

8204-2026

Modellbasert klassifisering av forsuringstilstand i innsjøer

Oppdatering 2026



Rapport

Norsk institutt for vannforskning STI

Løpenummer: 8204-2026

ISBN 978-82-577-7942-9
NIVA-rapport
ISSN 1894-7948

Denne rapporten er
kvalitetssikret iht. NIVAs
kvalitetssystem og
godkjent av:

Kari Austnes
Prosjektleder/
Hovedforfatter

Øyvind Kaste
Kvalitetssikrer

Hans Fredrik Veiteberg
Braaten
Forskningsleder

© Norsk institutt for
vannforskning STI og
Miljødirektoratet.
Publikasjonen kan siteres
fritt med kildeangivelse.

Forsidebilde:
Kari Austnes

www.niva.no

Tittel

Modellbasert klassifisering av
forsuringstilstand i innsjøer.
Oppdatering 2026

Sider

47 + vedlegg

Dato

27.05.2026

Forfatter(e)

Kari Austnes, Areti Balkoni, Magnus D.
Norling

Fagområde

Kalking og forsuring

Distribusjon

Åpen

Oppdragsgiver(e)

Miljødirektoratet

Kontaktperson hos oppdragsgiver

Hege Sangolt

Utgitt av NIVA

Prosjektnummer 260029

Oppdragsgivers utgivelse:

M-3160|2026

Sammendrag

Forsuringstilstand er estimert for hele Sør-Norge sør for Møre og Romsdal og Trøndelag. Formålet har vært å kunne benytte dette til å anslå forsuringstilstand for innsjøer uten overvåkingsdata ved klassifisering under vannforskriften. Det er benyttet MAGIC-modellerte resultater for to forskjellige innsjødatasett, to forskjellige interpoleringsmetoder og to forskjellige klassifiseringssystemer. Utslaget av de ulike kombinasjonene av metoder og data er evaluert og usikkerheter vurdert. Ved klassifisering anbefales det å bruke en kombinasjon av resultatene fra de to interpoleringsmetodene og klassifisering etter ny metode med 1800 som referanseår. Den estimerte forsuringstilstanden bør primært benyttes for innsjøer, og helst sammen med andre datakilder.

Emneord: Forsuring, Vannforskriften, MAGIC-modellen, Romlig interpolering

Keywords: Acidification, Water Framework Directive, MAGIC model, Spatial interpolation

Siteres som: Austnes, K., Balkoni, A., & Norling, M.D. (2026). *Modellbasert klassifisering av forsuringstilstand i innsjøer. Oppdatering 2026* (NIVA-rapport 8204-2026). Norsk institutt for vannforskning STI. <http://doi.org/>

Innholdsfortegnelse

Forord	3
Sammendrag	4
Summary	5
1 Innledning	6
2 Materialer og metode	7
2.1 Oversikt over metodikken	7
2.2 MAGIC-modellering	7
2.3 Romlig interpolering	11
2.4 Klassifisering	17
3 Resultater	18
3.1 Forsuringstilstand for 2026 og framover	18
3.2 Vurdering av metodikken	27
4 Diskusjon	38
4.1 Vurdering av resultatene	38
4.2 Anbefaling og bruk av resultatene	41
5 Konklusjon	43
6 Referanser	44
7 Vedlegg	48
Vedlegg A. Modelltesting GAM	48
Vedlegg B. Alternative resultater for tilstandsklasse	53
Vedlegg C. Observerte og modellerte ANC og Ca-konsentrasjon	56
Vedlegg D. Observerte og GAM-interpolerte TOC-konsentrasjon	57

Forord

NIVA har på oppdrag for Miljødirektoratet (avtalenummer 25047078) modellert forsureningstilstand for Norge sør for Møre og Romsdal og Trøndelag. Klassifisering av forsureningstilstand er gjort i henhold til nåværende klassifiseringsveileder og etter et nytt forslag til klassifiseringssystem. De utarbeidede kartene kan benyttes til å anslå forsureningstilstand for innsjøer uten overvåkingsdata. De gir også en indikasjon på utviklingen framover i tid.

Kari Austnes har vært prosjektleder, ansvarlig for valg av metodikk og data og hovedansvarlig for skriving av rapporten. Areti Balkoni har vært ansvarlig for interpoleringer med GAM-metoden og Magnus D. Norling for interpolering med koblingsmetoden. Begge har vært involvert i MAGIC-modelleringen, som hovedsakelig ikke er gjort i dette prosjektet. Areti Balkoni har vært hovedansvarlig for sammensetting av nedbørfeltdata. Øyvind Kaste har vært kvalitetssikrer av prosjektet.

Takk til Brit Lisa Skjelkvåle ved Naturhistorisk museum for klassifisering av berggrunn med hensyn til hvor lett ulike bergarter avgir kalsium. Takk også til Hjalmar Höglund, Institutionen för energi och Teknik, Sveriges Landbruksuniversitet, for R-koden som ble brukt som basis for ny kode til beregning av tilstand etter det nye klassifiseringssystemet.

Oslo, 27. mai 2026

Sammendrag

Formålet med dette arbeidet har vært å estimere forsuringstilstand for Sør-Norge sør for Møre og Romsdal og Trøndelag, både dagens tilstand og framtidig utvikling. De utarbeidede kartene kan benyttes til å anslå forsuringstilstand for innsjøer uten overvåkingsdata. I arbeidet er det benyttet resultater for syrenøytraliserende kapasitet (ANC) fra modellering av tusensjøene og tidstrendsjøene med forsuringsmodellen MAGIC. Disse resultatene er deretter interpolert til hele landarealet ved bruk av to forskjellige interpoleringsmetoder, koblingsmetoden som anvendt i det svenske MAGIC-biblioteket og interpolering med generalised additive models (GAM). Interpoleringen er gjort både for kun tusensjøene og for et kombinert datasett for tusensjøene og trendsjøene. Deretter er arealet klassifisert ved bruk av den nåværende klassifiseringsmetoden for forsuringstilstand og den foreslåtte nye metoden. Med den nye metoden evalueres ANC-nivå (justert for organiske syrer) relativt til en referansetilstand. Her er det benyttet både 1880 og en bakgrunnsstilstand (satt til år 1800) som referanse.

De ulike kombinasjonene av interpolerings- og klassifiseringsmetoder gav til dels svært forskjellige resultater. Med den nåværende klassifiseringen gav koblingsmetoden dårligst tilstand, mens GAM-metoden gav svært lite forsuring. Overvåkingsdata indikerer imidlertid at det fortsatt er forsuring i visse områder, og det er derfor rimelig å ha tillit til resultater som bekrefter dette. Den nye klassifiseringsmetoden gav lite forsuring med referanse-ANC for 1880. Med referanse-ANC for 1800 gav denne klassifiseringsmetoden større områder med moderat tilstand. Dette var også den tilnærmingen som gav best samsvar mellom de to interpoleringsmetodene.

MAGIC-modelleringen gav godt samsvar med observerte verdier for dagens ANC. Begge interpoleringsmetodene gav noe overestimering av ANC ved lave verdier, mest for GAM-metoden. Dette kan ha bidratt til overestimering av andel innsjøer med svært god eller god tilstand med den nåværende klassifiseringssystemet. Dette er svært sårbart for små avvik i ANC-nivå. Det nye klassifiseringssystemet er prinsipielt bedre, da det vurderer en lokalitetsspesifikk avstand fra referansetilstand. Denne klassifiseringsmetoden er også mindre påvirket av avvik i ANC-nivå, men den har en usikkerhet knyttet til modellering av referanse-ANC. 1880 viste seg ikke å være egnet som referanseår, ettersom forsuringen allerede var i gang på dette tidspunktet. Referanse-ANC fra 1800 gav rimeligere resultater og også godt samsvar mellom interpoleringsmetodene. Derfor anbefales resultatene fra denne klassifiseringsmetoden, og siden begge interpoleringsmetodene hadde fordeler og ulemper, anbefales det å bruke gjennomsnittsklassifisering fra disse.

For mer presise resultater ville det være en fordel å anvende MAGIC-modellen med spesielt fokus på referanse-ANC. Dette vil også være viktig for det norske MAGIC-biblioteket, som skal brukes blant annet til å kunne klassifisere med den nye metoden. Tidstrendsjøene kan også modelleres med bakgrunnsavsetning, slik at resultatene kan gå tilbake til 1800, som for tusensjøene. Det er behov for bedre estimerer for og tilpasning av avsetningsdata og utvikling av modellen med hensyn på mulige endringer i forvittringshastighet som følge av klimaendringene. Samtidig er det vanskeligere å modellere når forsuringen avtar, avsetningen endres sakte og naturlig år-til-år variasjon kan overstige avstanden til referansetilstanden.

Klassifisering basert på disse resultatene bør bare benyttes der det er nødvendig, og helst sammen med andre datakilder. Det er også anbefalt primært å bruke denne klassifiseringen for innsjøer.

Summary

The purpose of this work has been to estimate the acidification status for southern Norway south of Møre og Romsdal and Trøndelag, both the current status and future development. The maps produced can be used to assess acidification status for lakes without monitoring data. The work is based on results for acid neutralising capacity (ANC) from modelling of the “thousand lakes” and the trend lakes using the acidification model MAGIC. These results were then interpolated across the entire land area using two different interpolation methods: the matching method applied in the Swedish MAGIC library, and interpolation using generalized additive models (GAM). Interpolation was performed both for the thousand lakes alone and for the thousand lakes and trend lakes combined. The area was then classified using both the current classification method for acidification status and the proposed new method. The new method evaluates ANC (organic acid adjusted) relative to reference conditions. Here, both 1880 and a background condition (set to the year 1800) were used as reference years.

The different combinations of interpolation and classification methods produced in some cases markedly different results. Using the current classification system, the matching method yielded the poorest status, while the GAM method indicated very little acidification. Monitoring data, however, show that acidification is still present in certain areas, and it is therefore reasonable to place greater confidence in results that reflect this. The new classification method indicated little acidification when using reference ANC for 1880. When using reference ANC for 1800, this method produced larger areas with moderate status. This approach also provided the best agreement between the two interpolation methods.

The MAGIC modelling showed good agreement with observed values for current ANC. Both interpolation methods somewhat overestimated ANC at low values, most notably the GAM method. This may have contributed to an overestimation of the proportion of lakes classified as having high or good status under the current classification system. This system is highly sensitive to small deviations in ANC level. The new classification system is conceptually better, as it evaluates a site-specific distance from reference conditions. This method is also less affected by deviations in ANC level, but it carries uncertainty related to the modelling of reference ANC. The year 1880 proved unsuitable as a reference year, since acidification had already begun by that time. Reference ANC from 1800 produced more reasonable results and showed good agreement between the interpolation methods. Therefore, the results based on this classification method are recommended, and since both interpolation methods had advantages and disadvantages, it is recommended to use the average classification from the two.

For more precise results, it would be beneficial to apply the MAGIC model with particular focus on reference ANC. This will also be important for the Norwegian MAGIC library, which will be used, among other things, to enable classification using the new method. The trend lakes can also be modelled using background deposition, allowing the results to extend back to 1800, as is done for the thousand lakes. There is a need for improved estimates and adjustment of deposition data, as well as further model development regarding potential changes in weathering rates resulting from climate change. At the same time, modelling becomes more challenging as acidification declines, deposition changes slowly, and interannual natural variability may exceed the deviation from reference conditions.

Classification based on these results should only be used where necessary, and preferably in combination with other data sources. It is also recommended that this classification is used primarily for lakes.

1 Innledning

I henhold til vannforskriften skal økologisk tilstand eller potensiale fastsettes for alle norske vannforekomster. Forsuring er en viktig påvirkning i Norge, og mange elver og innsjøer skal derfor klassifiseres med hensyn til forsureningstilstand. Klassifiseringen skal fortrinnsvis baseres på biologiske data, kombinert med fysisk-kjemiske støtteparametere. Mange steder vil man kun ha tilgang på kjemiske data, men for et flertall av vannforekomstene vil heller ikke slike data være tilgjengelig. I slike tilfeller kan man basere klassifiseringen på modellering eller data fra en representativ vannforekomst (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018).

Miljømålet for norske overflatevannforekomster er at de skal oppnå minst god økologisk og kjemisk tilstand. Dette skal skje innen gjeldende planperiode, som nå er 2021-2027. Der miljømålet ikke er oppnådd skal det iverksettes tiltak. Ved særlige forhold kan fristen for å nå miljømålet utsettes. For forsurening er utsettelse på grunn av naturgitte forhold spesielt relevant.

Sur nedbør, som følge av utslipp av svoveloksider (SO_x) og oksidert og redusert nitrogen (NO_x, NH_y), over Norge har blitt kraftig redusert de siste tiårene (Blake mfl., 2023), primært takket være Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (LRTAP). Dette har resultert i en kraftig forbedring av forurensningstilstanden (Vogt og Skancke, 2025). Bedring av vannkjemien oppnås når tilførselene av basekationer til jorda fra forvitring og fra atmosfæren er større enn det som fjernes ved sur nedbør (Wright mfl., 2005). Dette kan være en sakte prosess, og kalking kan derfor benyttes hvis man ønsker raskere forbedring for en gitt lokalitet. Det er imidlertid hverken mulig eller ønskelig å kalke alle forsurrede innsjøer. For å kunne vurdere behov for utsettelse av fristen for å nå miljømålet, er det derfor nyttig å ha kunnskap også om framtidig forsuringsutvikling.

Hovedformålet med dette arbeidet har vært å modellere dagens forurensningstilstand i den delen av Norge hvor forurensning inngår i klassifiseringen, det vil si fylkene sør for Møre og Romsdal og Trøndelag. Forurensningstilstanden er estimert for hele arealet og framstilt i kart, som kan benyttes til å klassifisere vannforekomster uten data med hensyn til forurensning. Modellarbeidet er basert på innsjødata, og resultatene bør derfor primært benyttes til klassifisering av innsjøer. Forsuringsutviklingen er også modellert framover i tid, med estimater for neste planperiode og fram til slutten av århundret.

Arbeidet er en videreføring av et arbeid som ble gjort i 2016 (Austnes mfl., 2016). Det benyttes her tilsvarende metodikk, men også en annen metode for romlig interpolering. Relativt store usikkerheter gjør det nyttig å benytte ulike tilnærminger. Det er også brukt to forskjellige systemer for klassifisering av forurensningstilstand: det nåværende norske klassifiseringssystemet (Miljødirektoratet, 2026) og et nylig utviklet, nordisk system (Fölster mfl., 2024). Dette nye systemet har vært under utvikling de siste årene (Fölster mfl., 2021). Utgangspunktet var at systemene i Norge og Sverige gav ulike utslag, med en noe strengere bedømming med det svenske systemet. Det nye systemet bygger på prinsippet fra det svenske systemet, hvor grenseverdiene er gitt som et avvik fra referansetilstand for den enkelte lokalitet. I det norske systemet er grenseverdiene typespesifikke, der vanntypen er definert av konsentrasjon av kalsium (Ca) og totalt organisk karbon (TOC). Avviket fra referanseverdi i både det svenske systemet og det nye er estimert ved å benytte MAGIC-modellen (Cosby mfl., 1985a; Cosby mfl., 1985b; Cosby mfl., 2001). I det nye systemet er det satt nye grenseverdier, basert på grundige statistiske analyser av kjemiske og biologiske data.

Siden 2016 er det også blitt et bedre datagrunnlag, med den nasjonale innsjøundersøkelsen i 2019 (Hindar mfl., 2020). Den reiste imidlertid også nye spørsmål, ettersom det ble observert en uventet økning i Ca-konsentrasjon mange steder. Normalt ville nedgangen i sulfat(SO₄)-konsentrasjon, som følge

av redusert avsetning, også gi redusert Ca-konsentrasjon, etter prinsippet om elektronøytralitet. de Wit mfl. (2023) foreslo at den observerte økningen kunne skyldes økt forvitring, knyttet til klimaendringer. Også en større internasjonal analyse gjennom ICP Waters (LRTAP-konvensjonen) viste at Ca-konsentrasjonen mange steder har avtatt mindre enn endringen i SO_4 -konsentrasjon skulle tilsi (Vogt mfl., 2024). Endring i forvittringshastighet over tid er ikke inkludert i MAGIC-modellen.

2 Materialer og metode

I arbeidet med denne rapporten er det benyttet kunstig intelligens (KI) som verktøy på følgende måte: Copilot er brukt til å oversette fra engelsk til norsk (beskrivelse av GAM-metodikken) og fra norsk til engelsk (engelsk sammendrag). Alt innhold er gjennomgått, redigert og faglig vurdert av forfatterne.

Rapporten inneholder noe gjenbruk av tekst fra Austnes mfl. (2016) i kapittel 1, deler av kapittel 2 og kapittel 4.2.

2.1 Oversikt over metodikken

Metodikken for å modellere forsureningstilstand i tid og rom er basert på følgende:

- Måledata fra innsjøer: Data fra den nasjonale innsjøundersøkelsen og de såkalte tidstrendsjøene.
- Modellresultater for disse innsjøene: MAGIC-modellen er benyttet for å modellere syrenøytraliserende kapasitet (ANC) for referansetilstand, nåtid og framtid.
- Metodikk for romlig interpolering av modellresultatene: Her benyttes to metoder, for å kunne sammenligne og ta høyde for usikkerhet.
 - o Kobling med metodikk fra det svenske MAGIC-bibliotek: I MAGIC-biblioteket kobles innsjøer uten MAGIC-resultater mot innsjøer med slike, for å kunne tilegne MAGIC-resultater til innsjøene uten. I dette tilfellet er det ingen konkrete innsjøer uten data, så her benyttes i stedet tålegrensedatabasen, som angir en vannkjemi per rute i et rutenett over Norge.
 - o Interpolering ved generalised additive models (GAM-modeller): Dette er en statistisk metode som benytter sammenhenger internt i innsjødatasettet til å lage en modell for å estimere ANC for hele arealet.
- Forklaringsvariabler: Begge metodene for interpolering krever forklaringsvariabler. Disse må være tilgjengelige både for innsjøene og området det interpoleres til. Det betyr at for koblingen kan man inkludere vannkjemi, mens for GAM-metoden kan man kun benytte romlige variabler.
- Metodikk for klassifisering: Den foreslåtte, nye nordiske metoden og den nåværende metoden, som gitt i klassifiseringsveilederen. Den nåværende klassifiseringsmetoden krever fastsetting av vanntype, dvs. at Ca- og TOC-konsentrasjon må fastsettes for hele arealet, i tillegg til ANC.

Detaljer om de ulike delene av metodikken, inkludert relevante referanser, er gitt i det følgende.

Tilstandsklasse skulle fastsettes for fylkene sør for Møre og Romsdal og Trøndelag. For å unngå kanteffekter, dvs. at viktig informasjon for den romlige interpoleringen fra rett på andre siden av fylkesgrensen gikk tapt, er inngangsdata hentet fra hele området sør for ca. Trondheim, mens resultatene presenteres kun for de utvalgte fylkene.

2.2 MAGIC-modellering

Model of Acidification of Groundwater in Catchments (MAGIC) er en dynamisk modell som modellerer forurensningsutvikling i vann ved å beregne endringer i jord- og vannkjemi som følge av endringer i sur

nedbør (Cosby mfl., 1985a; Cosby mfl., 1985b; Cosby mfl., 2001). Modellen kalibreres mot målte verdier for jord- og vannkjemi og simulerer historisk og framtidig vannkjemi basert på avsetningsscenarier. I senere år har modellen blitt overført til modellplattformen Mobius (Norling mfl., 2025).

Dette prosjektet er i utgangspunktet basert på resultater fra tidligere MAGIC-modelleringer av to ulike innsjødatasett:

- Den nasjonale innsjøundersøkelsen (tusensjøene): Dette er et sett av ca. 1000 statistisk utvalgte innsjøer fra hele landet, som ble prøvetatt i 1995 (Skjelkvåle mfl., 1996) og igjen i 2019 (Hindar mfl., 2020). Av disse er det tidligere (Sample mfl., 2024) valgt ut 785 innsjøer med relativt lite nedbørfelt ($< 50 \text{ km}^2$), som ikke har oppstrøms innsjøer med areal $> 2 \text{ km}^2$ og som anses minimalt påvirket av lokal menneskelig aktivitet (landbruk, urbane aktiviteter og punktutslipp). De 529 av disse 785 innsjøene som ligger sør for Trondheim (breddegrad $\leq 63,4$) ble benyttet her. Tusensjøene ble sist modellert i 2023 (Kaste mfl., 2023), som var en justering av modelleringen i 2022 (Kaste mfl., 2022).
- Tidstrendsjøene: Dette er 78 innsjøer som benyttes til å overvåke effekter av langtransportert forurenset luft og nedbør (Vogt og Skancke, 2025). De har i hovedsak blitt overvåket årlig siden 1986 og inngår nå i overvåkingsprogrammet Økofersk trend. 57 av disse innsjøene ligger sør for Trondheim. Tidstrendsjøene er nå for første gang modellert samlet med MAGIC. Resultatene ble benyttet i en felles rapport fra Working Group on Effects under LRTAP-konvensjonen til konvensjonens Executive Body i 2025¹, men det er gjort noen justeringer i kalibreringen siden da. Modelleringen av tidstrendsjøene vil også publiseres i en ICP Waters-rapport.
- Noen få innsjøer tilhører begge datasett. Disse ble behandlet som tidstrendsjøer.

Til modelleringen trengs det vannkjemiske data, hydrologiske data, jorddata, nedbørfeltinformasjon og avsetningsdata. Modellen kalibreres for ett eller flere år. Ved å benytte estimert avsetning tilbake til en tid med liten langtransportert forurensning vil modellen estimere forurensningstilstanden over tid. Gjennom kalibreringen kan man justere modellparametere slik at det blir størst mulig samsvar mellom observasjoner og modellresultat i kalibreringsperioden. For 1000-sjøene som kun ble kalibrert på ett måletidspunkt av gangen ble kalibreringen avsluttet hvis modellresultatene samsvarte med observasjonene innenfor en veldig lav feiltoleranse. For tidstrendsjøene, hvor det var mange måletidspunkter, optimaliserte man for lavest kvadratsumfeil, men her kan feilen mot målinger i enkeltår være høyere. Ved å benytte scenarier for avsetning kan modellen kjøres framover i tid og estimere videre utvikling i forurensningstilstanden. Det er noen forskjeller i metodikk og datakilder for modelleringen av de to datasettene. I begge tilfeller ble det kalibrert for å oppnå en best mulig ANC. Det ble ikke kalibrert med hensyn på pH, labilt aluminium (Al), totalt organisk karbon (TOC), organiske anioner og bikarbonat (HCO_3). ANC defineres som

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

Tusensjøene er modellert med ett-punktskalibrering. Det vil si at det er benyttet vannkjemiske observasjoner for ett år for å kalibrere modellen. Modellen er kalibrert både på dataene fra 1995 og 2019, så det finnes to sett av modellresultater for disse innsjøene (Kaste mfl., 2023). Disse viste at modellen ikke helt klarte å simulere økningen i ANC fra 1995 til 2019. Det vil si at 1995-kalibreringen underestimerte ANC i 2019, mens 2019-kalibreringen overestimerte ANC i 1995. Dette ble knyttet til at den forventede nedgangen i Ca, som følge av nedgangen i SO_4 , var mindre enn antatt. Som nevnt kan dette skyldes økt forvitring (de Wit mfl., 2023). Det er mulig å legge inn en variabel forvitringshastighet i

¹ <https://unece.org/environment/documents/2025/11/reports/report-ex-post-analysis>

MAGIC, men det er vanskelig å kvantifisere. Det er foreløpig heller ingen prosess i MAGIC som er koblet til forvittringshastighet.

For tusensjøene er det benyttet følgende inngangsdata:

- Nedbørfeltareal, høyde og arealfordeling: Beregnet på nytt i Kaste mfl. (2022), basert på data fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) og Kartverket
- Innsjøareal: Fra NVEs innsjødatabase
- Vannføring: Normalavrenning 1991-2020 fra NVE, 1km*1km oppløsning
- Innsjøens oppholdstid: Ikke direkte inngangsdata, men inngår i MAGIC-modelleringen og styres da av nedbørfeltareal, innsjøareal og gjennomsnittlig innsjødybde. Sistnevnte ble beregnet på nytt i Kaste mfl. (2022), basert på en statistisk modell beskrevet i Sample mfl. (2024), som benytter innsjøareal og nedbørfeltparametere som helning og høyde
- Jorddata og opptak i skog: Basert på data fra Norsk institutt for bioøkonomi (Nibio), samme data som ble benyttet først i Larssen mfl. (2008) og deretter i øvrige rekalkibreringer av tusensjøene. Beskrevet sist i Kaste mfl. (2022)
- Sjøsaltavsetning: Her antas det som i tidligere kalibreringer at Cl-avsetningen tilsvarer avrenningen av klorid (Cl), som beregnes fra Cl-konsentrasjon og avrenning. Avsetningen av Ca, magnesium (Mg), natrium (Na), kalium (K) og SO₄ fra sjøsalt beregnes basert på Cl-avsetningen og forholdet til Cl i sjøvann (se tabell 2 i Kaste mfl., 2022). I hver kalibrering ble det i utgangspunktet benyttet Cl-fluks for de to årene med observasjoner, 1995 og 2019, og ellers et gjennomsnitt av disse. Dette ble justert for forskjeller i oppholdstid etterpå, for best mulig samsvar i kalibreringsåret.
- Avsetningsserier for SO_x* (* betyr eksklusivt sjøsalt) og oksidert og redusert nitrogen (hhv. NO_x og NH_y): Basert på fire ulike kilder:
 - o 1800: Bakgrunnsavsetning. Dette ble gjort tilgjengelig fra Coordination Centre of Effects (CCE, under LRTAP-konvensjonen) i forbindelse med en Call for Data i 2007-8. Denne avsetningen representerer kun naturlige kilder, som vulkanutbrudd. Det er den samme bakgrunnsavsetningen som brukes i Sverige. Den er ikke gitt for et spesifikt år. Av tekniske årsaker ble den i sin tid satt til 1860 i Sverige. I NIVAs MAGIC-modelleringer er den satt til 1800.
 - o 1880-1980: Estimer for historisk avsetning fra Schöpp mfl. (2003), med oppløsning 1/4 breddegrad*1/2 lengdegrad og verdier for hvert femte år.
 - o 1980-2019: Estimert avsetning fra NILU (Blake mfl., 2023), aggregert til såkalte BLR-ruter, dvs. et rutenett på ca. 12km*12km (1/8 breddegrad*1/4 lengdegrad). Våtavsetningen er basert på data fra nedbørstasjoner, interpolert ved en kriging-rutine. Tørravsetning er basert på interpolerte luftkonsentrasjoner og litteraturverdier for prosesser. Verdiene er gitt som fem-års gjennomsnitt.
 - o 2040: Avsetningsscenarier fra EMEP/MS-CW (under LRTAP-konvensjonen), jmf. dagens lovgivning, beregnet i forbindelse med revisjonen av Gøteborg-protokollen, oppløsning 0,1*0,1 grader. Disse dataene ble tilgjengelige våren 2025. Bruken av disse framtidsscenariene er det eneste avviket fra Kaste mfl. (2023). Etter 2040 er avsetning satt konstant.

Det antas at NILU-dataene best representerer nivået og den romlige variasjonen, så de andre dataseriene justeres til NILU-nivå. For de historiske dataene beregnes forholdet mellom disse og NILU-dataene i 1980, og så justeres det bakover i tid ved å bruke dette forholdet. Det er også lagt inn en ekstra justering for å holde nivået i 1880 konstant (se illustrasjon i appendiks 2 i Kaste mfl. (2022)). For scenariene fra EMEP er det gitt verdier for basisåret 2015. Dette benyttes til å beregne forholdet mellom EMEP- og NILU-verdiene, som brukes til å justere verdiene for 2040. Slik oppnås en konsistent tidsserie. Det antas lineær endring fra 2019 til 2040 og konstant avsetning fra 2040 til 2100.

- Avsetning justert til innsjøene:
 - o Estimert avsetning som beskrevet over vil aldri være nøyaktig lik avsetningen for det enkelte nedbørfeltet, på grunn av lokal variasjon. Avsetningen for nedbørfeltet estimeres i stedet fra SO_4^* -avrenningen, og forholdet mellom denne og SOx^* fra avsetningsseriene i kalibreringsåret brukes som en faktor for å skalere avsetningsseriene. Avsetningsseriene benyttes dermed til å beskrive endring over tid, men ikke absoluttnivået. Noen få innsjøer har høy SO_4^* -avrenning sammenlignet med - avsetningen. Dette antas å komme fra forvitring, så her trekkes dette bidraget fra før skaleringen (se detaljer i Kaste mfl. (2022)). Etter skaleringen kalibreres skaleringsfaktoren (justering).
 - o NOx - og NH_y -avsetningen skales til SOx^* -avsetningen basert på henholdsvis NOx/SOx^* - og NH_y/SOx^* -forholdet i avsetningen i kalibreringsåret. NOx og NH_y blir deretter kalibrert for å ta hensyn til nitrifikasjon, opptak og denitrifisering. Nitrifikasjonen justeres til NH_4 er lav nok, og så fjerning av NO_3 ved opptak eller denitrifikasjon til NO_3 er lav nok (se detaljer i Kaste mfl. (2022)).

Kalibreringen er gjort ved først å optimalisere Cl, så SO_4 og deretter nitrat (NO_3) og til slutt alle basekationene (Ca, Mg, Na, K) samtidig (Larssen mfl., 2008). N-retensjon, organiske syrer, forvittringshastighet og løseligheten av aluminiumhydroksid er holdt konstant (se detaljer og beregninger i Kaste mfl. (2022) med appendiks B). Nitrifikasjon i vann kunne beregnes mer nøyaktig for 2019-kalibreringen pga. tilgjengelighet av målte verdier for ammonium (NH_4).

Tidstrendsjøene er kalibrert ved å benytte hele tidsserien av observasjoner fra 1986 til 2022. Ved å benytte årlige data er det forsøkt å modellere den observerte utviklingen i ANC til tross for begrensningene i modellen knyttet til forvittringshastighet. Ved denne typen kalibrering var det behov for å gjøre noen endringer i inngangsdataene:

- Nedbørfeltareal, høyde og arealfordeling: Beregnet tidligere på tilsvarende måte som for tusensjøene.
- Innsjøareal: Som for tusensjøene.
- Vannføring: Modellert avrenning fra NVE for 1986-2022, 1km*1km oppløsning. Perioden før og etter satt konstant til gjennomsnitt av henholdsvis første og siste fem-års-periode.
- Innsjøens oppholdstid: Som for tusensjøene.
- Jorddata og opptak i skog: Valgt per arealtype (skog, myr, bart fjell) fra nærmeste tusensjø og aggregert etter arealfordelingen i tidstrendsjøen.
- Sjøsaltavsetning: Prinsipp som for tusensjøene, men her ble det benyttet variabel Cl-avrenning for 1986-2023, som etterpå ble justert for oppholdstid til å treffe eksakt hvert år. Som for vannføring ble Cl-avrenningen før 1986 og etter 2022 satt til gjennomsnitt av henholdsvis første og siste fem-års-periode.
- Avsetningsserier for S^* og N: For tidstrendsjøene har ikke bakgrunnsavsetningen blitt inkludert i modelleringen, som betyr at resultater for 1800 ikke er tilgjengelige. Ellers var avsetningsseriene tilsvarende som for tusensjøene, med unntak av sammenkoblingen mellom NILU-data og den historiske avsetningen fra Schöpp mfl. (2003). Her ble den historiske avsetningen justert med faktoren for 1980 hele veien, og det var ingen justering for å holde nivået i 1880 konstant. Dette ble antatt mer korrekt, ettersom det ikke er større grunn til at den historiske avsetningen skal være mer nøyaktig tidlig enn seint i perioden.
- Avsetning justert til innsjøene: I motsetning til for tusensjøene ble det ikke gjort noen forhåndsskalering til innsjøene. I stedet ble skaleringsfaktoren for SOx^* -avsetningsserien kalibrert, så her sørger kalibreringen for hele skaleringen. Nitrogen-avsetningen ble tilsvarende kun kalibrert, og ikke først skalert.

Kalibreringen ble gjort i samme rekkefølge som for tusensjøene. For tidstrendsjøene tillot vi kalibreringsrutinen å justere parameterne for konsentrasjon av organisk syre og Al-OH^- -forholdet i jorda fordi dette gjorde det mulig å få en bedre tilpasning av trendene for basekationene i innsjøen.

2.3 Romlig interpolering

2.3.1. Koblingsmetoden

Dette er metoden som benyttet i Austnes mfl. (2016), med noen justeringer. Koblingsmetoden bygger på prinsippene i det svenske MAGIC-biblioteket (Moldan mfl., 2020). Dette er et verktøy som brukes til å vurdere historisk og framtidig forsureningstilstand for lokaliteter som ikke er modellert med MAGIC, ettersom dette er tidkrevende og komplisert å gjøre overalt. Biblioteket består av et sett med MAGIC-resultater for et stort antall lokaliteter. Ved hjelp av vannkjemiske data og romlig informasjon for en gitt lokalitet, bruker verktøyet en statistisk koblingsmetode for å finne den lokaliteten i biblioteket som ligner mest på den gitte lokaliteten. Man antar da at man kan benytte MAGIC-resultatene fra lokaliteten i biblioteket til å representere den lokaliteten man la inn informasjon om.

I dette prosjektet ble MAGIC-resultater for tusensjøene og tidstrendsjøene brukt som bibliotek, mens det man ønsket å få MAGIC-resultater for var hele arealet. For å oppnå dette benyttet vi tålegrensedatabasen for forsurening (Austnes mfl., 2023), basert på BLR-ruter ($1/8$ breddegrad* $1/4$ lengdegrad). Hver rute ble i sin tid tilegnet en vannkjemie, basert primært på data fra regionalundersøkelsen i 1986 (Lien mfl., 1987; Henriksen og Buan, 2000). TOC-konsentrasjon i tålegrensebasen er nå basert på den nasjonale innsjøundersøkelsen i 2019 (se 2.3.2). For koblingen ble imidlertid TOC-konsentrasjon fra den tidligere versjonen av tålegrensedatabasen brukt, som var fra den nasjonale innsjøundersøkelse i 1995. Dette var fordi disse bedre representerer 1986 og dermed den øvrige vannkjemien i tålegrensedatabasen. For ruter som manglet TOC-konsentrasjon i den tidligere versjonen, ble konsentrasjonen fra den nåværende tålegrensedatabasen (fra 2019) benyttet.

Hver rute ble altså koblet til den innsjøen som ligner mest. Prinsippet bak koblingen er at man beregner en multidimensjonell avstand, dvs. summen av absolutt avstand for alle variablene som inngår i sammenligningen. Objektet (i dette tilfellet en modellert innsjø) som har den laveste summen i avstand til sammenligningsobjektet (den aktuelle ruten) blir valgt til koblingen. Variablene har først blitt normalisert ved å trekke fra gjennomsnittet og dele på standardavviket over hele settet av modellerte innsjøer. Algoritmen for beregning av avstand inneholder også en vektning av variablene. Denne beregnes fra lineære regresjoner av ANC fra 1880 mot hver av de normaliserte variablene for innsjøsettet. Absoluttverdien av stigningstallene fra disse regresjonene benyttes som vekt for den enkelte variabelen (Tabell 1).

Forklaringsvariablene inkluderer variabler som er relevante for forsurening og som ofte er tilgjengelige for lokaliteter som overvåkes for dette. Her er det benyttet følgende forklaringsvariabler:

- Vannkjemie: Ca, Mg, Cl og SO_4 , som tilegnet for rutene og som modellert for innsjøene for 1986. Her er det tatt ut modellresultater fra 1995-kalibreringen. Ettersom kalibreringsåret er nærmest i tid, antas disse bedre å representere vannkjemien i 1986 enn 2019-kalibreringen. TOC er som tilegnet for rutene (se over) og som målt i 1995 for innsjøene. Likheter i disse vannkjemiske parameterne kan indikere likhet i forsureningstilstand og bufferevne.
- Koordinater: For rutene brukes midtpunktet, for innsjøene prøvepunktet. Lokaliteter som ligger nære hverandre vil ha likheter i avsetningsnivå, berggrunn, jordtype og klima.
- Høyde over havet: Arealveiet gjennomsnittlig høyde for rutene, beregnet fra Kartverkets høydedata med 40m oppløsning. Høyde for prøvepunktet for innsjøene, som gitt i NIVAS database. Høyde kan, særlig sammen med koordinater, si noe om jorddybde og vegetasjon.

- Avrenning: Fra NVEs avrenningsnormal for 1991-2020, oppløsning 1km*1km. Arealveiet gjennomsnitt for BLR-rutene, avrenning som for prøvepunktets 1km*1km-rute for innsjøene. Avrenning kan være relatert til utvasking av basekationer fra jorda.
- Innsjøareal: Vannkjemien for rutene representerer forsursfølsomme innsjøer, som typisk er mindre innsjøer. For rutene ble dette satt til 2 km². For innsjøene ble innsjøenes faktiske areal benyttet (som for MAGIC-modelleringen). Bruken av et konstant innsjøareal for rutene er en grov tilnærming, men en test viste at det gav liten forskjell om innsjøareal ble inkludert som forklaringsvariabel eller ikke, så det ble beholdt.

Det svenske biblioteket bruker ikke høyde over havet, slik som ble gjort her for de norske innsjøene. Der brukes imidlertid pH. pH henger nøye sammen med forsuring, men er ikke tilgjengelig for rutene. Det er mulig å estimere basert på blant annet ANC og TOC, men det ble ansett å introdusere mer usikkerhet enn det reduserer.

Det hadde vært mulig å benytte de øvrige romlige forklaringsvariablene som ble benyttet i GAM-metoden, men det ble valgt å holde seg til MAGIC-bibliotek-tilnærmingen, dvs. å bruke lett tilgjengelige variabler. Dette fordi det er slik et MAGIC-bibliotek for Norge vil fungere.

Tabell 1 Vektcoeffisienter for viktigheten av hver (normaliserte) forklaringsvariabel i koblingen.

Variabelnavn	Vektcoeffisient ved kobling mot alle sjøer	Vektcoeffisient ved kobling mot kun tusensjøer
Breddegrad	0.0024	0.0070
Lengdegrad	0.0383	0.0101
Høyde	0.0028	0.0049
Innsjøareal	0.0031	0.0084
TOC	0.0077	0.0012
Avrenning	0.0061	0.0142
Cl	0.0449	0.0328
SO ₄ *	0.1450	0.1628
Ca*	0.6643	0.6565
Mg*	0.0854	0.1020

MAGIC-resultater for innsjøene som ble koblet til rutene ble brukt i den videre klassifisering. For tusensjøene hentet man MAGIC-resultater fra 2019-kalibreringen for den samme innsjøen som ble koblet til ruten basert på 1995-kalibreringen.

2.3.2. GAM-metoden

ANC og Ca-konsentrasjon ble også interpolert ved bruk av generaliserte additive modeller (GAM-modeller). GAM-modeller ble valgt på grunn av evnen til å beskrive komplekse, ikke-lineære sammenhenger mellom forklaringsvariabler og responsvariabler, samtidig som romlig struktur ivaretas gjennom glatte funksjoner av geografiske koordinater. Modelleringen tok utgangspunkt i observert vannkjemi og et sett av potensielle forklaringsvariabler inkludert avrenning, høyde over havet, berggrunn, andel av nedbørfeltet med bart fjell eller under marin grense og TOC. Flere GAM-modeller ble tilpasset ved bruk av disse variablene, og modellene ble deretter evaluert ved hjelp av statistiske ytelsesmål og diagnostiske analyser for å identifisere den best tilpassede modellen. Den valgte modellen ble videre anvendt på rutenettbaserte rasterdata for forklaringsvariablene for å generere

romlige prediksjoner av ANC og Ca med en oppløsning på 1km*1km. Separate modeller ble utviklet for ANC og Ca innenfor samme modelleringsrammeverk. Prosedyren ble gjennomført uavhengig for hvert av de utvalgte årene (1800, 1880, 2026, 2033, 2040 og 2100), som resulterte i årsspesifikke romlige prediksjoner. Samlet sett muliggjør denne tilnærmingen estimering av vannkjemiske forhold i områder uten måldata ved å utnytte statistiske sammenhenger mellom observerte konsentrasjoner og nedbørfeltegenskaper.

2.3.2.1. GAM-prinsipper

Generaliserte additive modeller (GAM-modeller) er en utvidelse av generaliserte lineære modeller der den lineære forklaringsvariabelen uttrykkes som en sum av glatte funksjoner av kovariater (Hastie og Tibshirani, 1987; Wood, 2025). I dette rammeverket modelleres verdien til responsvariabelen som (Wood, 2025):

$$g(\mu_i) = \beta_0 + \sum_j f_j(x_{ij})$$

der μ_i er den forventede verdien til responsvariabelen for observasjon i . Funksjonen $g(\cdot)$ er linkfunksjonen som relaterer den forventede verdien av responsvariabelen til den lineære forklaringsvariabelen. For gaussiske modeller er dette typisk identitetslinken, mens en log-link ofte brukes for gamma-modeller. Leddet β_0 er konstantleddet, som representerer basisnivået til responsen når alle glatte funksjoner er sentrert rundt null. Funksjonene $f_j(\cdot)$ er glatte funksjoner av forklaringsvariablene, estimert fra dataene, og som tillater fleksible, ikke-lineære sammenhenger mellom responsvariabelen og hver forklaringsvariabel. Variabelen x_{ij} betegner verdien av forklaringsvariabel j for observasjon i .

Glatte funksjoner representeres ved hjelp av basisutvidelser (f.eks. splines) og estimeres til data ved å «belønne» god tilpasning, men også gi en «straff» for hvor «bølgete» de er (wiggliness) (Wood, 2025). Modellestimering utføres ved å maksimere en straffet likelihood (penalized likelihood), der en glatthetsparameter (λ) styrer avveiningen mellom tilpasningsgrad og glatthet. Høyere verdier av λ gir glattere funksjoner, mens lavere verdier tillater mer fleksible tilpasninger.

I denne studien ble det brukt straffede regresjons-splines for å representere de glatte leddene. Modellkompleksiteten ble styrt av glatthetsparametere som ble valgt ved rutenettsøk kombinert med kryssvalidering. Dette gir en mer prediksjonsfokustert metode enn tradisjonelle likelihood-baserte valg av glatthet (Wood, 2025).

For å ta hensyn til romlig autokorrelasjon og uobservert romlig struktur ble en todimensjonal tensorprodukt-glatting av romlige koordinater, $te(x,y)$, inkludert i alle modellene. Dette kan tolkes som en glatt funksjon $f_{space}(x_i, y_i)$ som representerer romlig variasjon. Tensorprodukt-glattinger tillater ulike grader av glatthet i x - og y - dimensjonene og er særlig godt egnet for projiserte koordinatsystemer (Wood, 2025). Det romlige leddet ble inkludert for å forbedre prediksjonsevnen og ble ikke tolket som en kausal forklaringsvariabel. Tidsvariasjon ble ikke eksplisitt modellert ved hjelp av glatte funksjoner. I stedet ble separate modeller tilpasset for hvert år, noe som tillot at sammenhengene mellom responsvariabelen og forklaringsvariablene kunne variere mellom år.

GAM-rammeverket tillater også fleksibilitet i den antatte responsfordelingen (Wood, 2025). I denne studien ble alternative modellfamilier evaluert for å ta hensyn til skjevhet og heteroskedastisitet i responsvariabelen.

2.3.2.2. Data, preprosessering og forklaringsvariabler

Modellene ble trent ved bruk av innsjøobservasjoner av ANC eller Ca der hver observasjon ble koblet til forklaringsvariabler avledet fra romlige datasett.

Treningsdataene ble begrenset til innsjøer som ligger sør for breddegrad 63,4. Det ble laget separate modeller for datasettet med både tusensjøer og tidstrendsjøer og datasettet med bare tusensjøer. Geografiske koordinater ble transformert fra UTM (EPSG:25833) til geografiske koordinater for filtrering og deretter representert i kilometer (x_km, y_km) for modellering.

Følgende forklaringsvariabler ble vurdert:

- Høyde over havet: Som for koblingsmetoden.
- Avrenning: Som for koblingsmetoden, men her kunne NVEs 1km*1km-data brukes direkte for rutene.
- TOC: I forbindelse med oppdateringen av tålegrensedatabasen ble det laget et TOC-kart for Norge med oppløsning 1km*1km basert på TOC-konsentrasjon fra tusensjøene og tidstrendsjøene i 2019 og tilsvarende GAM-metodikk som benyttet her (Austnes mfl., 2023). Dette ble brukt både for rutene og innsjøene (for prøvepunktets rute).
- Andel bart fjell: Beregnet fra AR50-kartlag fra Nibio, bart fjell definert som kategoriene «51 Ikke vegetasjon, impediment» og «70 Bre: Is og snø som ikke smelter i løpet av sommeren», som i Austnes mfl. (2023). Beregnet for rutene og innsjøenes nedbørfelt. Andel bart fjell er relatert til nedbørfeltets bufferevne.
- Berggrunn: Utgangspunkt i kartlaget Berggrunn N250 fra Norges Geologiske Undersøkelser (NGU). De ulike bergartene ble fordelt på to kategorier etter om de lett avgir Ca eller ikke, som en indikasjon på nedbørfeltets bufferevne. Andel areal med berggrunn som lett avgir Ca ble brukt som indeks og beregnet for rutene og for innsjøenes nedbørfelt.
- Andel under marin grense: Andel av rutenes eller innsjøenes nedbørfelt under marin grense, beregnet fra kartlaget MarinGrenseFlate (NGU). Over eller under marin grense er også en indikasjon på bufferevne.

Flere av disse variablene representerer overlappende aspekter ved nedbørfeltets bufferkapasitet. Derfor ble ulike kombinasjoner av forklaringsvariabler testet, for å finne en modell som var så enkel som mulig uten å miste forklaringskraft.

2.3.2.3. Modellformulering og modelltilpasning

Flere modellformuleringer ble evaluert for å ta hensyn til ulike antakelser om responsfordeling og variansstruktur, inkludert både Gaussiske og Gamma-baserte GAM-modeller. Alle modellene ble tilpasset ved bruk av straffede regresjons-splines, der antall basisfunksjoner for forklaringsvariabler og romlige glatte ledd var forhåndsdefinert, og modellkompleksitet ble kontrollert gjennom en straff for økt kompleksitet. Glattingparametere ble optimalisert ved rutenettsøk innenfor hvert treningssett under kryssvalidering.

2.3.2.4. Modellevaluering

En 5-delt kryssvalideringsprosedyre ble brukt for å sikre robust evaluering samtidig som det ble opprettholdt tilstrekkelig mengde treningsdata i hvert trenings-datasett. Datasettet ble delt tilfeldig i fem, og hvert del-datasett ble brukt én gang som valideringsdatasett, mens de resterende dataene ble brukt til trening.

Alle forhåndsbehandlingssteg, inkludert optimalisering av glattingparametere, ble utført innenfor hvert trenings-datasett. Dette sikret at modellevalueringen var basert på prediksjoner for uavhengige data og forhindret informasjonslekkasje.

Følgende ytelsesmål ble beregnet for hvert trenings-datasett: Root Mean Squared Error (RMSE, rot av gjennomsnittlig kvadratfeil) og Mean Absolute Error (MAE, gjennomsnittlig absoluttfeil), forklaringsgrad (R^2) og skjevhet (gjennomsnittlig prediksjonsfeil) (se Vedlegg A). For hver modell ble gjennomsnittet og standardavviket for disse målene på tvers av trenings-datasett beregnet.

I tillegg til disse kvantitative målene ble modellens adekvathet vurdert ved hjelp av diagnostiske plott (se Vedlegg A). Disse inkluderte: residualfordeling, kvantil–kvantil-plott (Q–Q-plott), residualer mot tilpassede verdier, romlig fordeling av residualer og observerte mot predikerte verdier.

Disse diagnostiske verktøyene ble brukt til å evaluere sentrale modellantakelser, inkludert normalitet i residualene, homoskedastisitet og tilstedeværelsen av gjenværende romlig struktur. Mens kryssvalideringsmål gir et mål på prediksjonsevne, er diagnostiske plott essensielle for å identifisere systematiske modellmangler, som skjevhet, ikke-lineære residualmønstre eller romlig autokorrelasjon som kanskje ikke fanges opp av modellen (James mfl., 2021; Wood, 2025).

2.3.2.5. Modellvalg

Familie

Modellvalg ble basert på prediktive ytelsesmål i kombinasjon med diagnostisk evaluering. Som et første steg ble ulike modellfamilier sammenlignet ved bruk av hele settet av potensielle forklaringsvariabler. På tvers av alle år og datasett viste Gamma-baserte GAM-modeller (der uforklart variasjon er gamma-fordelt) gjennomgående bedre prediktiv ytelse enn Gaussiske modeller for både ANC og Ca, noe som ble reflektert i lavere RMSE og høyere R^2 -verdier. Forskjellen var mer uttalt for ANC, mens ytelsen for Ca var mer sammenlignbar mellom modellfamiliene, selv om Gamma-formuleringen forble gjennomgående best.

Den diagnostiske evalueringen støttet disse resultatene ytterligere, ved at Gamma-modellene viste forbedret residualatferd og en bedre tilpasning til fordelingen av responsvariablene. Dette er i samsvar med datamaterialet, som utelukkende besto av positive verdier og viste høyreskjevhet. Gamma-familien ble derfor valgt for all videre modellutvikling.

Evaluerer av kombinasjoner av forklaringsvariabler

Ved bruk av den valgte modellfamilien ble forklaringsvariabler evaluert for å finne en modellstruktur som både var enkel og vannkjemisk meningsfull. De potensielle forklaringsvariablene inkluderte avrenning, høyde over havet, andel bart fjell, berggrunn, totalt organisk karbon (TOC) og andel under marin grense, som representerer sentrale hydrologiske, geologiske og landskapsmessige faktorer som påvirker vannkjemien.

På tvers av både ANC- og Ca-datasettene var den prediktive ytelsen i stor grad lik mellom ulike kombinasjoner av forklaringsvariabler, noe som indikerer at et begrenset sett av variabler forklarte mesteparten av den forklarbare variasjonen. Valg av variabler ble derfor styrt både av de enkelte variablenes bidrag til modellens ytelse og deres vannkjemiske relevanse.

Den relative betydningen av hver variabel ble vurdert ved hjelp av en «fjern-en-variabel»-tilnærming, der en starter med alle forklaringsvariablene og deretter fjerner variabler én etter én, og den resulterende endringen i prediktiv ytelse ble evaluert (Tabell A.1–A.4).

For ANC (Tabell A.1–A.2) identifiserte denne analysen gjennomgående berggrunn og avrenning som de variablene med størst betydning for modellens ytelse på tvers av alle år og datasett. Fjerning av berggrunn resulterte i den største økningen i RMSE (omtrent 6,5–7,5 enheter), mens utelatelse av avrenning også førte til betydelige økninger i RMSE (omtrent 2,5–5,7 enheter), ledsaget av reduksjoner i R^2 . Høyde over havet bidro med ytterligere forklaringskraft, der fjerning økte RMSE med omtrent 1–2

enheter. TOC hadde en mindre, men generelt konsistent effekt (<1 enhet). Utelatelse av andel bart fjell og andel under marin grense gav derimot små og delvis inkonsistente endringer i modellens ytelse, noe som indikerer et begrenset tilleggsbidrag når øvrige variabler allerede var inkludert.

For Ca-konsentrasjon (Tabell A.3–A.4) var modellens ytelse mindre følsom for valg av forklaringsvariabler sammenlignet med for ANC. Berggrunn forble den mest innflytelsesrike variabelen på tvers av alle år og datasett, selv om økningen i RMSE ved fjerning var relativt liten (omtrent 0,11–0,13 enheter). Avrenning bidro også konsistent til modellens ytelse, med økninger i RMSE på omtrent 0,05–0,10 enheter ved utelatelse. Høyde over havet hadde en mindre effekt, der fjerning resulterte i små økninger i RMSE (omtrent 0,01–0,03 enheter). Utelatelse av andel bart fjell gav derimot små negative endringer i RMSE, noe som indikerer manglende tilleggseffekt, mens TOC hadde en neglisjerbar effekt ($\sim 0,00$ enheter). Bidraget fra andel under marin grense var lite og inkonsistent mellom datasettene.

Disse resultatene dannet grunnlaget for å velge et lite, men informativt sett av forklaringsvariabler til de endelige modellene. For ANC ble berggrunn, avrenning, høyde over havet og TOC beholdt, da disse fanget opp hoveddelen av den forklarbare variasjonen samtidig som de bevarte vannkjemisk relevans. For Ca ble et redusert sett av forklaringsvariabler bestående av berggrunn, avrenning og høyde over havet vurdert som tilstrekkelig til å representere de viktigste romlige mønstrene.

Diagnostisk evaluering av de endelige modellene

Diagnostiske plott for de endelige GAM-modellene for både ANC og Ca viste konsistente mønstre på tvers av år; derfor presenteres kun representative eksempler i Vedlegg A (Figur A.1 og A.2). Residualfordelingene var generelt sentrert rundt null, men viste en svak høyreskjevhet og kraftige haler, noe som indikerer sporadiske store positive avvik. Dette ble også reflektert i kvantil–kvantil-plot, som viste systematiske avvik fra normalfordeling i de øvre kvantilene. Plott av residualer mot predikerte verdier viste mild heteroskedastisitet, med økende spredning ved høyere predikerte verdier, særlig for ANC. Til tross for disse avvikene ble det ikke observert sterke strukturelle mønstre, noe som tyder på at modellene fanger opp de viktigste sammenhengene i dataene. Plott av observerte mot predikerte verdier indikerte godt overordnet samsvar, men avdekket et systematisk mønster med tendens til overestimering av middels høye verdier, mens høyere verdier ble noe underestimert, noe som reflekterer en glattingseffekt og regresjon mot middelverdien. Romlige residualplott viste ingen tydelig romlig samling av feilene, noe som indikerer at inkluderingen av romlige ledd i modellene i tilstrekkelig grad fanget opp den storskala romlige strukturen.

Vurdering av romlig ledd

Koordinater ble inkludert i modellene som et todimensjonalt romlig glatt ledd, $te(x,y)$, heller enn som valgbare forklaringsvariabler. Formålet er å ta hensyn til romlig autokorrelasjon og uoppløst romlig struktur, snarere enn å representere tolkbare faktorer. Derfor ble det romlige leddet inkludert i alle modellene.

For å vurdere bidraget fra det romlige leddet, ble modeller med og uten det romlige leddet sammenlignet (Tabell A.5–A.6). Inkludering av det romlige leddet forbedret konsekvent modellenes prediktive ytelse på tvers av alle år og datasett, med moderate, men konsistente reduksjoner i RMSE (omtrent 4–6 %) og tilsvarende økninger i R^2 . Tilsvarende resultater ble observert både for datasett med og uten tidstrendsjøer. Dette viser at det romlige leddet fanger opp meningsfull variasjon som ikke forklares av nedbørfeltvariablene alene. Samtidig presterte modeller basert utelukkende på det romlige leddet betydelig dårligere, noe som bekrefter at romlig struktur kompletterer, snarere enn erstatter, nedbørfeltvariablene.

2.3.2.6. Romlig prediksjon

De endelige GAM-modellene ble anvendt på romlige rasterdatasett for forklaringsvariabler til å modellere ANC og Ca-konsentrasjon på et 1km*1km rutenett sør for breddegrad 63,4. Prediksjoner ble beregnet for hver rutenettcelle ved bruk av de tilpassede glatte funksjonene og det romlige leddet. Verdiene for hver forklaringsvariabel ble hentet rett fra rasterlagene, slik at treningsdata og prediksjonsdata var basert på identiske datakilder.

For sammenligning med koblingsmetoden ble modellerte ANC-verdier på 1km*1km-rutenivå aggregert til BLR-ruter.

2.3.2.7. Programvare

Modelleringen ble utført i Python ved bruk av pyGAM (Servén mfl., 2025), et bibliotek som gjør det mulig å bygge GAM-modeller med straffede regresjons-splines.

2.4 Klassifisering

Klassifisering av forsureningstilstand er gjort basert på dagens og framtidig ANC-nivå. For konsistens og sammenligning er det benyttet MAGIC-modellert ANC også for dagens nivå. Siste observasjoner ville også vært for 2019 (tusensjøene) og 2024 (tidstrendsjøene), mens man med MAGIC-resultatene kan anslå ANC for 2026. For å ta høyde for variasjon mellom år, er det for årene 2026, 2033 og 2040 beregnet et tre-års gjennomsnitt for ANC, ved å benytte ANC også fra året før og etter det aktuelle året. For 2100, samt for referanse-ANC, er det tatt ut ANC kun for det aktuelle året. For tusensjøene ble resultatene hentet fra 2019-kalibreringen.

For begge klassifiseringsmetodene trengs det en TOC-konsentrasjon. Her er det benyttet den romlig modellerte 2019-konsentrasjonen (se avsnitt 2.3.2). Det antas at dagens TOC-konsentrasjon og referanse-TOC er ganske like. Den modellerte TOC-konsentrasjonen er tilgjengelig både for 1km*1km-rutenettet og aggregert til BLR ved arealveiet gjennomsnitt, fra tålegrensedatabasen (Austnes mfl., 2023).

For koblingsmetoden er klassifiseringen gjort basert på verdier for BLR-rutene. For GAM-metoden er klassifiseringen gjort for hver 1km*1km-rute, og deretter er denne aggregert til BLR-ruter ved å velge den tilstandsklassen som var representert av flest 1km*1km-ruter².

2.4.1. Nåværende klassifiseringsmetode

Den nåværende, norske klassifiseringsmetoden (Miljødirektoratet, 2026) krever fastsetting av innsjøens type for å velge klassegrense for ANC (jmf. tabell 7.3 i klassifiseringsveilederen). For fastsetting av TOC-type ble det brukt den romlig modellerte TOC-konsentrasjon som beskrevet over. Ca-typen ble fastsatt basert på MAGIC-modellert Ca for 1880 eller 1800 (2019-kalibreringen for tusensjøene), siden Ca-typen skal representere referanseverdien. Ca-typen ble fastsatt for rutene på to ulike måter:

- Koblingsmetoden: Her ble det benyttet modellert Ca-konsentrasjon for den koblede innsjøen.
- GAM-metoden: Her ble Ca-konsentrasjon interpolert på samme måte som ANC.

2.4.2. Ny klassifiseringsmetode

Den foreslåtte nye, nordiske klassifiseringsmetoden (Fölster mfl., 2024) benytter ANC korrigert for organiske syrer (ANC_{OAA} , oaa = organic acid adjusted) i vurderingen av forsureningstilstand, hvor

² Testing av andre aggregeringsmetoder gav tilnærmet identisk resultat.

$$ANC_{\text{aaa}} = ANC - (3,4 * TOC) \quad \text{ANC i } \mu\text{ekv/L, TOC i mg C/L} \quad (\text{Hindar og Larssen, 2005})$$

Metoden krever en sammenligning av ANC for tidspunktet som skal vurderes med en referanse-ANC (ANC_{ref}), altså en økologisk kvalitetskvotient (EQR). ANC_{ref} ble hentet fra MAGIC-modellen for den enkelte innsjøen. For tusensjøene ble det brukt resultater fra 2019-kalibreringen, til tross for at denne kan være overestimert. Dette er nødvendig for konsistens mellom resultatene for de ulike tidspunktene. ANC_{ref} må da anses som den ANC man ville hatt gitt at forvittringshastigheten er lik den vi har nå. EQR er definert som

$$EQR = (ANC_{\text{aaa}} + 100) / (ANC_{\text{aaa,ref}} + 100) \quad 100 \text{ legges til fordi } ANC_{\text{aaa}} \text{ kan være negativ.}$$

Det er gitt separate grenseverdier for elver og innsjøer. Her ble verdiene for innsjøer benyttet. Det er også gitt tre forskjellige sett med klassegrenser:

- For antatt nøytrale innsjøer er det gitt faste klassegrenser for ANC_{aaa}. Antatt nøytrale innsjøer defineres ved at de har en god/moderat-grense (ANC_{aaa,G/M}) over den som er gitt for nøytrale innsjøer (67 $\mu\text{ekv/L}$), med

$$ANC_{\text{aaa,G/M}} = EQR_{\text{G/M}} * (ANC_{\text{aaa,ref}} + 100) - 100$$
- For innsjøer med god/moderat-grense under 67 $\mu\text{ekv/L}$ (73 $\mu\text{ekv/L}$ for elver), defineres klassegrensene ved EQR for to grupper av innsjøer:
 - o Mindre sure innsjøer: $ANC_{\text{aaa,t}} \geq 67 \mu\text{ekv/L}$, lavere grenser = mindre strengt
 - o Veldig sure innsjøer: $ANC_{\text{aaa,t}} < 67 \mu\text{ekv/L}$, høyere grenser = strengere

Det er også et spesielle tilfeller hvor klassifiseringen tilsier dårligere enn god tilstand, men pH er >6 (6,3 for elver). Da settes tilstanden til god. Ettersom det ikke er estimert en pH for rutene, ble denne estimert fra ANC og TOC ved en metode gitt i (Fölster mfl., 2018).

3 Resultater

3.1 Forsuringstilstand for 2026 og framover

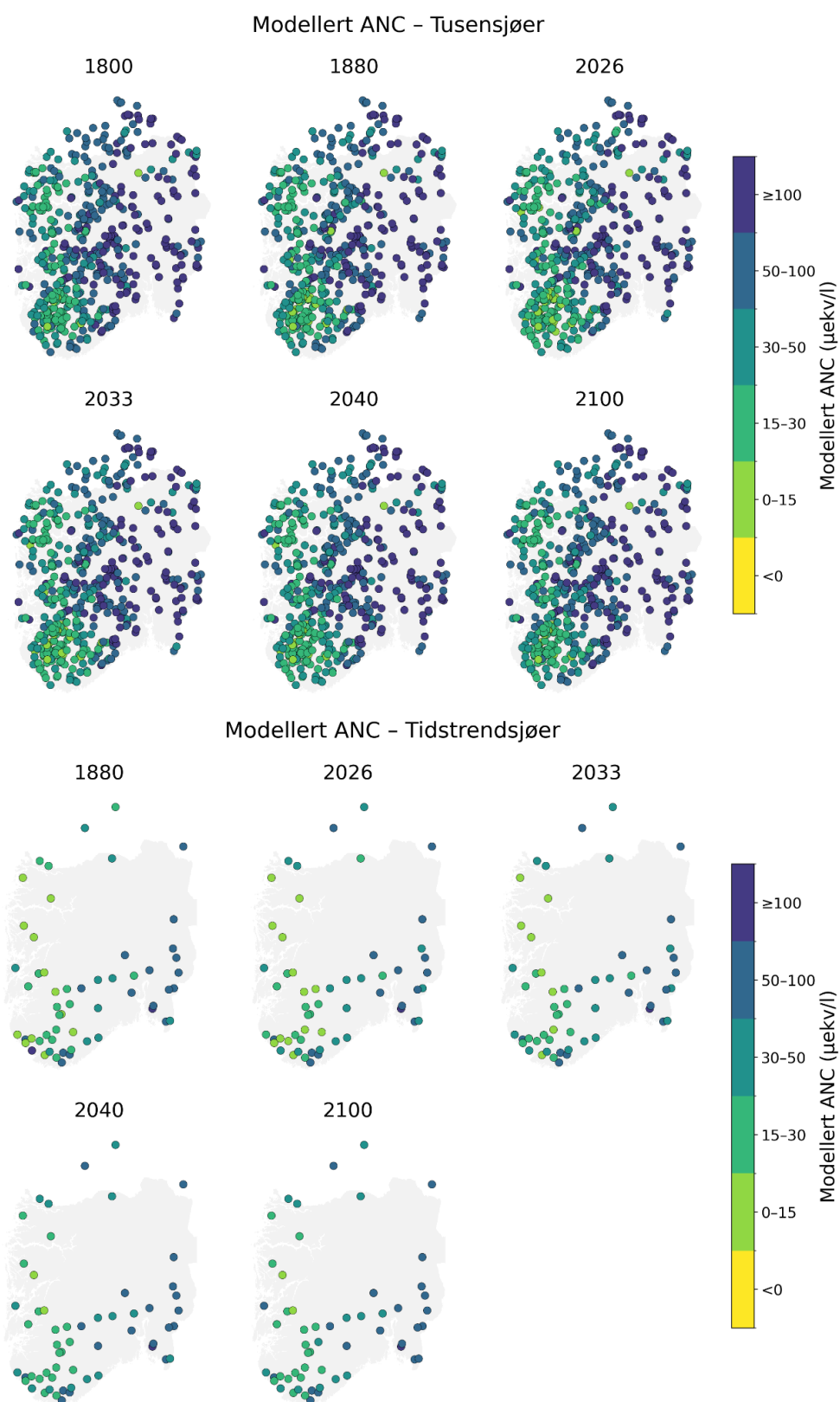
3.1.1. ANC-nivå

Modellert ANC for tusensjøene og tidstrendsjøene (Figur 1) viste at alle har ANC høyere enn 0 $\mu\text{ekv/L}$ og at ANC øker sakte over tid. ANC var som forventet lavest i sørvest og vest, hvor avsetningen har vært høyest og følsomheten er størst.

Interpolert ANC er vist i Figur 2 (koblingsmetoden) og

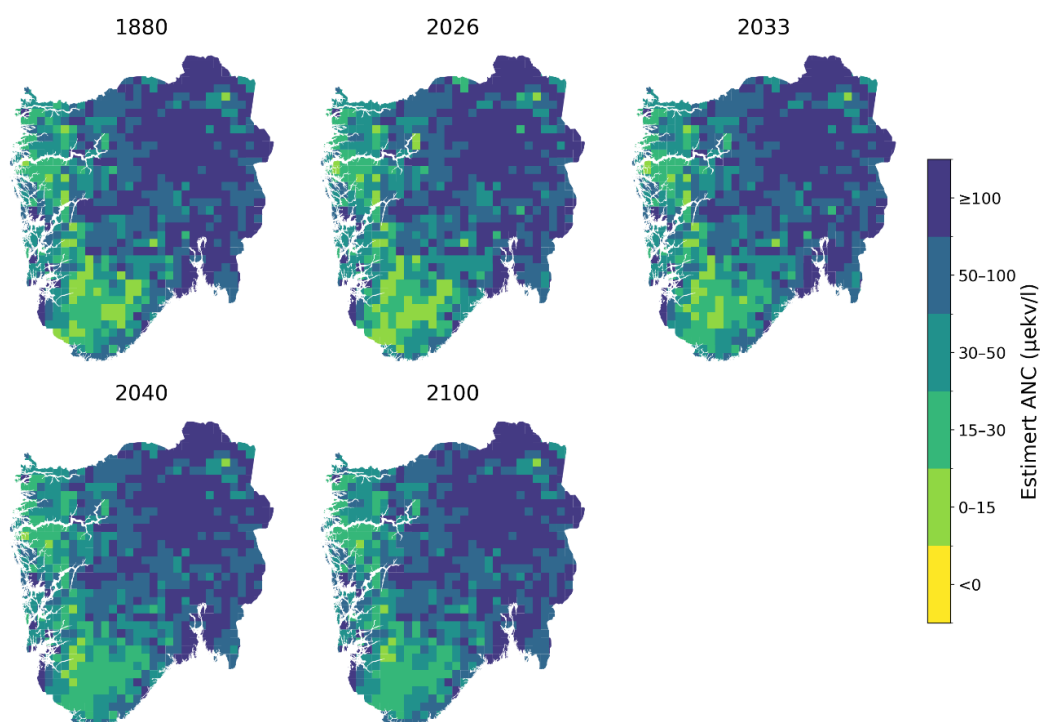
Figur 3 (GAM-metoden). Begge interpoleringsmetodene gav lignende geografisk variasjon og utvikling over tid som modellert ANC for enkelt-innsjøene (Figur 1). Koblingsmetoden gav lavere ANC enn GAM-metoden. Dette kan skyldes at rutene er gitt en vannkjemi tilsvarende de mest følsomme innsjøene, etter føre-var-prinsippet. Innsjøene som blir koblet til vil da gjerne være i den lavere enden av ANC-skalaen.

Med koblingsmetoden var ANC lavere når tidstrendsjøene var inkludert. Disse er også mer representative for små, forsuringfølsomme innsjøer enn de statistisk tilfeldig utvalgte tusensjøene. De vil derfor gi flere slike typer innsjøer å velge fra i koblingen. For GAM-metoden var det marginal forskjell om tidstrendsjøene var inkludert eller ikke. Denne metoden vil i større grad gjenspeile den geografiske fordelingen av innsjøene, som også gjør at de tallmessig færre tidstrendsjøene får mindre innflytelse enn ved bruk av koblingsmetoden.

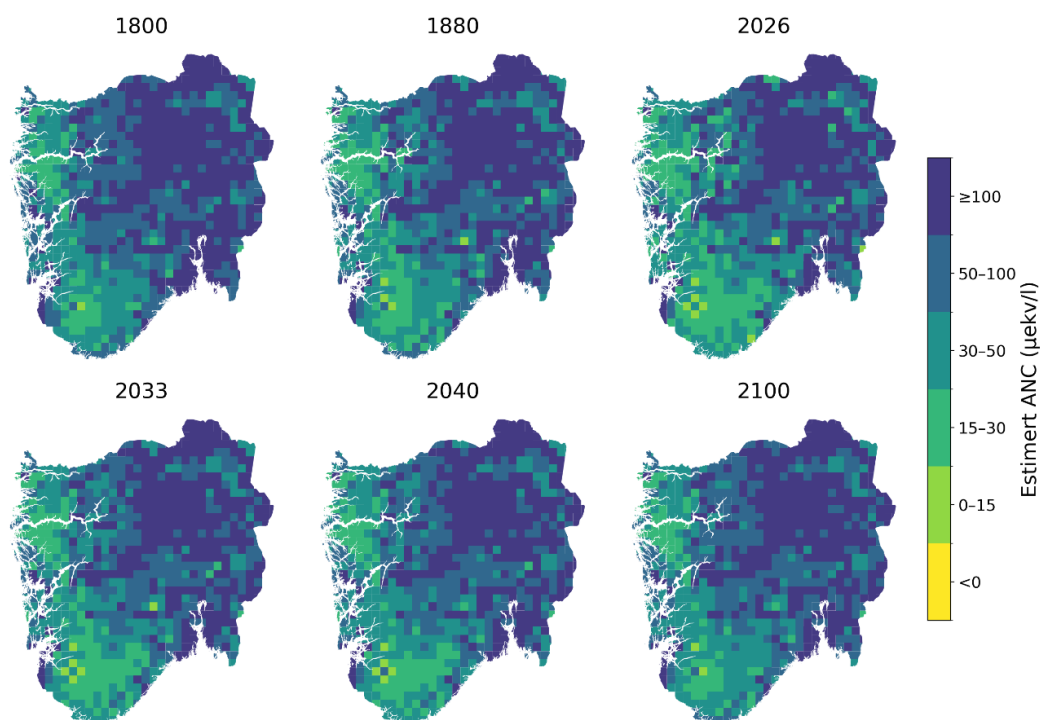


Figur 1 Modellert ANC for tusensjøene (øverst) og tidstrendsjøene (nederst).

Estimert ANC – Koblingsmetoden – Tusensjøer og tidstrendsjøer

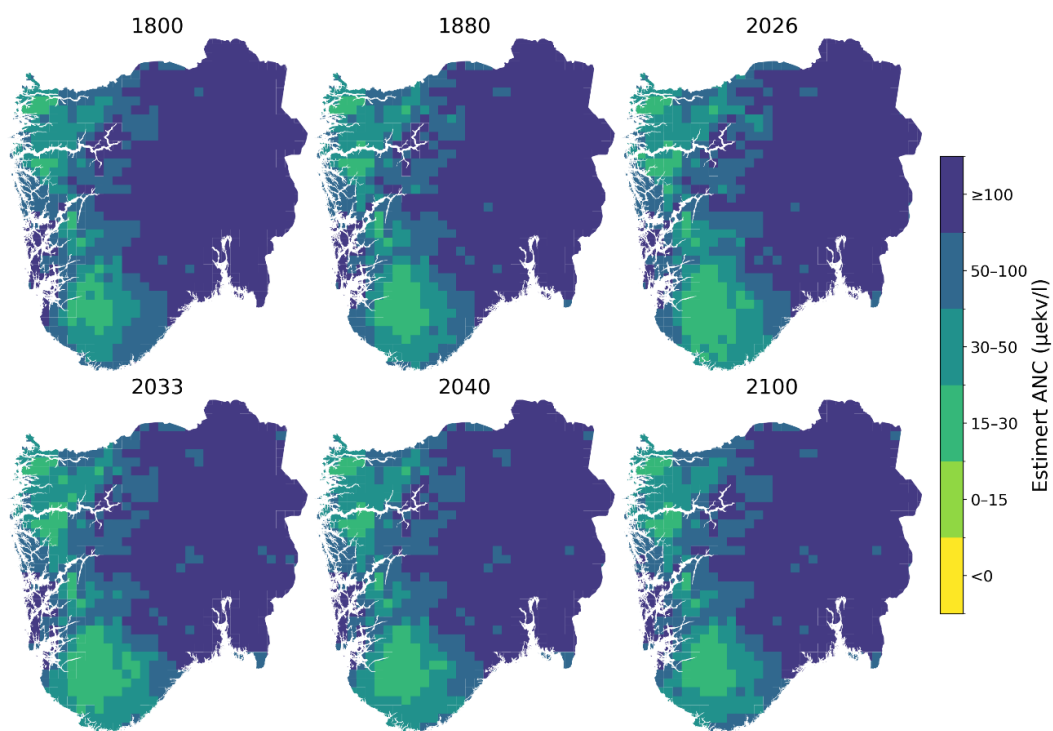


Estimert ANC – Koblingsmetoden – Kun tusensjøer

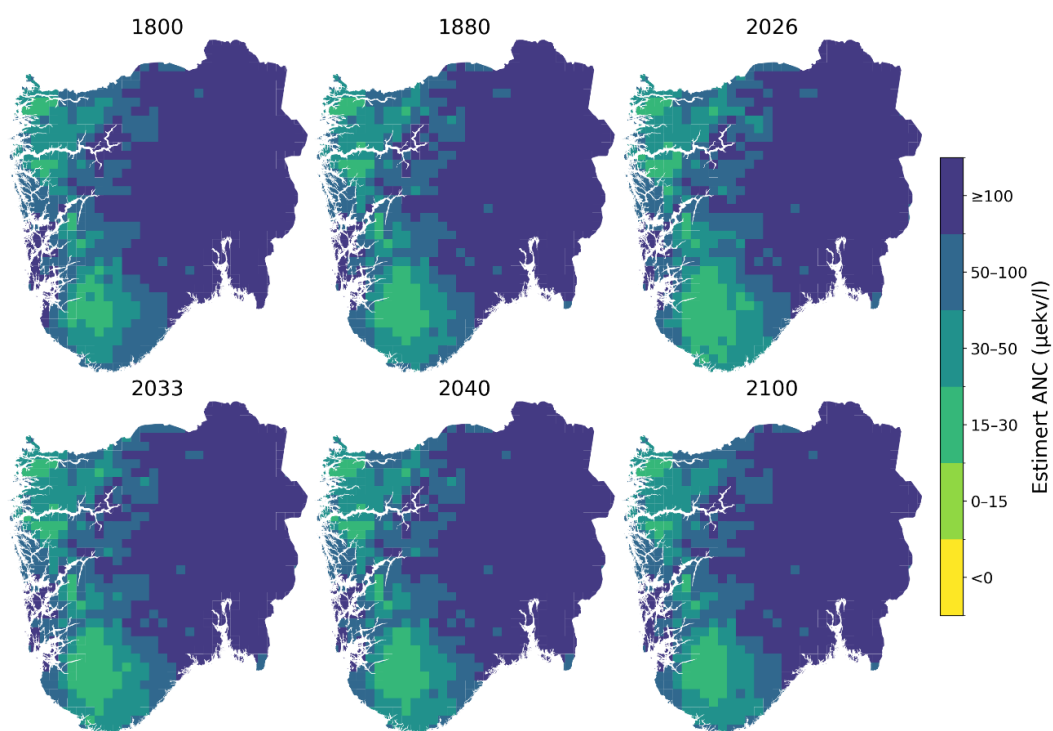


Figur 2 ANC interpolert med koblingsmetoden basert på alle innsjøer (øverst) og kun tusensjøer (nederst).

Estimert ANC - GAM-metoden - Tusensjøer og tidstrendsjøer



Estimert ANC - GAM-metoden - Kun tusensjøer



Figur 3 ANC interpolert med GAM-metoden, basert på alle innsjøer (øverst) og kun tusensjøer (nederst).

3.1.2. Tilstandsklasse

Klassifisering av tusensjøene og tidstrendsjøene basert på modellresultater for 2026 viste at kun et fåtall av innsjøene var i moderat eller dårlig tilstand, og det var ingen i svært dårlig tilstand (Figur 4). For tusensjøene gav den nye klassifiseringsmetoden noe dårligere tilstand enn den nåværende med referanse-ANC fra 1880, mens når referanse-ANC ble hentet fra 1800 var forskjellen markant. For tidstrendsjøene gav den nåværende klassifiseringsmetoden dårligere tilstand enn den nye. Her var det imidlertid ikke mulig å benytte referanse-ANC fra 1800 med den nye metoden. Det var også forskjeller i den geografiske fordelingen mellom innsjøsettene. Tusensjøene viste dårligst tilstand øst på Sørlandet, mens tidstrendsjøene hadde dårligst tilstand vest på Sørlandet. Med såpass mye færre tidstrendsjøer bør det ikke legges for mye vekt på denne forskjellen.

De interpolerte resultatene for den nåværende klassifiseringsmetoden viste dårligere tilstand ved bruk av koblingsmetoden enn GAM-metoden (Figur 5). Sammenlignet med enkelt-innsjøene (Figur 4) indikerte koblingsmetoden noe dårligere tilstand for 2026 og GAM-metoden mye bedre. For koblingsmetoden uten tidstrendsjøene var tilstanden bedre enn når disse var med (Figur B.1), som samsvarer med noe høyere ANC uten tidstrendsjøene (Figur 2). For GAM-metoden var det, også i tråd med ANC-resultatene (

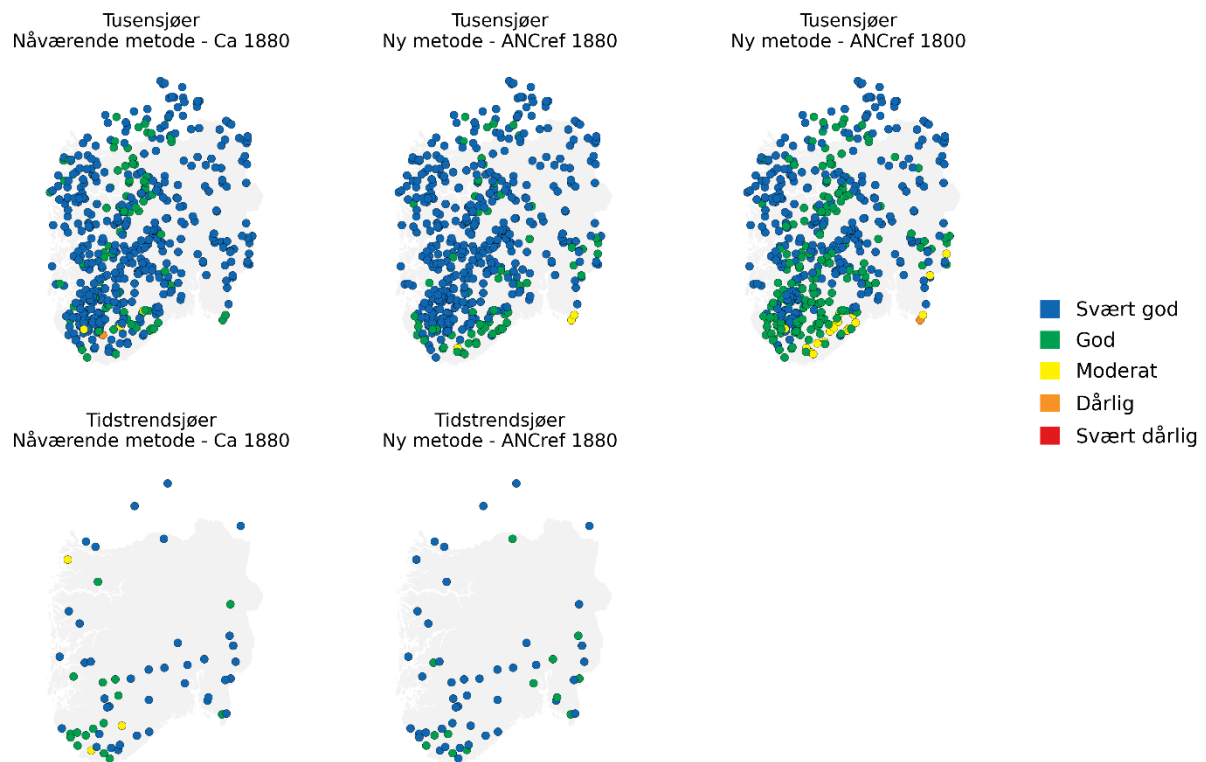
Figur 3) liten forskjell for modellen uten tidstrendsjøer (Figur B.2). For begge interpoleringsmetodene var tilstanden bedre når Ca-konsentrasjon fra 1800 ble brukt til typifisering. Det betyr at Ca-konsentrasjonen økte fra 1800 til 1880, som indikerer at forsuringen var i gang i 1880.

Den nye klassifiseringsmetoden gav dårligere tilstand med referanse-ANC 1800 enn 1880, både for koblingsmetoden (Figur 6) og GAM-metoden (Figur 7). Dette bekrefter resultatene for den nåværende metoden, at forsuringen hadde startet i 1880 og at 1880 dermed ikke representerer en fullstendig referansetilstand. Forskjellen mellom referanse-ANC 1880 og 1800 i Figur 6 og Figur 7 skyldes ikke at interpoleringen er basert på ulike datasett, ettersom interpolering basert kun på tusensjøene også gav bedre tilstand med referanse-ANC 1880 enn 1800 (se Figur B.3 i Vedlegg B). Med ny klassifiseringsmetode var det generelt liten forskjell på om tidstrendsjøene var med eller ikke, for begge interpoleringsmetodene.

For koblingsmetoden gav den nye klassifiseringsmetoden (Figur 6) bedre tilstand enn den nåværende (Figur 5) med referanse-ANC 1880. Med referanse-ANC 1800 gav den nye klassifiseringsmetoden noe dårligere tilstand enn den nåværende, men først og fremst en annen geografisk fordeling, med dårligere tilstand nærmere kysten øst på Sørlandet og også i Østfold.

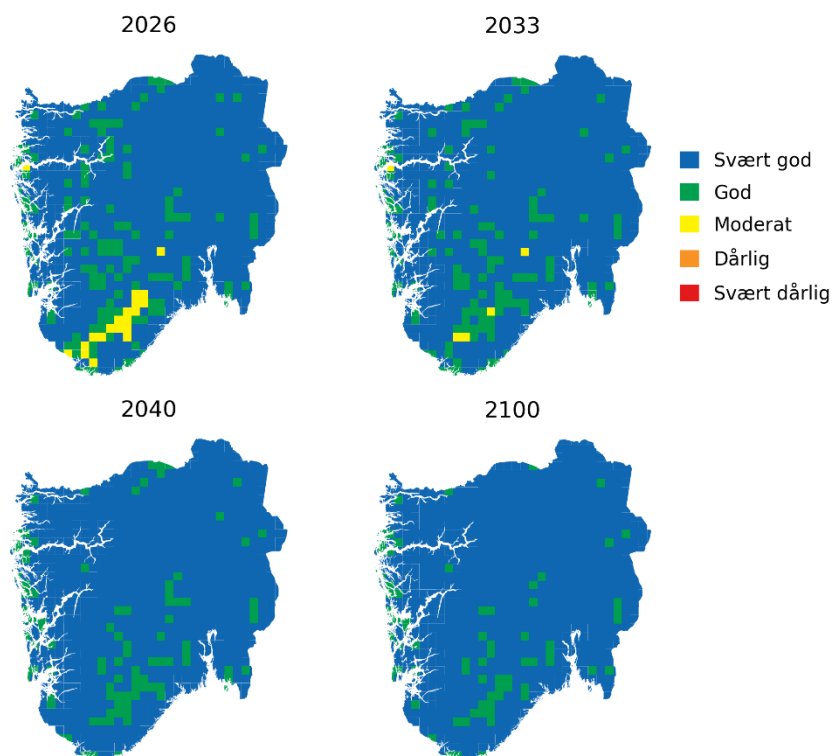
Med GAM-metoden gav den nye klassifiseringsmetoden (Figur 7) dårligere tilstand enn den nåværende metoden uavhengig av referanse-ANC. Med referanse-ANC 1880 ble tilstanden dårligere i Østfold fra 2026 til 2033. Dette kan tyde på noen problemer med modellen som inkluderer tidstrendsjøene. Ingen av de modellerte innsjøene som inngikk i modellen hadde økning i ANC fra 2026 til 2033 (med unntak av helt minimal økning på under 1 $\mu\text{ekv/l}$), så dette er ikke en reell effekt, og den sees heller ikke når tidstrendsjøene utelates (Figur B.3). Denne økningen kan skyldes at modellen ekstrapolerer utenfor spennet i verdier for innsjøene som inngår. Det skyldes også til dels metoden for aggregering til BLR-ruter. Med referanse-ANC 1800 viste resultatene for GAM-metoden godt samsvar med koblingsmetoden. Den geografiske fordelingen av tilstandsklassene lignet også den for tusensjøene.

Tilstandsklasser for innsjøer – 2026

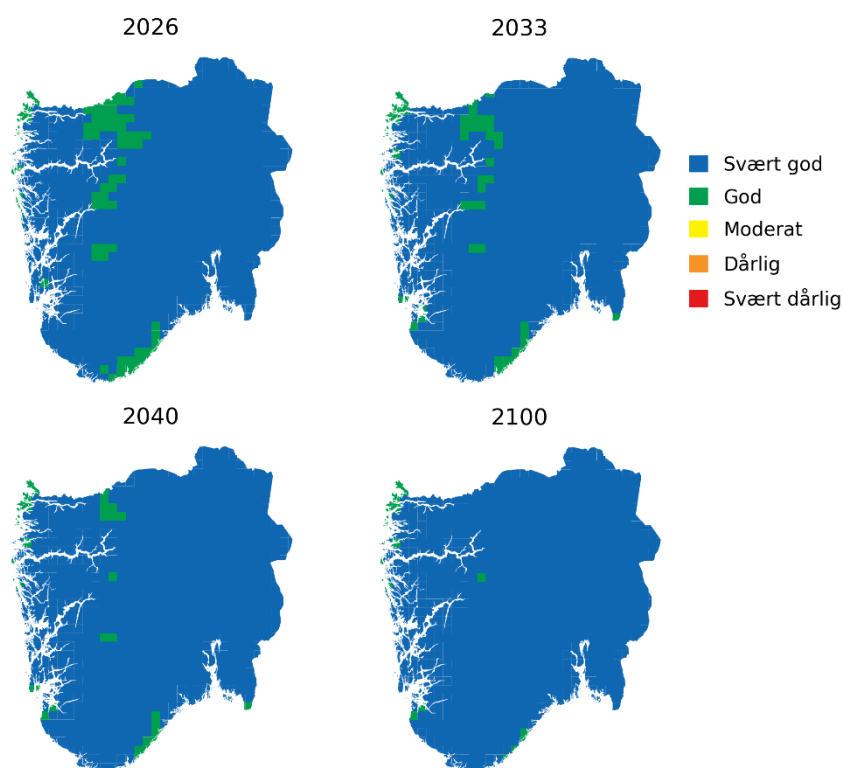


Figur 4 Tilstandsklasser basert på modellert ANC for 2026 for tusensjøer (øverst) og tidstrendsjøer (nederst), for nåværende klassifiseringsmetode med Ca 1880 til typifisering (venstre), ny klassifiseringsmetode med referanse-ANC 1880 (midten) og ny klassifiseringsmetode med referanse-ANC 1800 (høyre, kun tilgjengelig for tusensjøer).

Tilstandsklasser – Koblingsmetoden – Tusensjøer og tidstrendsjøer
Nåværende klassifiseringsmetode – Ca 1880

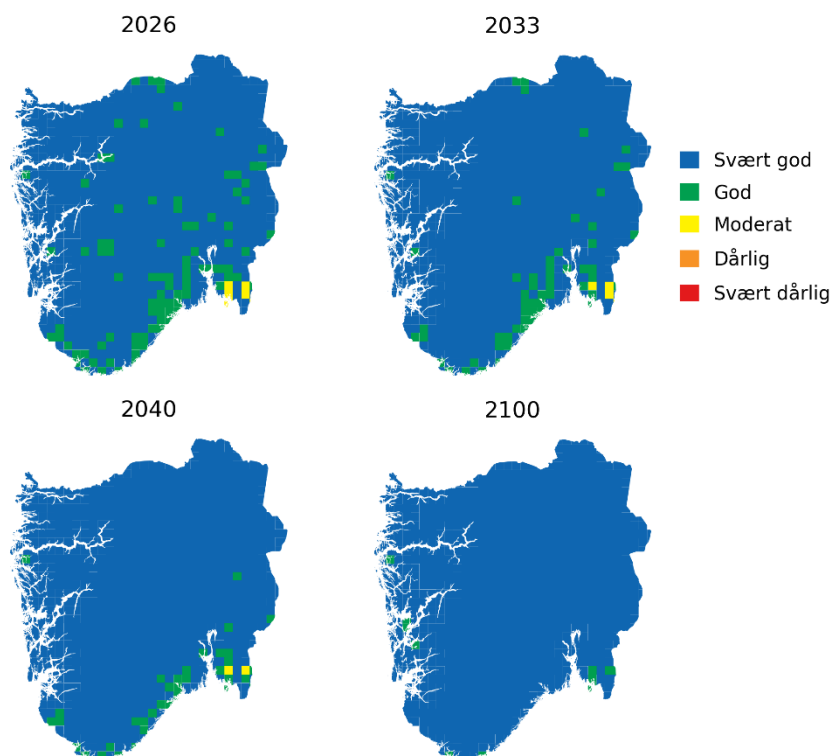


Tilstandsklasser - GAM-metoden - Tusensjøer og tidstrendsjøer
Nåværende klassifiseringsmetode - Ca 1880

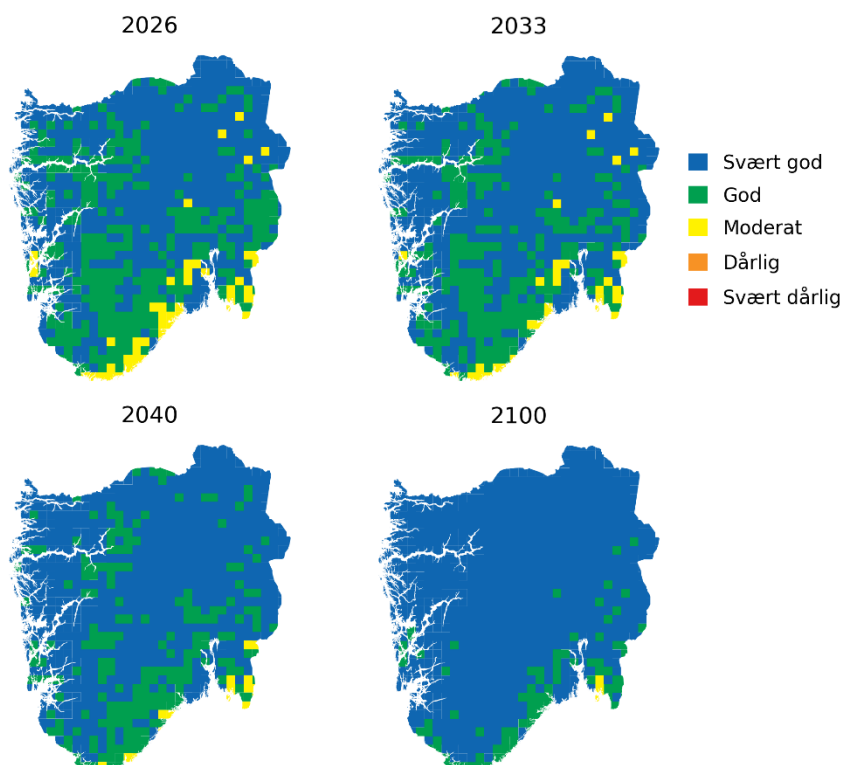


Figur 5 Tilstandsklasser med nåværende klassifiseringsmetode og Ca 1880 til typifisering, basert på koblingsmetoden (øverst) og GAM-metoden (nederst) med alle innsjøer.

Tilstandsklasser – Koblingsmetoden – Tusensjøer og tidstrendsjøer
Ny klassifiseringsmetode – ANCref 1880

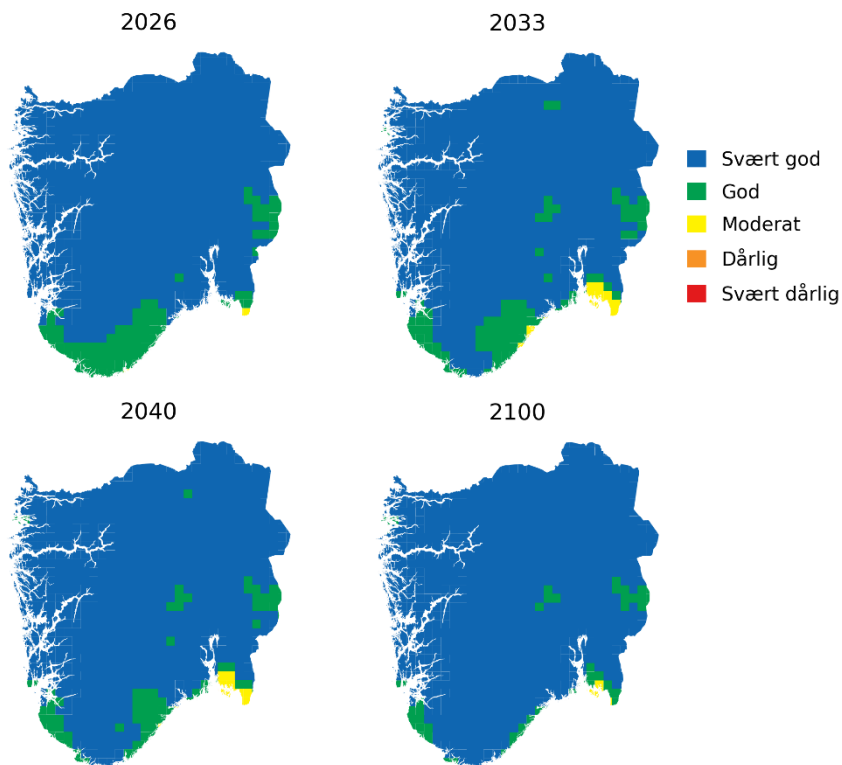


Tilstandsklasser – Koblingsmetoden – Kun tusensjøer
Ny klassifiseringsmetode – ANCref 1800

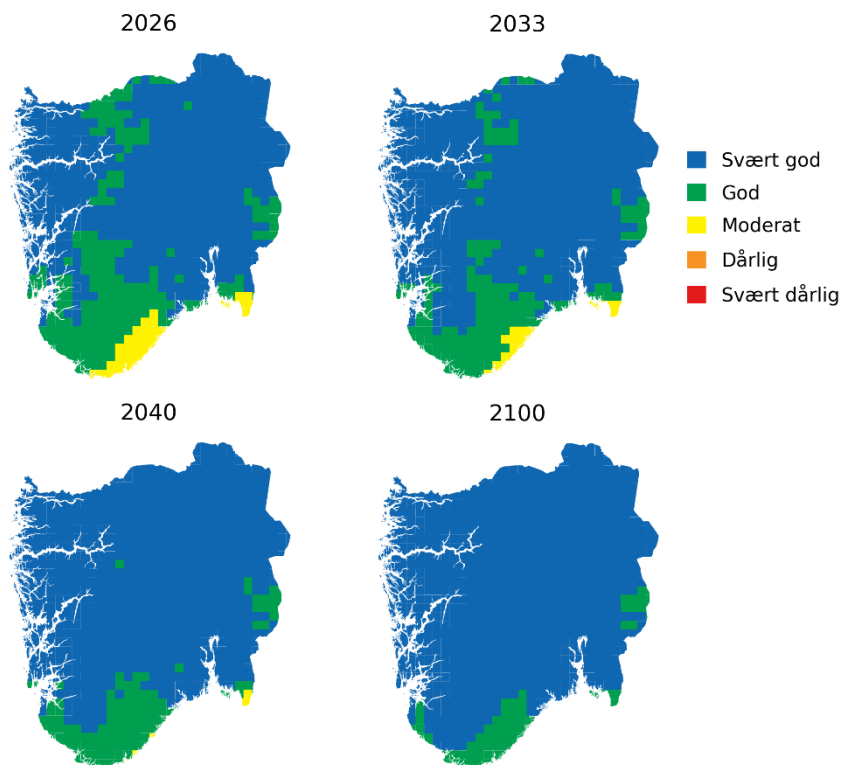


Figur 6 Tilstandsklasser med ny klassifiseringsmetode basert på koblingsmetoden med alle innsjøer og referanse-ANC 1880 (øverst) og kun tusensjøer og referanse-ANC 1800 (nederst).

Tilstandsklasser - GAM-metoden - Tusensjøer og tidstrendsjøer
Ny klassifiseringsmetode - ANCref 1880



Tilstandsklasser - GAM-metoden - Kun tusensjøer
Ny klassifiseringsmetode - ANCref 1800



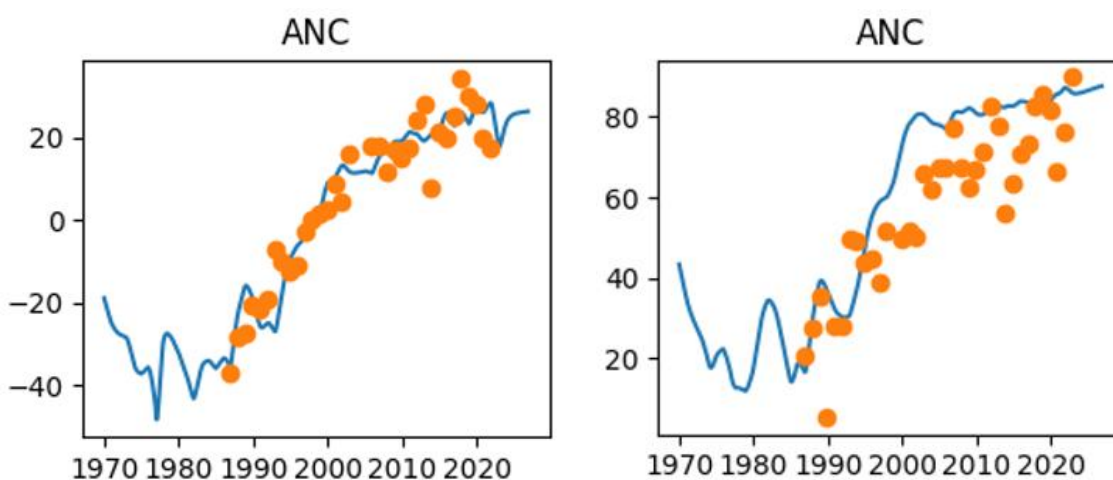
Figur 7 Tilstandsklasser med ny klassifiseringsmetode basert på GAM-metoden med alle innsjøer og referanse-ANC 1880 (øverst) og kun tusensjøer og referanse-ANC 1800 (nederst).

3.2 Vurdering av metodikken

3.2.1. MAGIC-modelleringen

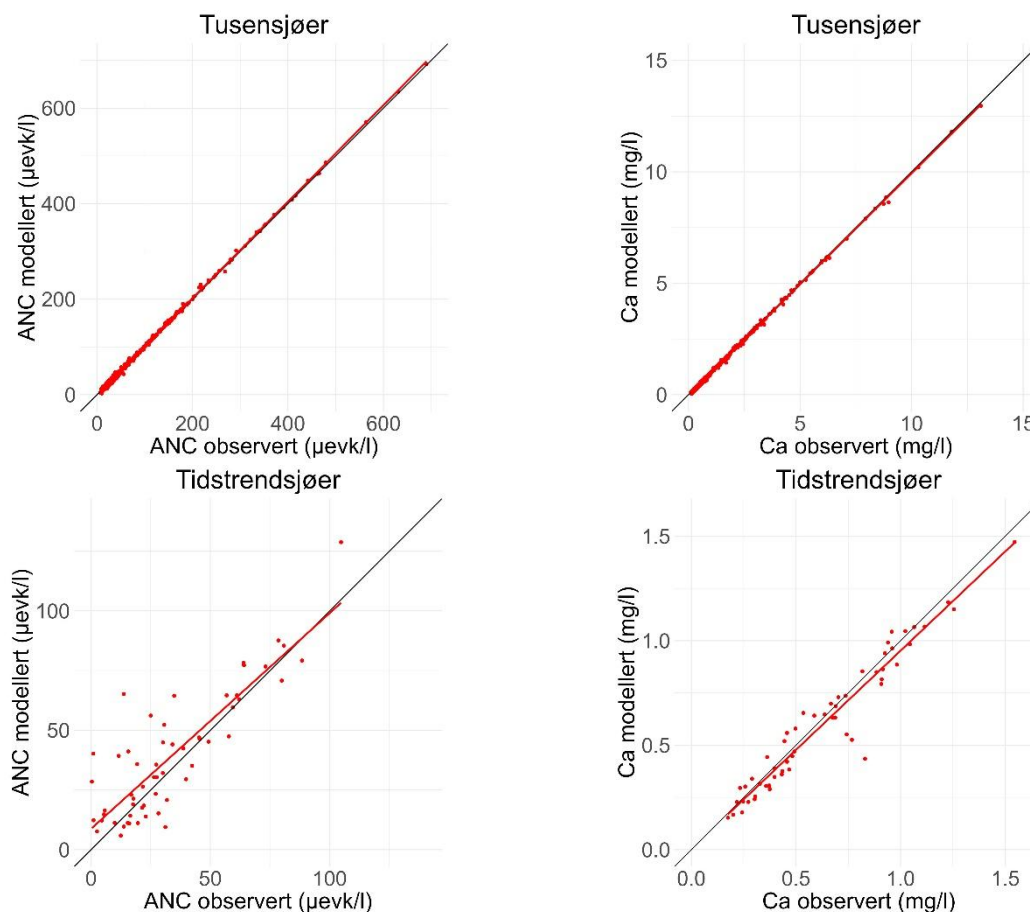
Modelleringen av tusensjøene ble evaluert i Kaste mfl. (2023). Det ble konkludert med at modelleringene fanget økningen i ANC, men ikke til fulle. Dette ble som nevnt knyttet til at Ca-konsentrasjonen ser ut til ikke bare å være styrt av nedgangen i SO_4 . Dette betyr at modellert ANC benyttet her kan antas å representere ANC i 2026 og nær framtid på en god måte, mens historisk ANC kan være noe overestimert.

Modelleringen av tidstrendsjøene var generelt antatt å gi mindre usikre resultater, siden den var basert på kalibrering mot flere observasjoner. Plott av observasjoner mot modellresultat viste også jevnt over godt samsvar for ANC, selv om det også kunne være noe avvik for enkelte innsjøer (Figur 8).



Figur 8 Eksempler på modellert (blå linje) mot observert (oransje punkter) ANC ($\mu\text{ekv/l}$). Venstre: Breidlivatnet (NVE-nr 5269); Høyre: Storbørja (NVE-nr 368).

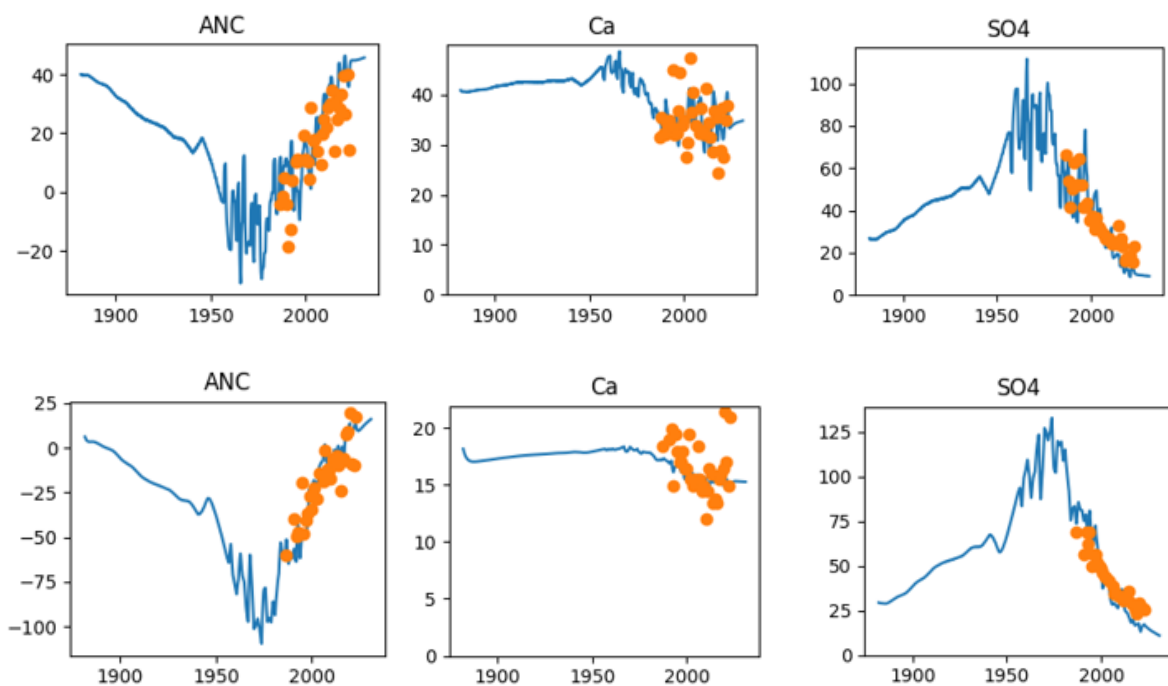
En sammenligning av observerte og modellerte verdier for dagens tilstand bekrefter godt samsvar (Figur 9). Tidstrendsjøene viste noe større avvik, spesielt for ANC. Dette kan forklares med at de ble kalibrert for hele tidsperioden og derfor skal treffe gjennomsnittlig godt i alle årene. Tusensjøene ble bare kalibrert for 2019 og vil derfor modelleres ekstra godt for dette året. Tidstrendsjøene viste en tendens til overestimering av ANC, spesielt ved lave ANC-nivåer. Avvikene var større enn for tusensjøene ved samme nivå. Slike avvik kan ha betydning for klassifiseringen. Også for Ca-konsentrasjonen var det noe større avvik for tidstrendsjøene. Avvik i Ca-konsentrasjon har primært konsekvens for typifiseringen ved bruk av nåværende klassifiseringsmetode. Modellert og observert ANC og Ca-konsentrasjon er presentert romlig i Vedlegg C. Det viser ingen tydelige mønstre.



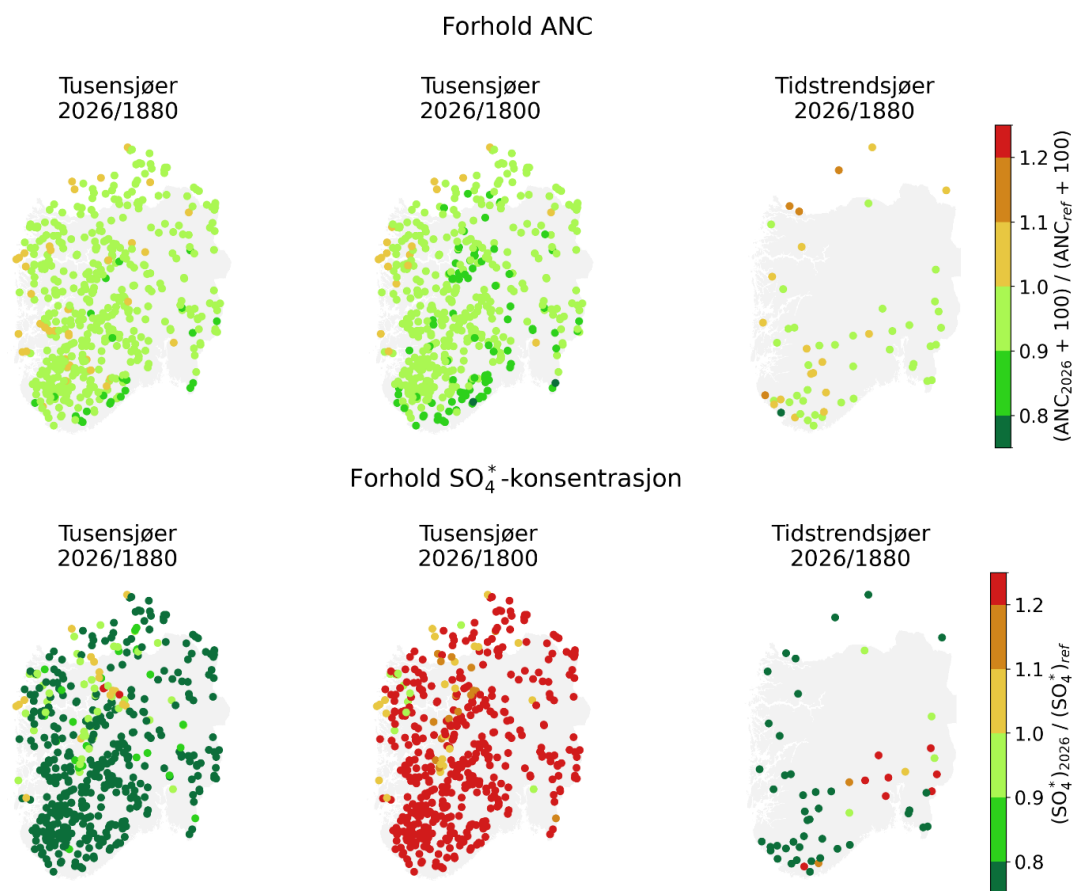
Figur 9 Modellerte verdier for 2026 mot observerte verdier (2019 for tusensjøer, gjennomsnitt 2019–2022 for tidstrendsjøer), for ANC (venstre) og Ca-konsentrasjon (høyre). Øverst: Tusensjøer. Nederst: Tidstrendsjøer. Rød linje = trendlinje. Svart linje = 1:1-linje.

Flere av tidstrendsjøene hadde høyere ANC i 2026 enn i 1880 (eksempler i Figur 10, se også Figur 11). Dette er ikke som forventet. Dette kan skyldes overtilpasning i kalibreringen for å ta høyde for en eventuell økning i Ca-konsentrasjon som skyldes andre faktorer enn gjenhenting fra forsuring. En overtilpasning kan påvirke estimert Ca-konsentrasjon i 1880. Et flertall av innsjøene med høyere ANC i 2026 enn i 1880 viste imidlertid også at modellert SO_4 -konsentrasjon i 2026 var lavere enn i 1880 (Figur 10, Figur 11). Dette vil også bidra til lavere ANC i 1880. Lavere SO_4 -konsentrasjon enn i 1880 kan være reelt. Resultatene for tusensjøene i kapittel 3.1.2 viste at forsuringen var i gang i 1880, og det kan tenkes at S-avsetningen nå er lavere enn i 1880 noen steder. En årsak kan imidlertid også være at S-avsetningskurven ikke kan tilpasses helt til den observerte fluksen for hele den observerte perioden ved kun å skalere den. Flere innsjøer viste overestimering av SO_4 -konsentrasjonen på begynnelsen av den observerte perioden og underestimering på slutten, som for Gjuvvatnet i Figur 10. Dette vil også gi lavere SO_4 -konsentrasjonen i 2026 enn i 1880. Totalt sett hadde 81% av tidstrendsjøene lavere SO_4^* -konsentrasjonen i 2026 enn i 1880, men forskjellene var ofte relativt små (Figur 12).

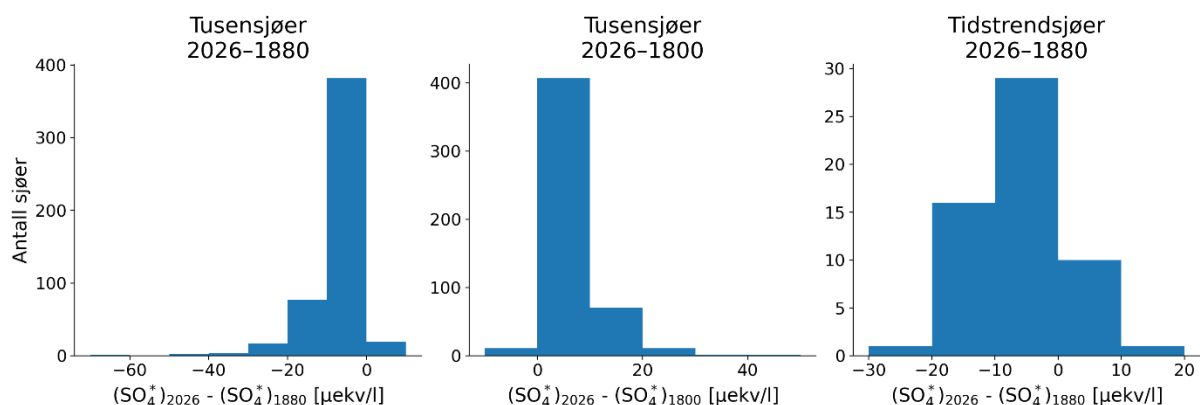
For tusensjøene var 1880-ANC stort sett alltid høyere enn 2026-ANC, eller svært lik, og forskjellen var enda større for 1800 (Figur 11). 96% av tusensjøene hadde lavere SO_4^* -konsentrasjon i 2026 enn i 1880. Også her var forskjellene relativt små (Figur 12), men spesielt i områdene med historisk høyest avsetning ville man forventet høyest konsentrasjon i 2026. Ved sammenligning med 1800, hadde bare 2.2% av tusensjøene lavere SO_4^* -konsentrasjon i 2026.



Figur 10 Eksempler på modellert mot observert ANC, Ca- og SO₄-konsentrasjon (µekv/l). Øverst: Inste Sørlivatn (NVE-nr 22101); Nederst: Gjuvvatnet (NVE-nr 21049).



Figur 11 Øverst: Forhold mellom modellerte verdier i 2026 og referanseår for ANC (øverst) og SO₄*-konsentrasjon (nederst). For tusensjøer referanse 1880 (venstre) eller 1800 (midten), for tidstrendsjøer kun referanse 1880 (høyre). Forholdet for ANC er beregnet som $(ANC_{2026} + 100) / (ANC_{ref} + 100)$ fordi enkelte ANC-verdier er negative.



Figur 12 Fordeling av forskjell mellom modellert SO_4^* -konsentrasjon for 2026 og referanseår. For tusensjøer referanse 1880 (venstre) eller 1800 (midten), for tidstrendsjøer kun referanse 1880 (høyre).

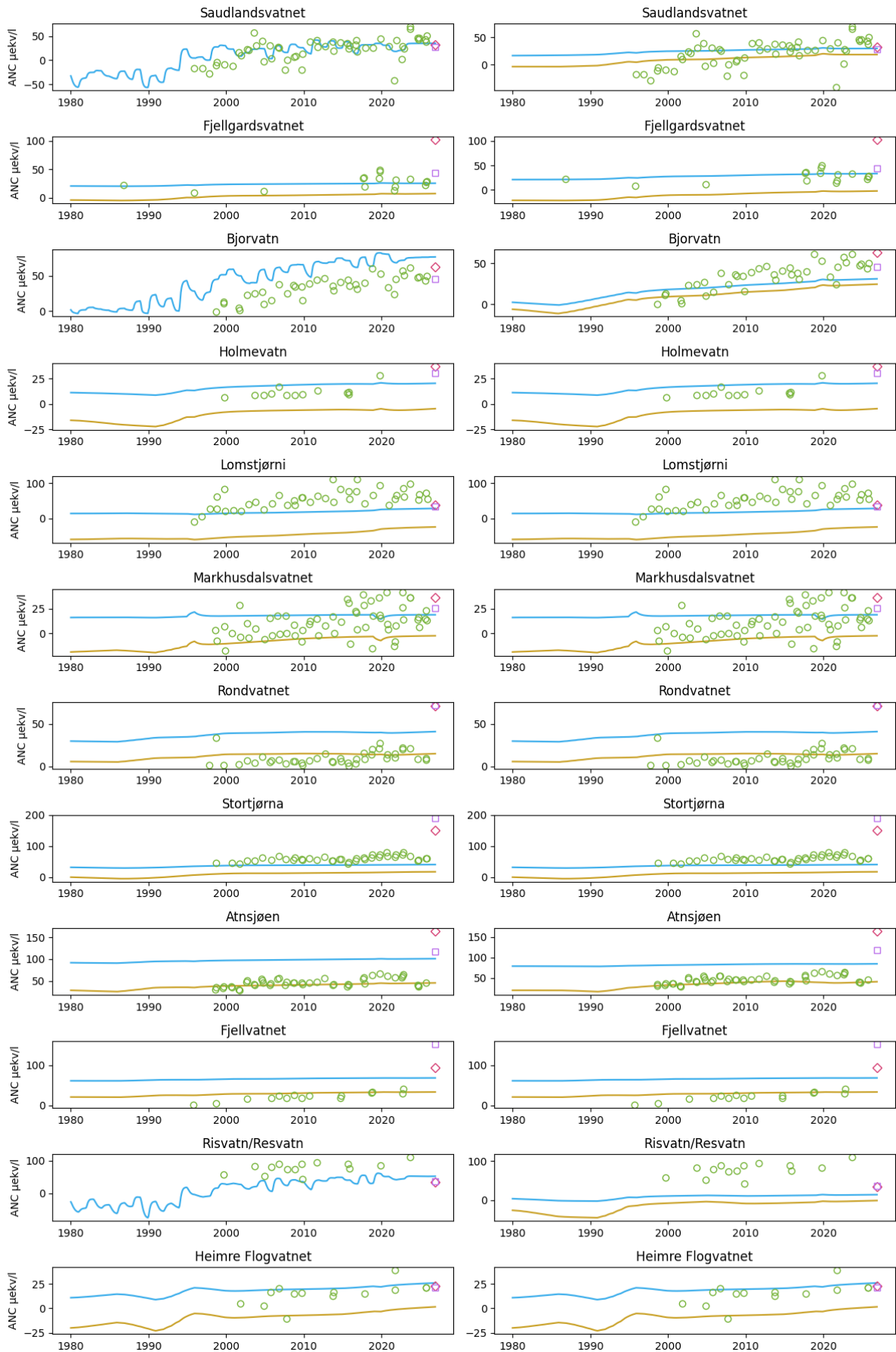
Totalt sett viser vurderingen at modellert ANC er rimelig robust for dagens tilstand og nær framtid, spesielt for tusensjøene. Det er større usikkerhet knyttet til historisk ANC. Usikkerheten handler om en mulig endring i forvittringshastighet som påvirker Ca-konsentrasjonen og modellkalibreringene samt usikkerhet i historisk SO_4^* -avsetning og tilpasningen av denne til den enkelte innsjøen.

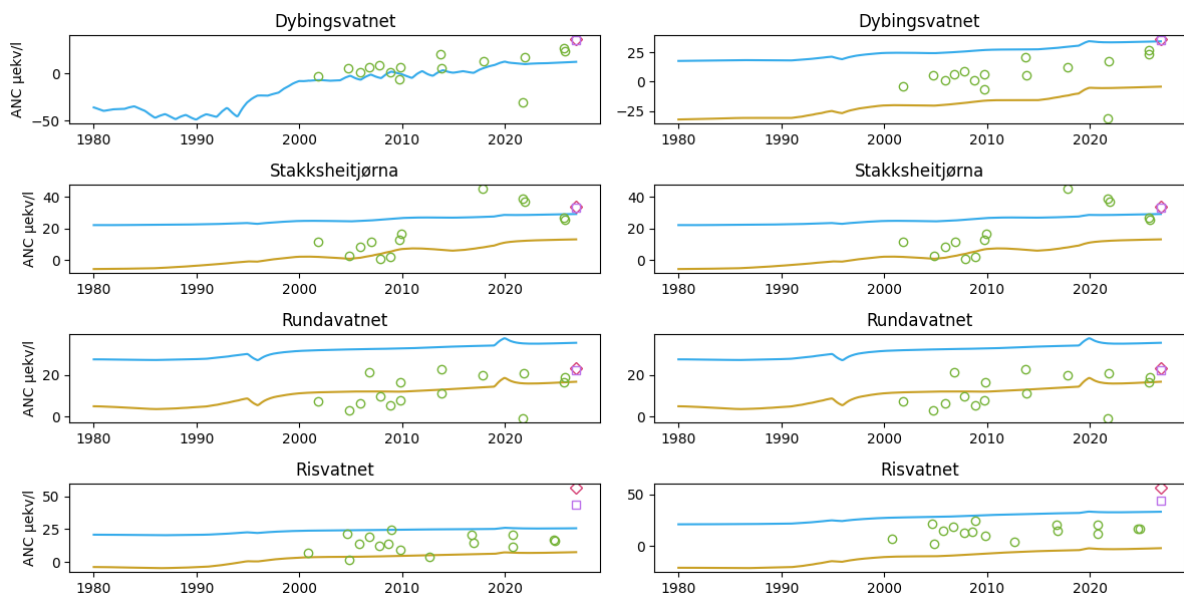
3.2.2. Interpoleringen

For å vurdere hvor godt interpolert ANC sammenfaller med målte verdier, er det benyttet data fra bioloeksjøene, innsjøer som overvåkes for effekter av langtransportert luftforurensning på både vannkjemi og biologi (Schartau mfl., 2025). For en helt uavhengig vurdering er det kun innsjøene som hverken er tidstrendsjøer eller tusensjøer som er benyttet (Figur 13). Det er også kun valgt høstprøver, som er mest representative for gjennomsnittlig vannkjemi, og det samme som er brukt i MAGIC-modelleringen.

Sammenligningen med koblet innsjø (de modellerte tidsseriene) viser rimelig godt samsvar. Det er ikke forventet at observerte verdier skal passe like godt med modellerte verdier som når man sammenligner med MAGIC-resultater for den samme innsjøen. Her er det modellresultater for en annen, lignende innsjø som er benyttet. Dybingsvatnet er et eksempel på hvordan det var noe avvik mellom 1995- og 2019-kalibreringen for tusensjøen, og at 1995-kalibreringen samsvarte bedre med observerte verdier i begynnelsen av tidsperioden, mens 2019-kalibreringen samsvarte bedre mot slutten. Når en tidstrendsjø ble valgt i stedet (venstre figur), var det godt samsvar gjennom hele tidsserien. For Saudlandsvatnet var resultatene fra de to kalibreringene for den koblede tusensjøen mer like, og modellresultatet for 2026 ble da ganske likt. Bakover i tid ser modellresultatet for tidstrendsjøen ut til å passe noe bedre med observasjonene. Generelt var det bedre samsvar for tidstrendsjøer der disse var valgt. Der det uansett var kobling til en tusensjø gav dette også ofte godt samsvar, men når det var avvik, gav dette primært en overestimering av ANC i 2026 med 2019-kalibreringen (Rondvatn, Atnsjøen, Fjellvatnet, Rundavatnet). For Bjorvatn gav tidstrendsjøen en overestimering, mens tusensjøen gav en underestimering av ANC.

For GAM-metoden er det bare interpolert for 2026. Figur 13 viser både ANC for 1km*1km-ruten og BLR-ruten som innsjøen ligger i. Ofte var det godt samsvar mellom disse, men ved større forskjell, som for Fjellgardsvatnet og Atnsjøen, var ANC for BLR-ruten nærmest observerte verdier. Med såpass lite datautvalg er det vanskelig å si om dette er tilfeldig eller ikke. For øvrig var også ANC fra GAM-metoden ofte i samsvar med observerte verdier. Det var likevel en tendens til flere og større avvik enn med koblingsmetoden. Der det var store avvik, var ANC overestimert. Bare for Rundavatnet og Risvatn/Resvatn gav GAM-metoden bedre resultat enn koblingsmetoden.



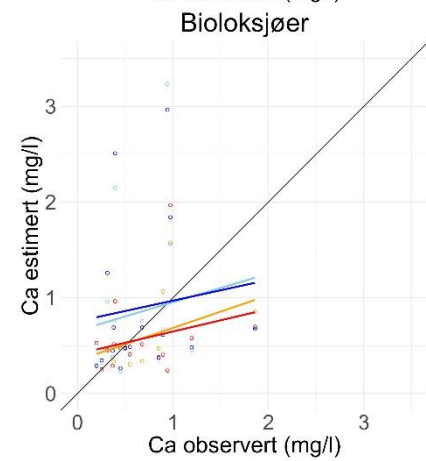
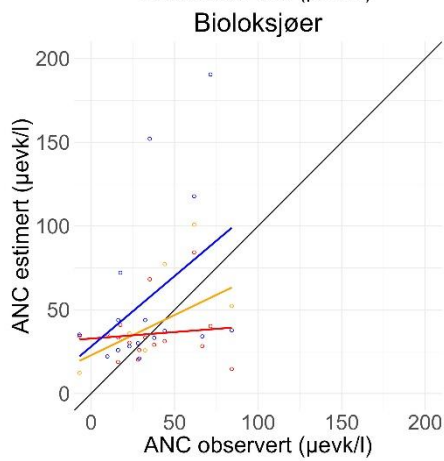
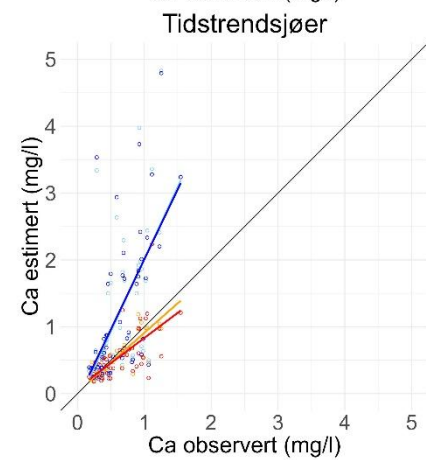
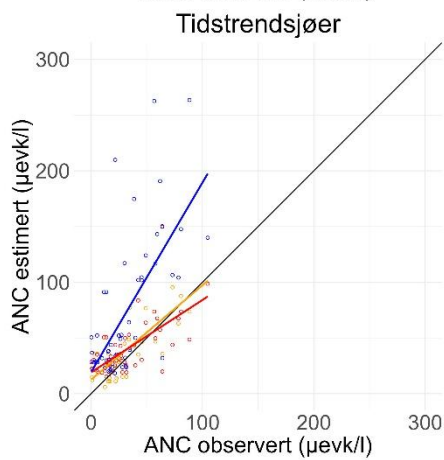
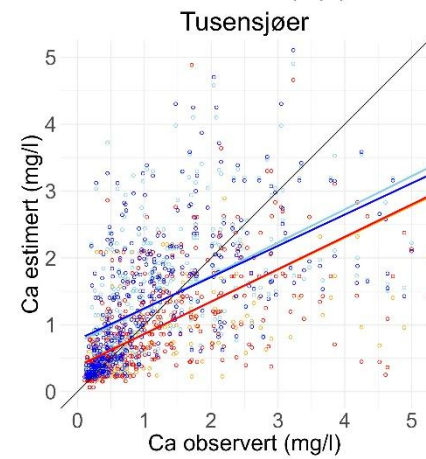
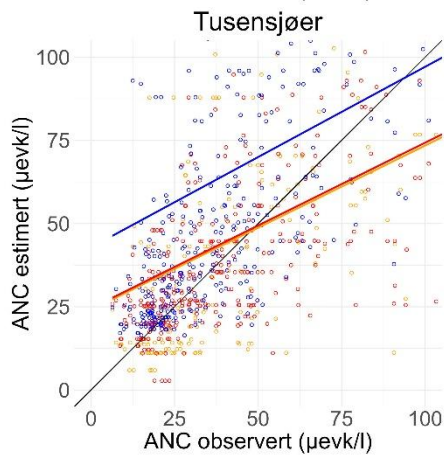
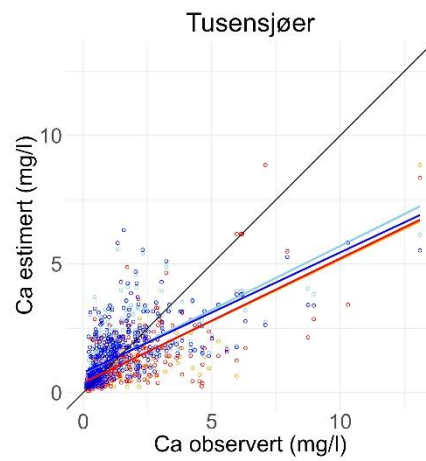
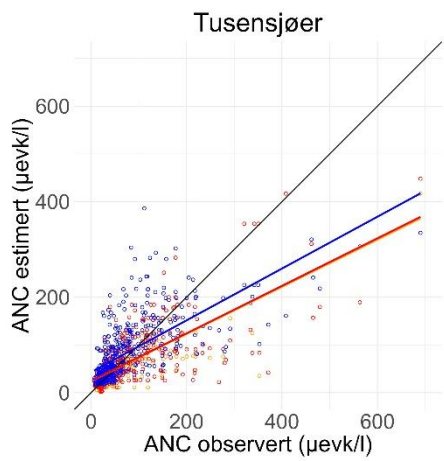


Figur 13 Observert ANC mot forskjellige estimater for bioloeksjøene. Venstre: Kobling mot både tidstrendsjøer og tusensjøer. Høyre: Bare koblet mot tusensjøer. Hvis BLR-ruten bioloeksjøen ligger i er koblet mot tusensjø til venstre, er den som regel koblet mot samme tusensjø til høyre. Da blir figurene like. Grønne sirkler: Observert ANC for bioloeksjøen. Blå linje: Modellert ANC fra koblet innsjø til BLR-ruten bioloeksjøen ligger i – tidstrendsjø hvis den ble valgt, ellers tusensjø, 2019-kalibreringen. Orange linje: Samme koblede tusensjø, 1995-kalibreringen. Rød diamant: Interpolert ANC for 2026 fra GAM-metoden for 1km*1km-ruten bioloeksjøen ligger i. Lilla firkant: Gjennomsnittlig interpolert ANC for 2026 fra GAM-metoden for BLR-ruten bioloeksjøen ligger i.

Sammenligning av estimerte verdier fra interpoleringen og observerte verdier for alle innsjøgruppene gav tidvis store avvik (Figur 14). Dette er ikke uventet. Interpoleringen gir en gjennomsnittlig estimert verdi for BLR-rutene, og det er ikke forventet at de alltid treffer for enkeltsjøer. Spredningen var størst for bioloeksjøene, som også er forventet, ettersom disse ikke er benyttet i interpoleringsmetodene, de gir en helt uavhengig validering. Også tidstrendsjøene gir en uavhengig validering når interpoleringen kun var basert på tusensjøer.

For tusensjøene var det lite forskjell på om interpoleringene var basert på både tusensjøene og tidstrendsjøene eller kun tusensjøene. Trendlinjene indikerer underestimering av både ANC og Ca-konsentrasjon, mest for koblingsmetoden. Men trendlinjene er sterkt påvirket av de høyeste verdiene. Figurene under, som fokuserer på innsjøene med lavest ANC og Ca-konsentrasjon (mest relevant for forurengning), viser overestimering, og i størst grad for GAM-metoden. Gjennomsnittlig avvik (modellert-observert) for tusensjøer med observert ANC under 50 µekv/l var 5 µekv/l for koblingsmetoden og 19 µekv/l for GAM-metoden (interpolering basert på både tusensjøene og tidstrendsjøene, 6 µekv/l for koblingsmetoden og 19 µekv/l for GAM-metoden med interpolering basert kun på tusensjøene). Dette samsvarer med den bedre tilstanden estimert med GAM-metoden enn koblingsmetoden for den nåværende klassifiseringsmetoden (Figur 5).

For tidstrendsjøene og bioloeksjøene var det mer spredning i resultatene. GAM-metoden viste tendens til overestimering, mens koblingsmetoden gav mindre og mer jevn spredning, særlig for tidstrendsjøer. Koblingsmetoden gav noe bedre resultater når basert på alle innsjøer enn basert på kun tusensjøer.

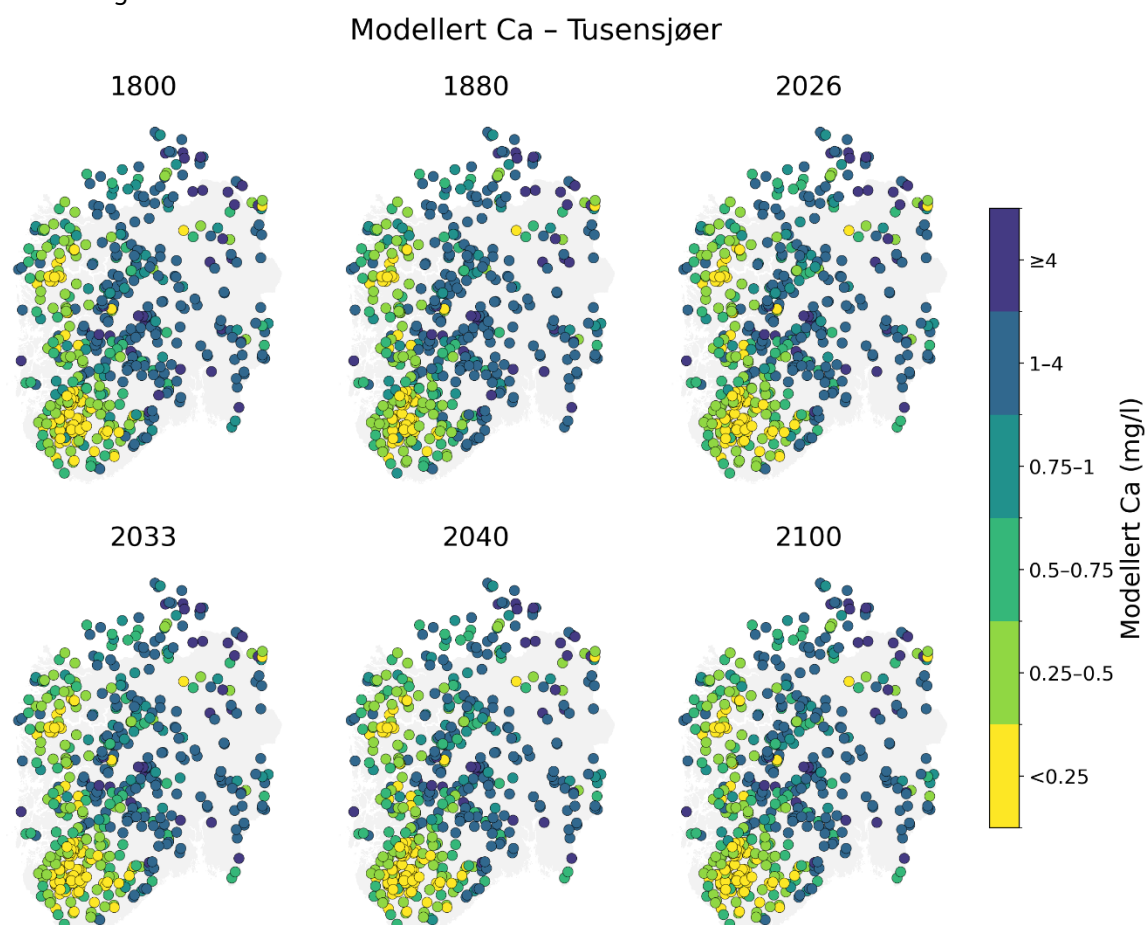


Figur 14 Korrelasjon av estimerte verdier for ANC og Ca-konsentrasjon for 2026 mot observerte verdier. Øverst: Tusensjøer, observert 2019. Nest øverst: Samme som øverst, men kortere akser. Nest nederst: Tidstrendsjøer, observert gjennomsnitt 2019-2022. Nederst: Bioloksjøer, observert gjennomsnitt 2019-2022. Orange: Koblingsmetoden, alle sjøer. Rød: Koblingsmetoden, kun tusensjøer. Lys blå: GAM-metoden, alle sjøer. Blå: GAM-metoden, kun tusensjøer. Fargede linjer: Trendlinjer. Svart linje: 1:1-linje.

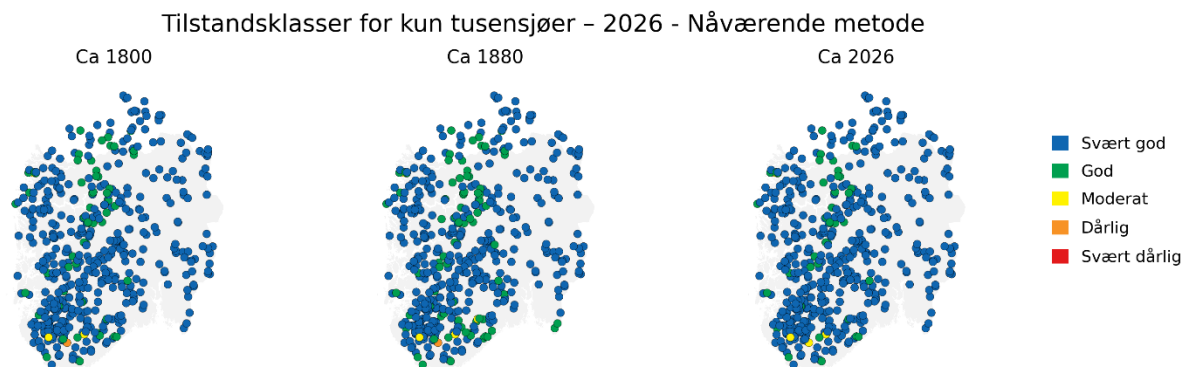
3.2.3. Klassifiseringsmetode

De to klassifiseringsmetodene er ganske forskjellige, til tross for at begge baseres på avvik fra referansetilstand. I den nye metoden benyttes referanseverdien direkte i klassifisering, mens den er mer en basis for klassegrensene i den nåværende metoden. Den nye metoden gir i tillegg en vurdering av ANC på en glidende skala, mens klassegrensene for ANC med den nåværende metoden skifter brått når vanntypen skifter.

For å ta best mulig hensyn til naturlig variasjon mellom innsjøene ved fastsetting av klassegrensene, er Ca-typen «Svært kalkfattig» ($\text{Ca} < 1 \text{ mg/l}$) delt i fire under typer. Dette kan gi mer presis klassifisering. Samtidig skal det lite til før en innsjø skifter type, og dermed ofte tilstandsklasse også. MAGIC-modelleringen, eksemplifisert ved tusensjøene (Figur 15), viste lite forskjell i Ca-konsentrasjon mellom årene som er relevante her. Konsentrasjonen var høyest i 1880, noe høyere i 1800 enn i 2026 og minimale endringer framover i tid. Forskjellene gjenspeiles i klassifiseringen (Figur 16), med dårligst tilstand når Ca-konsentrasjonen var høyest. Forskjellene er imidlertid veldig små. Det betyr at valg av år for typifisering har mindre betydning, men usikkerhet i estimering av Ca-konsentrasjonen kan likevel ha det. De to foregående kapitlene viste at interpoleringen gav større avvik i Ca-konsentrasjon enn MAGIC-modelleringen.



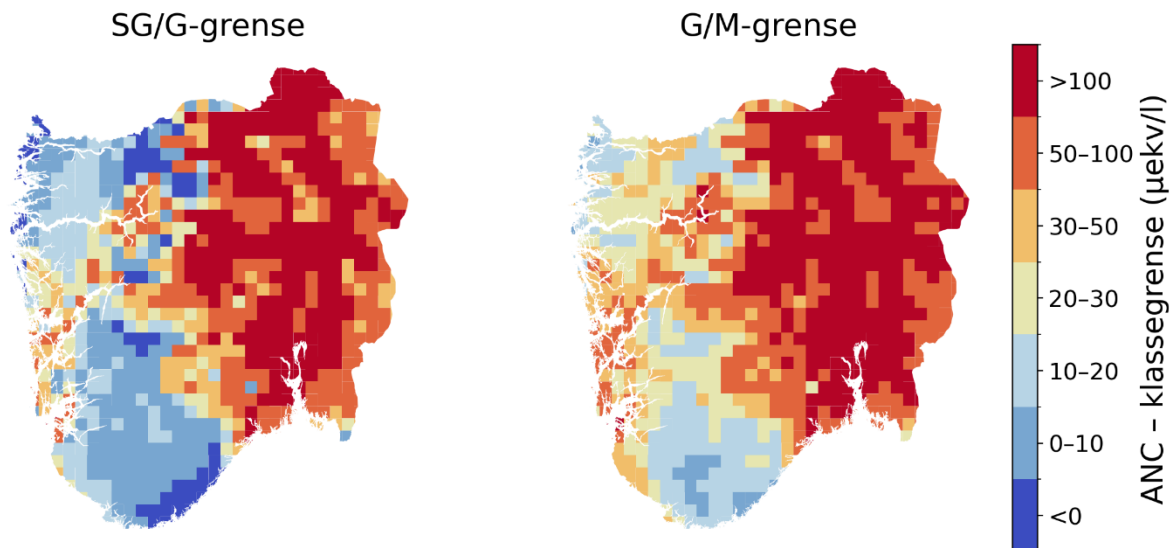
Figur 15. Ca-konsentrasjon modellert for tusensjøene.



Figur 16 Tilstandsklasser basert på modellert ANC for 2026 for tusensjøer for nåværende klassifiseringsmetode med Ca til typifisering fra 1800 (venstre), 1880 (midten) og 2026 (høyre).

TOC-typene er bredere, så det skal mer til for å skifte type. Til tross for usikkerhet i den estimerte TOC-konsentrasjonen var det et fåtall av innsjøene som ville hatt forskjellig type basert på observert og estimert TOC-konsentrasjon (Vedlegg D). Samtidig gir de faste typegrensene en sårbarhet, ved at klassegrensene skiftes hvis TOC-konsentrasjonen akkurat skifter typegrense. I den nye klassifiseringsmetoden er TOC-konsentrasjonen tatt inn i EQR-verdien. Det gjør at TOC-konsentrasjonens betydning for klassifiseringen vurderes på en glidende skala og at små usikkerheter i bestemmelse av TOC-konsentrasjonen gir mindre konsekvenser.

Med den nåværende klassifiseringsmetoden er det også lite spenn i ANC for hver tilstandsklasse. Det er ikke urimelig i seg selv, men gjør at mindre avvik i modelleringen kan gi store utslag, som for noen av tidstrendsjøene i Figur 9. Figur 17 viser at selv der tilstanden var satt til svært god, var det i de sårbare områdene i sør ofte under 10 $\mu\text{ekv/l}$ ned til god tilstand og noen steder også under 10 $\mu\text{ekv/l}$ ned til moderat avstand.



Figur 17 Avstand i ANC til klassegrensene for svært god/god (venstre) og god/moderat (høyre). Resultater for GAM-metoden for 2026 for alle innsjøer med det nåværende klassifiseringssystemet (se Figur 5, nederst). Negativ avstand betyr at ANC er lavere enn klassegrensen.

Den nye klassifiseringsmetoden vil være mindre følsom for avvik i ANC, ettersom den benytter forskjellen mellom dagens ANC og referanse-ANC. Disse er forbundet med hverandre, slik at avvik som følge av

interpoleringen vil påvirke begge, og konsekvensen for forskjellen trenger ikke være så stor. Den største usikkerheten for den nye klassifiseringsmetoden er knyttet til modelleringen av referansetilstanden med MAGIC. Små utslag her kan ha stor betydning.

3.2.4. Samlet effekt

Klassifisering av enkeltinnsjøer for dagens tilstand oppsummerer effektene av forskjell mellom observerte verdier, MAGIC-estimerte, og interpolerte verdier (kobling eller GAM) og mellom de to klassifiseringsmetodene (Tabell 2). Totalt sett hadde de forskjellige metodene ikke store utslag på utfallet av klassifiseringen. De største endringene var i fordelingen mellom svært god og god tilstand. De viktigste forskjellene med tanke på miljømålet er imidlertid de som flytter innsjøer over eller under god/moderat-grensen. Basert på observerte verdier (kan kun klassifiseres med nåværende metode) var svært få tusensjøer i mindre enn god tilstand (1%). For tidstrendsjøene og bioloksjøene var det en større andel (hhv. 17% og 13%).

Med den nåværende klassifiseringsmetoden gav klassifisering basert på MAGIC-resultater for tusensjøene noe dårligere tilstand enn med observerte verdier (Tabell 2). Det skyldes nok primært at det for modellerte resultater er benyttet 1880-Ca til typifisering (Figur 16). For tidstrendsjøene gav bruk av MAGIC-resultater motsatt effekt, som kan knyttes til noe overestimert ANC i 2026 (Figur 9). Koblingsmetoden gav enda litt dårligere tilstand for tusensjøene, noe som passer med at koblingsmetoden gir resultater mer i retning av forsursfølsomme innsjøer. Både tidstrendsjøene og bioloksjøene viste litt bedre tilstand enn observert med koblingsmetoden, noe som kan skyldes noe overestimert ANC i både MAGIC-modelleringen (Figur 9) og i koblingen (Figur 14) ved lav ANC. Med GAM-metoden var tilstanden bedre enn observert for alle datasettene, noe som kan skyldes overestimering av ANC i 2026 ved lavere verdier.

Den nye klassifiseringsmetoden benyttet på modellerte data for innsjøene gav bedre tilstand med referanse-ANC 1880 og betydelig dårligere med referanse-ANC 1800 (sammenligning der data finnes) sammenlignet med den nåværende klassifiseringsmetoden. 4% av tusensjøene var i dårligere enn god tilstand med ny klassifiseringsmetode og referanse-ANC 1800. For koblingsmetoden var mønsteret det samme som modellert for innsjøene, mens med GAM-metoden var tilstanden dårligere for ny klassifiseringsmetode enn nåværende også med referanse-ANC 1880. Sammenligning av interpolerte metoder og ny klassifiseringsmetode med observerte og nåværende klassifiseringsmetode var tilsvarende: Begge de interpolerte metodene gav betydelig dårligere tilstand med referanse-ANC 1800. Med referanse-ANC 1880 gav koblingsmetoden litt bedre tilstand mens GAM-metoden gav litt dårligere tilstand, unntatt for tidstrendsjøene. Intern sammenligning for tusensjøene av tilstand fra interpolerte metoder og modellert for innsjøene viste at resultatene fra GAM-metoden lå nærmest modellert for innsjøene. Koblingsmetoden gav litt bedre tilstand med referanse-ANC 1880 og dårligere med referanse-ANC 1800. Dette kan knyttes til at inkludering av tidstrendsjøene i interpoleringsmodellen hadde større betydning for koblingsmetoden (tidstrendsjøene hadde oftere høyere ANC i 2026 enn i 1880).

Tabell 2 Klassifisering for 2026 (observert er for 2019 for tusensjøer og snitt 2019-2022 for de andre) med ulike metoder for de ulike innsjøgruppene. For observerte verdier er det bare mulig å benytte den nåværende klassifiseringsmetoden og Ca 2026. Bioloksjøene er ikke modellert med MAGIC og kan derfor ikke klassifiseres direkte med modellerte verdier. Der referansen er 1880 er interpoleringen basert på tusensjøer og tidstrendsjøer. Referanse 1800 er bare tilgjengelig for tusensjøene, så her er interpoleringen kun basert på tusensjøer.

Innsjø-gruppe	Klasse	Nåværende klassifiseringsmetode			Ny klassifiseringsmetode						
		Obs-er-vert	Referanse 1880			Referanse 1880			Referanse 1800		
			Model-lert for innsjø	Kob-ling	GAM BLR	Model-lert for innsjø	Kob-ling	GAM BLR	Model-lert for innsjø	Kob-ling	GAM BLR
Tusen-sjøer	Svært god	410	383	359	419	393	416	407	274	226	278
	God	45	70	83	39	62	41	51	165	219	165
	Moderat	3	4	16	0	3	1	0	18	13	15
	Dårlig	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Tids-trend-sjøer	Svært god	32	34	39	49	40	47	32	0	13	21
	God	12	16	11	4	13	6	21	0	34	25
	Moderat	7	3	3	0	0	0	0	0	6	7
	Dårlig	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ikke klassifisert	0	0	0	0	0	0	0	53	0	0
Biolok-sjøer	Svært god	12	0	14	14	0	13	11	0	8	8
	God	2	0	2	2	0	3	5	0	6	6
	Moderat	1	0	0	0	0	0	0	0	2	2
	Dårlig	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Ikke klassifisert	0	16	0	0	16	0	0	16	0	0

Tabell 3 gir en indikasjon på hvor godt ulike varianter av vannkjemisk klassifisering samsvarer med biologisk klassifisering. Den nåværende klassifiseringsmetoden for vannkjemisk gav for det meste bedre tilstand enn den biologiske klassifiseringen. Unntak er Saudlandsvatnet, Dybingsvatnet og Lomstjørni, hvor observert vannkjemisk tilstand var dårligere enn biologisk. For Nystølsvatnet var vannkjemisk tilstand direkte modellert for innsjøen dårligere enn biologisk. De interpolerte metodene gav for det meste svært god tilstand med den nåværende klassifiseringsmetoden. Der de gav god tilstand var det i samsvar med biologisk tilstand, men begge interpoleringsmetodene gav ikke god tilstand samtidig.

Den nye klassifiseringsmetoden med referanse-ANC 1880 gav i hovedsak bedre eller lik tilstand som biologisk uavhengig av metode. For Lomstjørni gav begge de interpolerte metodene dårligere tilstand enn biologisk klassifisering. GAM-metoden gav noe dårligere tilstand enn koblingsmetoden, og mer på linje med biologisk. Med ny klassifiseringsmetode og referanse-ANC 1800 var det noe mer samsvar mellom biologisk og vannkjemisk klassifisering. Det var åtte tilfeller hvor begge interpoleringsmetodene indikerte svært god tilstand mens ett eller to biologiske kvalitetselementer indikerte dårligere enn svært god tilstand, men det var flere tilfeller hvor både biologisk og vannkjemisk klassifisering indikerte dårligere enn svært god tilstand. For fem sjøer indikerte en av eller begge interpoleringsmetodene moderat tilstand, mens den biologiske klassifiseringen tilsa bedre tilstand. Fire av disse ligger på Sørlandet øst.

Tabell 3 Bioloksjøer, tidstrendsjøer som også er bioloksjøer og en tusensjø som også er referansesjø, med klassifisering for biologiske kvalitetselementer (hovedsakelig fra Schartau mfl., 2025), kombinert med ulike klassifiseringer av vannkjemi (se detaljer i Tabell 2).

Vannkjemi												
Innsjø	Inverte- brater	Fisk	Nåværende klassifiseringsmetode				Ny klassifiseringsmetode					
			Referanse 1880				Referanse 1880			Referanse 1800		
			Obser- vert	Model- lert for innsjø	Kob- ling	GAM BLR	Model- lert for innsjø	Kob- ling	GAM BLR	Model -lert for innsjø	Kob- ling	GAM BLR
Atnsjøen	SG ²	G	SG		SG	SG		SG	SG		SG	SG
Stortjønnna	G ²	M	SG		SG	SG		SG	SG		SG	SG
Store Lyseren	M	M	SG	SG	SG	SG	G	SG	G		M	SG
Storbørja		G	SG	SG	G	SG	SG	SG	G		G	G
Nedre Furuvatn		D	SG	SG	SG	SG	SG	SG	SG		G	G
Rondvatnet		M	SG		SG	SG		SG	SG		SG	G
Heddersvatn	SG ²	M	SG	SG	SG	SG	SG	SG	SG		SG	SG
Bjorvatn	G		SG		SG	G		SG	G		M	M
Risvatn/Resvatn	G	G	SG		SG	G		G	G		M	M
Drivenesvannet		G	G	SG	SG	G	G	SG	G		G	M
Kleivsetvannet		G	G	G	SG	G	SG	SG	G		M	M
Saudlands- vatnet	G	SG	M		SG	SG		SG	G		G	G
Heimre Flogvatn		G	SG		SG	SG		SG	SG		G	G
Dyblingsvatnet	SG ²	M	D		G	SG		G	G		G	G
Lomstjørni	SG	SG	G		SG	SG		G	G		G	G
Stakkheitjørna	G ²		SG		SG	SG		SG	SG		G	G
Røyravatnet		G	SG	G	SG	SG	SG	SG	SG		SG	SG
Inste Sørlivatnet	SG ²		SG	SG	SG	SG	SG	SG	SG		M	SG
Oddmunddals- vatn		M	SG	SG	SG	SG	SG	SG	SG		G	SG
Markhusdals- vatnet		SG	SG		SG	SG		SG	SG		SG	SG
Nystølsvatnet		SG	SG	G	SG	SG	SG	SG	SG		SG	SG
Holmevatnet		G	SG		SG	SG		SG	SG		SG	SG
Movatnet		G	SG	SG	SG	SG	SG	SG	SG		SG	SG
Svartdalsvatnet	SG ²	SG	G	SG	G	SG	G	G	SG		G	G
Belgevatnet ¹	SG	G	SG	SG	SG	SG	SG	G	SG	SG	SG	SG
Fjellgards- vatnet ¹	SG	G	SG		SG	SG		SG	SG		SG	SG

¹Fra (Jensen mfl., 2022). ²Kun basert på småkreps

4 Diskusjon

4.1 Vurdering av resultatene

4.1.1. Forsuringstilstand

Resultatene for de to interpoleringsmetodene viste at ANC har økt og er i nærheten av referansetilstand. Dette er på linje med resultater fra overvåkingen: Vogt og Skancke (2025) sammenfattet situasjonen i

tidstrendsjøene og viste hvordan ANC har økt siden 1986, men at den er i ferd med å flate ut. Det gjelder også i de hardeste rammede regionene i sør og sørvest. Samtidig har ikke forbedringen stoppet helt opp. Den nasjonale innsjøundersøkelsen viste også en betydelig forbedring i ANC fra 1995 til 2019 (Hindar mfl., 2020). Gjennomsnittlige tidsserier for tidstrendsjøene i Vogt og Skancke (2025) indikerer at ANC var spesielt høy i 2019 mange steder.

Ser man på de enkelte tidstrendsjøene går ANC fortsatt opp i mange av dem. Sulfat går ned, om enn saktere enn før. Økningen i ANC er også synlig i flere av bioloksjøene (Figur 13), for eksempel Saudlandsvatnet og Bjorvatn. År-til-år variasjonen kan imidlertid ofte være større enn økningen som er sett de siste årene.

MAGIC-resultatene for de enkelte innsjøene viste en økning i ANC fram mot slutten av århundret, noe som bekrefter at gjenhenting ikke har stoppet helt opp (Figur 1). Valideringen av interpoleringsmetodene viste relativt stor spredning i resultatene (Figur 14). Det var en tendens til overestimering av ANC ved lave verdier, spesielt for GAM-metoden. Inkludering av tidstrendsjøene gav noe lavere ANC for koblingsmetoden (Figur 2).

Klassifiseringen av innsjøene viste at den nye klassifiseringsmetoden med referanse-ANC 1800 gav flest innsjøer i dårligere enn god tilstand, deretter fulgt av den nåværende klassifiseringsmetoden. Den nye klassifiseringsmetoden med referanse-ANC 1800 viste best samsvar mellom interpoleringsmetodene, med et område med moderat tilstand på det østlige Sørlandet og i Østfold. Koblingsmetoden kombinert med den nåværende klassifiseringsmetoden gav et område med moderat tilstand litt lenger inn og til dels vestover i landet.

Den geografiske fordelingen, med lavest ANC i sørvest for både koblings- og GAM-metoden, samsvarer godt med ANC-resultatene fra det forrige, tilsvarende prosjektet (Austnes mfl., 2016). ANC-nivået estimert her var høyere enn framskrivingene i den forrige rapporten. Det kan skyldes noe overestimering i dette prosjektet, særlig for GAM-metoden, men også usikkerhet i det forrige prosjektet, hvor MAGIC-modelleringen var basert på 1995-data. For forurensningstilstand er det derimot forskjeller mellom rapportene. I Austnes mfl. (2016) var det stor grad av samsvar mellom lav ANC og dårligere tilstand. Dette området tilsvarer også området med mest overskridelse av tålegrensene (Austnes mfl., 2023). I dette prosjektet viste metodene som gav størst områder i moderat tilstand at disse lå lenger øst på Sørlandet. Dette gjaldt særlig klassifiseringen etter ny metode og med referanse-ANC 1800.

4.1.2. Klassifiseringssystem

Spørsmålet ved klassifisering er hvilken tilstand som er bra nok. Når er forurensningen tilstrekkelig lav til at den naturlige biotaen kan etableres og opprettholdes? Det norske klassifiseringssystemet for vannkjemi har endret seg over tid. I den første veilederen var spennet i god-moderat-grense for ANC fra 20 til 40 $\mu\text{ekv/l}$ (DirektoratsgruppaVanndirektivet, 2009). Disse grensene ble senere vurdert for strenge (se vedlegg 7 i Direktoratets gruppaVanndirektivet, 2013). Det ble også satt forskjellige grenser for undertyper av svært kalkfattige innsjøer. Spennet i god-moderatgrensen ble satt til 0-30 $\mu\text{ekv/l}$, som det fortsatt er. Senere viste Følster mfl. (2021) at det svenske systemet gav en strengere vurdering enn det norske.

Følster mfl. (2024) sammenlignet det nye klassifiseringssystemet med det norske systemet for 195 nordiske innsjøer. Det viste at det nye systemet i all hovedsak gav en strengere vurdering. 18% av innsjøene var forurensede i henhold til dette systemet, mot bare 5% etter det norske systemet. En sammenligning for tusensjøene i samme rapport viste at andelen i dårligere enn god tilstand økte fra 1% til 6% med den nye klassifiseringen, og 34% av innsjøene fikk dårligere tilstandsklasse. Endringene var størst på Sørlandet³. Forventningen var derfor at det nye systemet skulle gi dårligere tilstand også i

³ Presentasjon Øyvind Kaste, Norsk-svensk forurensnings- og kalkingskonferanse 2023

dette arbeidet. Resultatene ble imidlertid omvendt når det ble benyttet referanse-ANC fra 1880. Dette og andre resultater indikerte at forsuringen allerede var i gang på dette tidspunktet, slik at data fra 1880 ikke var egnet som referanse. Ved å bruke tilsvarende referanse som benyttet i Sverige, satt til 1800, ble resultatet at det nye klassifiseringssystemet gav en strengere vurdering. Resultatene var ikke identiske som i Fölster mfl. (2024), fordi de benyttet en regresjonsmodell basert på det svenske MAGIC-biblioteket for å finne referanse-ANC for innsjøene, men konklusjonen var den samme.

I utgangspunktet er det et fornuftig prinsipp å basere klassifiseringen på avstand fra en referansetilstand for den enkelte lokaliteten. Wright og Cosby (2012) viste hvor stor avstand det kan være i referansetilstand mellom ulike innsjøer, selv innen samme vanntype (her ble det ikke benyttet undertyper for Ca-konsentrasjon). Austnes og Lund (2014) viste også hvordan klassegrenser for brede vanntyper kan ha uheldige utslag sammenlignet med individuelt bestemte grenseverdier. Bufferkapasiteten i det enkelte nedbørfeltet vil variere etter lokale forhold, og selv ganske nærliggende innsjøer kan ha forskjellig respons. Her skiller forsuring seg fra mye annen forurensning. Med det nye systemet får man ikke bare en individuell vurdering av avstand fra referansetilstanden, men også en individuell vurdering av humusnivåets betydning for totalbelastningen på økosystemet. Med det nåværende systemet er det fortsatt veldig grov inndeling i vanntyper basert på TOC-nivå.

Det nye klassifiseringssystemet har imidlertid en usikkerhet knyttet til modellering av referansetilstand. MAGIC har tradisjonelt vært benyttet for å modellere utvikling av forsuringstilstanden framover i tid. Den kalibreres slik at modellen gjenspeiler dagens situasjon, og ved hjelp av scenarier kan man estimere videre utvikling. Det er også eksempler på at MAGIC har vært brukt til å fastsette referansetilstand (Wright og Cosby, 2012). Også i tålegrensedatabasen benyttes MAGIC-resultater for referansetilstand indirekte, basert på modellering av forsuringfølsomme innsjøer i 2005 (Larssen mfl., 2005). Kalibreringen av tusensjøene og trendsjøene som har vært brukt her, har imidlertid ikke hatt modellering av referansetilstand som hovedformål.

En del av usikkerheten i modelleringen av referansetilstand er knyttet til estimatene for historisk avsetning og hvordan disse tilpasses og kalibreres for de enkelte innsjøene, spesielt med tanke på SO_4 . Det er mulig å forbedre de historiske dataseriene fra Schöpp mfl. (2003), både ved oppdatering av utslippsestimater og nyere funksjoner for å beregne avsetning fra utslipp. Det finnes også alternative data som kan benyttes, som fra Engardt mfl. (2017), som har brukt data fra iskjerner. Dette er imidlertid et større arbeid. I første omgang ville det være mulig å se nærmere på valgene som er tatt i justering av inngangsdataene og i selve kalibreringen.

Den andre viktige usikkerheten er knyttet til den observerte økningen i Ca-konsentrasjon og mulige prosesser som påvirker forsuringen, men som ikke kan knyttes til S- og N-avsetning. Økning i forvittringshastighet knyttet til klimaendringer (jmf. de Wit mfl., 2023) er ikke inkludert i MAGIC-modellen. Disse prosessene må forstås bedre og kvantifiseres før de kan tas inn i modellen. Videre overvåking vil bidra til økt kunnskap som basis for dette, og også å avklare om Ca-konsentrasjonen var spesielt høy da den nasjonale innsjøundersøkelsen ble gjennomført i 2019, som kan forklares med spesielt høy temperatur i 2018.

Generelt er det vanskeligere å estimere avstand til referansetilstand når innsjøene blir mindre forsuret. Etter hvert blir avstanden liten sammenlignet med usikkerheten i modelleringen. Det gjelder ikke minst der ANC-nivået er lavt. Dette kan ha bidratt til at den nye klassifiseringsmetoden ikke gav moderat tilstand lenger vest på Sørlandet. Kanskje er også deler av den østlige delen av Sørlandet gitt for lav tilstand, jmf. analysen av Tabell 3. Samtidig kan moderat tilstand i nye områder også være utslag av at den nye klassifiseringsmetoden bygger på et annet prinsipp og nye analyser av biologisk effekt.

Den nåværende klassifiseringsmetoden har mindre usikkerhet knyttet til selve MAGIC-modelleringen, siden den ikke benytter referanse-ANC i klassifiseringen. Den er imidlertid langt mer sårbar med hensyn til usikkerhet i interpoleringen. Med kort avstand mellom klassegrensene og Ca-typene, spesielt i de mest sårbare områdene, kan små avvik i ANC og Ca-konsentrasjonen ha stor betydning. Dette er sannsynligvis årsaken til at GAM-metoden ikke gav områder med moderat tilstand med den nåværende klassifiseringsmetoden, ettersom det var en tendens til overestimering av ANC. Også for koblingsmetoden kan overestimert ANC ha bidratt til få områder med moderat tilstand i sørvest. Som forklart i kapittel 3.2.4 er den nye klassifiseringsmetoden mindre sårbar for avvik i interpoleringen, ettersom ANC for klassifiseringsåret og referanse-ANC følger hverandre.

Begge klassifiseringsmetodene har også usikkerhet knyttet til selve fastsettingen av klassegrensene og sammenhengen mellom vannkjemi og biologisk respons. Dette er det ikke mulig å gå nærmere inn på her, men analysen av det begrensede antallet innsjøer i Tabell 3 antydte størst samsvar med biologi for den nye klassifiseringsmetoden (med referanse-ANC 1800).

4.2 Anbefaling og bruk av resultatene

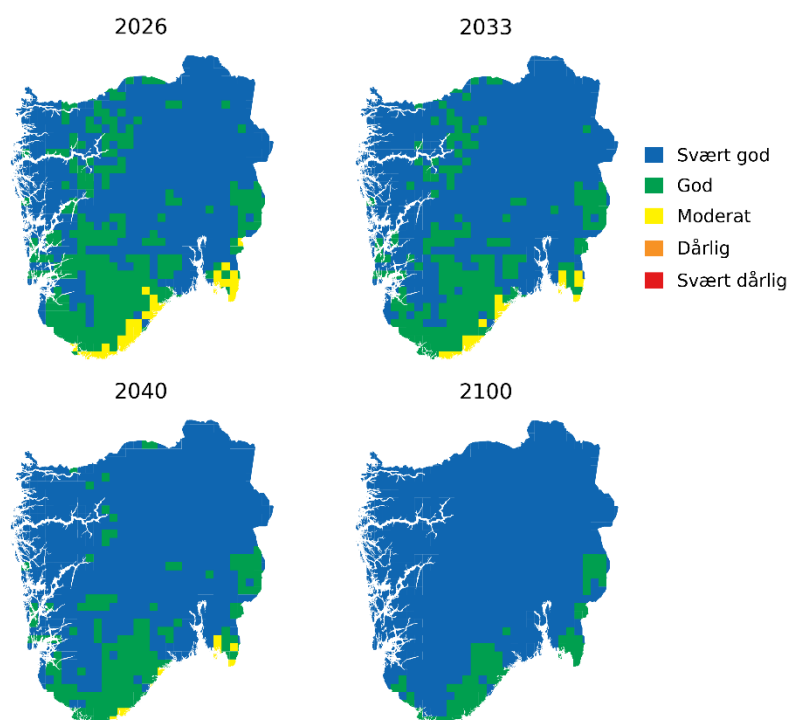
Basert på diskusjonen over vil det for dette formålet anbefales å benytte resultatene for den nye klassifiseringsmetoden med referanse-ANC 1800. Her var det også godt samsvar mellom de to interpoleringsmetodene, som er en indikasjon på et pålitelig resultat. Begge metodene har fordeler og ulemper. Koblingsmetoden innebærer en større grad av føre-var-prinsipp, ettersom vannkjemiene det kobles mot representerer de mest følsomme innsjøene. Samtidig er det større usikkerhet fordi koblingen gjøres med modellerte verdier for 1986 og gir dermed et indirekte estimat. For å fastsette referanse-ANC for en enkelt-innsjø med vannkjemi er metodikken i MAGIC bibliotek god, men i denne sammenhengen er GAM-metodikken en mer direkte tilnærming. Samtidig er GAM-metodikken kun basert på nedbørfeltparametere, og den viste seg også å overestimere ANC ved lave verdier i større grad enn koblingsmetoden. Det er derfor vanskelig å si at den ene metoden er bedre enn den andre, og det anbefales derfor å bruke en kombinasjon av resultatene.

Figur 18 viser to måter å kombinere resultatene på. I den øverste figuren er det beregnet gjennomsnitt av ANC for de to metodene og deretter klassifisert. I den nederste er det benyttet prinsippet i Vanndirektivet om at dårligste klasse skal gjelde. I denne sammenhengen vil det imidlertid anbefales å benytte gjennomsnittsklassifiseringen. Det ble benyttet to forskjellige interpoleringsmetoder for å redusere usikkerheten. Med to metoder med samme formål og inngangsdata er det mest rimelig å benytte et gjennomsnitt av resultatene.

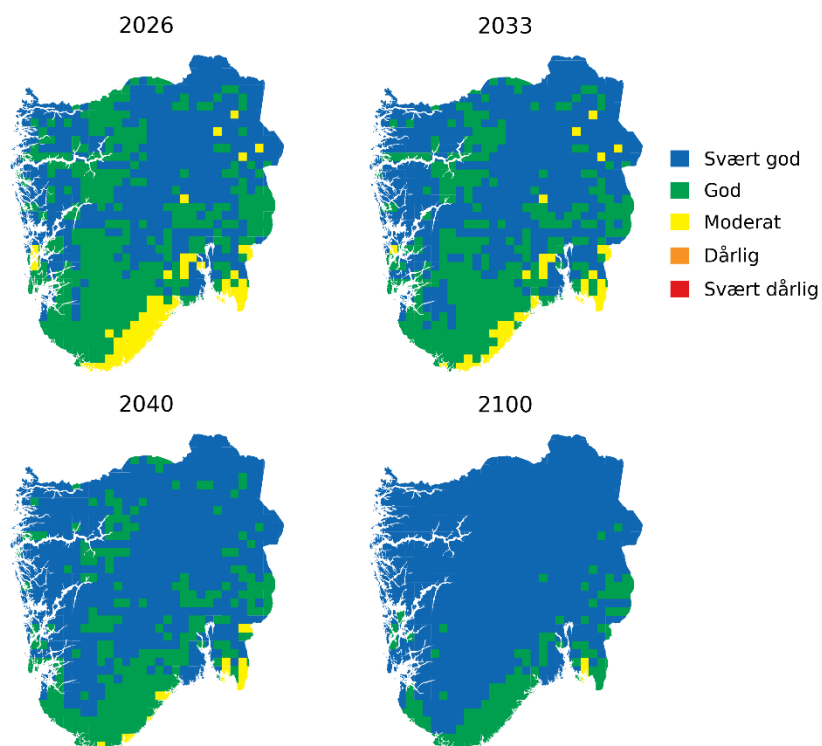
Klassifisering etter disse resultatene bør bare benyttes der det er nødvendig, og helst sammen med andre datakilder:

- For innsjøer med gode data bør disse benyttes.
- For innsjøer med gamle data eller lav frekvens på målinger kan ruteklassifiseringen benyttes som en ekstra kilde, sammen med data fra nærliggende og sammenlignbare innsjøer.
- For innsjøer helt uten data kan ruteklassifiseringen benyttes, men den bør sammenlignes med klassifiseringen for nærliggende og sammenlignbare innsjøer. Er det avvik bør det vurderes om man skal benytte gruppering mot disse som prinsipp for klassifiseringen i stedet for ruteklassifiseringen. Dette vil gjelde spesielt hvis disse innsjøene har gode data og/eller klassifiseringen er den samme for flere innsjøer. For innsjøer som ligger nær en rutegrense, kan man også vurdere opp mot klassifiseringen for naboruten. Man kan også se til resultatene for koblingsmetoden basert på tusensjøer og tidstrendsjøer og nåværende klassifiseringsmetode, spesielt der denne angir moderat tilstand.

Tilstandsklasse – Gjennomsnitt av GAM-metoden og koblingsmetoden
Ny klassifiseringsmetode – ANCref 1800



Tilstandsklasse – Kombinasjon av GAM og koblingsmetoden
Ny klassifiseringsmetode – ANCref 1800



Figur 18 Tilstandsklasser ved kombinasjon av koblingsmetoden og GAM-metoden, med ny klassifiseringsmetode og referanseverdi 1800. Øverst: Kombinasjon ved gjennomsnitt av ANC for hvert år på tvers av interpoleringsmetoder og deretter klassifisering. Nederst: Dårligste tilstandsklasse for hver BLR-rute valgt.

Vannkjemien for rutene benyttet i koblingsmetoden representerer til en viss grad også elver, men ettersom MAGIC-modelleringen er gjort for innsjøer og GAM-metoden ikke benytter elvedata, anbefales det primært å bruke ruteklassifiseringen for innsjøer. Ruteklassifiseringen kan imidlertid brukes som en av flere kilder for vurdering av forsureningssituasjonen i elver. Ruteklassifiseringen bør ikke benyttes for innsjøer under marin grense.

Framskrivningen av klassifiseringen for de neste planperiodene kan benyttes som indikasjon på hvor fort en forbedring kan forventes, og dermed som basis for beslutninger rundt tiltak og utsettelse. Klassifiseringen for 2100 kan brukes til å identifisere områder hvor gjenhenting vil ta spesielt lang tid. Dette er imidlertid mer usikre resultater, ettersom avsetningsscenariene bare gjelder til 2040 og MAGIC-modelleringen ikke tar hensyn til klimaendringer.

5 Konklusjon

Forsuringstilstand er estimert for hele Sør-Norge sør for Møre og Romsdal og Trøndelag. Formålet har vært å kunne benytte dette til å anslå forsureningstilstand for innsjøer uten overvåkingsdata ved klassifisering under vannforskriften. Det er benyttet MAGIC-modellerte resultater for to forskjellige innsjødatasett, to forskjellige interpoleringsmetoder og to forskjellige klassifiseringssystemer. Dette gav til dels svært forskjellige resultater. Overvåkingsdata indikerer imidlertid at det fortsatt er forsurening i visse områder, og det er derfor rimelig å ha tillit til resultatene som bekrefter dette.

MAGIC-modelleringen gav godt samsvar med observerte verdier for dagens ANC. Begge interpoleringsmetodene gav noe overestimering av ANC ved lave verdier, mest for GAM-metoden. Dette kan ha bidratt til overestimering av andel innsjøer med svært god eller god tilstand med det nåværende klassifiseringssystemet. Dette er svært sårbart for små avvik i ANC-nivå. Det nye klassifiseringssystemet er prinsipielt bedre, da det vurderer en lokalitetsspesifikk avstand fra referansetilstand. Denne klassifiseringsmetoden er også mindre påvirket av avvik i ANC-nivå, men den har en usikkerhet knyttet til modellering av referanse-ANC. 1880 viste seg ikke å være egnet som referanseår, ettersom forsureningen allerede var i gang på dette tidspunktet. Referanse-ANC fra 1800 gav rimeligere resultater og også godt samsvar mellom interpoleringsmetodene. Derfor anbefales resultatene fra denne klassifiseringsmetoden, og siden begge interpoleringsmetodene hadde fordeler og ulemper, anbefales det å bruke gjennomsnittsklassifisering fra disse.

For mer presise resultater ville det være en fordel å anvende MAGIC-modellen med spesielt fokus på referanse-ANC. Dette vil også være viktig for det norske MAGIC-biblioteket, som skal brukes blant annet til å kunne klassifisere med den nye metoden. Tidstrendsjøene kan også modelleres med bakgrunnsavsetning, slik at resultatene kan gå tilbake til 1800, som for tusensjøene. Det er behov for bedre estimerer for og tilpasning av avsetningsdata og utvikling av modellen med hensyn på mulige endringer i forvittringshastighet som følge av klimaendringene. Samtidig er det vanskeligere å modellere når forsureningen avtar, avsetningen endres sakte og naturlig år-til-år variasjon kan overstige avstanden til referansetilstanden.

Klassifisering basert på disse resultatene bør bare benyttes der det er nødvendig, og helst sammen med andre datakilder. Det er også anbefalt primært å bruke denne klassifiseringen for innsjøer.

6 Referanser

Austnes, K. og Lund, E., 2014. Critical limits for surface water acidification in Norwegian critical loads calculation and Water Framework Directive classification. Norsk institutt for vannforskning, M-280, NIVA-rapport 6741-2014, 24 s.

Austnes, K., Lund, E., Valinia, S. og Cosby, B.J., 2016. Modellbasert klassifisering av forsureningstilstand i innsjøer uten måledata. Norsk institutt for vannforskning, NIVA-rapport 7047-2016, 74 s.

Austnes, K., Gundersen, C.B., Sample, J.E. og Lund, E., 2023. Overskridelser av tålegrenser for forsurening og overgjødning for Norge. Oppdatering med perioden 2017-2021. Norsk institutt for vannforskning, M-2558, NIVA-rapport 7879-2023, 39 s.

Blake, L.R., Aas, W., Denby, B., Hjelmbrekke, A., Mu, Q., Simpson, D., Ytre-Eide, M. og Fagerli, H., 2023. Deposition of sulfur and nitrogen in Norway 2017-2021. M-2557, METreport 03/2023, 32 s.

Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N. og Wright, R.F., 1985a. Modeling the effects of acid deposition: Assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research* 21:(1) 51-63.

Cosby, B.J., Wright, R.F., Hornberger, G.M. og Galloway, J.N., 1985b. Modeling the effects of acid deposition: Estimation of long-term water quality responses in a small forested catchment. *Water Resources Research* 21:(11) 1591-1601.

Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A. og Wright, R.F., 2001. Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences* 5:(3) 499-517.

de Wit, H.A., Garmo, O.A., Jackson-Blake, L.A., Clayer, F., Vogt, R.D., Austnes, K., Kaste, O., Gundersen, C.B., Guerrero, J.L. og Hindar, A., 2023. Changing Water Chemistry in One Thousand Norwegian Lakes During Three Decades of Cleaner Air and Climate Change. *Global Biogeochemical Cycles* 37:(2) 22.

DirektoratsgruppaVanndirektivet, 2009. Veileder 01: 2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann. 179 s.

DirektoratsgruppaVanndirektivet, 2013. Veileder 02: 2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann. 263 s.

DirektoratsgruppenVanndirektivet, 2018. Veileder 1:2018 Karakterisering. 58 s.

Engardt, M., Simpson, D., Schwikowski, M. og Granat, L., 2017. Deposition of sulphur and nitrogen in Europe 1900-2050. Model calculations and comparison to historical observations. Tellus Series B-Chemical And Physical Meteorology 69: 20.

Fölster, J., Djodjic, F., Huser, B., Moldan, F. og Sonesten, L., 2018. Bedömningsgrunder för fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer i sjöar och vattendrag. Förslag till revidering av föreskrift HVMFS 2013:19. Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, Institutionen för vatten och miljö, Rapport 2018:10 s.

Fölster, J., Carlsson, P., Johnson, R., Holmgren, K., Garmo, Ø. og Velle, G., 2024. Förslag till gemensamma nordiska bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag. Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, Institutionen för vatten och miljö, Rapport 2024:13, 51 s.

Fölster, J., Garmo, Ø.A., Carlson, P., Johnson, R., Velle, G., Austnes, K., Hallstan, S., Holmgren, K., Schartau, A.K., Moldan, F. og Aroviita, J., 2021. Acidified or not? A comparison of Nordic systems for classification of physicochemical acidification status and suggestions towards a harmonised system. Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, Institutionen för vatten och miljö, Rapport 2021:1, 77 s.

Hastie, T. og Tibshirani, R., 1987. GENERALIZED ADDITIVE-MODELS - SOME APPLICATIONS. Journal Of The American Statistical Association 82:(398) 371-386.

Henriksen, A. og Buan, A.K., 2000. Tålegrenser og overskridelse av tålegrenser for overflatevann, skogsjord og vegetasjon i Norge. Norsk institutt for vannforskning, NIVA-rapport 4179-2000/Naturens tålegrenser Fagrapport nr. 106, 29 s.

Hindar, A. og Larssen, T., 2005. Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer. Norsk institutt for vannforskning, Naturens Tålegrenser Fagrapport 120, NIVA-rapport 5030-2005, 38 s.

Hindar, A., Garmo, Ø., Austnes, K. og Sample, J.E., 2020. Nasjonal innsjøundersøkelse 2019. Norsk Institutt for Vannforskning, M-1876, NIVA-rapport 7530-2020, 86 s.

James, G., Witten, D., Hastie, T. og Tibshirani, R., 2021. An introduction to statistical learning with applications in R. Second Edition. Springer New York, NY

Jensen, T.C., Schartau, A.K., Skjelbred, B., Bodin, C.L., Dahl-Hanssen, G., Demars, B., J.G., D., Eikland, K.A., Hesthagen, T., Jenssen, M.T.S., Lie, E.F., Lungrin, E., Mjelde, M., Saksgård, R., Velle, G. og Walseng, B., 2022. ØKOFERSK delprogram Midt, Øst og Trend: Basisovervåking i 2021. Overvåking og klassifisering av økologisk tilstand – referansesjøer. Miljødirektoratet, M-2291, 124 s.

Kaste, Ø., Norling, M.D., Austnes, K., Cosby, B.J. og Wright, R.F., 2022. Re-calibration of the MAGIC model with data from the National Lake Survey 2019. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) STI, M-2424, NIVA-rapport 7799-2022, 36 s.

Kaste, Ø., Norling, M., Balkoni, A., Austnes, K., Cosby, B.J. og Wright, R.F., 2023. Re-calibration of the MAGIC model with data from the National Lake Survey 2019. Results from phase 2. Norsk institutt for vannforskning, M-2635, NIVA-rapport 7915-2023, 23 s.

Larssen, T., Høgåsen, T. og Wright, R.F., 2005. Target loads for acidification of Norwegian surface waters. Norsk institutt for vannforskning, Naturens Tålegrenser Fagrapport 121, NIVA-rapport 5099-2005, 33 s.

Larssen, T., Cosby, B.J., Høgåsen, T., Lund, E. og Wright, R.F., 2008. Dynamic modelling of acidification of Norwegian surface waters. Norsk institutt for vannforskning, Naturens Tålegrenser Fagrapport 124, NIVA-rapport 5705-2008, 45 s.

Lien, L., Sevaldrud, I.H., Traaen, T.S. og Henriksen, A., 1987. 1000 sjøers undersøkelsen 1986. Statens forurensningstilsyn, rapport 282/87, Statlig program for forurensningsovervåking TA-0624, 31 s.

Miljødirektoratet, 2026. Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann. <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveileder/>. 13.03.2026,

Moldan, F., Stadmark, J., Jutterström, S., Kronnäs, V., Blomgren, H. og Cosby, B.J., 2020. MAGIC library - A tool to assess surface water acidification. Ecological Indicators 112.

Norling, M.D., Kaste, Ø. og Wright, R.F., 2025. A biogeochemical model of acidification: MAGIC is alive and well. Ecological Research 40:(3) 303-313.

Sample, J.E., Jackson-Blake, L., Vogelsang, C. og Kaste, Ø., 2024. TEOTIL3: En modell for beregning av kildebaserte tilførsler via elver og direkte tilførsler til kyst. Norsk institutt for vannforskning, 7996-2024, 71 s.

Schartau, A.K., Pilotto, F., Saksgård, R., Skancke, L.B., Solberg, I., Velle, G. og Vogt, R.D., 2025. Forsuringstilstand og trender i innsjøer og elver med biologisk overvåking. Oppdatert med data tom 2022. Miljødirektoratet, M-2983, 157 s.

Schöpp, W., Posch, M., Mylona, S. og Johansson, M., 2003. Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. Hydrology and Earth System Sciences 7:(4) 436-446.

Servén, D. mfl., 2025. dswah/pyGAM: v0.12.0 (v0.12.0). Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.17981758>,

Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A., Faafeng, B., Fjeld, E., Traaen, T.S., Lien, L., Lydersen, E. og Buan, A.K., 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statens forurensningstilsyn TA-1389/1996, Statlig program for forurensningsovervåking rapport 677/96, NIVA-rapport 3613-1996, 73 s.

Vogt, R.D. og Skancke, L.B., 2025. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2024. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) STI, M3026, NIVA-rapport 8142-2025, 106 s.

Vogt, R.D. mfl., 2024. Trends and patterns in surface water chemistry in Europe and North America between 1990 and 2020, with a focus on calcium. NIVA-rapport 7931-2024; ICP Waters report: 156/2024, 54 s.

Wood, S.N., 2025. Generalized Additive Models. Annual Review of Statistics and Its Application 12: 497-526.

Wright, R.F. og Cosby, B.J., 2012. Referanseverdier for forsuringsfølsomme kjemiske støtteparametre. Norsk institutt for vannforskning, NIVA-rapport 6388-2012, 32 s.

Wright, R.F., Larssen, T., Camarero, L., Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Helliwell, R., Forsius, M., Jenkins, A., Kopáček, J., Majer, V., Moldan, F., Posch, M., Rogora, M. og Schöpp, W., 2005. Recovery of acidified European surface waters. Environmental Science & Technology 39:(3) 64A-72A.

7 Vedlegg

Vedlegg A. Modelltesting GAM

Tabell A.1 Endring i prediktiv ytelse (Δ RMSE) etter fjerning av individuelle forklaringsvariabler i en «fjern-en-variabel»-analyse for romlig modellering av ANC med GAM-modeller, basert på tusensjøer og tidstrendsjøer. Positive verdier indikerer redusert modellytelse.

År	Δ RMSE Avrenning	Δ RMSE Berggrunn	Δ RMSE Høyde over havet	Δ RMSE TOC	Δ RMSE Andel bart fjell	Δ RMSE Andel under marin grense
1880	+2.76	+6.86	+2.02	+0.48	-0.35	-0.63
2026	+2.64	+7.30	+1.05	+0.38	-0.35	-0.66
2033	+2.65	+7.19	+1.03	+0.36	-0.35	-0.68
2040	+2.69	+7.08	+1.01	+0.34	-0.35	-0.70
2100	+2.78	+6.79	+1.83	+0.35	-0.38	-0.71

Tabell A.2 Endring i prediktiv ytelse (Δ RMSE) etter fjerning av individuelle forklaringsvariabler i en «fjern-en-variabel»-analyse for romlig modellering av ANC med GAM-modeller, basert på kun tusensjøer. Positive verdier indikerer redusert modellytelse.

År	Δ RMSE Avrenning	Δ RMSE Berggrunn	Δ RMSE Høyde over havet	Δ RMSE TOC	Δ RMSE Andel bart fjell	Δ RMSE Andel under marin grense
1800	+5.70	+7.23	+1.45	+0.90	+0.03	+1.10
1880	+5.35	+7.47	+1.64	+0.72	-0.09	-0.96
2026	+4.91	+7.56	+1.46	+0.03	-0.07	-0.78
2033	+5.02	+7.53	+1.39	+0.71	-0.07	-0.74
2040	+4.48	+7.48	+1.34	+0.70	-0.07	-0.70
2100	+5.36	+7.39	+1.45	+0.71	-0.10	+0.66

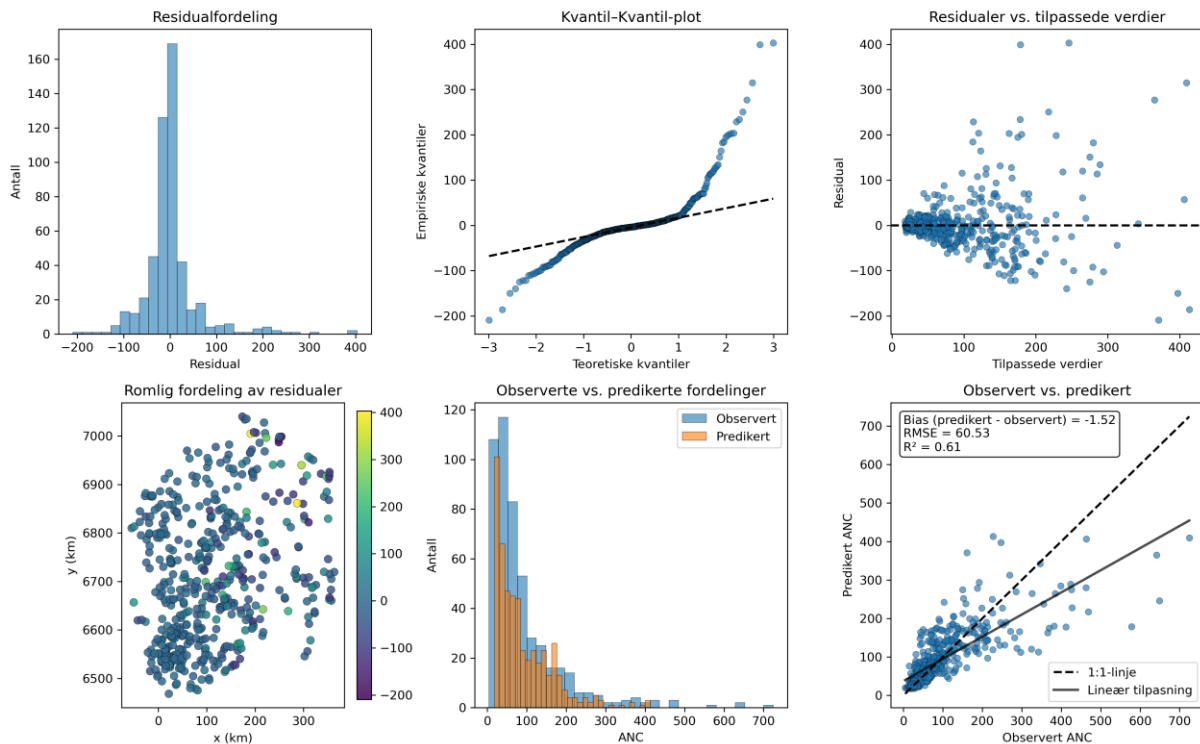
Tabell A.3 Endring i prediktiv ytelse (Δ RMSE) etter fjerning av individuelle forklaringsvariabler i en «fjern-en-variabel»-analyse for romlig modellering av Ca-konsentrasjon med GAM-modeller, basert på tusensjøer og tidstrendsjøer. Positive verdier indikerer redusert modellytelse.

År	Δ RMSE Avrenning	Δ RMSE Berggrunn	Δ RMSE Høyde over havet	Δ RMSE TOC	Δ RMSE Andel bart fjell	Δ RMSE Andel under marin grense
1880	+0.05	+0.11	+0.03	~0.00	-0.01	-0.02
2026	+0.05	+0.12	+0.01	~0.00	-0.01	-0.01
2033	+0.05	+0.13	+0.01	~0.00	-0.01	-0.01
2040	+0.05	+0.13	+0.01	~0.00	-0.01	-0.01
2100	+0.05	+0.13	+0.01	~0.00	-0.01	-0.01

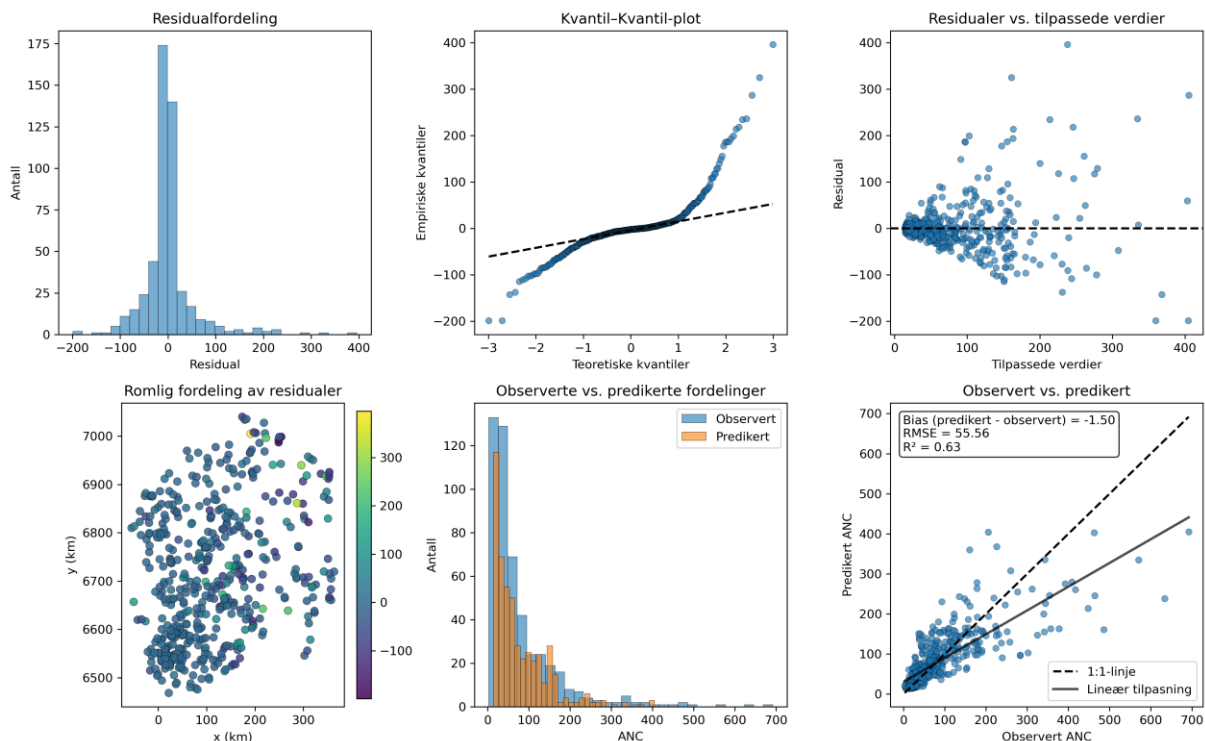
Tabell A.4 Endring i prediktiv ytelse (Δ RMSE) etter fjerning av individuelle forklaringsvariabler i en «fjern-en-variabel»-analyse for romlig modellering av Ca-konsentrasjon med GAM-modeller, basert på kun tusensjøer. Positive verdier indikerer redusert modellytelse.

År	Δ RMSE Avrenning	Δ RMSE Berggrunn	Δ RMSE Høyde over havet	Δ RMSE TOC	Δ RMSE Andel bart fjell	Δ RMSE Andel under marin grense
1800	+0.08	+0.12	+0.02	~0.00	-0.01	~0.00
1880	+0.10	+0.11	+0.02	~0.00	-0.01	~0.00
2026	+0.08	+0.11	+0.01	~0.00	-0.02	~0.00
2033	+0.08	+0.11	+0.01	~0.00	-0.02	~0.00
2040	+0.08	+0.11	+0.01	~0.00	-0.02	~0.00
2100	+0.08	+0.11	+0.01	~0.00	-0.02	~0.00

Diagnostiske plott for den beste GAM-modellen
Responsvariabel ANC 1800 - Kun tusensjøer

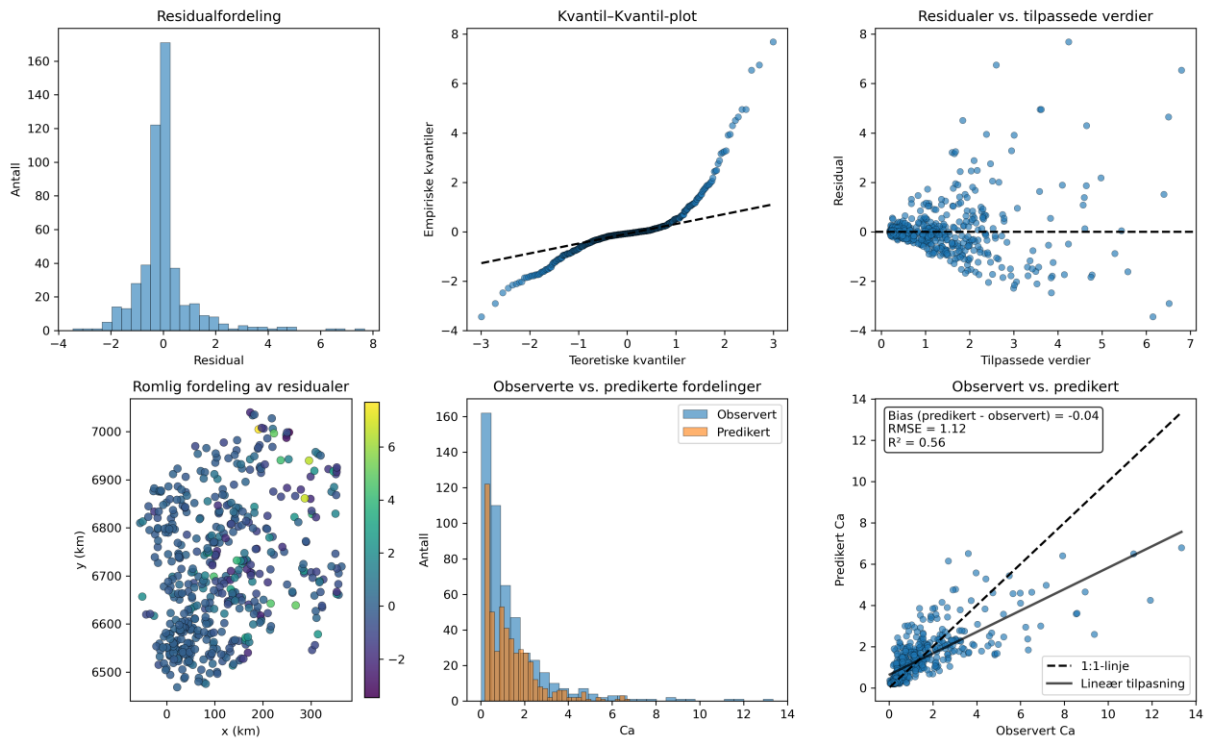


Diagnostiske plott for den beste GAM-modellen
Responsvariabel ANC 2026 - Kun tusensjøer

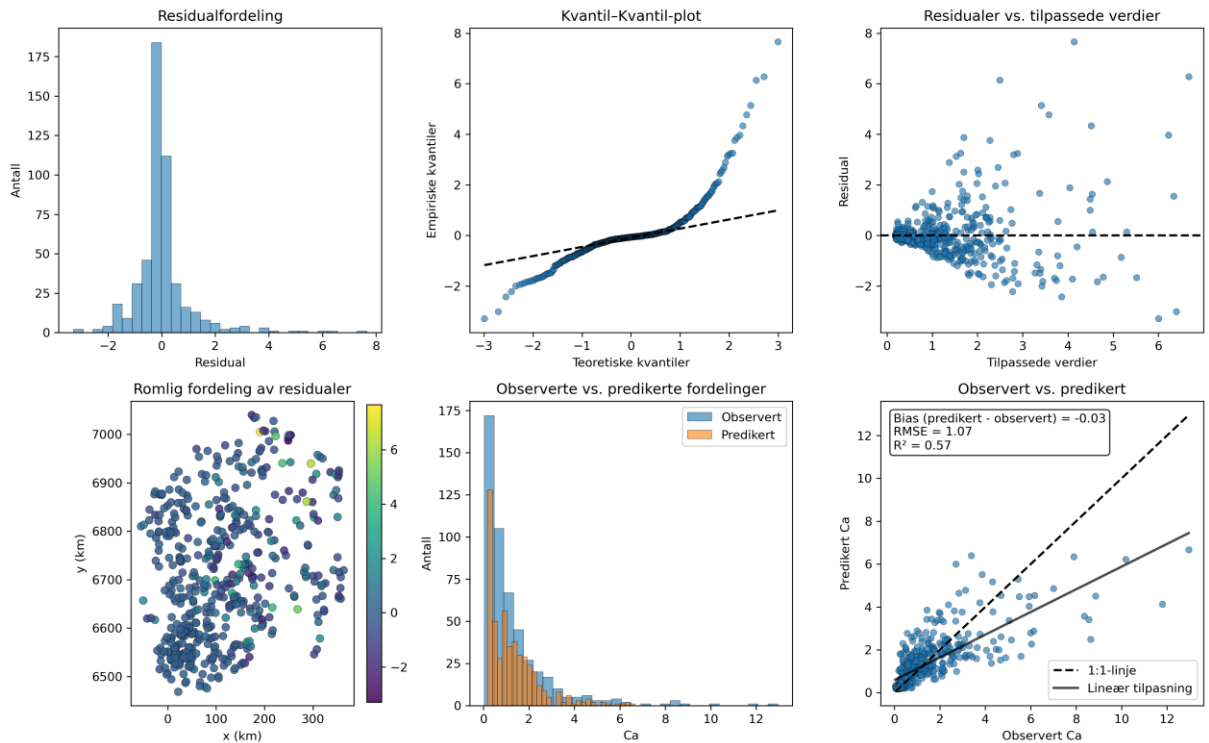


Figur A.1 Diagnostiske plott for ANC (kun tusensjøer) for årene 1800 og 2016, vist som representative eksempler. Tilsvarende diagnostiske mønstre ble observert for alle år. Plottene er basert på de utvalgte Gamma GAM-modellene med berggrunn, høyde over havet, avrenning og TOC som forklaringsvariabler.

Diagnostiske plott for den beste GAM-modellen
Responsvariabel Ca 1800 – Kun tusensjøer



Diagnostiske plott for den beste GAM-modellen
Responsvariabel Ca 2026 – Kun tusensjøer



Figur A.2 Diagnostiske plott for Ca (kun tusensjøer) for årene 1800 og 2016, vist som representative eksempler. Tilsvarende diagnostiske mønstre ble observert for alle år. Plottene er basert på de utvalgte Gamma GAM-modellene med berggrunn, høyde over havet og avrenning som forklaringsvariabler.

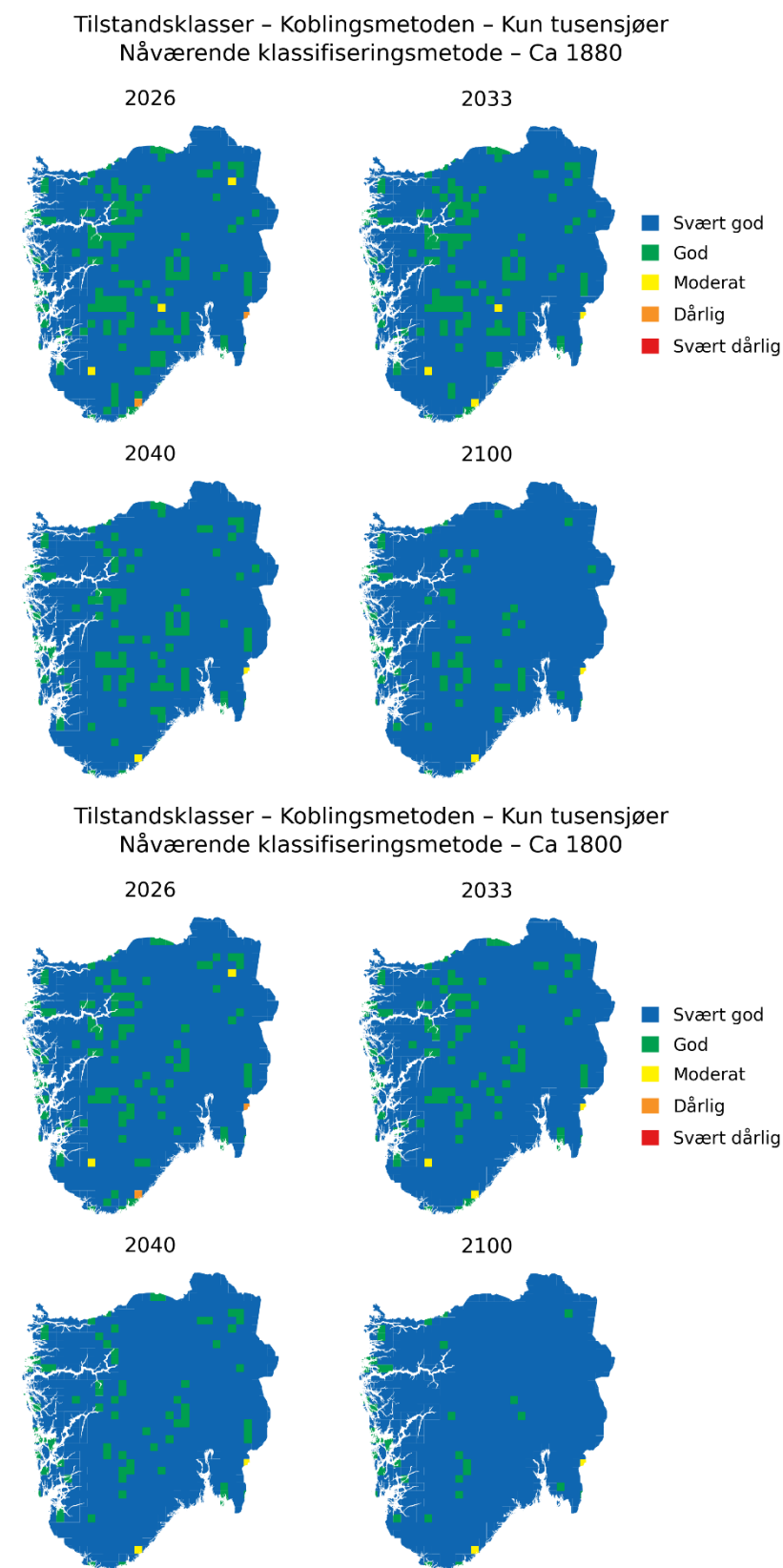
Tabell A.5. Sammenligning av ytelsen til den best presterende GAM-modellen med og uten det romlige glatte leddet ($te(x,y)$) for modellering av ANC basert på kun tusensjøer, på tvers av år. $\Delta RMSE$ (%) angir prosentvis reduksjon i RMSE ved inkludering av det romlige leddet, og ΔR^2 angir tilsvarende økning i forklart varians.

År	RMSE (kun nedbørfeltvariabler)	RMSE (nedbørfelt + romlig ledd)	$\Delta RMSE$ (%)	R^2 (kun nedbørfeltvariabler)	R^2 (nedbørfelt + romlig ledd)	ΔR^2
1800	69.48	66.92	3.7%	0.478	0.520	+0.042
1880	67.98	64.70	4.8%	0.478	0.531	+0.053
2026	65.28	61.70	5.5%	0.477	0.537	+0.060
2033	65.69	62.37	5.1%	0.478	0.533	+0.055
2040	66.18	63.08	4.7%	0.478	0.529	+0.051
2100	67.99	65.06	4.3%	0.473	0.520	+0.047

Tabell A.6. Sammenligning av ytelsen til den best presterende GAM-modellen med og uten det romlige glatte leddet ($te(x,y)$) for modellering av Ca-konsentrasjon basert på kun tusensjøer, på tvers av år. $\Delta RMSE$ (%) angir prosentvis reduksjon i RMSE ved inkludering av det romlige leddet, og ΔR^2 angir tilsvarende økning i forklart varians.

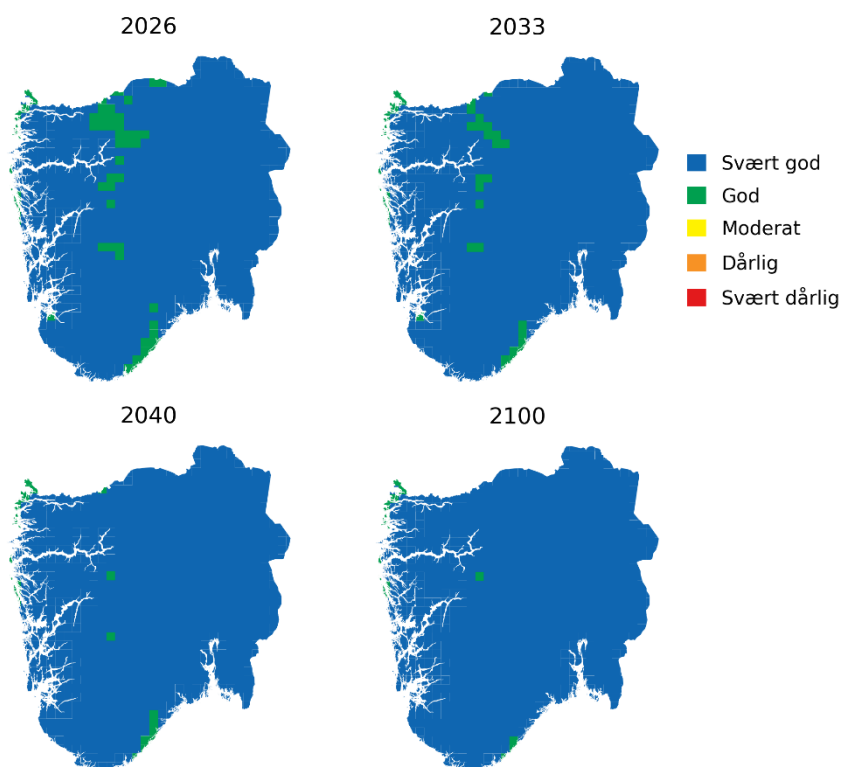
År	RMSE (kun nedbørfeltvariabler)	RMSE (nedbørfelt + romlig ledd)	$\Delta RMSE$ (%)	R^2 (kun nedbørfeltvariabler)	R^2 (nedbørfelt + romlig ledd)	ΔR^2
1800	1.331	1.253	5.9%	0.370	0.447	+0.077
1980	1.379	1.303	5.5%	0.372	0.445	+0.073
2026	1.276	1.203	5.7%	0.375	0.448	+0.073
2033	1.265	1.192	5.8%	0.375	0.448	+0.073
2040	1.256	1.183	5.8%	0.374	0.448	+0.074
2100	1.289	1.224	5.0%	0.367	0.433	+0.066

Vedlegg B. Alternative resultater for tilstandsklasse

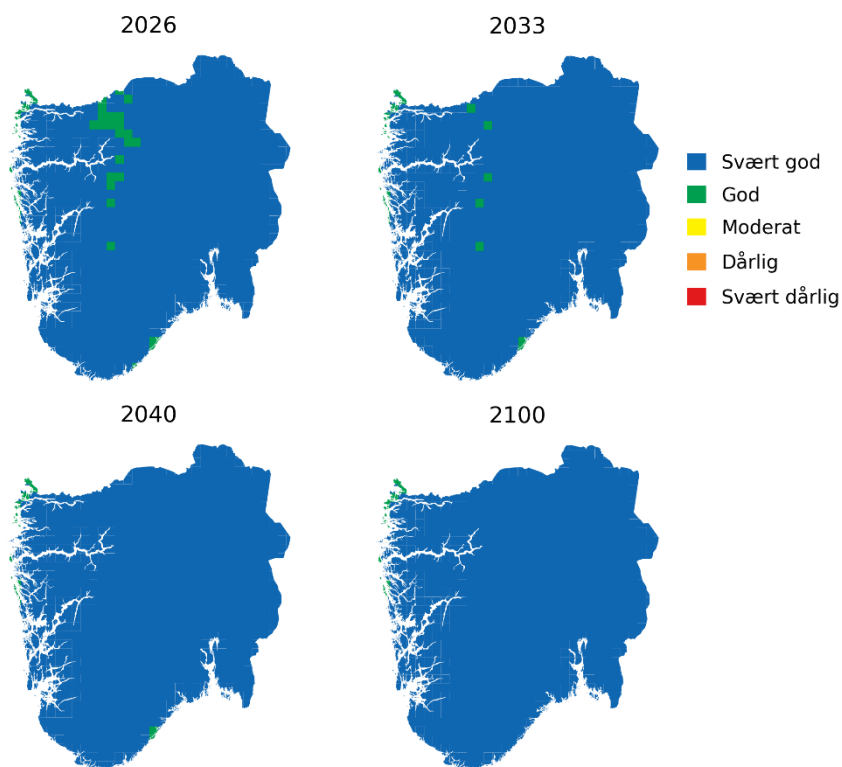


Figur B.1 Tilstandsklasser med nåværende klassifiseringsmetode og koblingsmetoden basert på bare tusensjøer, med Ca til typifisering fra 1880 (øverst) og 1800 (nederst).

Tilstandsklasser - GAM-metoden - Kun tusensjøer
Nåværende klassifiseringsmetode - Ca 1880

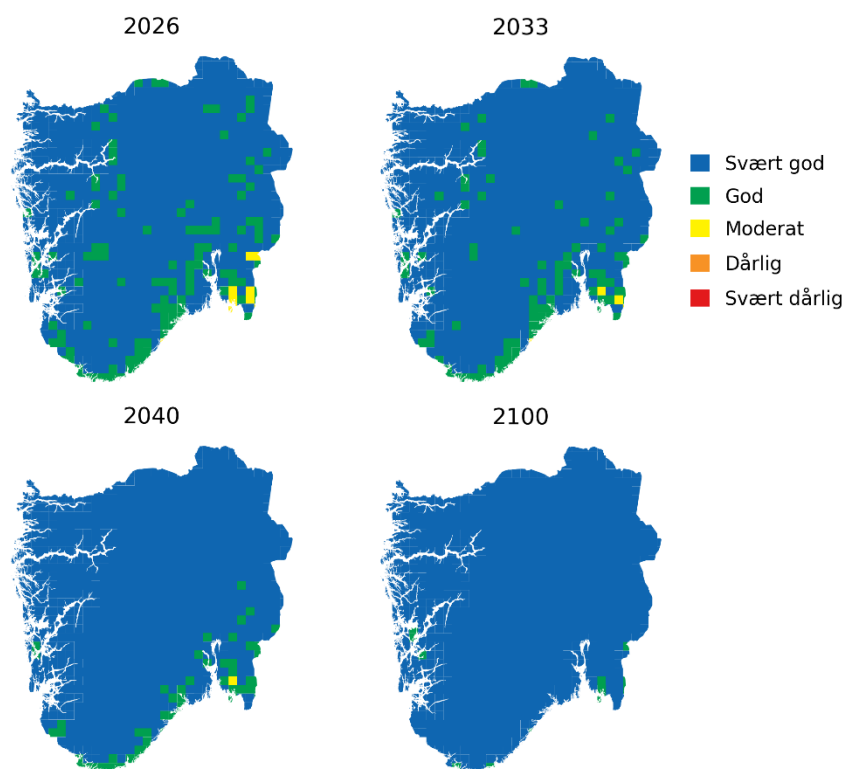


Tilstandsklasser - GAM-metoden - Kun tusensjøer
Nåværende klassifiseringsmetode - Ca 1800

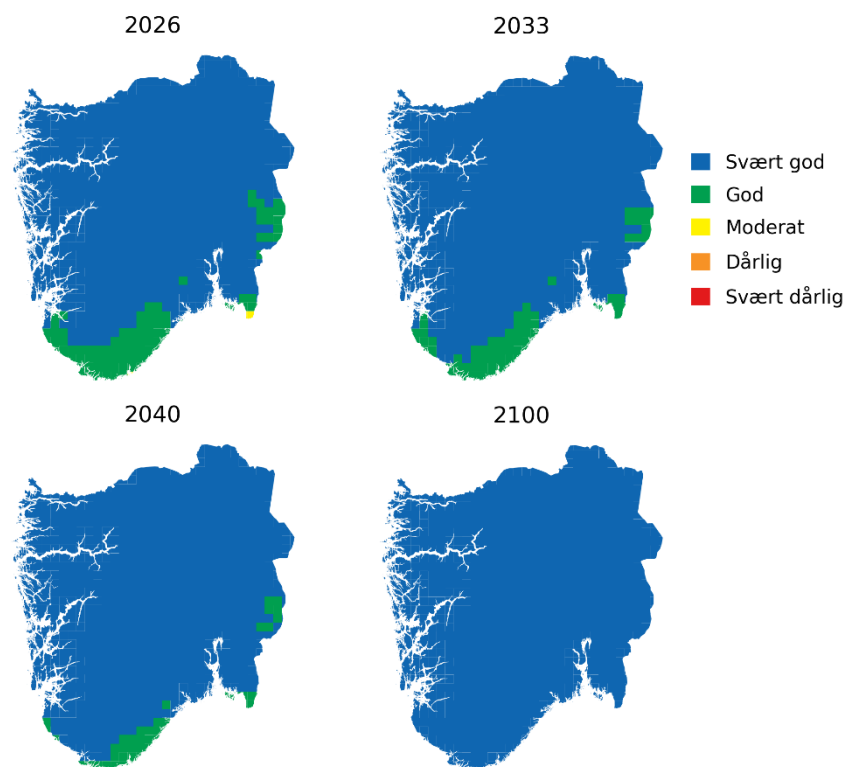


Figur B.2 Tilstandsklasser med nåværende klassifiseringsmetode og GAM-metoden basert på bare tusensjøer, med Ca til typifisering fra 1880 (øverst) og 1800 (nederst).

Tilstandsklasser – Koblingsmetoden – Kun tusensjøer
Ny klassifiseringsmetode – ANCref 1880

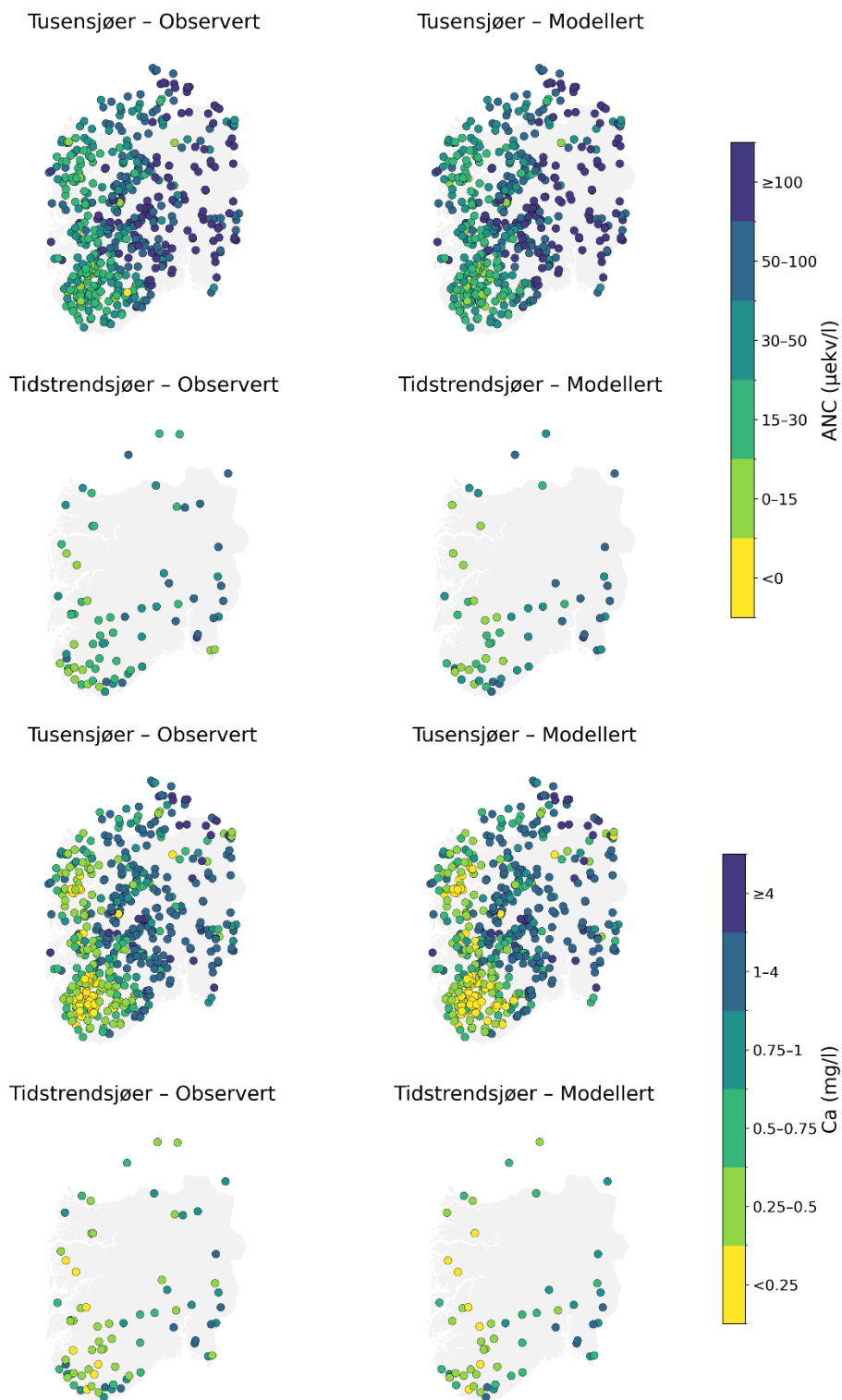


Tilstandsklasser – GAM-metoden – Kun tusensjøer
Ny klassifiseringsmetode – ANCref 1880



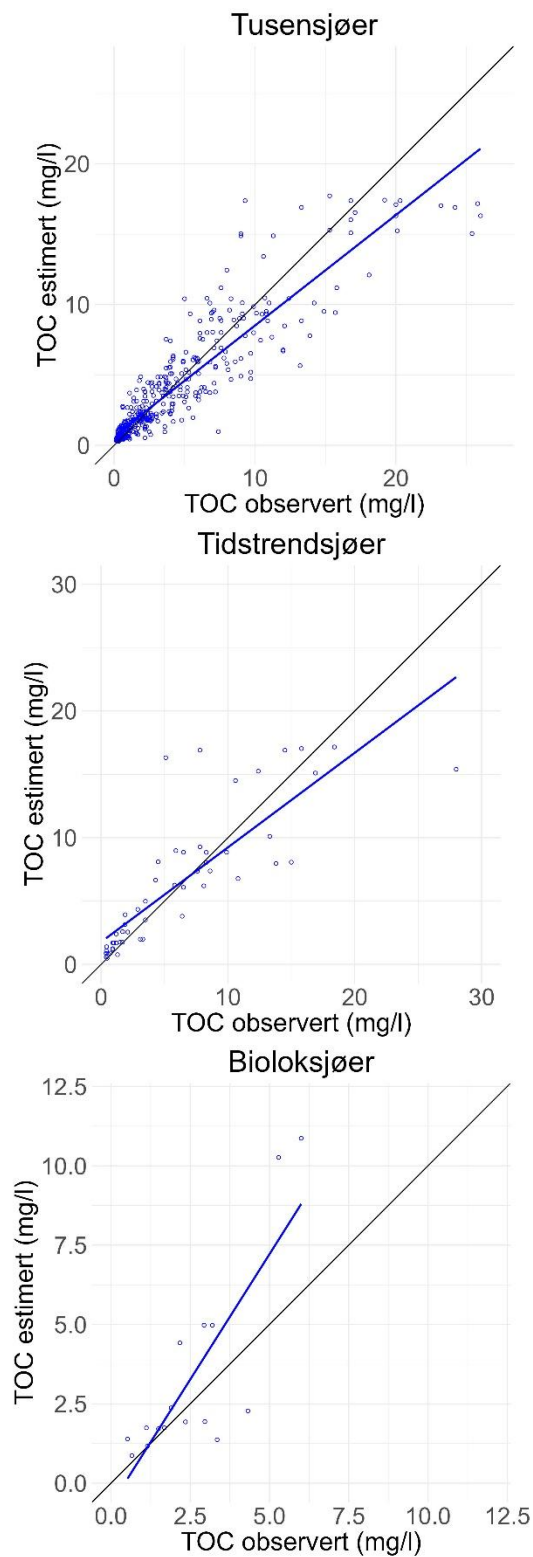
Figur B.3 Tilstandsklasser med ny klassifiseringsmetode og ANC-referanse 1880, basert på koblingsmetoden (øverst) eller GAM-metoden (nederst) med kun tusensjøer.

Vedlegg C. Observert og modellert ANC og Ca-konsentrasjon



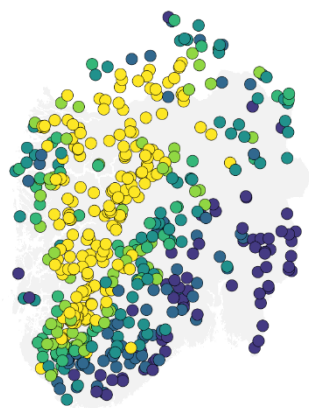
Figur C.1 Observert og modellert ANC (øverst) og Ca-konsentrasjon (nederst) for tusensjøer og tidstrendsjøer. Observerte verdier fra 2019 for tusensjøer og gjennomsnitt 2019-2022 for tidstrendsjøer, modellerte verdier for 2026.

Vedlegg D. Observert og GAM-interpolert TOC-konsentrasjon

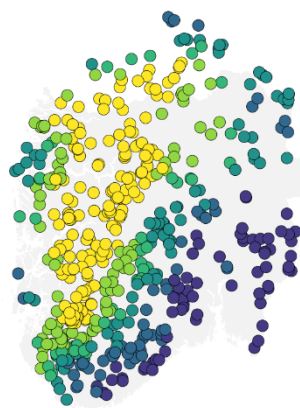


Figur D.1 Korrelasjon av estimerte verdier for TOC-konsentrasjon for 2019 (GAM-interpolering for 1km*1km-ruter aggregert til BLR-ruter) mot observerte verdier. Øverst: Tusensjøer, observert 2019. Midten: Tidstrendsjøer, observert gjennomsnitt 2019-2022. Nederst: Bioloksjøer, observert gjennomsnitt 2019-2022. Svart linje: 1:1-linje.

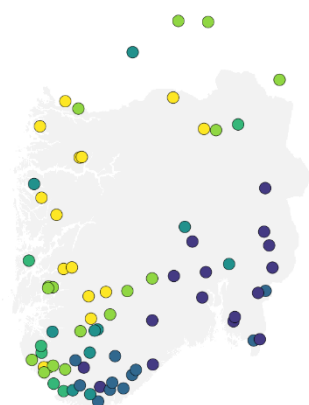
Tusensjøer – Observert



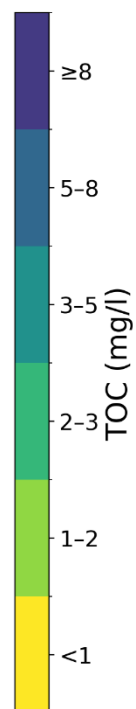
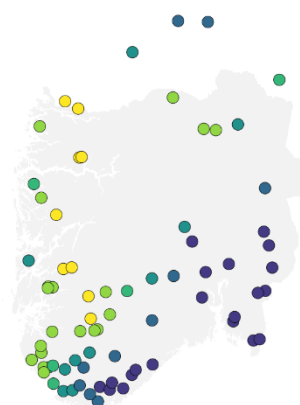
Tusensjøer – Modellert



Tidstrendsjøer – Observert



Tidstrendsjøer – Modellert



Figur D.2 Observert og modellert TOC-konsentrasjon for tusensjøer (øverst) og tidstrendsjøer (nederst). Observerte verdier fra 2019 for tusensjøer og gjennomsnitt 2019-2022 for tidstrendsjøer, modellerte verdier GAM-interpolerte 2019-verdier for 1km*1km-ruter aggregert til BLR-ruter.



Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning STI (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.