

Beregning av dagens og framtidig kalkbehov for innsjøer og lakseelver i Norge



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Beregning av dagens og framtidig kalkbehov for innsjøer og lakseelver i Norge	Løpenr. (for bestilling) 5619-2008	Dato 20. mai 2008
	Prosjektnr. Undernr. O-26306	Sider Pris 29
Forfatter(e) Atle Hindar, Frode Kroglund, Richard F. Wright, Brit Lisa Skjelkvåle og Arne Henriksen	Fagområde Sur nedbør	Distribusjon Fri
	Geografisk område Norge	Trykket CopyCat

Oppdragsgiver(e) Direktoratet for naturforvaltning	Oppdragsreferanse Kontrakt 06040037
---	--

Sammendrag

Forsuringssituasjonen i Norge har vært i raskt bedring over en periode på 20 år. Det har medført merkbare endringer i vannkjemien i innsjøer og elver. pH og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) har økt og konsentrasjonen av uorganisk aluminium (labilt Al; LAI), er redusert merkbart. I denne rapporten har vi beregnet kalkbehovet for Norge for 2010. Vi har brukt litt ulike tilnæringer for innsjøer og lakseelver. I de 20 lakseelvene som kalkes i dag (2008) brukes det 34.000 tonn kalk. Vi har beregnet at vassdrag med sikkert og sannsynlig forsuringproblem (i følge DNS liste) vil ha et kalkbehov på totalt 22.000 tonn kalk. Restbehov for innsjøer utenfor disse vassdragene vil være 25.500 tonn. Totalt kalkbehov for Norge blir summen av disse tre bidragene, tilsammen 81.500 tonn kalk i 2010. En mulig reduksjon i kalkbehovet som følge av en ytterligere bedring i forsuringssituasjonen i årene framover vil overskygges av årlige variasjoner pga vannføringsvariasjon. Det kalkbehovet som framkommer i denne rapporten kan sammenliknes med dagens årlige kalkforbruk på 45.000 tonn.

Fire norske emneord 1. Forsuringssstatus 2. Kalkbehov 3. Vassdrag 4. ANC	Fire engelske emneord 1. Acidification status 2. Liming demand 3. Rivers 4. Acid neutralizing capacity
--	--



Atle Hindar
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

O-26306

**Beregning av dagens og framtidig kalkbehov for
innsjøer og lakseelver i Norge**

Forord

Det har vært et stort behov for å beregne det faktiske kalkbehovet i Norge basert på dagens kalkingspraksis og reell utvikling av vannkvalitet. Slike beregninger er viktige for å unngå ulike tolkninger av kalkbehovet basert på forsurningsutviklingen og tålegrenseoverskridelser.

NIVA foreslo i prosjektforslag av 14. februar 2006 at slike beregninger burde gjennomføres. Kontrakt ble oversendt i brev fra Direktoratet for naturforvaltning (DN) den 3. juli samme år.

Vår kontaktperson i DN har vært Roy Langåker.

Grimstad, 20. mai 2008

Atle Hindar

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn	8
1.2 Mål	9
2. Materiale og metoder	10
2.1 Framgangsmåte	10
3. Resultater	11
3.1 Utvikling i deponisjon	11
3.2 Utvikling i vannkjemi for innsjøer	12
3.3 Utvikling i tålegrenseoverskridelser	14
3.4 Kalkbehov innsjøer	15
3.4.1 Eksempel: Lille Hovvatn i Aust-Agder	16
3.4.2 Kalkbehov for innsjøer i Norge	17
3.5 Kalkbehov laksevassdrag	18
3.5.1 Vannkvalitetsmål	18
3.6 Kalkbruk i vassdragene	19
3.6.1 Metode for beregning av ”ukalket” ANC-verdi	21
3.6.2 ANC-økning i kalka elver	22
3.7 Kalkbehov Norge	24
3.7.1 Basert på modellering for innsjøer	24
3.7.2 For laksevassdrag	25
3.7.3 Kombinert kalkbehov laksevassdrag og innsjøer	27
4. Referanser	28

Sammendrag

Forsuringssituasjonen i Norge har vært i raskt bedring over en periode på snart 20 år. Det har vært en sterk reduksjon i svovelnedfallet og en mindre reduksjon i nitrogennedfallet. Det har medført merkbare endringer i vannkjemien i innsjøer og elver. pH og syrenøytraliserende kapasitet (ANC) har økt og konsentrasjonen av uorganisk aluminium (labilt Al; LAI), er redusert merkbart. Tålegrenseoverskridelsene er også redusert, både i form av overskuddssyre og i form av arealer med overskridelser. Likevel er store arealer i Sør-Norge fortsatt overskredet og vil være det også i framtida, med mindre nye utslippsreduksjoner oppnås i Europa og Norge.

I denne rapporten har vi beregnet kalkbehovet for Norge for 2010. Vi har brukt litt ulike tilnærminger for innsjøer og lakseelver.

Beregningene av kalkbehov for innsjøer er gjort ved bruk av den dynamiske forsøringsmodellen MAGIC. Data fra den regionale innsjøundersøkelsen i 1995 ble brukt som grunnlaget for beregning av ANC-utvikling og MAGIC ble kalibrert til 990 av de 1004 statistisk utvalgte innsjøene i dette datasettet. Vannkjemien ble så simulert for år 2020 gitt to depositions-scenarier: CLE (current legislation, som omtrent tilsvarende Gøteborgprotokollen) og MFR (maximum feasible reduction, som er det som kan oppnås ved å velge best tilgjengelig teknologi). Resultatene for ANC ble ekstrapolert til de 2304 rutene i Norges tålegrensedatabase og kalkbehovet for alle rutene ble beregnet.

For å komme fram til en representativ ANC-økning per brukt mengde kalk for disse innsjøene ble det tatt utgangspunkt i beregnede verdier og valgt en typisk verdi på 12,5 μekv ANC per mg kalk. I dette tallet ligger et innhold av CaCO_3 i kalken på 86% (NK3-kalk) og en representativ kalkutnyttelse på 70-75%.

Beregningene av kalkbehov for lakseelver er gjort ved at vi først har gått detaljert inn på seks kalkede elver og deretter sett på alle de 20 kalkede lakseelvene i Norge. Vi har deretter oppskalert til alle lakseelver med sikkert og sannsynlig kalkbehov.

Det er beregnet at de seks kalkede lakseelvene får en midlere ANC-økning på 40 $\mu\text{ekv/l}$ pga kalking. Den mengden kalk som skal til for å gi denne ANC-økningen (ANC-produksjonen) for de respektive vannmengdene varierte imidlertid så mye at det var vanskelig å gå videre med ett tall for ANC-produksjon per mengde kalk. Vi valgte derfor å gå videre med et middeltall for tilsatt mengde kalk. For de seks elvene var det brukt 2,3 g kalk/ m^3 , mens det for alle 20 i middel var brukt 2,0 g kalk/ m^3 .

Vassdrag med sikkert og sannsynlig forsøringsproblem (i følge DNS liste) representerer et samlet nedbørfeltareal på 10.100 km^2 og en årlig vannmengde på 17.000 mill m^3 , dvs. samme vannmengde som for de 20 vassdragene som kalkes i dag. Med en differensiert kalkdose på hhv. 2 og 1,5 g kalk/ m^3 , er det beregnet at årlig kalkbehov for disse elvene utgjør totalt 22.000 tonn, dvs. en del under det som i dag brukes på de øvrige elvene. På bakgrunn av beregninger for Tovdalsvassdraget vil 2 g kalk/ m^3 representere en ANC-økning på 30 $\mu\text{ekv/l}$, mens 1,5 g/ m^3 tilsvarer 20-25 $\mu\text{ekv/l}$.

Årlig kalkbehov for norske laksevassdrag er dermed totalt 56.000 tonn kalk, hvorav 60 % av dette brukes i dag. Behovet anses å endre seg lite i årene framover. Den viktigste årsaken til endring i kalkbehov vil sannsynligvis være årlig variasjon i nedbørmengde, siden det er forventet lite forbedring i forsuringssituasjonen i årene som kommer.

Kalkede laksevassdrag og de to vassdragsgruppene med sikkert og sannsynlig kalkbehov utgjør 22.300 km^2 . Arealer med tålegrenseoverskridelser basert på innsjøer i 2010 er 43.000 km^2 . Behovet for ANC-økning og dermed kalkbehovet er større for laks enn for innlandsaure. For å komme fram til et kombinert kalkbehov for laksevassdrag og innsjøer i Norge, tok vi derfor utgangspunkt i det

kalkbehovet som er framkommet for laksevassdrag og la deretter til en andel av kalkbehovet for innsjøer i 2010 utfra arealdifferansen mellom overskredet areal og arealet for laksevassdragene.

Kalkbehovet for laksevassdrag er 56.000 tonn kalk, mens restbehov innsjøer er 25.500 tonn. Totalt kalkbehov for Norge basert på denne måten og beregne på blir da summen av disse to bidragene, og vil være 81.500 tonn kalk i 2010. Det er muligheter for en svak reduksjon i kalkbehovet i årene deretter som en følge av ytterligere noe bedring i forsyningssituasjonen, men en slik endring vil være langt mindre enn den årlige variasjonen man må regne med pga vannføringsvariasjon. Denne kalkmengden kan sammenliknes med dagens kalkforbruk på 45.000 tonn.

Summary

Title: Calculation of present and future liming demands for lakes and salmon rivers in Norway

Year: 2008

Authors: Atle Hindar, Frode Kroglund, Richard F. Wright, Brit Lisa Skjelkvåle and Arne Henriksen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5354-2

Acidification in Norway has changed rapidly over the past 20 years as result of a significant reduction in S-deposition and a minor reduction in N-deposition. A parallel change in surface water chemistry has followed. pH and ANC (Acid Neutralising Capacity) has increased and the concentration of toxic, inorganic aluminium has decreased. Exceedance of critical loads, as excess acid and areas with exceedances, has been significantly reduced. Nevertheless there are still large areas of southern Norway in which critical loads are exceeded, and this situation will persist into the future unless further reductions in emissions of S and N to the atmosphere are realised in Europe and Norway.

A total liming demand for Norway has been calculated based on different approaches for lakes and salmon rivers.

Data from the 1995 lake-survey have been used as basis for modelling with MAGIC of the present and future ANC in about 1000 lakes. Water quality was simulated for the year 2020 based on two deposition scenarios, one called CLE (close to the Gotenburg protocol for deposition reductions in Europe) and one called MFR (Maximum Feasible Reduction, with best available technology). The results were extrapolated to the 2304 squares of the Norwegian critical load base.

We then needed a figure for ANC-production per amount of limestone powder used for these lakes. This we based on the most widely used limestone powder, which has a content of 86% CaCO₃ and a long-term dissolution of 70-75%, which gives 12.5 µeq per mg limestone powder added. We then estimated the total demand for acidified areas in order to achieve acceptable ANC for lakes.

The mean liming-induced ANC-increase for six limed salmon rivers was estimated at 40 µeq/l. The necessary amount of limestone powder necessary to get this ANC-increase given the amount of water one had to treat in the respective rivers (the ANC-production per added amount of limestone powder) differed significantly between the rivers. It was therefore not possible to obtain a single figure for further use. The calculated limedose for the six rivers and for all the 20 limed salmon rivers in Norway was 2.3 and 2.0 g/m³, respectively.

Norwegian salmon rivers has been categorised and arranged in four groups based on their acidification status. The two groups with obvious and highly significant acidification problem represent a total catchment area of 10,100 km² and an annual runoff of 17,000 mill m³. Based on a differentiated liming requirement of 2 and 1.5 g/m³, respectively, the annual liming demand for these rivers is 22,000 metric tonnes. The total demand for limed and unlimed salmon rivers, then, is 56,000 tonnes. The dose of 2 and 1.5 g/m³ will result in ANC increase of about 30 and 20-25 µeq/l, respectively.

As the Atlantic salmon (*Salmo salar*) requires better water quality than brown trout (*Salmo trutta*) a total liming demand for Norway may start with the demand for salmon rivers, representing 22,300 km². Areas with critical load exceedances in 2010 are 43,000 km². The demand for the remaining lake area of 21,700 km² is 25,500 tonnes, and the total demand is the sum of the 56,000 tonnes for salmon and this number, a total of 81,500 tonnes for Norway at present. A slight reduction may occur in the years to come, but this will be small compared to year-to-year variations in discharge. The total of 81,500 tonnes/yr is much larger than the 45,000 tonnes/yr actually used at present in Norway.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Det har lenge vært et behov for å beregne det faktiske kalkbehovet i Norge basert på foreliggende kalkingspraksis og reell utvikling av vannkvalitet. Et riktig bevilgningsnivå er blant annet avhengig av et slikt grunnlagsmateriale. Beregninger av kalkbehov er gjort tidligere, men var kun basert på tålegrenseoverskridelser (Hindar et al. 1998).

Dagens kalkbruk (2004-2007) i Norge er i middel 45.000 tonn (**Tabell 1**). Av dette brukes 34.000 tonn i de 20 lakseelvene som kalkes og noe over 10.000 tonn brukes i innsjøer utenfor nedbørfeltene til disse vassdragene. I middel for de fire årene er det brukt 27.000 tonn i Agderfylkene, som utgjør 60 % av det totale kalkforbruket.

Tabell 1. Kalkforbruk i perioden 2004-2007 fordelt på fylker og grensevassdrag (Analycen 2008).

Område	2004	2005	2006	2007
Østfold	399	671	530	502
Oslo/Akershus	1192	1434	1146	1265
Hedmark	592	1001	1234	793
Oppland	240	206	168	143
Buskerud	1077	991	836	769
Vestfold	196	206	121	131
Telemark	2030	1808	1800	1331
Aust-Agder	8579	10272	13989	10892
Vest-Agder	15178	15915	18966	16255
Rogaland	5233	6303	5701	6070
Hordaland	2512	2779	1701	2271
Sogn og Fjordane	1283	1036	895	1129
Grensevassdragene	3019	3035	2104	2545
Totalt	41530	45657	49191	44096

Realistiske tall for framtidig kalkbehov krever at vi tar hensyn til forventet vannkjemisk utvikling mhp forsurening i årene som kommer. Dette kan vi få til ved å bruke en dynamisk modell. Selv etter at utslippsreduksjonene har stoppet opp vil vi forvente en fortsatt forbedring i forsureningsstatus i en del år. Denne forsinkelsen skyldes at naturen bruker tid på å tilpasse seg de endringene som skjer når nedfallet av svovel- og nitrogenforbindelser (deposisjonen) avtar. En dynamisk modell kan også ta utgangspunkt i den konkrete kalkingen som skjer i dag, og dermed kan endring i kalkbehov beregnes på en mest mulig realistisk måte.

Den konkrete ambisjonen for utslippsreduksjoner av svovel og nitrogen i Europa er regulert gjennom Gøteborgprotokollen under Langtransportkonvensjonen og EUs NEC Direktiv. Vi beregner effekten av dette på kalkbehovet i Norge i årene framover.

Det er gjort mye arbeid innen dynamisk modellering på regional skala i Norge, først gjennom EU-prosjektet RECOVER 2010 og senere innenfor ICP Mapping and Modelling (der NIVA er focalsenter). Dette gir et godt grunnlag for å beregne kalkbehov for innsjøer nå og i framtida.

Fra slutten på 1990-tallet er det kalket 20 laksevassdrag basert på konkrete vannkvalitetsmål. Disse vassdragene representerer en stor andel av det kalkede arealet i Norge. Mulighetene for å kunne beregne et mer reelt kalkbehov for Norge er derfor tilstede.

1.2 Mål

Med dagens kalkingspraksis i laksevassdrag og dynamisk modellering (MAGIC) er målet med prosjektet å beregne dagens og framtidig kalkbehov på tre nivåer; for enkeltinnsjøer, for vassdrag og for Norge.

Beregninger av kalkbehov basert på tålegrenseoverskridelser har tidligere inkludert en viss bufferkapasitet i tillegg til det syreoverskuddet som skulle nøytraliseres. Et delmål i prosjektet har vært å utvikle en måte å beregne eller håndtere dette buffertillegget på når kalkbehovet nærmer seg null.

2. Materiale og metoder

2.1 Framgangsmåte

I punktene under har vi redegjort for hvordan beregningene på de ulike nivåene er gjennomført.

1. **For enkeltinnsjøer.** Vi har beregnet kalkbehovet for dagens situasjon og året 2020 for ca. 1000 innsjøer som allerede var modellert med MAGIC i forbindelse med NIVAs arbeid under LTRAP Konvensjonen, se avsnitt 3.4.2. Dette er innsjøer i overvåkingsprogrammet med tilstrekkelige data til at MAGIC er brukt for framtidig ANC-beregning. Kalkbehovet er beregnet ut fra målet om å oppnå tilstrekkelig høy ANC for aure.

2. **For laksevassdragene.** Det er skaffet oversikt over kalkforbruk i 20 laksevassdrag. Beregning av ANC-utvikling med og uten kalking er gjort for seks av disse, og dette er utvidet til alle forsuringstruede vassdrag (DNs liste over forsuringstruede vassdrag) ved oppskalering. Oppnådd ANC-økning ved kalking er forsøkt kalibrert mot brukte kalkmengder. Her innarbeides automatisk (ved de gjeldende pH-mål for vassdragene) at ANC-grensen for laks er høyere enn for aure (Kroglund et al. 2002) og at dagens kalking opererer med nødvendige sikkerhetsmarginer.

3. **For Norge.** Beregningen er basert på det som utføres under pkt. 1 og 2. Siden laksen har strengere vannkvalitetskrav enn aure startet vi med laksevassdragene og det kalkbehov som knytter seg til de arealer vassdragene representerer. Deretter har vi brukt arealer med tålegrenseoverskridelser for å finne fram til restarealet og dets kalkbehov. Summen utgjør kalkbehovet for Norge. Her inngår også en rekalkulering av tidligere beregninger av tålegrenseoverskridelser. Denne beregningen viser kun relative endringer over tid og er ikke brukt som grunnlag for tallfesting av kalkbehov.

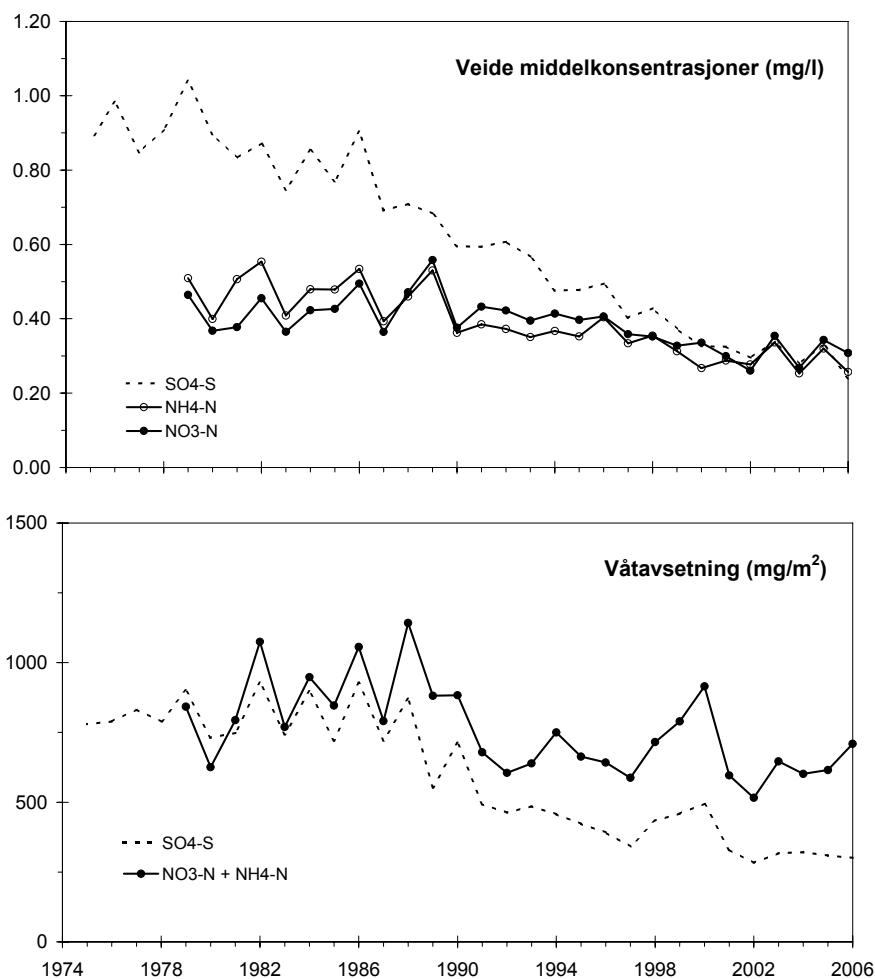
4. Beregninger av kalkbehov inkluderer etter vår tradisjonelle tålegrenseterminologi en viss **bufferkapasitet** for å oppnå pH-målet eller et gitt ANC-nivå. I denne rapporten foreslås at vi forlater begrepet buffertillegg i denne sammenheng og kun forholder oss til pH-mål og tilhørende ANC. Det gjøres ved at kalkbehovet beregnes med grunnlag i modellert ANC og ikke beregnede tålegrenseoverskridelser. ANC-modellering med en dynamisk modell (MAGIC) gjør det også mulig å inkludere tidsforsinkelser pga sein respons i jorda og dermed overflatevannet, på endringer i deposisjon.

Eksempel: Er pH-målet i et optimalt kalket laksevassdrag 6,3 i middel for året og en med dette oppnår ANC=55 $\mu\text{ekv/l}$ på årsbasis, er ANC-målet 55 $\mu\text{ekv/l}$ i dette vassdraget. Om buffertillegget er stort eller lite er av mindre interesse. pH-målet kan reduseres hvis smoltens helsetilstand gir grunnlag for det. Da vil også ANC-målet reduseres.

3. Resultater

3.1 Utvikling i deposisjon

Endringen i nitrogen- og svovelkonsentrasjon i nedbør og endring i deposisjon for perioden 1975 og fram til 2006 er vist i **Figur 1**. Data er for fem representative nedbørstasjoner op Sør- og Østlandet; Birkenes, Vatnedalen, Treungen, Gulsvik og Løken. Data er fra SFTs overvåkingsprogram (SFT 2007).



Figur 1. Endring i nitrogen- og svovelkonsentrasjon i nedbør og deposisjon for middelet av fem nedbørstasjoner i Norge (Birkenes, Vatnedalen, Treungen, Gulsvik og Løken) basert på middeldeposisjonen i 4-5 årsperioder. Figurene er hentet fra overvåkingsrapporten for 2006 (SFT 2007).

Deposisjonen for 2010 kan være en reduksjon på 8 % i forhold til deposisjonen i perioden 2002-2005. Denne prosentvise reduksjonen er basert på endringen i antatt *utslippsnivå* for Norge. Utslippene av S i Europa er nå på nivå med det Gøteborg-protokollen angir (Vestreng et al. 2007), og de forventes å endres svært lite i årene framover med mindre det blir en revisjon av protokollen som innebærer ytterligere reduksjon av S-utslippene i Europa. Reduksjonene i nitrogendeposisjon antas også å være

svært små i årene som kommer (Vestreng et al. 2008). For både svovel og nitrogen er det de årlige variasjonene i avsetning som vil være mest framtreddende i årene som kommer.

3.2 Utvikling i vannkjemi for innsjøer

Vannkjemien i Sør-Norge har vist en positiv utvikling mhp på forsurening siden tidlig på 1990-tallet. Nedgangen i sulfatdeposisjonen har medført nedgang i sulfatinnhold i elver og innsjøer på 34-77% fra 1980 til 2006 i innsjøer som overvåkes gjennom SFTs Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (SFT 2007).

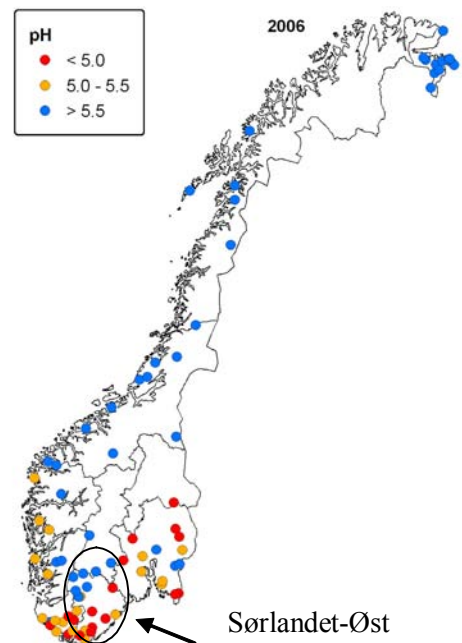
Omkring 80 innsjøer undersøkes årlig for å følge forsureningsutviklingen i vann i Norge (**Figur 2**) (SFT 2007). Siden 2000 har nedgangen i sulfat for disse innsjøene blitt mindre markant, og i noen regioner av landet har nedgangen stagnert, men dataene fra 2007 viste likevel de laveste konsentrasjonene av sulfat så langt i region Sørlandet Øst (**Figur 3**).

Nedgangen i sulfatkonsentrasjon har medført økning i syrenøytraliserende kapasitet (ANC) og pH samt nedgang i uorganisk aluminium (LAI, "giftig aluminium"). Forbedringene i forurensingssituasjonen har vært mest markert i de sterkest forsurede områdene på Sørlandet og noe mindre markert på Vestlandet og Østlandet. Også Midt-Norge og Nord-Norge, som har svært lav forurensningsbelastning, og Øst-Finnmark, som er påvirket av industriutslipp på Kola, har vist en positiv utvikling.

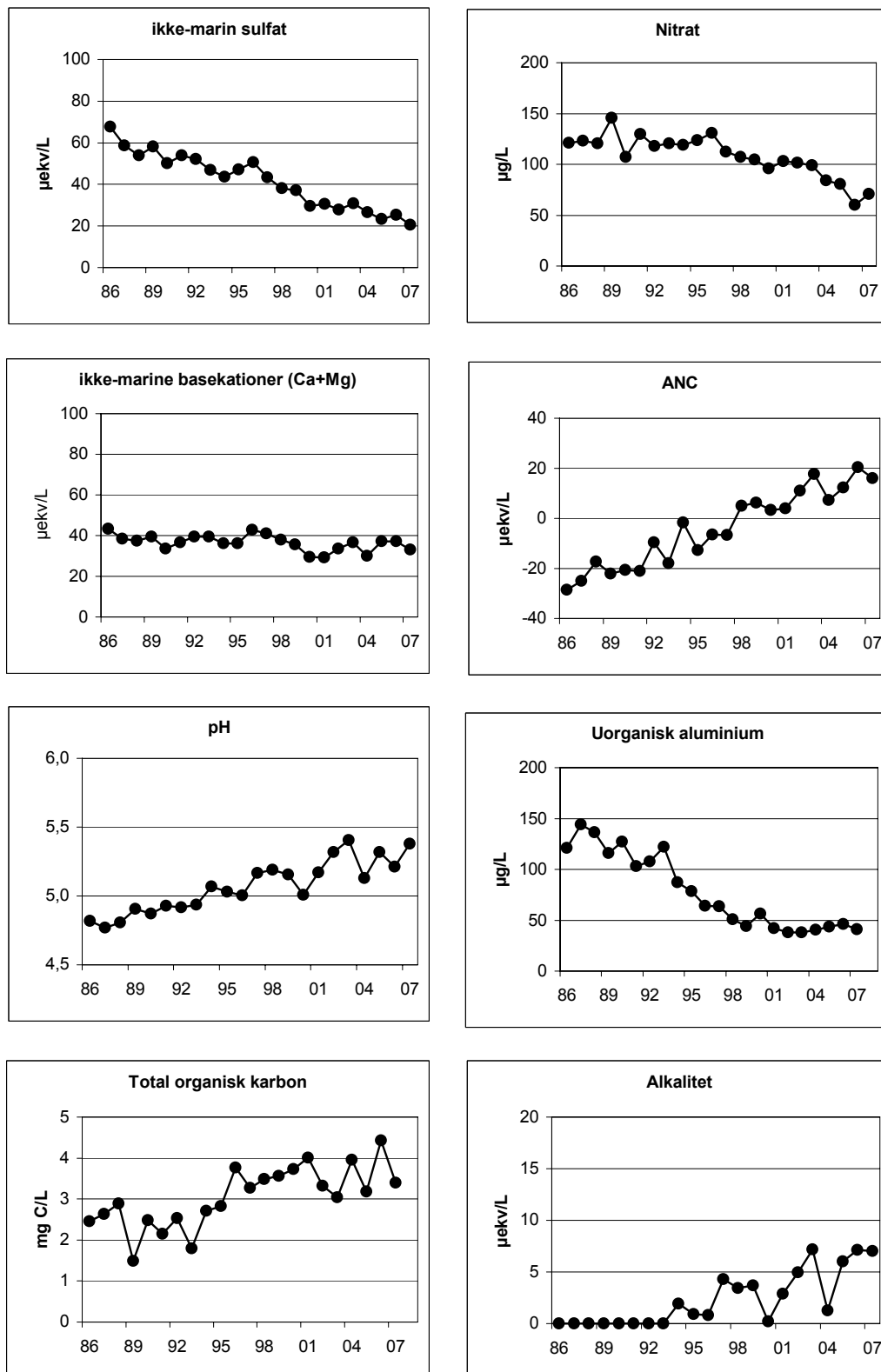
Nivået av kalsium varierer litt fra år til år. Hvis nedgangen i de ikke-marine basekationene kalsium og magnesium fra ett år til det neste er større enn nedgangen i ikke-marin sulfat gir det seg utslag i at ANC avtar. Hvis nedgangen er mindre eller basekationkonsentrasjonen øker, bidrar dette til at ANC øker. Selv om enkelte år kan vise en liten nedgang i ANC, er den generelle langtidstrenden i ANC klart økende. pH viser også en klart økende langtidstrend.

Uorganisk aluminium viser en klar nedgang over tid. For uorganisk aluminium er det imidlertid påfallende at den nedadgående trenden har flatet ut siden omkring år 2000.

Den økningen i organisk karbon (TOC) som ble registrert i perioden fra 1989 til 2001 har flatet ut. Det som karakteriserer TOC-konsentrasjonene i dag er de relativt store år-til-år variasjonene.



Figur 2. pH i ca 80 innsjøer høsten 2006. Region Sørlandet-Øst er brukt som eksempel på vannkjemisk utvikling i **Figur 3** og er avmerket med en sirkel.



Figur 3. Vannkjemisk utvikling i 15 innsjøer i region Sørlandet-Øst. Hvert punkt på kurven representerer en middelverdi av høstprøver tatt i de samme 15 innsjøene hvert år.

3.3 Utvikling i tålegrenseoverskridelser

I forhold til tidligere beregninger av overskridelser er det nå benyttet målte deposisjonsdata i større grad, og det er brukt avrenningstall for normalperioden 1961-1990 og ikke 1931-1960. Det er i seinere tid gjort beregninger av kalkbehov med modifisert ANC_{limit} (ANC_{0aa}), der det tas hensyn til TOC-bidrag til ANC_{limit} (Hindar og Larssen 2005). Beregningene her er basert på denne metoden.

Beregningene her følger de samme som ble presentert av Henriksen et al. (1996), men med de endringene som det er redegjort for over. Tålegrenser er beregnet for rutene i den norske tålegrensebasen. Overskridelser er beregnet for fire historiske tidspunkt (femårsperioder) og ett framtidig scenario:

1. 1980: 1978-1982
2. 1990: 1988-1992
3. 1994: 1992-1996
4. 1999: 1997-2001
5. 2010: Anslått at deposisjonen vil være 78 % av 1999-deposisjonen

For hvert år har vi beregnet overskridelsene (EX) på følgende måte:

$$EX = ENO_3fl + S-dep - CLA,$$

der alle ledd har benevnningen kiloekvivalenter per kvadratkilometer per år (kekv/km²/år). ENO_3fl er dagens nitratavrenning, som er den samme som ble brukt tidligere. Vi antar at denne ikke har endret seg og heller ikke endrer seg fram til 2010. S-dep er svoveldeposisjonen, og CLA (Critical Load Exceedance for Acidity) er overskridelse av tålegrensen for forsuring.

Basert på denne metoden har vi kommet fram til de overskridelsene og de arealer som har overskridelser som er gitt i **Tabell 3**. Resultatene viser at alle fylker i Sør-Norge hadde tålegrenseoverskridelser fram til 1994. Gitt 2010-deposisjon av S vil Akershus/Oslo, Vestfold og Oppland med tiden ha ingen eller tilnærmet ingen overskridelse. Hvor lang tid det tar før denne situasjonen er oppnådd er avhengig av en rekke faktorer, slik som hvor mye sulfat som ligger lagret i jorda, og tykkelsen på jordsmonnet. For å finne ut hvor lang tid det tar før man oppnår en tilstrekkelig god vannkvalitet må man bruke en dynamisk modell

Tabell 2. Tålegrenseoverskridelser for fire 5-årsperioder representert ved periodens midterste år og i 2010 uttrykt i årlig syremengde (kekv/år) for hvert enkelt fylke.

Fylke	1980	1990	1994	1999	2010
Østfold	643	284	144	47	23
Akershus/Oslo	3328	1374	612	120	0
Aust-Agder	3567	2370	1771	1376	970
Buskerud	1041	370	196	93	55
Hedmark	1282	458	242	89	39
Hordaland	4873	2618	2225	1535	1137
Møre og Romsdal	355	82	50	26	18
Oppland	243	113	51	11	3
Rogaland	4557	3445	2717	2056	1625
Sogn og Fjordane	2713	1403	1035	777	607
Telemark	2633	1269	918	585	370
Vest-Agder	4524	3598	2931	2410	1939
Vestfold	233	68	19	0	0
Sum	29992	17452	12911	9125	6787

Tabell 3. Arealer i Norge der naturens tålegrense er overskredet for fire 5-årsperioder representert ved periodens midterste år og i 2010.

	1980	1990	1994	1999	2010
Areal, km ²	110310	82247	67283	51491	43062
% av Norges areal	35,2	26,2	21,4	16,4	13,7

I 2010 vil mengden overskuddsyre være redusert til 23 % av mengden i 1980, mens overskredet areal vil være redusert til 39 % av arealet i 1980. Kalkingstiltak skal utløses ved en viss risiko for biologiske skader, og kalkbehovet vil ikke nødvendigvis følge disse prosenttallene. Men det har vært til dels kraftig reduksjon i kalkforbruk i enkeltinnsjøer i denne perioden. Enkelte steder er også kalkingen opphørt (Hindar og Enge 1999; Hindar og Larssen 2005).

Arealberegningene som er brukt her gir et underestimat av arealene i de enkelte fylkene fordi det er brukt kart i skala 1:5 mill. Derved er ikke øyer tatt med, samt at fylkesgrensene blir noe upresise. Totalt er det et underestimat på 2 % på landsbasis.

Det er større tålegrenseoverskridelser og arealer med tålegrenseoverskridelser ved bruk av ANC_{oaa} enn med ANC (Hindar og Larssen 2005). Beregninger som er gjort i forbindelse med denne rapporten viser det samme, men vi har valgt å bare vise tall basert på ANC_{oaa}. Dette gir et tilsvarende høyere kalkbehov. Forskjellen er avhengig av TOC-konsentrasjonen fordi de organiske anionene er inkludert i ANC_{oaa}, og den er derfor størst i områder med høye TOC-konsentrasjoner.

Det er prognosert vesentlig høyere nedbørmengder i framtida, spesielt på Vestlandet. Dette vil sannsynligvis føre til høyere totaldeposisjon. Dette medfører nødvendigvis ikke høyere syrekonsentrasjoner i avrenningen, men større vannmengde vil ha betydning for kalkbehovet.

3.4 Kalkbehov innsjøer

Kalkbehovet for innsjøer styres av forsuringssituasjonen i området og kan vurderes basert på tålegrenseoverskridelser eller ANC-nivå. Vi velger her å ta utgangspunkt i ANC og ikke tålegrenseoverskridelser (se kapittel 2). Dermed unngår vi å ta stilling til buffertillegget, slik som ble gjort tidligere (Hindar et al. 1998).

Mange innsjøer har kort oppholdstid, og her vil kalkbehovet også styres av hvor mye som må overdoseres for å gi en varighet fram til neste kalking. Overdosering gir dårligere kalkutnyttelse, og kalkbehovet blir derfor større for innsjøer med kort oppholdstid enn for de med lang oppholdstid. Kalkingsmetoden og kalktypen avgjør også hvor effektiv kalkingen er, dvs. hvor stor forbedring som oppnås med en gitt mengde kalk. Slike forhold er gitt en summarisk behandling ved at typiske verdier er benyttet.

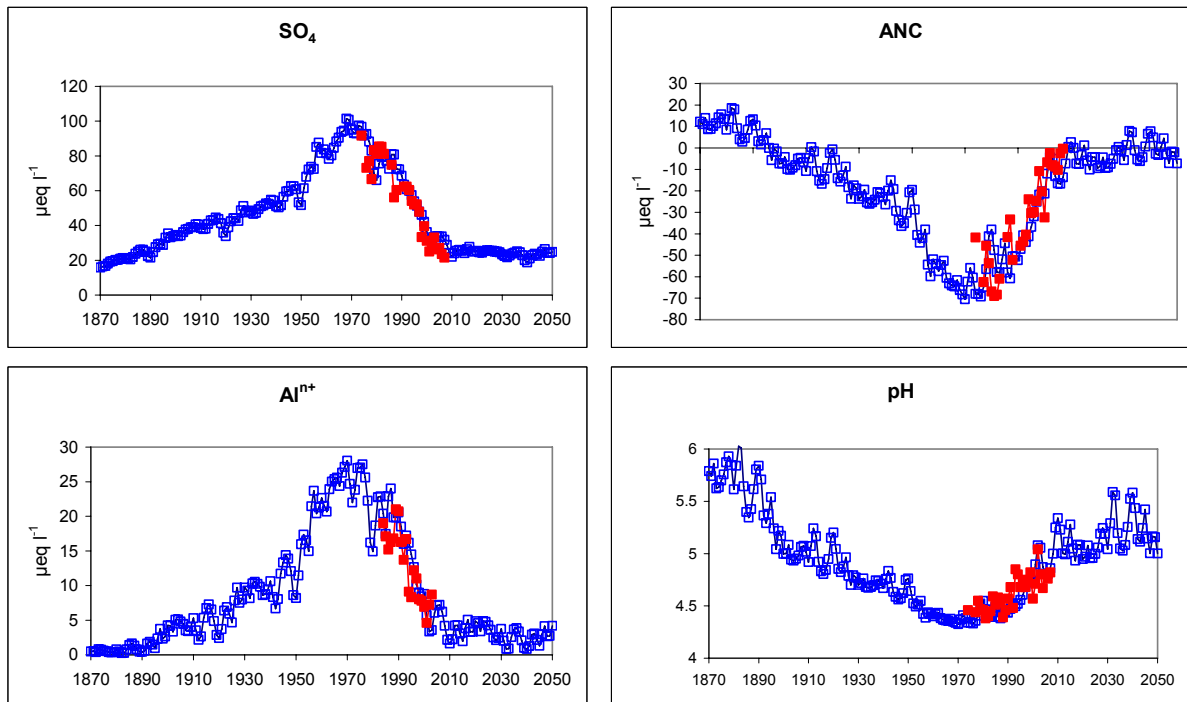
For å gi et anslag over framtidig kalkbehov for innsjøer trengs det et estimat over framtidig forsuring og vannkjemi. Til det trengs det en modell som kan knytte endringer i svovel- og nitrogendeposisjon til endringer i vannkjemien. MAGIC (Model of Acidification of Groundwater In Catchments) er en slik dynamisk modell, som har fått bred anvendelse nasjonalt og internasjonalt (Cosby et al., 1985; Cosby et al., 2001). Denne modellen er brukt her, og eksempelet fra Lille Hovvatn viser hvordan beregningene gjennomføres..

3.4.1 Eksempel: Lille Hovvatn i Aust-Agder

MAGIC er tidligere blitt kalibrert til langtidsdata fra Lille Hovvatn, en kronisk sur, fisketomm innsjø i Aust-Adger (Hindar, 2004). Resultater er vist i **Figur 4**. Framtidig S+N deposisjon var estimert av EMEP (Schöpp et al., 2003), og det var forutsatt full gjennomføring av utslippsreduksjoner under Göteborg-protokollen (UNECE, 1999), såkalt "current legislation scenario" (CLE). I kalibreringen var det tatt med de målte år-til-år variasjoner i nedbørmengden og deposisjon av sjøsalter, og antatt at disse variasjoner vil fortsette på samme måte i framtida.

S-deposisjon er redusert med ca. 70 % fra toppårene rundt 1975 fram til 2008. Som respons er SO_4 -konsentrasjonen i vannet kraftig redusert, ANC og pH har økt og konsentrasjonen av labilt Al er redusert (**Figur 4**). Imidlertid indikerte MAGIC-prognosen at kun en mindre forbedring av vannkvaliteten kan forventes i årene framover. Det er fordi forpliktelsene under Göteborg-protokollen nesten er oppfylt, og at ytterligere utslippsreduksjoner ikke forventes etter 2010.

År-til-år variasjoner i nedbørmengde og sjøsaltdeposisjon gjør at prognosen for framtidig ANC er $0 \pm 10 \mu\text{eq/l}$ for Lille Hovvatn. Dette vil gi en tilsvarende år-til-år variasjon i kalkbehov. Dette bildet er typisk for de fleste små, ionefattige, forsurede innsjøer i Sør-Norge; variasjon omkring en middelvei, snarere enn endring over tid. Tilsvarende prognoser gjort med MAGIC-modellen for ca. 70 små innsjøer i Sør-Norge i regi av EU prosjektene RECOVER 2010 og EMERGE, viser at det etter 2010 bare kan forventes minimale forbedringer i vannkvaliteten mhp forsuringsstatus (Wright et al., 2005). Dette betyr også at for innsjøer i Norge kan framtidig kalkbehov regnes ut fra dagens (2008) vannkjemi.



Figur 4. Vannkjemi i Lille Hovvatn, Aust-Adger, simulert med MAGIC for perioden 1870-2050 (åpne blå ruter) og målt i høstprøver i årene 1974-2007 (røde firkanter).

3.4.2 Kalkbehov for innsjøer i Norge

I 2007 inviterte CCE (Coordination Centre for Effects) alle partene i LTRAP Konvensjonen til å sende inn data for framtidig vannkjemi basert på 14 standard framtidige S+N depositions-scenarier. Et av scenariene er CLE (current legislation, som omtrent tilsvarende Gøteborgprotokollen), som i praksis tilsvarende dagens (2008) depositionsjon i Norge. NIVA er fokal senter for Norge for ICP Modelling and Mapping og ansvarlig for å sende data til CCE. Til oppdraget fra SFT har vi brukt MAGIC til å lage prognoser for framtidig vannkjemi i om lag 1000 norske innsjøer gitt de 14 scenariene. Resultatene kan også brukes til å beregne kalkbehov for innsjøer for hele Norge, og det er gjort her.

Data fra den regionale innsjøundersøkelsen i 1995 ble brukt som grunnlaget for MAGIC. MAGIC ble kalibrert til 990 av de 1004 statistisk utvalgte innsjøene som ble prøvetatt i 1995. De andre 14 hadde ukomplette data eller ekstrem høye konsentrasjoner av Ca, SO₄ og/eller NO₃. Vannkjemien ble så simulert for år 2020 gitt to depositions-scenarier: CLE og MFR (maximum feasible reduction). Resultatene for disse 990 innsjøene ble ekstrapolert til de 2304 rutene (ca. 12 x 12 km ruter) i Norges tålegrensedatabase ved å velge den innsjøen som var mest lik i henhold til konsentrasjonen av Ca, Mg, Cl, SO₄, årlig vannføring og geografisk beliggenhet.

Kalkbehovet for hver av de 2304 rutene ble beregnet ut fra predikert ANC_{0aa} i år 2020 og ANC_{limit} etter en metoderevisjon basert på ANC_{0aa} utviklet på NIVA (Hindar and Larssen, 2005). ANC_{0aa} ("acid neutralising capacity" korrigeret for organiske anioner) er definert som ANC – 3,4 TOC (Lydersen et al. 2004), hvor ANC er gitt i µeq/l og TOC i mg C/l. ANC er som vanlig definert som ANC = (Ca+Mg+Na+K) – (SO₄+Cl+NO₃), hvor samtlige konsentrasjoner er i µeq/l. ANC_{limit} er definert som terskelen for skader til fiskebestand (i Norge, aure), og varierer mellom ANC 0 og 50 µeq/l. Den er en funksjon av vannets tålegrense: jo lavere tålegrense, desto lavere ANC_{limit} (Henriksen and Posch, 2001).

Teoretisk vil 1 mg CaCO₃ heve ANC med 20 µekv i en liter vann hvis man oppnår 100 % oppløsning, altså 20 µekv ANC/mg CaCO₃ i en liter vann (**Tabell 4**). I praksis er oppløsningsgraden lavere og kommersiell kalksteinsmel er aldri 100 % CaCO₃. I Tovdalselva, som har vært kalket siden 1996 med pH-styrt kalkdoserer, kan det med data fra Larssen et al. (2003) beregnes at det er oppnådd ca. 17 µeq ANC/mg kalk. 5775 tonn kalk ble brukt per år i perioden 1999-2002 for å heve ANC med 49 µeq/l i 63 m³/s normal vannføring ved utløpet av Boen.

Men Tovdalselva er optimalt kalket, og kalking høyt oppe i vassdraget tas hensyn til ved automatisk pH-kontroll lengere nede. Utnyttelsesgraden er nær 100 %. Ved innsjøkalking er utnyttelsesgraden vanligvis vesentlig lavere. For eksempel, ga innsjøkalking i Store Hovvatn i 1980-årene (strandsonekalking) bare ca. 50 % utnyttelsesgrad og dessuten var kalken bare 77 % CaCO₃. En vesentlig del av kalken havnet uoppløst i sedimentet fordi den ble tilført i strandsonen, og gikk ikke til å heve ANC i vannet. Dagens vassdragskalk har gjerne et innhold på 86 % CaCO₃ (NK3-kalk, som er klart mest brukt; Analycen 2008) og kalking fra båt gir bedre oppløsning. Ved ordinær båtkalking med oppslemming av kalk før spredning og særlig i større innsjøer er oppløsningen svært god. I Nisser og Fyresvatn i Telemark var det nær 100 % oppløsning fordi innsjøene er så dype at all kalk løses før den når bunnen etter kalkspredning. Langtidsoppløsning kommer også til nytte, og en midlere kalkoppløsning på 70-75 % for innsjøkalking bør kunne brukes for beregninger. 70-75% oppløsning med denne kalkkvaliteten tilsvarer 12,5 µekv/mg kalk i en liter vann.

Tabell 4. ANC-produksjon per mengde kalk ($\mu\text{ekv ANC/mg kalk}$) under ulike betingelser.

Betingelse	CaCO ₃ -innholdet i kalken	utnyttelsesgrad	$\mu\text{ekv ANC/mg kalk}$	Referanse
Teoretisk	100%	100%	20,0	
Teoretisk	90%	85%	15,3	(Hindar et al., 1998)
Tovdalselva 1999-2002	86%	98%	17,0	(Larssen et al., 2003)
Store Hovvatn 1981-87	77%	50%	7,7	(Hindar, 2004)
Nisser og Fyresvatn	77%	100%	15,4	
Brukt for videre beregninger	86%	70-75%	12,5	

3.5 Kalkbehov laksevasdrag

3.5.1 Vannkvalitetsmål

For laks innebærer vannkvalitetsmålene at giftig aluminium må reduseres til et nivå som ikke begrenser overlevelse fra egg til smolt (smoltproduksjon) eller påvirker overlevelse fra smolt til voksen laks (smoltkvalitet). Mens det for innlandsfisk er dokumentert store stammerelaterte forskjeller i toleranse, er slike forskjeller ikke like entydige for laks (Rosseland et al. 2001). Like vannkvalitetsmål er derfor i hovedsak benyttet for alle laksebestander. Samtidig er det betydelige forskjeller i følsomhet knyttet til livsstadium, hvor smolt representerer det mest følsomme stadiet (Rosseland og Staurnes 1994; Rosseland et al. 2001). Ettersom dette stadiet kun forekommer om våren, er vannkvalitetsmålet strengest i denne perioden.

pH brukes som det operasjonell vannkvalitetsmålet i Norge (Sandøy og Romundstad 1995). Bruk av pH skyldes den gode sammenhengen mellom pH og uorganisk Al i forsuret vann. Giftig Al avgiftes dessuten raskere ved høyere pH. Basert på forsøk er det dokumentert at Al avgiftes raskest (minutter) og mest fullstendig når pH er omkring 6,4 (Kroglund et al. 2001a,b; Teien et al. 2004, 2005).

I laksevasdrag er pH-målet satt til pH 6,2 fra 15. februar til 31. mars, deretter pH 6,4 fra fram til 1. juni (smoltperioden) og pH 6,0 resten av året. Det er verken i forslag til handlingsplan (DN 2004) eller i strategidokumentene til DN angitt noen ANC-grense for laks ved kalking i vassdrag. ANC-grenser er imidlertid foreslått i Kroglund et al. (2002; 2007).

Når ANC og pH øker pga mindre sur nedbør, avtar konsentrasjonen av uorganisk aluminium, se avsnitt 3.2. Laksesmolt påvirkes imidlertid negativt selv ved svært lave konsentrasjoner (helt ned mot 5 $\mu\text{g/L}$) eller når gjelle-Al overstiger 25 $\mu\text{g Al/g gjelle}$ (tørrvekt). Lakseparr (stadiene før smolt) tåler konsentrasjoner som er mer enn 20 ganger høyere. Bestemmelse av så lave Al-konsentrasjoner er beheftet med stor usikkerhet. Mens det var lett å konkludere med at Al skadet laks i svært sure elver, er det betydelig mer usikkerhet knyttet til det å fastslå når konsentrasjonene er lave nok til ikke å gi skade.

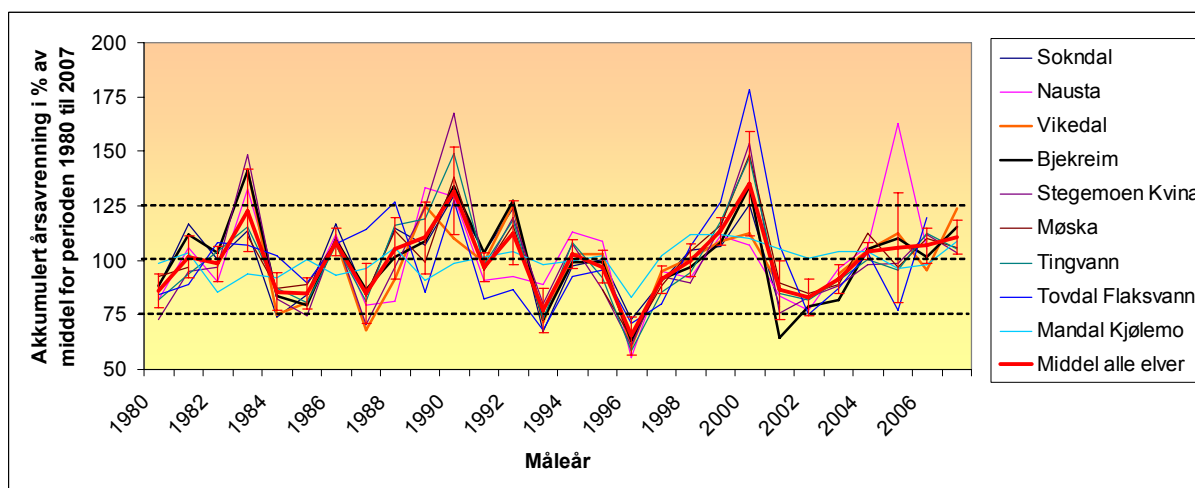
Det er fortsatt betydelige konsentrasjoner av uorganisk Al i elvene i de områdene kalkede laksevasdrag er lokalisert. Syrenedfallet har dessuten flatet ut de siste årene, og ytterligere bedring kan ikke forventes i særlig grad. Dagens vannkvalitetsmål vil derfor trolig gjelde i mange år framover hvis da ikke smoltens helsetilstand tilsier at målet kan reduseres i enkelte vassdrag. Det motsatte kan imidlertid også skje; smoltens kvalitet bør bedres ved å øke vannkvalitetsmålet.

3.6 Kalkbruk i vassdragene

Audna var det første laksevassdraget som ble fullkalket. Dette skjedde fra 1985. Kalking av Vikedalselva ble startet i 1987. Større laksevassdrag kom imidlertid ikke inn i kalkingsprogrammet før mot slutten på 1990-tallet, da bevilgningene ble økt betydelig. Tovdalselva er kalket fra 1996 og Mandalselva fra 1997.

Perioden fram til ca. 2000 var preget av reduserte kalkmengder i elver og innsjøer pga mindre sur nedbør. De siste årene har det vært justeringer i vannkvalitetsmålet og annen optimalisering. Deretter har kalkbehovet stabilisert seg. Det er derfor først og fremst data fra de siste årene som er egnet for beregning av kalkforbruk og en kalkbasert ANC-økning.

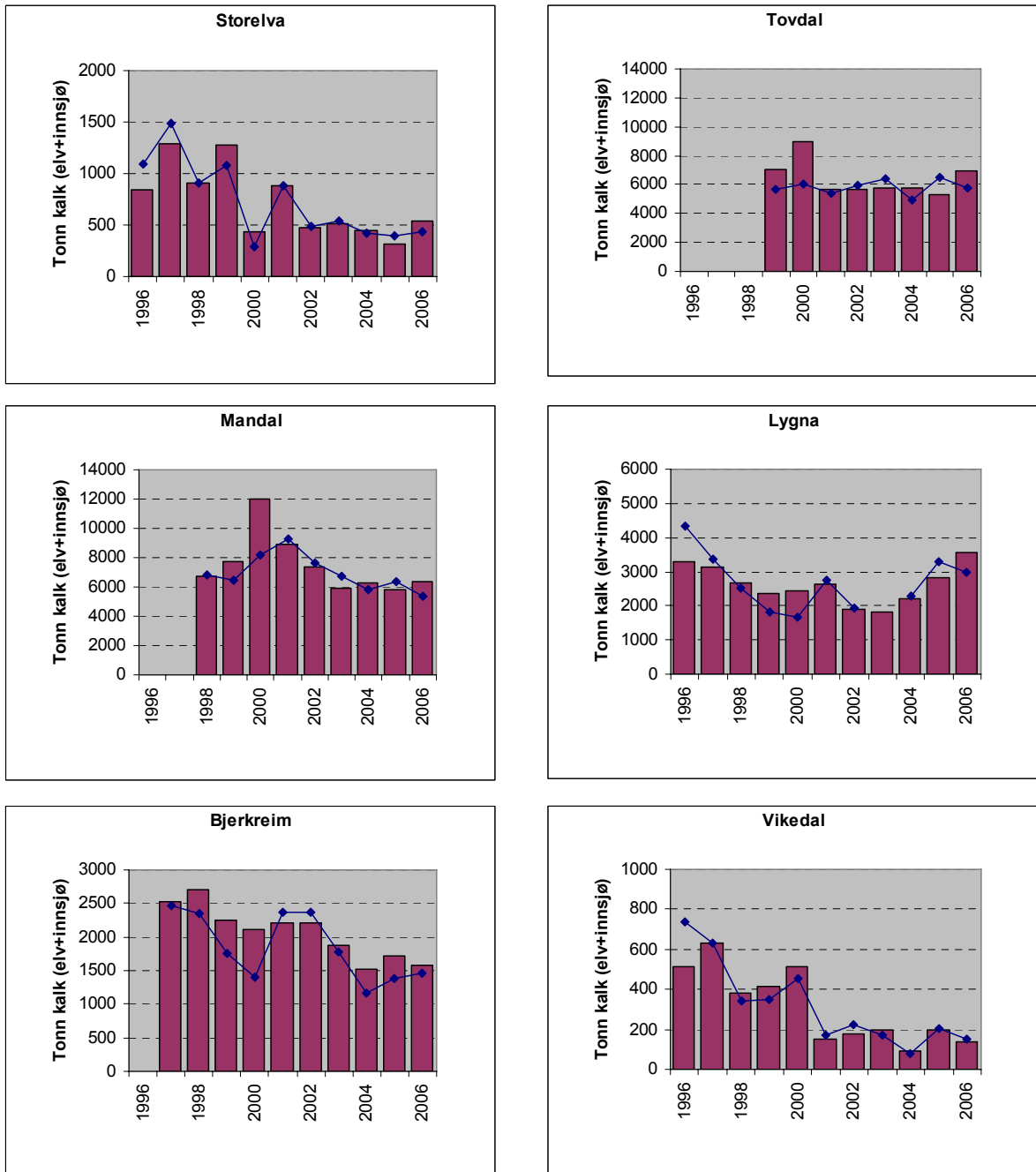
Endringer i vannkvalitetsmålet og forholdsvis store årlige variasjoner i vannføring påvirker kalkforbruket. De beregninger vi har gjort av årlig kalkforbruk er derfor også normalisert mot årsavrenningen eller årlig nedbørmengde der vannføringsdata ikke er tilgjengelig. I analysene av kalkforbruk er det benyttet nedbørdata levert fra eklima (<http://shimmer.oslo.dnmi.no>) samt vannføringsdata hentet fra HYDRA-II (NVE vannføringsdatabase). Som det framgår av **Figur 5**, følger alle vassdrag omtrent det samme avrenningsmønsteret. År 1990 og 2000 hadde spesielt høy årsavrenning, mens år 1996 hadde spesielt lav årsavrenning. Mandalselvas årsavrenning er dempet pga kraftregulering.



Figur 5. Årsavrenning for ni vassdrag som prosent av middelet for perioden.

Årsforbruket av kalk for innsjøer og doserere i vassdragene er oppgitt i årsrapportene fra kalkingsvirksomheten til DN. I denne rapporten benyttes summen av disse. Kalkforbruket avhenger av vannføring, vannkjemi og pH-mål. Ettersom det er et sesongstratifisert pH-mål vil større nedbørepisoder om sommeren (mål-pH 6,0) ikke medføre like stort kalkforbruk som en tilsvarende flomepisode om våren (mål-pH 6,4). I enkelte elver er kalkingsmålet og kalkingsstrategi endret over tid, dels for å imøtekomme laksens vannkvalitetsbehov (endring i pH-mål), dels for å forbedre en opprinnelig mangelfull strategi. Det er ikke gjort forsøk på å korrigere for slike forhold.

I **Figur 6** og **Tabell 5** er årlig kalkforbruk for vassdragene angitt. Dette kalkforbruket er også normalisert mot nedbør slik at verdiene blir mer sammenliknbare, og det er beregnet et midlere kalkforbruk basert på disse normaliserte mengdene **Figur 6**. Ved beregning av middelverdi for kalkforbruk er oppstartingsår med unormalt lavt eller høyt kalkforbruk utelatt.



Figur 6. Kalkforbruk for elv og innsjøer i hvert enkelt vassdrag i perioden 1996-2006. Normalisert kalkforbruk er vist som punkter.

Tabell 5. Årlig kalkforbruk i de vassdragene som er tatt med for beregning av ANC-økning.

Kalk brukt (tonn)							
År	Lygna	Mandal	Vikedal	Storelva	Bjerkreim	Tovdal	
1997	3133				2529		
1998	2676	6710	379		2701		
1999	2378	7724	416		2242		7030
2000	2428	12006	510	430	2110		8984
2001	2627	8905	151	882	2212		5670
2002	1900	7385	175	476	2206		5717
2003	1829	5931	168	517	1875		5797
2004	2209	6293	92	450	1522		5745
2005	2843	5851	197	310	1723		5283
2006	3576	6380	141	545	1586		6964
Middel	2560	7465	248	516	2071		6399
SD	538	1964	147	178	390		1221

I Storelva har kalkforbruket vært markert lavere i siste del av perioden (**Figur 6**), mens det i Tovdalselva har vært en økning og deretter utflating i siste del av perioden. I Mandalselva har kalkforbruket vært avtagende de siste årene. I Lygna er kalkforbruket økt etter etablering av nytt doseringsanlegg i nedre del, men det er ingen klar trend fra 1997. Vikedalselva har hatt en bemerkelsesverdig reduksjon i kalkforbruk til en tredel av forbruket i perioden 1996-2000 etter etablering av ny doserer i Litleåna.

3.6.1 Metode for beregning av ”ukalket” ANC-verdi

For å komme fram til hvordan ANC-nivået ville utvikle seg uten kalking i kalkede innsjøer og vassdrag kan det benyttes ulike beregningsmodeller (Hindar og Larssen 2005; Kroglund 2007). Her er det benyttet multipl regressjon basert på data fra en ukalket periode. ANC er modellert på basis av konsentrasjoner av kalium, magnesium, natrium, nitrat, sulfat og klorid. Det vil si at alle de ioner som vanligvis brukes til å regne ut ANC, med unntak av kalsium, er med i grunnlaget. Likningene er imidlertid forskjellig fra vassdrag til vassdrag.

Det antas at kalk ikke bidrar til magnesium, eller at bidraget er så lavt at det kan ignoreres. Det kan ikke utelukkes at vannkjemi på enkelte stasjoner kan være påvirket av oppstrøms innsjøkalkinger i kalibreringsperioden, men for større vassdrag antas dette å ha liten betydning.

For å gjøre slike beregninger trengs tilstrekkelig gode datasett med full ionesammensetning. Viktige ioner mangler i datasettene fra bl.a. Audna, Sokndalselva, Ogna, Frafjordelva og Espedalselva. Det er således umulig å beregne ANC-verdier og dermed modellere hva ANC ville være uten kalking. Økningen pga kalking kan da heller ikke beregnes. Det vannkjemiske måleprogrammet i mange vassdrag begrenser dermed denne typen gjenbruk av data.

Modeller av denne typen ble først laget og testet på enkelte ukalka elver. Her er modellene basert på data fra ca 1980 til 1996. Modellene er testet for den perioden som ikke inngikk i modellgrunnlaget og sammenliknet med data basert på målinger. Differanse mellom målt og modellert ANC viser usikkerheten i slike beregninger. Differansen var omlag 4 $\mu\text{ekv/l}$ i perioden 1996-2006. Resultatet viser at ”ukalket” ANC kan modelleres for kalka elver, men at ANC kan overestimeres med 4 $\mu\text{ekv/l}$.

3.6.2 ANC-økning i kalka elver

Metoden i avsnittet over er så benyttet på kalka elver. Her er vannkjemi for perioden 1980 til kalkingsstart benyttet for å etablere modeller for hver enkelt elv. Modellene er gitt i **Tabell 6**. Resultater er vist i **Figur 7** (alle år) og **Tabell 7** (representative år).

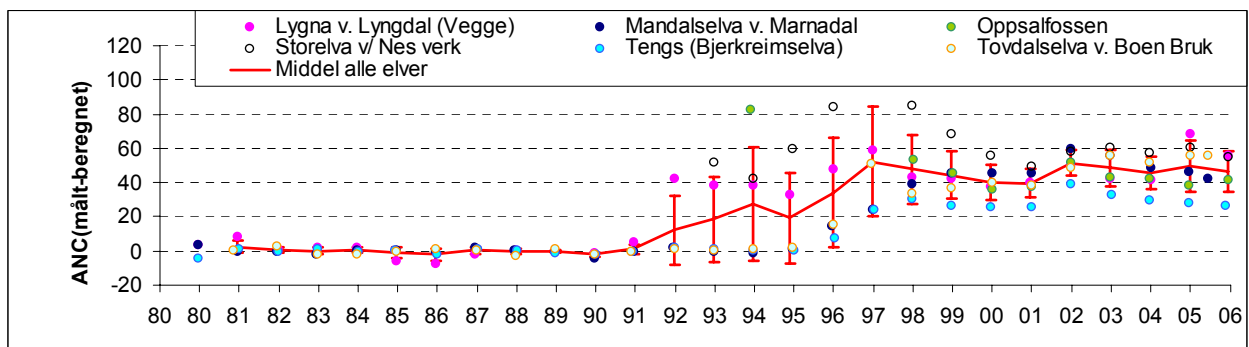
Tabell 6. Modeller for beregning av ”ukalket” ANC for de ulike vassdragene. Perioden fra ca. 1980 og fram til kalkingsstart er brukt.

Tovdalselva:	$ANC_{modell} = 6,19 - 31,9 Cl + 37,8 K + 186 Mg + 55,8 Na - 0,11 NO_3 - 20,4 SO_4$
Mandalselva:	$ANC_{modell} = 16,3 - 34,5 Cl + 55,9 K + 166 Mg + 53,2 Na - 0,122 NO_3 - 20,4 SO_4$
Lygna:	$ANC_{modell} = -23,4 - 35,3 Cl + 107 K + 170 Mg + 59,0 Na - 0,064 NO_3 - 19,7 SO_4$
Bjerkreimselva:	$ANC_{modell} = -1,72 - 31,2 Cl + 37,9 K + 130 Mg + 49,8 Na - 0,014 NO_3 - 21,8 SO_4$
Vikedalselva:	$ANC_{modell} = 5,88 - 31,5 Cl + 40,3 K + 171 Mg + 44,7 Na - 0,104 NO_3 - 16,7 SO_4$
Storelva:	$ANC_{modell} = 14,9 - 31,9 Cl + 35,7 K + 151 Mg + 51,0 Na - 0,084 NO_3 - 19,7 SO_4$

Benevningen er $\mu g N/l$ for nitrat (NO_3). All andre tall er gitt i mg/l . For Storelva er vannkjemi oppstrøms kalking benyttet.

ANC for representative perioder (stabil kalking til dagens nivå) er økt med mellom 28 og 56 $\mu ekv/l$ pga kalking i perioden 1997-2006 (**Tabell 7**). I Storelva og Tovdalselva er økningen størst, mens den er minst i Bjerkreimselva. I Storelva er kalkingen justert kraftig ned, fra ANC-verdier på over 80 $\mu ekv/l$ på 1990-tallet (**Figur 7**) og ned til dagens nivå på 56 $\mu ekv/l$. I Tovdalselva er ANC økt fra under 40 $\mu ekv/l$ i årene 1998-2001 til dagens nivå på 54 $\mu ekv/l$. For alle vassdragene og alle ”representative” år gir kalkingen en midlere ANC-økning på $43,8 \pm 4,8 \mu ekv/l$.

Den testen som ble utført for de ikke-kalkede vassdragene viser at disse tallene kan være noe høye, anslagsvis 4 $\mu ekv/l$ for høyt, så en ANC-økning på 40 $\mu ekv/l$ vil være et godt estimat for den regionen disse vassdragene representerer.



Figur 7. Differanse mellom målt og modellert (ukalket) ANC i kalka elver. Mange prosjekt ble startet i perioden 1991 til 1996. Middelerdi for disse årene påvirkes således av at noen elver er kalket, andre ukalket. Men for perioden 1997-2006 viser figuren representative ANC-økninger for elvene som kan tilskrives kalking, se også **Tabell 7**.

Tabell 7. Differanse mellom målt og modellert (ukalket) ANC for representative perioder (stabil kalking til dagens nivå) i kalka elver. Modellen er basert på vannkjemi målt i perioden 1980 til kalkingsstart. Årsmiddelverdi for hvert enkelt vassdrag og middelverdi med SD for hvert enkelt vassdrag for hele perioden er gitt. Middelverdien for alle vassdrag og alle år med tilhørende SD er også vist.

ANC-økning ($\mu\text{ekv/l}$)								
År	Lygna	Mandal	Vikedal	Storelva	Bjerkreim	Tovdal	Middel	SD
1997	58,9				24,6		41,8	24,3
1998	43,6	39,4	53,3		30,5		41,7	9,5
1999	42,6	45,5	45,4		26,6		40,0	9,1
2000	37,8	45,9	35,9	55,8	26,1		40,3	11,2
2001	40,4	45,5	38,0	49,4	25,5		39,8	9,1
2002	49,9	60,3	52,0	58,5	39,2	48,9	51,5	7,6
2003	42,5	56,0	43,4	60,4	33,0	56,3	48,6	10,6
2004	41,5	49,2	42,7	57,6	30,2	52,3	45,6	9,6
2005	68,6	46,5	38,3	60,4	27,9	56,1	49,6	15,0
2006	56,3	42,4	41,3	55,1	26,6	55,7	46,2	11,8
2007			39,5	47,6	21,8		36,3	13,2
Middel	48,2	47,9	43,0	55,6	28,4	53,9	43,8	4,8
SD	10,0	6,5	5,8	4,8	4,7	3,2	4,8	

Mens ANC-økningen er innenfor et rimelig intervall, er ANC-produksjonen (ANC-økningen multiplisert med alt elvevannet i et normalår) i forhold til brukt kalkmengde svært variabel, ikke innen det enkelte vassdrag, men mellom vassdragene (**Tabell 8**). Kalkingen i Vikedalselva gir tilsynelatende svært god virkning, 79 $\mu\text{ekv/mg}$ kalk, mens kalkingen i de andre vassdragene gir 15-29 $\mu\text{ekv/mg}$ kalk i middel, også det er svært høyt. Et spesielt lavt kalkforbruk i Vikedal i 2004, til tross for 117 % av normal nedbør, har gitt om lag samme ANC-økning og dermed svært høy effektivitet (ANC-produksjon). En mulig årsak til disse høye tallene for ANC-produksjon kan være at kalkforbruket, spesielt i Vikedalselva, er underrapportert.

En viss mengde kalk skal kunne gi en forutsigbar ANC-endring (se tidligere avsnitt). Hvis vi beregner et ANC-bidrag på 17 $\mu\text{ekv/mg}$ kalk i en liter vann for NK3-kalk med 86 % CaCO_3 -innhold, antar vi nær 100 % oppløsning av kalken. Med for eksempel 90 % oppløsning, vil ANC-produksjonen være 15,5 $\mu\text{ekv/mg}$ kalk. I Bjerkreim brukes kalk med 99 % CaCO_3 . Da vil 90 % oppløsning gi 17,8 $\mu\text{ekv/mg}$ kalk.

Kun Tovdalselva, Mandalselva og Lygna har verdier i nærheten av det man bør forvente, mens de andre ligger over det teoretisk oppnåelige. Årsaken til denne systematiske forskjellen kan ha følgende forklaringer:

- ikke representativ "ukalket" ANC (Storelva, med oppstrøms ANC fra en lokalitet som er klart surere enn selve elva og derfor tilsynelatende stor ANC-økning) og
- mangelfulle data for kalkforbruk (Vikedalselva, med tilsynelatende svært lavt kalkforbruk i forhold til ANC-produksjon, særlig i 2004).

Tabell 8. ANC-produksjon (ANC-økning for alt vannet i et normalår) i forhold til normalisert kalkmengde ($\mu\text{ekv ANC/mg kalk}$). Normalisert kalkmengde er benyttet her, slik at verdiene skal være mest mulig sammenliknbare.

ANC/kalk ($\mu\text{ekv/mg}$)								
År	Lygna	Mandal	Vikedal	Storelva	Bjerkreim	Tovdal	Middel	SD
1997	16,5				16,7		16,6	0,2
1998	16,3	15,3	52,0		21,8		26,3	17,4
1999	22,2	18,5	43,8		25,5	16,4	25,3	10,9
2000	21,6	14,9	26,4	44,0	31,2	12,1	25,1	11,7
2001	13,9	13,0	75,1	12,7	18,1	14,4	24,6	24,9
2002	24,3	20,9	77,8	27,4	28,0	17,9	32,7	22,4
2003	22,3	21,9	99,1	25,6	31,4	13,9	35,7	31,6
2004	17,1	22,2	181,8	31,1	43,3	17,9	52,2	64,2
2005	19,7	19,4	62,7	35,2	33,9	12,1	30,5	18,2
2006	18,0	21,0	93,1	28,9	30,5	14,6	34,3	29,4
Middel	19,2	18,6	79,1	29,3	28,0	14,9	30,3	
SD	3,3	3,4	45,0	9,6	7,9	2,3	9,6	

Basert på de svært ulike nivåene på ANC-produksjon i disse vassdragene kan det se ut til å være vanskelig å oppskalere kalkbehovet for andre vassdrag på dette grunnlaget. Vil man gjøre det, kan man bruke 15 $\mu\text{ekv/mg kalk}$ i en liter vann, forutsatt NK3-kalk med 86 % CaCO_3 og 87 % oppløsning. Dette er svært likt resultatet for Tovdalselva, som altså har litt lavere ANC-produksjon i følge denne beregningen enn det som kan beregnes fra data gitt i Larssen et al. (2003).

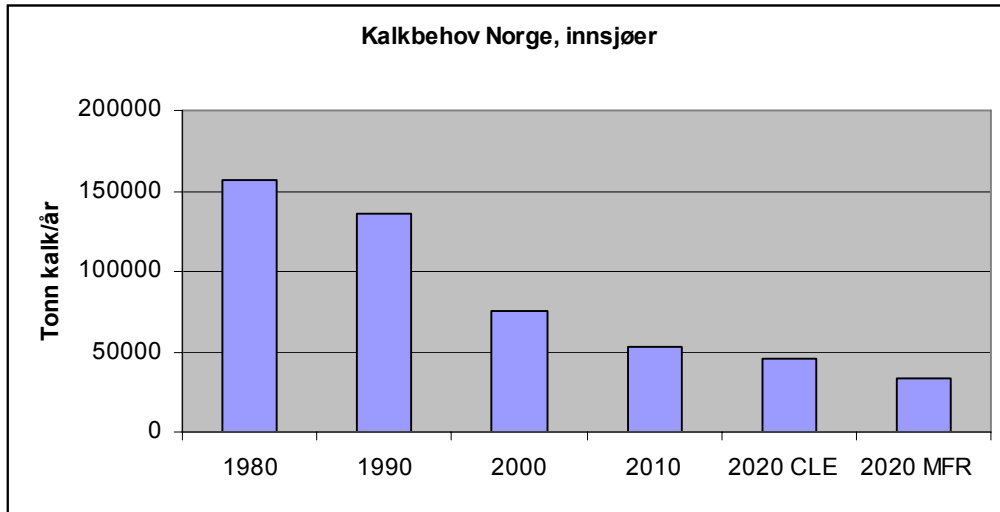
3.7 Kalkbehov Norge

3.7.1 Basert på modellering for innsjøer

Det økologiske målet er å oppnå en vannkjemi som er akseptabel for en selvreproduserende aurebestand, noe som i praksis vil si ANC_{0aa} på 10-20 $\mu\text{ekv/l}$. Modellering for innsjøer, slik som vist i foregående avsnitt, gir historiske, nåværende og framtidige kalkbehov for innlandsfisk i Norge. I 1980 var kalkbehovet 157.000 tonn, mens det i 2010 vil være redusert helt ned til 53.000 tonn kalk, dvs. en reduksjon til en tredel (Tabell 9 og Figur 8).

Tabell 9. Kalkbehov (tonn) for innsjøer i Norge beregnet for ulike år ved MAGIC-modellen. Estimater for framtida er gitt for deposisjonsscenariene CLE (Göteborgprotokollen) og MFR (maximum feasible reduction). Alle estimat forutsetter at nitrogenlekkasjen fra innsjøens nedbørfelt holdes på samme % av deposisjon som i 1995. Det er beregnet 70-75% kalkutnyttelse og 12,5 $\mu\text{ekv ANC/mg kalk}$, se Tabell 4.

Kalkeffekten	År 1980	År 1990	År 2000	År 2010	År 2020	År 2020
$\mu\text{ekvANC/mg kalk}$					CLE	MFR
12,5	157370	135720	75120	52790	45270	33730



Figur 8. Kalkbehov for innsjøer i Norge estimert ved MAGIC modellering av 990 innsjøer og ekstrapolert til de 2304 rutene i tålegrensedatabasen, gitt 70-75% kalkutnyttelse og en ANC-produksjon på 12,5 $\mu\text{ekv ANC}$ per mg kalk.

Oppfyllelse av Gøteborgprotokollen (CLE) tilsier en ytterligere reduksjon i kalkbehovet til 45.000 tonn i 2020, mens en overoppfyllelse basert på at best tilgjengelig teknologi blir innført for å redusere utslippene (MFR) kan gi en reduksjon til 34.000 tonn (**Figur 8**). Vi bruker beregningen for 2010 videre.

3.7.2 For laksevasdrag

Kalkforbruket for de seks vassdragene det er gitt data for sammen med de 14 andre kalkede lakselvene i Norge er i middel 34.000 tonn per år. Disse 20 vassdragene er:

Audna	Mandalselva
Bjerkreimselva	Nidelva
Ekso	Ogna
Espedalselva	Rødneelva
Flekkeelva	Sokndalselva
Frafjordelva	Tovdalselva
Jørpelandselva	Uskedalselva
Kvina	Storelva i Holt
Lygna uten Møska	Vikedalselva
Lyseelva	Yndesdalsevassdraget

Vassdragene representerer et samlet nedbørfeltareal på 12.000 km^2 , en årlig vannmengde på 17.000 mill. m^3 og en midlere kalkdose på 2 g kalk/ m^3 . Dosen for Mandals- og Tovdalselva er hhv. 2,8 og 3,1 g/ m^3 , og helt ned til nær 1 g/ m^3 for flere av elvene. Middeldosen er noe lavere enn for de seks vassdragene alene. Øvrige vassdrag med forsøringsproblemer i følge diverse kilder (DN 2004; Kroglund et al 2002; Hesthagen og Hansen 1991) er gruppert i fire grupper etter forsøringsgrad og dermed kalkbehov (vår tolkning). En del mindre vassdrag er ikke tatt med.

De grupperte vassdragene og deres kalkbehov er:

- **sikkert behov:**

Daleelva i SogF	Modalselva
Frøysetvassdraget	Møska
Haugsdalselva	Ortnevikselva
Hellelandselva	Romarheimselva
Matreelva	Songdalselva i VA

- **sannsynlig behov:**

Austerbøelva	Saudavassdraget
Kragerøvassdraget	Storåna i Ro
Fedaelva	Tysseelva
Gjerstadelva	Vormedalselva
Myrastøselva	Åna, Sira
Nordelva i Ro	Ytredalselva
Otra	Årdalselva
Rivedalselva i SF	

- **mulig behov**

Suldalslågen	Jølstra
Daleelva i Ho	Loneelva
Dirdalselva	Nausta
Eikefetelva	Opo
Gaula i SogF	

- **uavklart behov**

Vosso
Oselva i Os
Førdeelva
xx
Østerbøelv

Vassdrag med sikkert og sannsynlig kalkbehov representerer et samlet nedbørfeltareal på 10.100 km² og en årlig vannmengde på 17.000 mill m³, dvs. samme vannmengde som for de 20 vassdragene som kalkes. Med differensiert kalkdose på hhv. 2 og 1,5 g kalk/m³ for gruppene med sikkert og sannsynlig kalkbehov, utgjør årlig kalkbehov for disse totalt 22.000 tonn, dvs. en del under det som brukes på de øvrige. Årlig kalkbehov for norske laksevassdrag er dermed totalt 56.000 tonn kalk, hvorav 60 % av dette brukes i dag.

Betydelige usikkerheter er knyttet til disse tallene, først og fremst fordi vi ikke har full oversikt over vannkjemi i alle elvene. Uten muligheter for å finne dagens ANC-nivå er det umulig å beregne behovet for ANC-økning og dermed kontrollere de antatte dosene som er beregnet. På bakgrunn av anbefalingen i forrige avsnitt, vil 2 g kalk/m³ representere en ANC-økning på 30 µekv/l, mens 1,5 g/m³ tilsvarer 20-25 µekv/l.

Siden den vannkjemiske utviklingen pga endringer i surt nedfall har stoppet opp og fordi laksens vannkvalitetskrav er så høye, ser vi ingen grunn til at det kan bli store endringer i kalkbehovet for laks framover. Det vil si at man kan ta utgangspunkt i de tallene som er framskaffet her når man vil vurdere kalkbehovet for de arealene laksevassdragene representerer. Vi må imidlertid ta forbehold om at kalkforbruket kan være underrapportert.

3.7.3 Kombinert kalkbehov laksevassdrag og innsjøer

Kalkede laksevassdrag og de to vassdragsgruppene med sikkert og sannsynlig kalkbehov utgjør 22.300 km². Arealer med tålegrenseoverskridelser i 2010 er 43.000 km².

Behovet for ANC-økning og dermed kalkbehovet er større for laks enn for innlandsaure. For å komme fram til et kombinert kalkbehov for laksevassdrag og innsjøer i Norge, tar vi derfor utgangspunkt i det kalkbehovet som er framkommet for laksevassdrag og legger deretter til en andel av kalkbehovet for innsjøer i 2010 utfra arealdifferansen mellom overskredet areal og arealet for laksevassdragene.

Behov i laksevassdrag er 56.000 tonn kalk, mens restbehov for innsjøer blir:

$$\text{Restbehov innsjøer} = 53.000 \text{ tonn} * (43.000 \text{ km}^2 - 22.300 \text{ km}^2) / 43.000 \text{ km}^2 = 25.500 \text{ tonn}$$

Totalt kalkbehov for Norge basert på denne beregningen og med forbehold om underrapportering av kalkforbruk i elver blir summen av disse to bidragene, totalt 81.500 tonn kalk i 2010. Det er muligheter for en svak reduksjon i behovet i årene deretter, men en slik endring vil være langt mindre enn den årlige variasjonen man må regne med for eksempel pga år-til-år variasjoner i vannføring.

Kostnaden knyttet til dette kalkbehovet er vanskelig å gi, og kan uansett ikke sammenliknes med det som bevilges av Storinget hvert år. Penger som bevilges til kalking brukes til flere forskjellige formål, og det er bare en viss andel som går direkte til kalk, transport og spredning/dosering. Det er generelt dyrere å kalke innsjøer enn elver. Den midlere tonnprisen er derfor avhengig av fordelingen mellom innsjøkalking og elvekalking. Det vil også være kalkede innsjøer innenfor nedbørfeltene til lakseelvene. Beregningen av denne kostnaden ville bli temmelig komplisert, og er også utenfor målet med dette arbeidet i dette prosjektet.

4. Referanser

- Analycen. 2008. Kontroll for vassdragskalk: Omsetningsstatistikk og analyseresultat. Årsrapport 2007. Analycen AS, Moss. 35 s.
- Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A. and Wright, R.F. 2001. Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrol. Earth System Sci.* 5: 499-518.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N. and Wright, R.F. 1985. Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Res. Res.* 21: 51-63.
- DN 2004. Plan for kalking av vassdrag i Norge 2004-2010. Forslag. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 66 s.
- Henriksen, A., Hindar, A., Fjeld, E., Lien, L. og Styve, H. 1996. Forsuring av overflatevann - beregningsmetodikk, trender og mottiltak. NIVA-rapport 3528. 46 s.
- Henriksen, A. and Posch, M. 2001. Steady-state models for calculating critical loads of acidity for surface waters. *Water, Air Soil Pollut. Focus* 1: 375-398.
- Hesthagen, T. and Hansen, L. P. 1991. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norway due to acidification. *Aquacult. and Fish. Manage.* 22: 85-91.
- Hindar, A. (Ed.), 2004. Store og Lille Hovvatn i Aust-Agder - en samlerapport etter 25 år med forsøringsundersøkelser og kalking. DN-utredning 2004-1. Direktoratet for Naturforvaltning DN, Trondheim.
- Hindar, A., og Enge, E. 1999. Evaluering av kalkingsstrategien for store innsjøkalkingsprosjekter i Norge. NIVA-rapport 4034. 61 s.
- Hindar, A., Henriksen, A., Sandoy, S. and Romundstad, A.J. 1998. Critical load concept to set restoration goals for liming acidified Norwegian waters. *Restor. Ecol.* 6: 353-363.
- Hindar, A. og Larssen, T. 2005. Metodikk for å avgjøre om og når kalking av innsjøer kan avsluttes i områder med redusert sur nedbør. NIVA-rapport 5029. 34 s.
- Hindar, A. og Larssen, T. 2005. Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer. NIVA-rapport 5030, 38 s.
- Kroglund, F. 2007. Metode for å beregne en "naturlig" vannkvalitet i kalka innsjøer i Aust-Agder. NIVA-rapport 5364. 61 s.
- Kroglund F, Rosseland BO, Teien H-C, Salbu B, Kristiansen T, Finstad B. 2007. Water quality limits for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to short term reductions in pH and increased aluminum simulating episodes. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 121:491-507.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O. and Salbu, B. 2001a. Time and pH-Dependent detoxification of aluminum in mixing zones between acid and non-acid rivers. *Water, Air Soil Pollut.* 130(1-4): 905-910.
- Kroglund, F., Teien, H.C., Rosseland, B.O., Salbu, B. and Lucassen, E. 2001b. Water quality dependent recovery from aluminum stress in Atlantic salmon smolt. *Water, Air Soil Pollut.* 130(1-4): 911-916.
- Kroglund, F., Wright, R.F. and Burchart, C. 2002. Acidification and Atlantic salmon: critical limits for Norwegian rivers. NIVA-report 4501. 61 p.
- Larssen, T., Hindar, A. og Høgåsen, T. 2003. Oppdaterte tålegrenseoverskridelser og prognoser for forsøringsutvikling og kalkbehov i Tovdalsvassdraget. NIVA-rapport 4728. 14 s.

- Lydersen, E., Larssen, T. and Fjeld, E. 2004. The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Sci. Tot. Environ.* 326: 63-69.
- Rosseland, B.O., Kroglund, F. Staurnes, M., Hindar, K. and Kvellestad, A. 2001. Tolerance to acid water among strains and life stages of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Water, Air Soil Pollut.* 130: 899-904.
- Rosseland, B.O. and Staurnes, M. 1994. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach. In: Steinberg, C.E.W. and Wright, R.F., editors. *Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future*: John Wiley & Sons Ltd. p 227.
- Sandoy, S. and Romundstad, A.J. 1995. Liming of acidified lakes and rivers in Norway - An attempt to preserve and restore biological diversity in the acidified regions. *Water, Air Soil Pollut.* 85 (2): 997-1002.
- Schöpp, W., Posch, M., Mylona, S. and Johansson, M. 2003. Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrol. Earth System Sci.* 7: 436-446.
- SFT, 2007. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2006. Statlig program for forurensningsovervåking, SPFO-rapport; 1000/2007, SFT-rapport;TA-2322/2007. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo.
- SFT, 2008. Overvåking av langtransportert luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2006. Statlig program for forurensningsovervåking, SPFO-rapport; 1000/2007, SFT-rapport;TA-2322/2007. Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo.
- Teien HC, Kroglund F, Salbu B, Rosseland BO. 2006. Gill reactivity of aluminium-species following liming. *Science Of The Total Environment* 358(1-3):206-220.
- Teien HC, Salbu B, Kroglund F, Rosseland BO. 2004. Transformation of positively charged aluminium-species in unstable mixing zones following liming. *Science Of The Total Environment* 330(1-3):217-232.
- UNECE, 1999. The 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. United nations Economic Commission for Europe, New York and Geneva.
- Vestreng, V., Myhre, G., Fagerli, H., Reis, S. and Tarrasón, L. 2007. Twenty-five years of continuous sulphur dioxide emission reduction in Europe. *Atmos Chem. Phys.* 7: 3663-3681.
- Vestreng, V., Ntziachristos, L., Semb, A., Reis, S., Isaksen, I. S. A. and Tarrasón, L. 2008. Evolution of NOx emissions in Europe with focus on road transport control measures. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, Submitted.
- Wright, R.F., Larssen, T., Camarero, L., Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Helliwell, R.C., Forsius, M., Jenkins, A., Kopáček, J., Majer, V., Moldan, F., Posch, M., Rogora, M. and Schöpp, W. 2005. Recovery of acidified European surface waters. *Environ. Sci. Technol.* 39: 64-72.

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