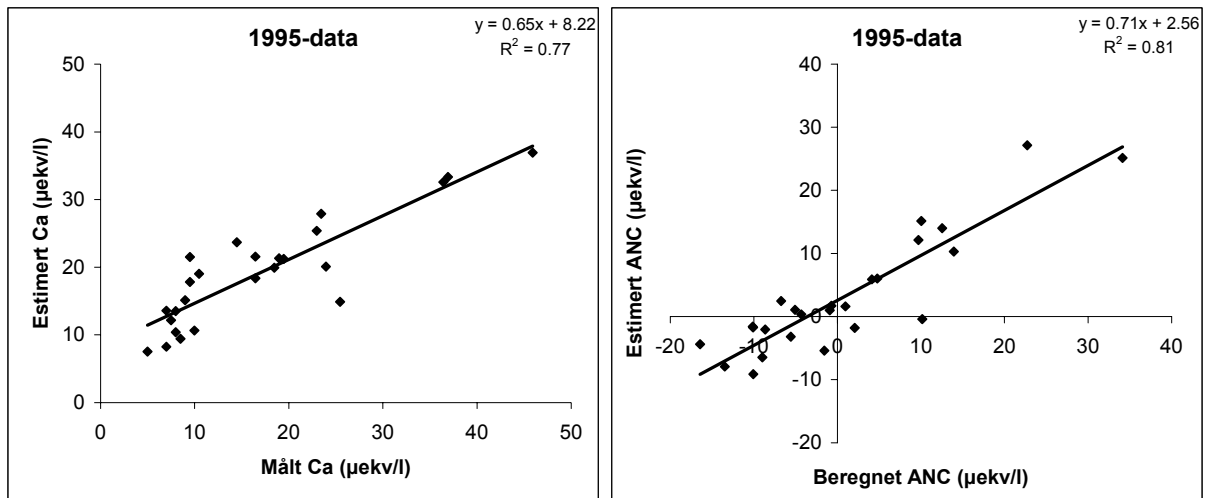
En gradvis fjerning av innsjøer ble foretatt, med fjerning av innsjøer med høyest Cl-konsentrasjon og Ca/Mg-forhold først. En tilfredsstillende modell ble oppnådd ved en øvre grense for Cl-konsentrasjon på 8 mg/l og en øvre grense for Ca/Mg-forhold (beregnet fra konsentrasjoner i mg/l) på 8. Til sammen 19 innsjøer ble fjernet pga. Cl-konsentrasjon >8 mg/l og 16 innsjøer ble fjernet pga. Ca/Mg-forhold >8 (se figur 1). Det viste seg også nødvendig å fjerne fire innsjøer med avvikende geologi. Disse hadde Ca/Mg under grensen på 8, men hadde høy Ca-konsentrasjon og/eller ANC, og det geologiske kartet viste avvikende geologi. Etter fjerningen av innsjøer var det 50 innsjøer igjen av det opprinnelige settet på 89, hvorav 25 ble brukt til modellering og 25 til validering. Modellen som ble utviklet var

$$\text{Ca} = -54,97 - 0,47 \cdot \text{Na} + 1,93 \cdot \text{Mg} + 0,87 \cdot \text{SO}_4 + 1,51 \cdot 10^{-4} \cdot \text{UTM E32} \quad (2)$$

(alle konsentrasjoner i µekv/l, de øvrige parametrene i m)

Resultatet av valideringen er vist i figur 3. Korrelasjonen mellom målte/beregnete og estimerte verdier for både Ca og ANC fylte ikke helt kravet om r^2 på henholdsvis 0,8 og 0,9. Kravet om avvik mellom estimert og beregnet ANC på <10 µekv/l ble oppfylt for alle utenom to innsjøer (med avvik på 11 og 12 µekv/l). Gjennomsnittlig avvik var 5 µekv/l. Avvikene fra ønskede egenskaper ved modellen var ikke veldig store, og det ble ansett som bedre å beholde dette resultatet framfor å fjerne enda flere innsjøer og derved reduserer dataenes representativitet og modellens robusthet ytterligere. Til sammenligning ble det også forsøkt å lage en modell for direkte estimering av ANC (samme metode som estimeringen av Ca-konsentrasjon) (jf. Kroglund, 2007) basert på det samme datautvalget. Dette

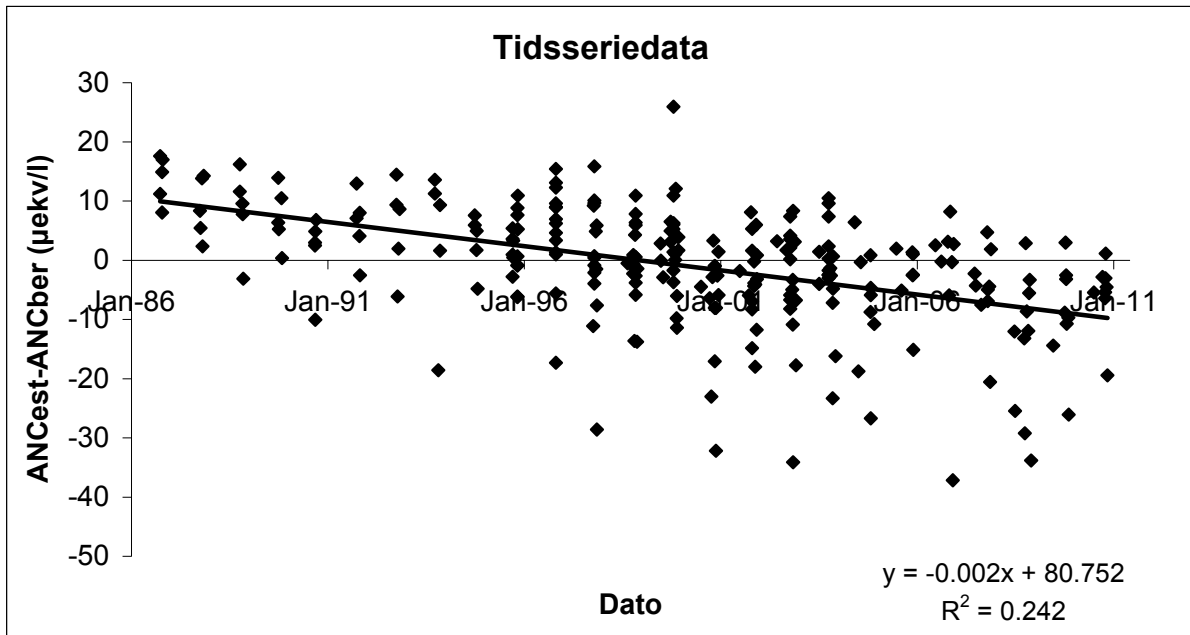
gav et langt dårligere resultat, med r^2 for ANC på 0,50 og åtte innsjøer med et avvik mellom estimert og beregnet ANC som var >10 $\mu\text{ekv/l}$.



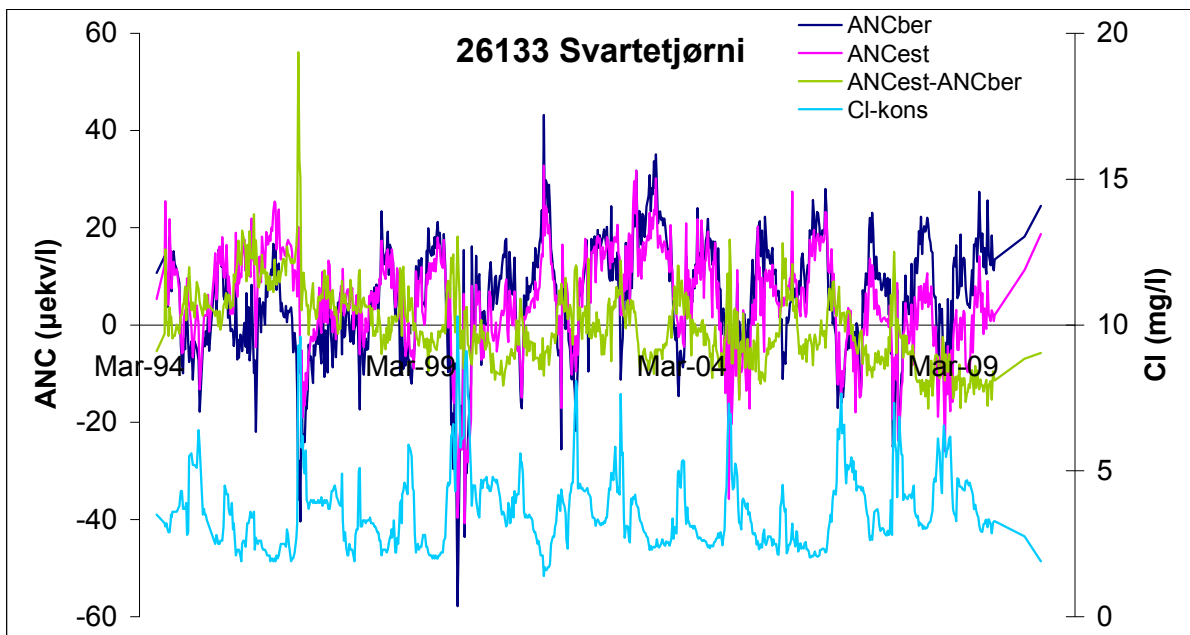
Figur 3. Validering av modell ved korrelasjon av målt og estimert Ca-konsentrasjon (venstre panel) og beregnet og estimert ANC (høyre panel). Data med Cl-konsentrasjon >8 mg/l og Ca/Mg-forhold >8 , samt fire innsjøer med avvikende geologi er fjernet. Av de resterende 50 innsjøene, er 25 innsjøer brukt til å lage modellen og data fra de 25 andre innsjøene til validering av modellen.

4.2 Bruk av modellen på tidsserier

Differansen mellom estimert og beregnet ANC for dataene fra 16 av tidsseriene er vist i figur 4. Med unntak av tre prøver med Cl-konsentrasjon >8 mg/l, var alle dataene innenfor modellens gyldighetsområde. Det var kun noen få prøver hvor avstanden mellom estimert og beregnet ANC var >20 $\mu\text{ekv/l}$. Det samme var tilfellet for feltforskningsstasjonen Svartetjørni (figur 5). Resultatet anses derfor som akseptabelt. Analysen viste at avstanden mellom estimert og beregnet ANC ikke økte over tid, i hvert fall ikke etter 1995, som er tidsperioden som har betydning for bruk av modellen på kalkede innsjøer. Det var imidlertid en konsistent trend i avviket. Det betyr at forholdet mellom parametrene i modellen endres over tid, fra en overestimering i starten av perioden til en underestimering i slutten av perioden. En underestimering kan fungere som en ekstra sikkerhetsmargin i vurderingen av de kalkede sjøene, men det er ikke ønskelig at estimeringen skal være avhengig av tidspunktet for prøven. Dette ble derfor undersøkt nærmere (se avsnitt 4.3).



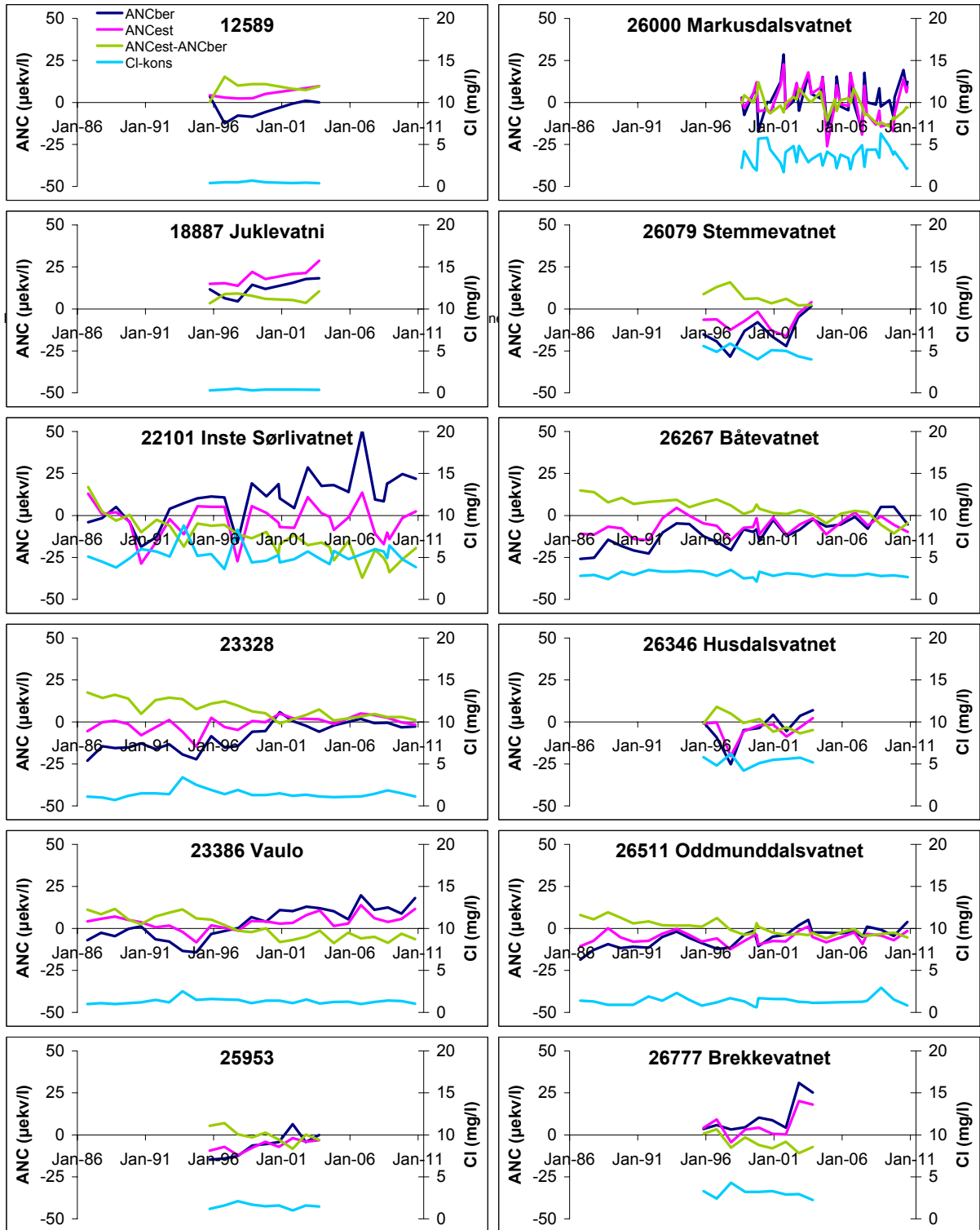
Figur 4. Endring over tid for differansen mellom estimert og beregnet ANC for data fra 16 forskjellige tidsserier (Svartetjørnei er ikke tatt med her, fordi den store datamengden ville gi et skjevt inntrykk av situasjonen).



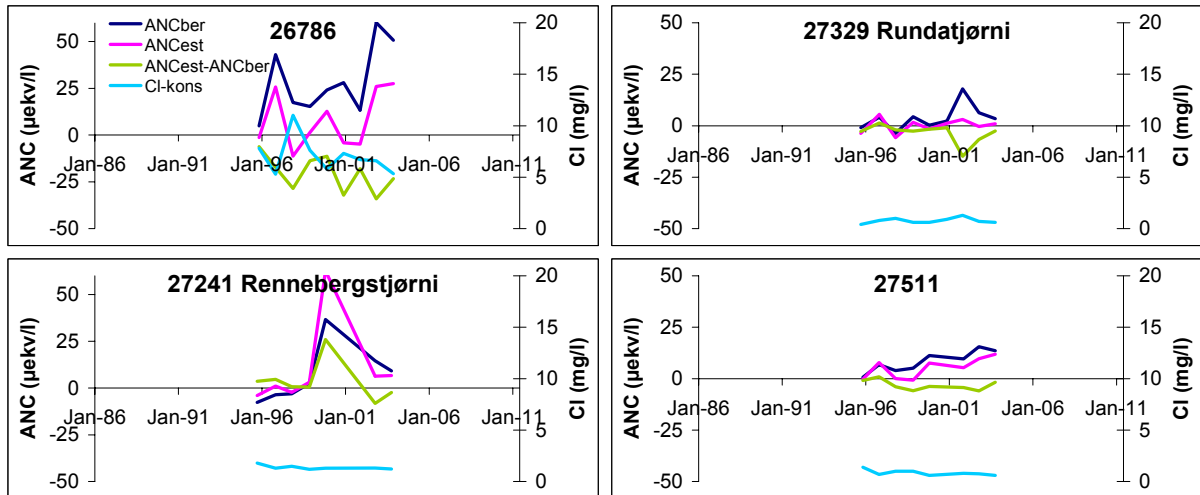
Figur 5. Data for feltforskningsstasjonen 26133 Svartetjørnei. Beregnet og estimert ANC, samt differansen mellom disse er plottet mot tid. Cl-konsentrasjonen er inkludert i samme plot for sammenligning.

En videre undersøkelse av de enkelte tidsseriene bekreftet at det generelt var god sammenheng mellom beregnet og estimert ANC (figur 5 og 6). De fleste tidsseriene viste en stigende trend i beregnet ANC. Denne økningen ble godt fanget opp av modellen, men avvirket var noe større mot slutten av tidsseriene, på grunn av den observerte trenden i modellavvik. År-til-år-variasjonen ble godt gjenspeilet, og dataene fra Svartetjørnei viser at modellen også fanget opp årstidsvariasjon, selv om det var en tendens til litt underestimering av ANC om høsten og litt overestimering om vinteren/våren.

Det var lite variasjon i hvor godt modellen fungerte fra sted til sted, men det er noen eksempler på steder hvor den fungerte dårligere. De største avvikene var for 22101 Inste Sørlivatnet og 26786 (uten navn). Ingen av innsjøene hadde avvikende geologi, men begge hadde markert høyere Cl-konsentrasjon enn de andre innsjøene. Cl-konsentrasjonen var stort sett <8 mg/l, men dette viser at det er større usikkerhet knyttet til modellen ved høyere Cl-konsentrasjon. Tidsserien fra Svartetjørn viser at også enkeltepisoder med høy Cl-konsentrasjon (til dels >8 mg/l) kan gi store modellavvik. Korrelasjon av avviket mellom estimert og beregnet ANC (absoluttverdi) og Cl-konsentrasjon for tidsseriedataene var signifikant, men sammenhengen var veldig svak ($r^2 = 0,06$). Sammenhengen var svakere enn det som ble observert i Vest-Agder (Austnes og Kroglund, 2010), noe som sannsynligvis skyldes at alle dataene var innenfor modellens gyldighetsområde, og at Cl-konsentrasjonen generelt var lavere og varierte mindre i Hordaland enn i Vest-Agder. En tilsvarende svak sammenheng ble funnet også for Sogn og Fjordane (Austnes og Kroglund, 2011). Estimeringen av ANC i Hordaland er, som i Sogn og Fjordane, altså mindre sårbar overfor variasjon i Cl-konsentrasjon, noe som reduserer sårbarheten i forhold til få år med data. Det var en signifikant, men svak ($r^2 = 0,005$) sammenheng mellom avviket mellom estimert og beregnet ANC og Ca/Mg-forhold for tidsseriedataene.



Figur 6. Data for 16 tidsserier fra Hordaland. Beregnet og estimert ANC, samt differansen mellom disse er plottet mot tid. Cl-konsentrasjonen er inkludert i samme plot for sammenligning.

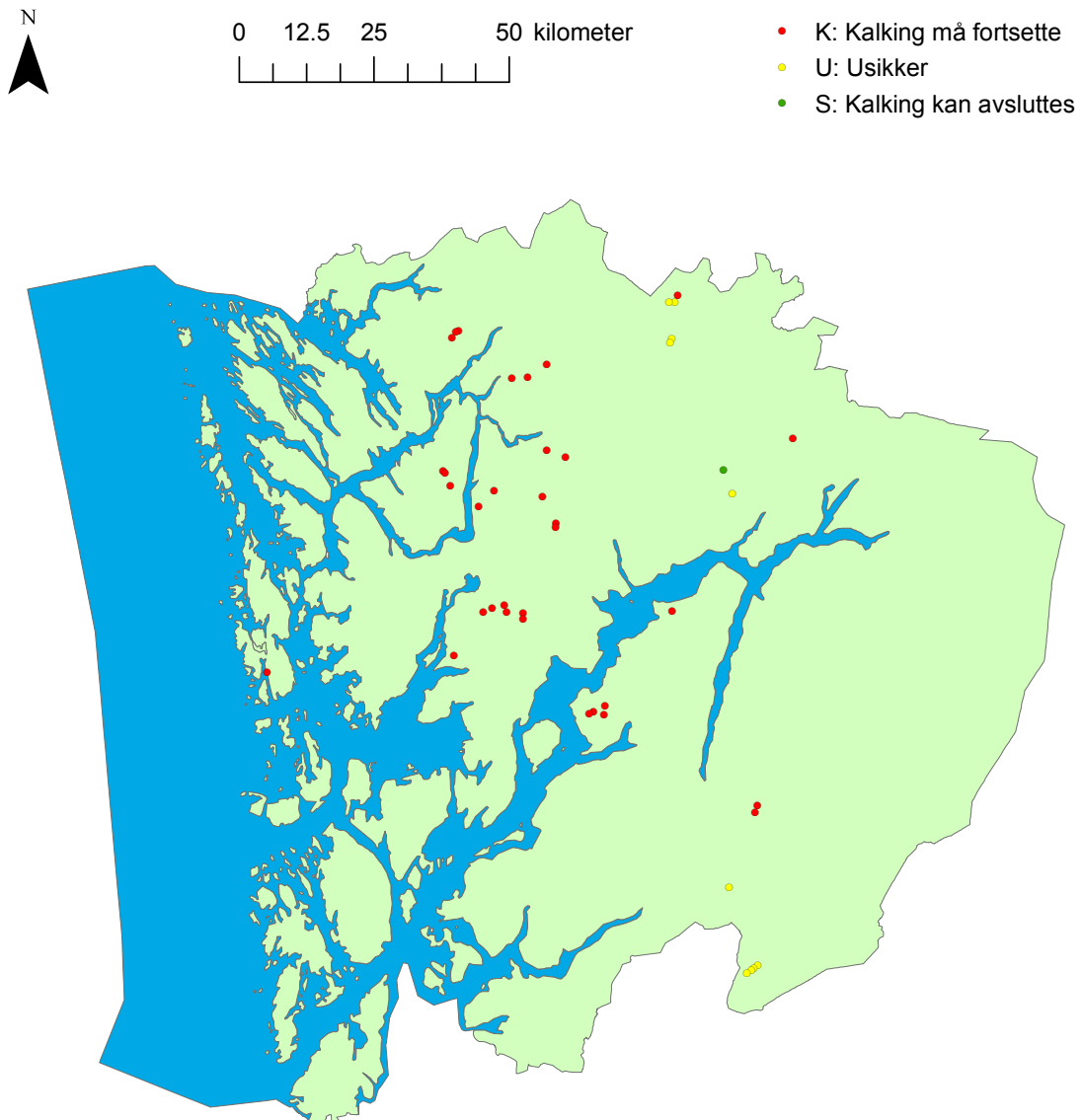


Figur 6 fortsatt.

Det ble også foretatt en kontroll av modellavvik for dataene for ukalkede innsjøer fra Fylkesmannen i Hordaland. Avviket var her <20 µekv/l, med noen unntak. Unntakene kunne forklares med høy Cl-konsentrasjon, høyt Ca/Mg-forhold eller avvikende geologi. De største modellavvikene var for innsjøer som lå langt unna de kalkede innsjøene, og derfor ikke er relevante i vurderingen.

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, samt i figur 7. Vurderingen viser at fortsatt kalking anbefales i 33 innsjøer, kalking kan avsluttes i en innsjø, mens det er ti innsjøer hvor det er usikkert om kalking bør avsluttes eller ikke.



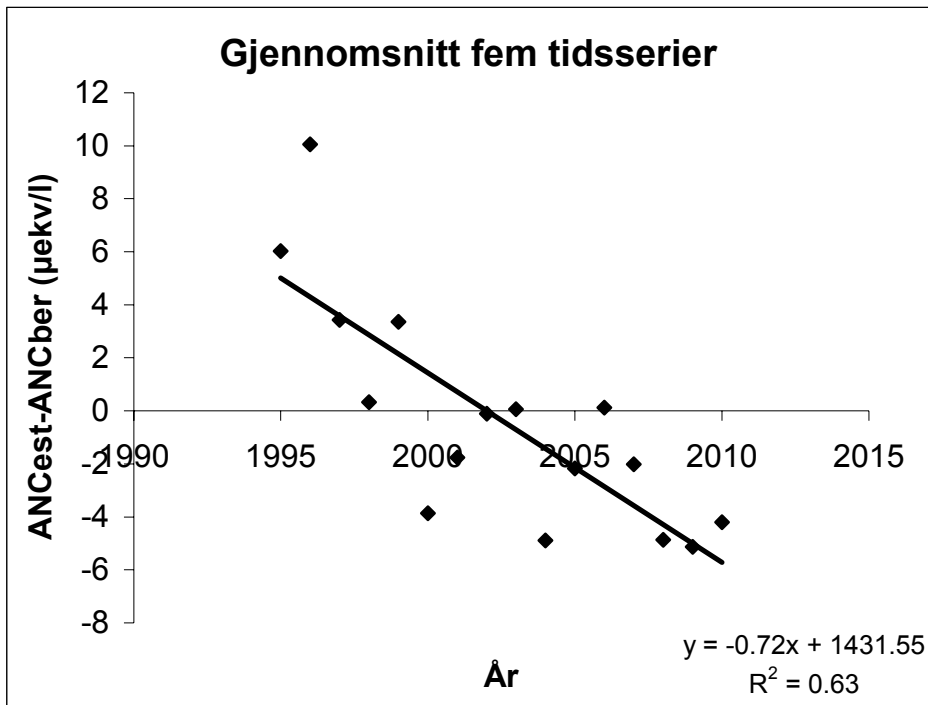
Figur 7. Vurdering av kalkingsbehov for ulike kalkede innsjøer i Hordaland.

Om modellen er gyldig for de kalkede innsjøene må vurderes ut fra kriteriene for fjerning av innsjøer fra modellen. Cl-konsentrasjonen kan vurderes direkte, men Ca/Mg-forhold og avvikende geologi må vurderes i forhold til nabosjøer og berggrunnskart. Generelt hadde innsjøene som ble fjernet på grunn av geologiske forhold høy ANC og Ca-konsentrasjon, og det er derfor lite sannsynlig å finne paralleller til disse innsjøene blant de kalkede innsjøene, ettersom de da ikke ville vært kalket i utgangspunktet.

Cl-konsentrasjonen var bare >8 mg/l for én kalket innsjø, 26931 Vorlandsvatnet. Her var det høy Cl-konsentrasjon også i de nærmeste innsjøene med data, så vurderingen er usikker, men gitt den relativt høye TOC-konsentrasjonen anbefales fortsatt kalking. Innsjøene som ble fjernet fra modelleringen på grunn av høyt Ca/Mg-forhold lå i den østlige delen av fylket og ikke i nærheten av noen av de kalkede innsjøene. Det samme gjaldt en av 1995-innsjøene med avvikende geologi. De tre resterende 1995-innsjøene med avvikende geologi lå ikke så langt fra kalkingsprosjektene Samnanger og Jondal, men geologien var ikke sammenlignbar. Modellen var slik sett gyldig for alle de kalkede innsjøene.

For de fleste innsjøene med data fra flere år var det godt samsvar mellom ”ukalket” ANC for de forskjellige årene (i perioden 2006-2010). Variasjonen mellom år var aldri >20 $\mu\text{ekv/l}$, og som regel <10 $\mu\text{ekv/l}$.

Endringen i modellavviket over tid (figur 4) ble imidlertid ansett som en usikkerhet i estimeringen av ”ukalket” ANC. For å prøve å korrigere for dette, ble det forsøkt å kvantifisere denne endringen ved hjelp av tidsseriedata. Fem tidsserier som var konsistente i perioden 1995-2009 ble benyttet (se figur 8. 22101 Inste Sørlivatnet ble ikke tatt med til tross for konsistens i perioden, fordi modellen fungerte dårlig her. Denne innsjøen ligger også langt unna kalkede innsjøer). De fem innsjøene er spredt nord-sør langs midten av fylket der de fleste kalkede innsjøene er. Prøver tatt før 1995 (før prøvene som modellen er basert på) samt prøver tatt tidligere på året enn september ble fjernet. Årlig gjennomsnittlig modellavvik ble deretter beregnet ved først å ta gjennomsnitt per måned, så per år og til slutt gjennomsnitt av de fem tidsseriene. Årlig gjennomsnittlig modellavvik ble plottet mot år og stigningstallet beregnet ($-0,7$ $\mu\text{ekv/l}$) (figur 8). Til slutt ble estimert ANC justert ved å legge til $0,7$ $\mu\text{ekv/l}$ ganget med antall år fra 1995 til året prøven fra den kalkede innsjøen ble tatt.



Figur 8. Gjennomsnittlig modellavvik (estimert minus beregnet ANC) for fem tidsserier som var konsistente i perioden 1995-2009 (23328, 23386 Vaulo, 26133 Svartetjønni, 26267 Båtevatnet og 26511 Oddmunddalsvatnet).

Til grunn for vurderingen ligger altså både en estimert ”ukalket” ANC, samt en justert ”ukalket” ANC (se vedlegg B). Det var imidlertid indikasjoner på at justeringen kunne gi en overestimering. Disse indikasjonene kom fra sammenligning av beregnet og estimert ANC for nyere data fra ukalkede innsjøer, men primært fra at det var tilfeller hvor justert ”ukalket” ANC var høyere enn beregnet (kalket) ANC for de kalkede innsjøene, noe som ikke er rimelig. Det var derfor den ikke-justerte verdien for ”ukalket” ANC som ble tillagt størst vekt i vurderingen. Hvis ikke-justert og justert ”ukalket” ANC tilsa to forskjellige konklusjoner i forhold til kalking, ble konklusjonen basert på den justerte verdien brukt kun etter nøye vurdering av nabosjøer og geologi.

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 kan knyttes usikkerhet til representativiteten til de ukalkede innsjøene som ligger i større avstand til de kalkede innsjøene. Samtidig gjør inkludering av flere data modellen mer robust. En sammenligning av gjennomsnitt for innsjøsettene viste at det var liten forskjell i høyde over havet og konsentrasjon av Cl, Na, K, Mg og SO₄, mens TOC-konsentrasjonen var en del høyere for de kalkede innsjøene og NO₃-konsentrasjonen noe lavere. Modellen fungerte imidlertid godt for tidsseriene, og mange av innsjøene med tidsserier ligger i området hvor de fleste kalkede innsjøene ligger. Det kan derfor anses som rimelig at også 1995-data fra innsjøer med en viss avstand til de kalkede innsjøene er inkludert i modellen.
- 2) 1995-data som basis for modellen: Ideelt sett hadde det vært best å lage en modell basert på nye referansedata, men det var ikke nok nyere data til å lage en robust modell. Endringen i modellens funksjon over tid har blitt forsøkt tatt hensyn til ved justering, men det er en viss usikkerhet knyttet til denne justeringen.
- 3) Cl-konsentrasjon: Modellen er generelt mer usikker ved Cl-konsentrasjon >8 mg/l. Bare én av de kalkede innsjøene hadde Cl-konsentrasjon >8 mg/l, mens tidsseriedataene viste at modellen kan være sårbar også for lavere Cl-konsentrasjoner. Det var bare en svak sammenheng mellom modellavvik og Cl-konsentrasjon, men det kan likevel være behov for noe mer data for å vurdere forsurenings situasjonen i kalkede innsjøer der Cl-konsentrasjonen er høy og/eller sterkt varierende.
- 4) Heterogen geologi: Heterogenitet i geologien i Hordaland gjør modellen mer usikker. Dette er tatt høyde for ved å utelukke innsjøer fra modellen med Ca/Mg-forhold >8 eller andre tegn på avvikende geologi. Ca/Mg-forholdet kan ikke bestemmes direkte for en kalket innsjø, noe som ytterligere bidrar til usikkerhet. Ingen av de kalkede innsjøene lå imidlertid i nærheten av ukalkede innsjøer med så høyt Ca/Mg-forhold. Ca/Mg-forhold for de kalkede innsjøene beregnet ut fra estimert Ca-konsentrasjon var <8 for alle dataene som ble benyttet til vurderingen. Som nevnt i avsnitt 4.3 er det også lite sannsynlig at innsjøer med unormalt høy Ca-konsentrasjon eller ANC er representert blant de kalkede innsjøene, men variasjonen i berggrunn gir likevel fare for at modellen ikke fungerer like godt for alle de kalkede innsjøene.
- 5) Typifisering: Det ligger noe usikkerhet i at typifiseringen er gjort basert på estimert Ca-konsentrasjon. Generelt burde typifisering med hensyn på humusinnhold og kalkinnhold vært basert på flere og bare nyere prøver. Det er ekstra usikkerhet knyttet til humuskategorien der denne er basert på fargetall eller nabosjøer. Typifisering til kategorien skog/fjell bør ideelt sett gjøres ut fra skoggrensen.
- 6) 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.

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 f.eks. geologien gir en liten over- eller underestimering av ”ukalket” ANC eller

fordi den reelle ANC-grensen egentlig er 5 $\mu\text{ekv/l}$ 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 fortsatt kalking anbefales for tre fjerdedeler av innsjøene. Dette er prosentvis noe færre enn i Vest-Agder (Austnes og Kroglund, 2010) og flere enn i Sogn og Fjordane (Austnes og Kroglund, 2011). Det samsvarer godt med gradienten i belastning fra sur nedbør fra sør til nord, med større belastning i sør. Samtidig bekrefter vurderingen at det tar tid før reduksjonen i sur nedbør viser seg i forbedret vannkjemi.

I noen tilfeller viser resultatene imidlertid at avvikling av kalkingen kan forsøkes. Som det går fram av tabell B.1 er dette allerede gjort i en del tilfeller, men det er ikke alltid samsvar mellom vurderingene i denne rapporten og Fylkesmannens vurderinger.

Ved all avvikling av kalking 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). Kalkingseffekten 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 tas årlig for beregning av ANC og estimering av ”ukalket” ANC. ”Ukalket” ANC bør jevnt over ligge høyere enn G/M-grensen. Oppfølgingen kan vurderes avsluttet når beregnet ANC og ”ukalket” ANC er tilnærmet like og over denne grensen. 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 reproducere seg. Fordelen med at kalkingseffekten avtar gradvis er at man har mulighet til å gjenoppta kalkingen dersom man observerer negative biologiske effekter ved kalkavvikling.

For 27316 Moensvatnet var konklusjonen av vurderingen at kalking kan avsluttes, og det samsvarer godt med at dette allerede er gjort. Av de ti innsjøene som ble plassert i kategorien ”usikker” er det to (27340 Kjeatjørni og 23274 Løyningvatnet) hvor kalkingen er avsluttet. I begge tilfeller er beregnet og ”ukalket” ANC for nyeste vannprøve så godt som like, så det kan antas at den nåværende vannkemien er tilnærmet naturlig. Ettersom ANC her er veldig nær G/M-grensen (rett over for Kjeatjørni og rett under for Løyningvatnet) kan det vurderes at det var riktig å avslutte kalkingen.

For de øvrige åtte innsjøene i kategorien ”usikker” kan man prøve ut en avvikling av kalkingen. Vi anbefaler å starte med noen av innsjøene i første omgang, for å se hvordan disse innsjøene responderer. Man kan da ta utgangspunkt i avstanden mellom gjennomsnittlig ”ukalket” ANC og G/M-grensen og starte med de innsjøene som har verdier nærmest grensen (alle ligger under grensen). Den tidligere rapporten om kalkingsbehovet for kalkprosjekt i Hordaland (Hellen m.fl., 2004), kan også benyttes som utgangspunkt. Her er det gjort i hovedsak biologiske vurderinger. For 27191 Grøndalsvatnet i kalkingsprosjektet Voss-9 konkluderes det med at fiskebestanden ville overlevd også uten kalking (men med svakere rekruttering). Det samme kan også være tilfellet for 27190 Vetlevatnet, også i Voss-9. For kalkingsprosjektet Voss-2 antydes det at det primært er andre årsaker enn forsuring som har begrenset rekrutteringen. Vi er kjent med at kalkingen allerede er trappet ned i disse prosjektene, så dette kan være aktuelle prosjekter for utprøving av full avvikling.

Det er 15 innsjøer fordelt på ni kalkprosjekter hvor kalkingen allerede er avviklet, mens denne vurderingen tilsier at det fortsatt er et kalkingsbehov. For kalkingsprosjektene Fusa-1, Jondal-1, Odda-4, Vaksdal-1 (26478 Blomdalsvatnet), Vaksdal-2 og Vaksdal-6 var det godt samsvar mellom beregnet og ”ukalket” ANC for nyeste vannprøve, så det antas at det er liten kalkingseffekt igjen. For Vaksdal-2 og spesielt Fusa-1 er ANC-nivået såpass langt under G/M-grensen ($>20 \mu\text{ekv/l}$) at det er rimelig å anta at biologien er forsuringspåvirket. Det anbefales derfor å gjenoppta kalkingen her. For Jondal-1, Odda-4, Blomdalsvatnet og Vaksdal-6 er avstanden til G/M-grensen mindre ($10\text{-}20 \mu\text{ekv/l}$). Avstanden er stor nok til å anbefale å gjenoppta kalkingen, men ettersom det er usikkerhet knyttet til G/M-grensen kan det vurderes å foreta nye biologiske undersøkelser først. 26979 Botnavatnet i Jondal-1 er vanskelig å vurdere ettersom siste vannprøve er fra 1996, så her er det også behov for nye vannprøver.

For Kvam-2 er det fortsatt kalkingseffekt, og det bør derfor fortsettes med både kjemisk og biologisk oppfølging. Det kan vise seg at det er behov for å gjenoppta kalkingen her. For 27185 Holmavatnet (Voss-9) og spesielt 26931 Vorlandsvatnet (Sund-1) ser det ut til at modellen fungerer dårlig, ettersom beregnet ANC er lavere enn ”ukalket” ANC. I begge tilfeller ligger imidlertid beregnet ANC så langt under G/M-grensen at det anbefales å gjenoppta kalkingen.

5.3 Videre bruk av modellen

Modellen som er utviklet i forbindelse med dette arbeidet, kan som nevnt benyttes til å følge opp innsjøer hvor kalking avvikles. Den kan også brukes 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. Ut over dette kan modellen brukes til å vurdere eventuelle andre kalkede innsjøer som ikke var med i denne rapporten på grunn av manglende vannkjemiske data.

For å kunne benytte modellen, må alle parametrene 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. ”Ukalket” ANC kan beregnes både med og uten justering, men det bør legges mest vekt på verdien uten justering, grunnet usikkerheten knyttet til justeringen. Også ved tolkning av ”ukalket” ANC uten justering er det viktig å ta høyde for modellens gyldighetsområde og usikkerhet. Dette gjelder særlig hvis Cl-konsentrasjonen måles til $>8 \text{ mg/l}$. Her bør modellresultatet holdes opp mot beregnet ANC for ukalkede nabosjøer.

6. Konklusjon

Formålet med denne utredningen var å vurdere behovet for fortsatt kalking i kalkede innsjøer i Hordaland og å utvikle en metode for å gjøre dette. Vurdering av kalkingsbehov er foretatt 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 kalkingsbehov er kun basert på grenseverdiene for skillet mellom god og moderat forsuringstilstand, som definert av ANC-grensene i klassifiseringsveilederen til vannforskriften. Det er ikke vurdert om andre naturlige eller menneskeskapt betingelser som kan påvirkes av kalking, hindrer en levedyktig fiskebestand. Det er heller ikke vurdert om andre faktorer, som klimaforhold og tilgang på gytebekker, gjør livsbetingelsene vanskelige for fisk, uavhengig av forsuringstilstand.

Vurderingen av de 44 kalkede eller tidligere kalkede innsjøene i denne undersøkelsen konkluderte med at fortsatt kalking anbefales i 33 innsjøer. I 15 av disse er kalkingen allerede avviklet, og det bør

vrderes om kalkingen skal gjenopptaes. Det er ti innsjøer hvor kalkingsbehovet anses som usikkert, og avvikling av kalking kan prøves ut. Dette er allerede gjort i to av disse innsjøene. Kun for én innsjø er det ikke funnet kalkingsbehov, og dette er en innsjø hvor kalkingen allerede er avsluttet.

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. 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

Austnes, K. og F. Kroglund, 2010. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Vest-Agder. NIVA-rapport 6062-2010. Norsk institutt for vannforskning, 30 s.

Austnes, K. og F. Kroglund, 2011. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Sogn og Fjordane. NIVA-rapport 6101-2011. Norsk institutt for vannforskning, 28 s.

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.

Garmo, Ø., K. Austnes og F. Kroglund, 2011. Vurdering av fortsatt kalkingsbehov i kalkede innsjøer i Oslo og Akershus. NIVA-rapport 6151-2011. Norsk institutt for vannforskning, 35 s.

Hellen, B.A., G.H. Johnsen og H. Sægrov, 2004. Sammenstilling av resultat fra prøvafisk i Hordaland i perioden 1996-2003. Del 2: Vurdering av de enkelte kalkingsprosjektene. ISBN 82-7658-409-8. Rådgivende Biologer, 95 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. Norsk institutt for vannforskning, 33 s.

Hindar, A. og L.B. Skancke, 2008. Vannkjemisk utvikling i innsjøer etter avsluttet kalking. NIVA-rapport 5628-2008. Norsk institutt for vannforskning, 34 s.

Kroglund, F., 2007. Metode for å beregne en "naturlig" vannkvalitet i kalka innsjøer i Aust-Agder. NIVA-rapport 5364-2007. Norsk institutt for vannforskning, 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, 31 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 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Cl>8 mg/l	Ca/Mg>8	Avvikende geologi
Blådalsvatnet	26221	304975	6742156	273			
Byvatnet	26259	339977	6738174	781			
Djupebottvatnet	27383	354699	6709410	990			
Eriksvatnet	22327	284049	6619898	32	X		
Finnsbergvatnet	17070	424389	6707016	1190		X	
Fiskevatnet	26661	325097	6702790	178			
Frøkjedalsvatnet	27072	298072	6659430	43	X		
Færevatnet	26283	280212	6736052	19	X		
Granvinvatnet	2010	374726	6715387	24			
Grindavatnet	22242	286259	6633775	27	X		
Gronlivatnet	27337	367606	6715570	529			
Hammarvatnet	27014	344267	6668886	549			X
Harekupvatnet	25958	328670	6758774	818			
Hundvensvatnet	26327	294364	6732066	21	X		
Insta Bukkaspelvatnet	27659	355258	6671006	1065			
Inste Olavsbuvatni	17305	424821	6699978	1175		X	
Isvatnet	1703	378897	6650602	1225			
Kaldevatn	1871	388286	6629918	1205			
Kjølo	27830	382271	6681380	1176		X	
Klefjellvatni	26240	307675	6740556	417			
Kleppevatnet	26635	291192	6704858	70	X		
Kleppsvatnet	26389	312130	6723502	32			
Klovskardvatnet	22079	299042	6643790	292			
Krokavatnet	22141	282317	6640996	28	X		
Krossvikevatnet	22519	298058	6605753	37	X		
Kvalheimsvatnet	26307	278720	6734602	6	X		
Kvannjolvatnet	16481	390506	6725769	1088			
Kvernavatnet	26614	280052	6706683	10	X		
Langevatnet	26190	266416	6744607	17	X		
Langevatni	11858	395711	6648556	1349			
Litlavatn	23293	379598	6640501	928			
Litlosvatnet	43	396826	6662112	1172			X
Mannavatnet	22511	294929	6606285	30	X		
Mannsvatnet	22049	328962	6646707	566			
Midnutvatnet	16969	422108	6710134	1323		X	
Mosavatnet	22047	299808	6646772	461			
Myklavatnet	2016	338730	6700968	814			
Myrdalsvatnet	1494	337461	6658868	374			
Nedre Sjørdalsvatnet	25885	342789	6761278	758			
Nordrevotni	25960	321410	6758954	664			
Nordvatnet	17898	410862	6678549	1258		X	
Piksvatnet	27258	356473	6736156	1047			
Reinsnesvatnet	1702	371269	6648786	595			
Sandvatna	1482	339514	6639951	798			

Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Cl>8 mg/l	Ca/Mg>8	Avvikende geologi
Sandvikavatnet	26376	300443	6725232	10	X		
Singelstadvatnet	21985	309623	6654643	126			
Skartveitvatnet	21990	310099	6653564	125			
Skjelbreidvatnet	26928	322022	6683153	48			X
Skreiavatnet	27233	358219	6741020	635			
Spongatjørna	26846	323462	6689904	591			
Steinavatnet	26023	337996	6755921	500			
Stemmevatnet	22310	286042	6622072	53	X		
Stemmevatnet	26625	304313	6705991	154			
Storavatnet	2013	356713	6710045	962			
Storavatnet	2059	286857	6721409	10	X		
Storavatnet	22378	293880	6613355	12	X		
Storavatnet	26930	295155	6682940	16	X		
Svadfjellvatni	25813	326478	6764676	768			
Svinasteinstjørna	27008	320472	6670605	60	X		
Søre Blåvatnet	26312	331649	6733681	839			
Tjørnadalsvatnet	26509	331232	6714682	890			
Torsnesvatn	27566	347904	6680991	311			
Trollavatnet	27475	384897	6689784	1282		X	
Tveitedalsvatnet	27045	345169	6662939	939			
Vassendvatnet	27491	354882	6687935	440			
Vermedalsvatnet	21989	307958	6653906	70			
Vierdalsvatnet	23395	348264	6633840	831			
Vigdarvatnet	1476	295348	6603355	10	X		
Øyjordsvatnet	26917	340884	6684307	73			X
Åsabotnvotni	29038	340071	6767585	1019			
	11780	391864	6650624	1263			
	16482	415354	6725860	1410		X	
	16510	411396	6725131	1232		X	
	16663	406474	6719475	1238		X	
	17138	418859	6705536	1356		X	
	17206	424449	6703353	1200		X	
	18118	398266	6674115	1343		X	
	18537	408822	6666648	1331		X	
	18704	414669	6663905	1342		X	
	18902	407039	6659292	1267		X	
	22030	342504	6648628	1051			
	23363	367226	6636037	1107			
	23377	359396	6635031	914			
	25974	326562	6758408	791			
	27344	354276	6715457	1243			
	27369	353765	6711838	1163			
	27555	387358	6682498	1257		X	
	27782	378646	6656511	1367			
	27807	359951	6654076	1166			

Tabell A.2. *Oversikt over ukalkede innsjøer med tidsserier*

Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Tidsserie
Båtevatnet	26267	309497	6737732	451	1986-2010
Brekkevatnet	26777	311918	6694531	324	1995-2003
Husdalsvatnet	26346	308453	6729097	51	1995-2003
Inste Sørlivatnet	22101	300127	6642557	263	1986-2010
Juklevatni	18887	390170	6659700	1429	1995-2003
Markusdalsvatnet	26000	296930	6756975	96	1998-2010
Oddmunddalsvatnet	26511	334313	6714276	764	1986-2010
Rennebergstjørne	27241	348917	6739451	1171	1995-2003
Rundatjørne	27329	352205	6717832	1169	1995-2003
Stemmevatnet	26079	300316	6752903	296	1995-2003
Svartetjørne	26133	313642	6749044	302	1994-2010
Vaulo	23386	351648	6633613	875	1986-2010
	12589	389085	6628463	1233	1995-2003
	23328	364489	6638102	1047	1986-2010
	25953	327304	6759067	816	1995-2003
	26786	293709	6693910	56	1995-2003
	27511	361233	6686588	1092	1995-2003

Tabell A.3. Oversikt over ukalkede innsjøer med nyere data fra Fylkesmannen i Hordaland

Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Siste år med data
Askjellsdalsvatnet	2097	347317	6753802	805	2000
Beinhellervatnet	26112	346726	6750101	707	2010
Bjølsegrovatnet	2012	354842	6705055	879	2001
Djupatjørne	26570	337007	6710433	736	2007
Eikelandsvatnet	26951	320790	6680477	248	2000
Fagerdalsvatnet	16374	390616	6729542	1107	2010
Hauglandsvatnet	26854	304360	6687514	53	2010
Haukelandsvatnet	2075	305027	6697365	73	2010
Karaldevatnet	2011	358176	6706397	879	2001
Klefjellvatni	26237	308477	6740525	404	2010
Klefjellvatni	26240	307675	6740556	417	2010
Langavatnet	67121	281990	6639668	12	2000
Langevatnet	26638	297332	6704743	126	2010
Ljosevatn	23143	372194	6651250	631	2010
Moagjeltjørne	26544	336360	6711628	871	2007
Munkebotnsvatnet*	26650	297672	6704041	145	2010
Nedre Blåvatnet	26171	344228	6745725	736	2010
Osavatnet	26709	308485	6698832	309	2010
Raudlivatnet	26883	305965	6686735	57	2010
Reinsnesvatnet	1702	371269	6648786	595	2010
Rundavatnet	16293	390809	6732813	796	2010
Skulevatnet	22213	328115	6636494	258	2010
Slondalsvatnet	27292	388369	6729169	752	2010
Småfagerdalsvatni	16422	390442	6728180	1093	2010
Storavatnet	2013	356713	6710045	962	2010
Svartavatnet	22083	322889	6643622	777	2010
Sævareidvatnet	26957	320382	6679535	245	2000
Tangelandsvatnet	26686	304505	6700545	116	2010
Vatn 988	26564	334990	6710581	988	2007
Vaulo	23386	351648	6633613	875	2010
	27416	352804	6706067	885	2001
	66191	306688	6687437	64	2001
	144522	306451	6687170	59	2001

* Munkebotnsvatnet ble kalket før ca. 1995

Vedlegg B. Oversikt over kalkede innsjøer

I tabell B.1 er det gitt kalkingsstatus, typifisering og vurdering av hver enkelt kalket innsjø. Kalkingsstatus er angitt med år for midlertidig eller permanent avslutning av kalkingen. Hvis det ikke er angitt noe år, betyr det at kalking fortsatt pågår. Typifiseringen er gjort etter tabell 1 i hovedteksten (F = fjell, S = skog, L = Lavland; Kalk = Ca-konsentrasjon (mg/l); Humus = TOC-konsentrasjon (mg/l)) og vurderingen er gjort i forhold til grenseverdien for skillet mellom god og moderat tilstand som forklart i kapittel 3.3. Fastsettelse av kalkkategori er basert på gjennomsnitt av estimert "ukalket" Ca-konsentrasjon for data fra 2006 til 2010, evt. på siste år med data før det, jf. kolonne "Prøve år". "Ukalket" ANC er gjennomsnitt av estimert verdi for de samme årene. "Modell" = ANC beregnet fra estimert Ca-konsentrasjon og målte verdier av de resterende parametrene. "Justert modell" = 0,7 µekv/l er lagt til for hvert år fra 1995 fram til prøveåret, for å justere for økende feil i modellen. Justeringen er gjort for enkeltprøver før gjennomsnitt er beregnet. Konklusjonen basert på "Modell" ble kun endret etter nøye vurdering av verdier for nabosjøer og geologi. I konklusjonen 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

Kalk-prosjekt	Identifikasjon										Kalkingsstatus			Typifisering				Vurdering		
	Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Midl. avsluttet	Avsluttet	Kategori			Type	Grense (µekv/l)	Bakgrunn	Prøve år	Modell	Justert modell	Konklusjon			
								Høyde	Kalk	Humus										
Fusa-1	Havskorvatnet	26902	317333	6685864	278		2000	S	<1	2-5*	5	25	2006 ^A	-12	-5	K				
Jondal-1	Vesla Solbjørgvatnet	26970	345289	6676610	883	2005		F	<1	<2	10	20	2009	9	19	K				
Jondal-1	Ljosavatnet	26975	343124	6675593	550	2005		S	<1	<2	4	20	2009	13	23	K†				
Jondal-1	Lambuavatnet	26978	342379	6675184	471	2005		S	<1	2-5	5	25	2009	10	20	K				
Jondal-1	Botnavatnet	26979	345116	6675022	899	2005		F	<1	<2†	10	20	1996	1	2	K				
Kvam-2	Instavatnet	26566	336190	6710457	776	2005		S	<1	<2	4	20	2007	1	10	K				
Kvam-2	Båtvatnet	26580	336097	6709705	768	2005		S	<1	<2	4	20	2007	7	16	K				
Lindås-1	Instebotnsvatnet	26165	318210	6746164	408			S	<1	<2	4	20	2006, 2009, 2010	-2	8	K				
Lindås-1	Fossvatnet	26169	317663	6745980	402			S	<1	2-5	5	25	2006, 2009	6	15	K				

Kalk-prosjekt		Identifikasjon										Kalkings-status			Typifisering				Vurdering		
		Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Midl. av-sluttet	Av-sluttet	Kategori			Type	Grense (µekv/l)	Bakgrunn	Modell	"Ukalket" ANC (µekv/l)	Konklusjon				
									Høyde	Kalk	Humus										
Lindås-1	Botnavatnet	26183	316955	6744746	347			S	<1	2-5	5	25	2009	-8	2	K					
Odda-2	Løyningvatnet	23274	368257	6642998	595	2000		S	<1	<2	4	20	2006	18	26	U					
Odda-3	Ekkjeskardtjørn	23477	373578	6628458	848			F	<1	<2	10	20	2006, 2008	4	12	U ⁰					
Odda-3	Langtjørn	23484	372837	6627960	867			F	<1	2-5	11	25	2008	12	21	U ⁰					
Odda-3	Halvfjordungvatna	23493	371552	6627046	902			F	<1	<2	10	20	2006, 2008, 2009, 2010	10	20	U					
Odda-3	Øvre Langtjørn	23490	372434	6627554	872			F	<1	<2	10	20	2008	14	23	U					
Odda-4	Øvre Orrevatnet	27755	373450	6658199	1164	2005		F	<1	<2	10	20	2009	5	15	K					
Odda-4	Nedre Orrevatnet	27777	373079	6656769	1111	2005		F	<1	<2	10	20	2009	8	18	K					
Samn-1	Botnavatnet	26785	330133	6693756	847			F	<1	<2	10	20	2010	-4	6	K					
Samn-1	Krokvatnet	26800	330128	6692727	930			F	<1	<2	10	20	2006	-9	-1	K					
Samn-2	Kvannevikvatnet	26771	326603	6695228	635			S	<1	<2*	4	20	2006 ^A	-21	-13	K					
Samn-2	Holmavatnet	26780	327114	6693947	794			S	<1	<2	4	20	2006, 2010	-4	5	K					
Samn-3	Kikedalsvatnet	26775	324346	6694702	458			S	<1	<2	4	20	2006, 2010	1	10	K					
Samn-3	Spongatjørn	26787	322757	6694014	547			S	<1	2-5	5	25	1999	10	12	K					
Sund-1	Vorlandsvatnet	26931	282730	6682838	35		2001	L	1-4	5-15	3	40	2006	-16	-8	K					
Ullensvang -1	Svartavatnet	27454	357697	6694255	306			S	<1	5-15	6	35	2006, 2008	18	27	K					
Vaksdal-1	Andre Lauvtjørn	26445	315700	6719792	382			S	<1	2-5	5	25	2006	12	20	K					
Vaksdal-1	Øvsthusjørn	26439	315286	6720179	378			S	<1	5-15	6	35	2006	22	30	K					
Vaksdal-1	Blomdalsvatnet	26478	316645	6717428	188		2002	L	<1	5-15	6	35	2006	19	27	K					
Vaksdal-2	Fossdalsvatnet	2079	321858	6713471	442		2002	S	<1	2-5	5	25	2006	-1	7	K					
Vaksdal-2	Gråsidvatnet	2080	324726	6716457	576		2002	S	<1	2-5	5	25	2006	3	10	K					
Vaksdal-3	Saudalsvatnet	26268	330960	6737537	907			F	<1	<2	10	20	2006,	4	13	K					

Kalk-prosjekt		Identifikasjon							Kalkings-status		Typifisering				Vurdering			
		Navn	NVE-nr	UTM E32 (m)	UTM N32 (m)	Hoh (m)	Midl. av-sluttet	Av-sluttet	Høyde	Kalk	Humus	Kategori	Ty-pe	Grense	Bak-grunn	"Ukalket" ANC (µekv/l)	Mod-ell	Jus-tert mod-ell
Vaksdal-3	Leirovatnet	26275	328036	6737251	325			S	<1	2-5		5	25	2010	-5			K
Vaksdal-4	Tuftavatnet	26246	334526	6739842	775			S	<1	<2		4	20	2006, 2010	4	13		K
Vaksdal-6	Skarvatnet	26493	333697	6715420	765	2005		S	<1	<2*		4	20	2006 ^Δ	2	10		K
Voss-2	Denmetjørnane	27217	357677	6744691	1022			F	<1	<2		10	20	2008	3	12		U ⁰
Voss-2	Mykjedalsvatnet	27219	357373	6743991	1055			F	<1	<2		10	20	2006, 2010	9	18		U ⁰
Voss-5	Kjeatjørni	27340	368885	6715888	544	2005		S	<1	5-15		6	35	2006, 2010	32	42		U
Voss-6	Moensvatnet	27316	367270	6720282	243	2002		S	1-4	2-5		8	30	2006	61	69		S
Voss-8	Rasdalsvatnet	26394	334519	6723929	360			S	<1	<2 [†]		4	20	2001 ^Δ	-60	-55		K
Voss-8	Gråhorgavatni	26415	337987	6722775	950			F	<1	<2		10	20	2006	2	9		K
Voss-9	Holmavatnet	27185	358773	6752616	924		2002	F	<1	<2		10	20	2006	-5	3		K
Voss-9	Vetlevatnet	27190	358213	6751487	897			F	<1	<2		10	20	2006, 2007, 2008, 2010	11	20		U
Voss-9	Grøndalsvatnet	27191	357206	6751390	883			F	<1	<2		10	20	2006, 2007, 2008	13	21		U
Voss-10	Vollbotvatnet	27302	380101	6726219	761			S	<1	<2		4	20	2006, 2010	5	14		K

* Humuskategori basert kun på fargefall

† Humuskategori basert kun på nabosjøer

Δ Bare data fra tidligere på året enn august

0 Konklusjon endret basert på justert modell

† Konklusjon endret basert på nabosjøer

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