



RAPPORT LNR 4938-2005

Effekter av kalking på vannvegetasjon/krypsiv- tilgroing

Reundersøkelse av kalkede og
ikke kalkede innsjøer i 2003



Foto: Heimre Fagervatn i Sokndal. Krypsiv i overflaten.

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

Akvaplan-niva

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

| | | |
|--|--|---------------------|
| Tittel Effekter av kalking på vannvegetasjon/krypsiv-tilgroing. Reundersøkelse av kalkede og ikke kalkede innsjøer i 2003. | Løpenr. (for bestilling) 4938-2005 | Dato Januar 2005 |
| | Prosjektnr. Undemr. O-23346 | Sider Pris 36 |
| Forfatter(e) Stein W. Johansen | Fagområde Vannforvaltning | Distribusjon |
| | Geografisk område V.Agder og Rogaland | Trykket NIVA |

| | |
|--|-------------------|
| Oppdragsgiver(e) Krypsivprosjektet på Sørlandet v/Edgar Vegge | Oppdragsreferanse |
|--|-------------------|

Sammendrag

I august 2003 ble 24 innsjøer med totalt 31 lokaliteter undersøkt mhp. forekomst av krypsiv i området Lyngdal, Flekkefjord og Sokndal. 29 av lokalitetene var tidligere undersøkt i perioden 1992-1994 i forbindelse med effekter av kalking og problemvekst av krypsiv. Det ble undersøkt 5 referansesjøer. Generelt var status for krypsiv uendret. Det ble ikke observert problemvekst i disse referansesjøene. Det ble undersøkt 4 innsjøer som er påvirket av kalking indirekte ved at det kalkes i vassdraget oppstrøms. En av disse innsjøene var ikke undersøkt tidligere. Av de 3 tidligere undersøkte innsjøene var det en liten økning i forekomst av krypsiv i de to innsjøene som før hadde lite krypsiv, mens situasjonen i den tredje som i 1993 hadde store bestander med krypsiv, var uendret. Det ble undersøkt 15 innsjøer som er påvirket av direkte kalking. En av disse var ikke tidligere undersøkt. Blant de tidligere undersøkte innsjøene viste 4 innsjøer uendret status mhp. krypsiv, mens de resterende innsjøer viste en liten nedgang (6 innsjøer) eller en klar nedgang (4 innsjøer) i forekomst av krypsiv. Det ble ikke observert økning i vekst og utbredelse av krypsiv i noen av de kalkede innsjøene i forhold til registreringene i 1992-1994. På en del lokaliteter hvor det tidligere hadde vært store massive krypsivbestander med overflatematter, syntes det som om krypsivet lå mer eller mindre inaktivt og dødt på bunnen i store mengder. Dette er en tilstand som ikke er ønskelig da det hindrer annen vegetasjon i å reetablere seg og at innsjøene kan gå tilbake til mer normal status. I de verste tilfellene bør en derfor vurdere å renske opp krypsivet mekanisk der naturlig nedbrytning synes å gå for sakte.

| | |
|---|--|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Krypsiv 2. Innsjøer 3. Sur nedbør 4. Kalking | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Juncus bulbosus 2. Lakes 3. Acid rain 4. Liming |
|---|--|

Stein W. Johansen
Stein W. Johansen
Prosjektleder

Stig A. Borgvang
Stig A. Borgvang
Forskningsleder

Nils Roar Sælthun
Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

Effekter av kalking på vannvegetasjon/krypsiv-tilgroing

**Reundersøkelse av kalkede og ikke kalkede
innsjøer i 2003**

Forord

I januar 2003 ble det fra NIVA sendt inn programforslag til Krypsivprosjektet på Sørlandet angående reundersøkelse av innsjøer med tidligere problemvekst av krypsiv. Forslaget ble godkjent av prosjektledelsen og styringsgruppa og prosjekt ble etablert sommeren 2003 med Stein W. Johansen som prosjektleder.

Feltarbeid ble utført i august av Tor Erik Brandrud (NINA) og Stein W. Johansen. Kontaktperson for oppdragsgiver har vært Edgar Vegge hos Fylkesmannens Miljøvernavdeling i Vest-Agder. Han har bidratt med en del informasjon om kalking og vannkvalitetsdata. Espen Enge hos Fylkesmannens Miljøvernavdeling i Rogaland har bidratt med nytting informasjon og vannkjemi for en del innsjøer. Selura fiske- og grunneierlag har bidratt med pH-data fra Selura. Vannkjemi er ellers hentet ut fra miljødatabasen Vanninfo og NIVAs egen RESA-base. Informasjon om innsjøene er hentet ut fra NVE-atlas.

Oslo, desember 2004

Stein W. Johansen

Innhold

| | |
|---|-----------|
| Sammendrag | 5 |
| Summary | 6 |
| 1. Innledning | 7 |
| 2. Materiale og metoder | 8 |
| 2.1 Lokalteter | 8 |
| 2.2 Metoder | 9 |
| 3. Faktorer som påvirker krypsivvekst | 9 |
| 3.1 Klima | 9 |
| 3.2 Temperatur og avrenningsmønster i perioden 1980-2003 | 10 |
| 3.3 Vannkvalitet | 12 |
| 3.3.1 Vannkvalitet i referansesjøer | 12 |
| 3.3.2 Vannkvalitet i innsjøer påvirket av kalking oppstrøms | 14 |
| 3.3.3 Vannkvalitet i direkte kalkede innsjøer | 17 |
| 4. Status for krypsiv i innsjøene | 20 |
| 4.1 Innsjøer upåvirket av kalking (referanseinnsjøer) | 20 |
| 4.2 Innsjøer påvirket av kalking oppstrøms | 21 |
| 4.3 Innsjøer kalket direkte | 23 |
| 4.4 Vekst av krypsiv i 2003 | 26 |
| 4.5 Tidsutvikling i enkelte innsjøer | 27 |
| 5. Arts sammensetning og biologisk mangfold | 31 |
| 6. Diskusjon | 33 |
| 7. Litteratur | 34 |
| Vedlegg A. | 35 |

Sammendrag

I august 2003 ble 24 innsjøer med totalt 31 lokaliteter undersøkt mhp. forekomst av krypsiv i området Lyngdal, Flekkefjord og Sokndal. 29 av lokalitetene var tidligere undersøkt i perioden 1992-1994 i forbindelse med effekter av kalking og problemvekst av krypsiv.

Det ble undersøkt 5 referansesjøer, hvorav 2 lokaliteter i den største innsjøen. Generelt var status for krypsiv uendret. Bare en av innsjøene viste en liten økning i forekomst av krypsiv. Felles for alle referansesjøene var at krypsiv gjorde lite av seg. Planten vokste spredt helst med små rosetter og dannet bare sjelden årsskudd som kom til overflaten i grunne områder. Det ble altså ikke observert problemvekst i disse referansesjøene.

Det ble undersøkt 4 innsjøer som er påvirket av kalking indirekte ved at det kalkes i vassdraget oppstrøms. En av disse innsjøene var ikke undersøkt tidligere. Av de 3 tidligere undersøkte innsjøene var det en liten økning i forekomst av krypsiv i de to innsjøene som før hadde lite krypsiv, mens situasjonen i den tredje som i 1993 hadde store bestander med krypsiv, var uendret.

Det ble undersøkt 15 innsjøer som er påvirket av direkte kalking. En av disse var ikke tidligere undersøkt. Blant de tidligere undersøkte innsjøene viste 4 innsjøer uendret status mhp. krypsiv, mens de resterende innsjøer viste en liten nedgang (6 innsjøer) eller en klar nedgang (4 innsjøer) i forekomst av krypsiv. Det ble ikke observert økning i vekst og utbredelse av krypsiv i noen av de kalkede innsjøene i forhold til registreringene i 1992-1994.

Generelt ble det funnet korte årsskudd av krypsiv i alle de undersøkte innsjøene, noe som indikerer at det ikke har vært en spesielt gunstig vekstsesong for krypsiv i 2003. For å danne problemvekstbestander på større dyp enn 1 meter, må årsskuddene erfaringsmessig være > 80 cm flere år på rad. Det ble bare i få tilfeller registrert midlere årsskuddlengder større enn 70 cm. De lengste årsskuddene ble registrert i kalkede innsjøer.

Samtidig med registreringer av krypsiv ble det funnet flere tilfeller av nyetablering av svakt forsuringsfølsomme arter, først og fremst i kalkpåvirkede lokaliteter, men også noen få tilfeller blant referansesjøene. Dette viser forventet effekt av kalkingen, men også tegn på en generell bedring av vannkvaliteten i området.

De undersøkte innsjøene befinner seg i et område med mildt kystklima, men likevel en relativt stor gradient i temperatur og nedbørforhold. Perioden med problemvekst av krypsiv har vært preget av avvik fra normalperioden 1961-1990 ved mildere vintre og økende nedbør. Begge disse faktorer virker positivt på krypsivets vekst og overlevelse som en flerårig plante. Størst problemvekst synes å ha forekommet i årene etter oppstart kalking da flere måleserier tyder på at vannkvaliteten ofte kunne være svært variabel. Etter at man har klart å oppnå en mer stabil kalket vannkvalitet synes krypsiv å ha gått noe tilbake flere steder.

På en del lokaliteter hvor det tidligere hadde vært store massive krypsivbestander med overflatematter, syntes det som om krypsivet lå mer eller mindre inaktivt og dødt på bunnen i store mengder. Dette er en tilstand som ikke er ønskelig da det hindrer annen vegetasjon i å reetablere seg og at innsjøene kan gå tilbake til mer normal status. I de verste tilfellene bør en derfor vurdere å rense opp krypsivet mekanisk der naturlig nedbrytning synes å gå for sakte.

Summary

Title: Effects of liming on growth of watervegetation, *Juncus bulbosus*. Reinvestigation of limed and unlimed lakes in 2003.

Year: 2005

Author: Stein W. Johansen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4630-4

24 lakes including 31 locations were investigated to the distribution of the aquatic macrophyte *Juncus bulbosus* in the area Lyngdal, Flekkefjord and Sokndal in the southern part of Norway. 29 of the locations had been investigated earlier in 1992-1994 in connection with effects of liming and huge growth of *Juncus bulbosus*. 5 unlimed reference lakes were investigated. The state of *Juncus* were unchanged in general. There were no problematic growth of *Juncus* in these lakes. 4 lakes which are limed indirectly as a result of liming upstream, were also investigated. One of these lakes was not earlier investigated. In 2 of these lakes where *Juncus* had little distribution earlier, *Juncus* had increased a little, while in the third lake which had huge stands in 1993, the situation was unchanged. 15 directly limed lakes were investigated. One of these lakes was not earlier investigated. In 6 lake locations the state of *Juncus* were unchanged. In 6 lake locations the distribution of *Juncus* had decreased a little and in 4 lake locations there had been a greater decrease in *Juncus*-biomass. There were no increase in growth and distribution of *Juncus bulbosus* in the limed lakes compared to the situation in 1992-1994. In some of the locations that had huge stands of *Juncus* with floating mats earlier, we now found much inactive and dead material on the bottom. This situation is not desirable because other macrophytes cannot restore the more normal condition in the lake. In some locations one must consider mechanical harvesting of the old *Juncus* stands were natural decomposition seems to be to slow.

1. Innledning

Undersøkelsene av krypsivvekst og kalking har hittil fokusert på årsakssammenhengen mellom (direkte) innsjøkalking og framvekst av krypsiv, og under hvilke typer kalking slik problemvekst kan oppstå. Erfaringene så langt er oppsummert i Brandrud (2000). Undersøkelsene har bl.a. vist at:

1. Det er en sammenheng mellom krypsivframvekst og kalking i innsjøer i (sør)vestlige områder
2. Aggressiv krypsivvekst opptrer i situasjoner med kalket sediment (med økt konsentrasjon av NH_4^+ og CO_2) og kraftig reforsuring av vannfasen (med høye CO_2 nivåer).

På begynnelsen av 90-tallet ble det i regi av DNs FoU virksomhet innenfor kalking foretatt årlige registreringer av krypsivvekst og vitalitet i visse av de kalkede "problemsjøene" i Flekkefjord-Sokndal-området. Disse registreringer kombinert med generelle observasjoner i området, indikerte at det var en *markert tilbakegang* av krypsiv i de kalkede innsjøene i perioden 1994-1998. F.eks. var overflatemattene av krypsiv som preget mange kalkede innsjøer i området før 1995, nesten helt forsvunnet i 1998. Tilbakegangen var større og raskere enn det som var antatt som mulig da utvikling og problemomfang ble vurdert i 1992-1994. Dette indikerte at problemvekst av krypsiv etter kalking i større grad var et reversibelt fenomen enn tidligere antatt, og at problemvekst bare utvikles under spesielle klimaforhold (sterk reforsuring). Det ble søkt DN om FoU-midler i 1999 for å undersøke fenomenet nærmere, men søknaden ble den gang ikke prioritert høyt nok.

I søknaden til DN i 1999 het det bl.a.: "De regionale undersøkelsene i 1992-1994 viste et omfattende problemomfang av krypsivvekst etter kalking i Flekkefjord-Sokndal-området, et problemomfang som ble framholdt som en betydelig, brukermessig og økologisk negativ bi-effekt av kalkingen. Det er nå behov for å moderere dette bildet, og bl.a. få fram at i visse år (med tørre somre, slik som 1995-97) er krypsivveksten *mindre* i de kalkede enn i de ikke-kalkede innsjøene. Tatt i betraktning de ekstreme klimaforholdene som rådet på Sørvestlandet i perioden 1989-93 (høy nedbør, og kraftig reforsuring), virker det lite sannsynlig at en skal få aggressiv krypsivvekst av samme omfang og varighet i framtiden."

På oppdrag fra Krypsivprosjektet på Sørlandet ble det i 2002 utført en gjennomgang av eksisterende data på krypsiv i norske vannforekomster (Hindar m.fl. 2003). Hensikten var å se om deler av foreliggende materiale kunne brukes til å komme videre i spørsmålet om årsaksforhold omkring problemvekst av krypsiv. Et av forslagene til videre studier var en reundersøkelse av tidligere undersøkte problemvekstsjøer med tanke på å skaffe informasjon om tidsutvikling og kaste lys over dynamikken under og etter etablering av krypsiv.

Våren 2003 ble prosjektet etablert for å få reanalysert tilstanden i et utvalg av problemsjøer fra undersøkelsene i perioden 1992-1994 for blant annet å teste hypotesen om at kraftig krypsivvekst er et forbigående fenomen i disse innsjøene.

Målsettingene med prosjektet har vært:

1. Å sammenstille tidsserier, og dokumentere de betydelige svingningene i krypsiv-problemvekst i perioden 1992-1998 sammenlignet med status for sjøene i 2003.
2. Å se nærmere på hvilke klimafaktorer og vannkvalitetsfaktorer som gir h.h.v. kraftig/aggressiv vekst og lite vekst/sammenbrudd.

2. Materiale og metoder

2.1 Lokalteter

Totalt 24 innsjøer ble undersøkt i perioden 14-17. august 2003 i området Lyngdal-Flekkefjord-Sokndal. I enkelte av innsjøene ble flere lokaliteter oppsøkt slik at det totale antall lokaliteter med observasjoner av krypsiv ble 31. Av de 24 innsjøene var 5 referansesjøer upåvirket av kalking, 4 innsjøer var påvirket av kalking oppstrøms og 15 innsjøer direkte påvirket av kalking (**Tabell 1**).

Tabell 1. Oversikt over innsjøer og lokaliteter undersøkt for status med hensyn på krypsiv i perioden 14-17. august 2003. Innsjøenes status i forhold til kalking er markert med IK=ikke kalket, KO=kalket oppstrøms og K=kalket.

| Lok. Nr. | Innsjø Nr. | innsjø/ lokalitet | Kalk Status | kartblad | kommune | øst | nord | NVE innsjønr | areal km ² | HOH (m) |
|----------|------------|--------------------|-------------|----------|-------------|--------|---------|--------------|-----------------------|---------|
| 1 | 1 | Homsvatn SØ | K | 1411 III | Lyngdal | 394900 | 6450300 | 11420 | 0,5825 | 190 |
| 2 | 1 | Homsvatn Ø | K | 1411 III | Lyngdal | 394800 | 6450450 | 11420 | 0,5825 | 190 |
| 3 | 2 | Vatlandsvatnet N | K | 1411 III | Lyngdal | 393950 | 6453400 | 11376 | 0,2679 | 192 |
| 4 | 2 | Vatlandsvatnet SV | K | 1411 III | Lyngdal | 393950 | 6453400 | 11376 | 0,2679 | 192 |
| 5 | 3 | Storevatnet N | IK | 1411 III | Lyngdal | 395750 | 6447300 | 1235 | 1,5471 | 231 |
| 6 | 3 | Storevatnet S | IK | 1411 III | Lyngdal | 395850 | 6447000 | 1235 | 1,5471 | 231 |
| 7 | 4 | Gluggevann | IK | 1411 III | Lyngdal | 383550 | 6457750 | 66386 | 0,1616 | 242 |
| 8 | 5 | Selura Nulandsvika | K | 1311 I | Flekkefjord | 366200 | 6463100 | 1390 | 6,0091 | 31 |
| 9 | 5 | Selura Eidsvika | K | 1311 I | Flekkefjord | 364000 | 6465700 | 1390 | 6,0091 | 31 |
| 10 | 5 | Selura Svinevika | K | 1311 I | Flekkefjord | 364000 | 6466100 | 1390 | 6,0091 | 31 |
| 11 | 6 | Mevatn | K | 1311 I | Flekkefjord | 369850 | 6469700 | 21669 | 0,1619 | 201 |
| 12 | 7 | Årsvatn | K | 1311 I | Flekkefjord | 369000 | 6471350 | 21617 | 0,1821 | 280 |
| 13 | 8 | Ljosevatn | K | 1311 I | Flekkefjord | 368550 | 6471350 | 21641 | 0,1561 | 285 |
| 14 | 9 | Heimre Fagervatn | K | 1311 IV | Sokndal | 356600 | 6476900 | 21481 | 0,4002 | 211 |
| 15 | 10 | Gjuvvatn | K | 1311 IV | Sokndal | 354300 | 6473350 | 21577 | 0,0546 | 361 |
| 16 | 11 | Årsvolltjørna | K | 1311 IV | Sokndal | 353700 | 6473600 | 21570 | 0,0793 | 359 |
| 17 | 12 | Gautlandsvatn | K | 1311 IV | Sokndal | 339300 | 6476700 | 21474 | 0,1922 | 133 |
| 18 | 13 | Strandlivatn | KO | 1311 IV | Sokndal | 339450 | 6475450 | 21524 | 0,1081 | 123 |
| 19 | 14 | Eiavatn S | K | 1311 IV | Sokndal | 340350 | 6477500 | 1441 | 4,3197 | 139 |
| 20 | 15 | Haptatjørn | IK | 1311 IV | Sokndal | 337900 | 6479200 | 21425 | 0,0348 | 143 |
| 21 | 14 | Eiavatn NØ | K | 1311 IV | Sokndal | 340200 | 6483200 | 1441 | 4,3197 | 139 |
| 22 | 16 | Grøssfjellvatn | KO | 1311 IV | Sokndal | 339900 | 6487100 | 1442 | 2,177 | 175 |
| 23 | 17 | Dybingsvatnet | IK | 1311 IV | Sokndal | 342250 | 6485550 | 66156 | 1,028 | 177 |
| 24 | 18 | Stemmen | K | 1311 IV | Sokndal | 344200 | 6483900 | 21273 | 0,1274 | 263 |
| 25 | 19 | Ljosvatn | K | 1311 IV | Sokndal | 343500 | 6482550 | 21303 | 0,1937 | 273 |
| 26 | 20 | Tosketjørni | KO | 1311 IV | Sokndal | 343250 | 6483350 | 21334 | 0,0408 | 273 |
| 27 | 21 | Barstadvatn SV | KO | 1311 IV | Sokndal | 340250 | 6476200 | 1440 | 1,3856 | 133 |
| 28 | 22 | Østre Mjåvatn | IK | 1211 I | Egersund | 331500 | 6474750 | 21528 | 0,0712 | 46 |
| 29 | 23 | Kleivvatnet N | K | 1411 III | Lyngdal | 389850 | 6455550 | 11297 | 0,2951 | 229 |
| 30 | 23 | Kleivvatnet SV | K | 1411 III | Lyngdal | 389850 | 6455550 | 11297 | 0,2951 | 229 |
| 31 | 24 | Vidringstadvatnet | K | 1411 III | Lyngdal | 388150 | 6455900 | 11302 | 0,1071 | 249 |

2.2 Metoder

Det er brukt standard metodikk for vegetasjonsundersøkelser i innsjøer og på innsjølokaliteter. Det ble i de fleste tilfeller brukt båt og vannkikkert til registreringsarbeidet. Mindre innsjøer undersøkes over det hele, mens i større innsjøer ble bare deler av innsjøen (lokaliteter) undersøkt. Tilstedeværelsen av vegetasjon angis etter en 5-delt skala hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4= lokalt dominerende og 5=dominerende på store deler av lokaliteten.

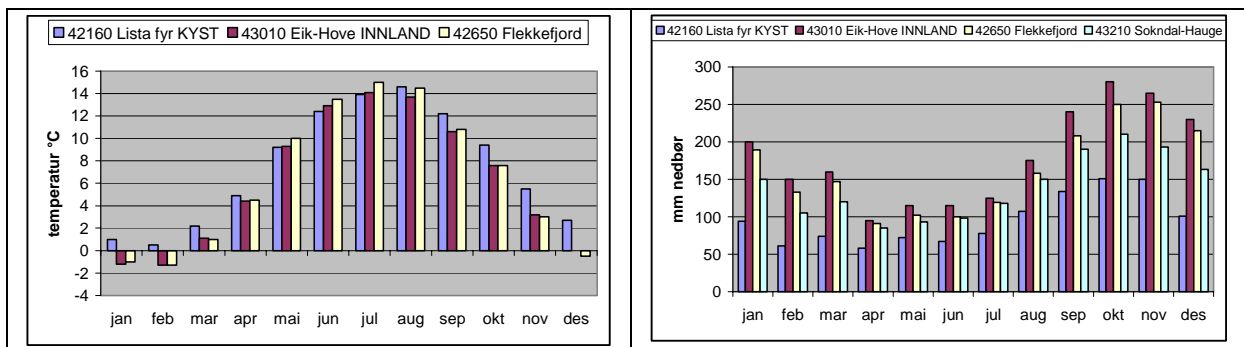
I tilfelle krypsiv registreres vitaliteten i bestanden i tillegg til mengden. Tilvekst av årsskudd er funnet å være en god vekstparameter i tillegg til mengdevurderingen og generell tilstandsbeskrivelse. På lokalitetene er det derfor samlet inn og lengdemålt et utvalg av de antatt 10 lengste årsskudd i de representative bestander så fremt årsskudd fantes.

3. Faktorer som påvirker krypsivvekst

I dette avsnitt er gjort rede for en del viktige faktorer som påvirker veksten av krypsiv i innsjøer. I de tilfeller hvor data er tilgjengelig er det forsøkt å skissere tidsutvikling i enkelte faktorer i den perioden krypsiv er blitt omtalt å være et problem i sørlandsregionen.

3.1 Klima

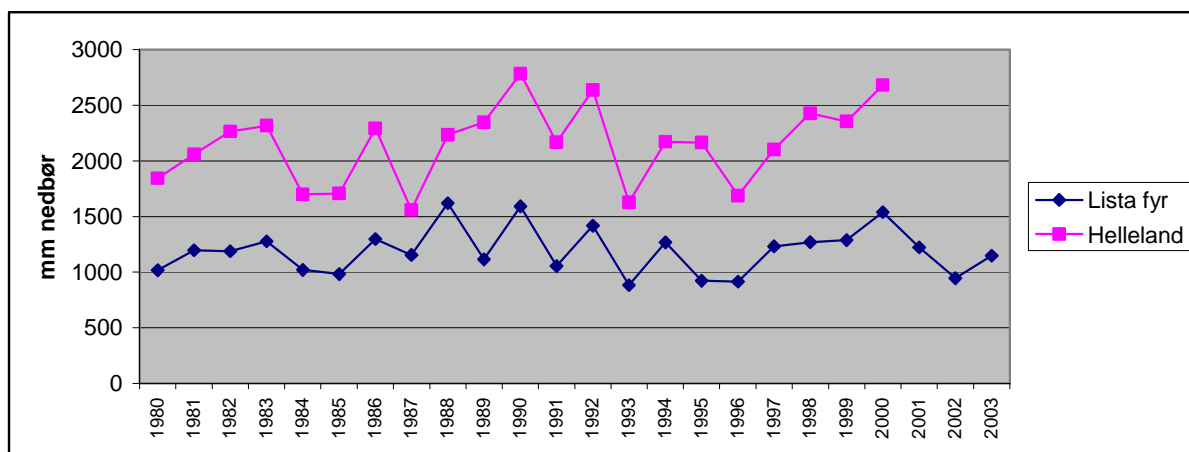
De undersøkte innsjøene ligger i et område med en forholdsvis stor gradient i klima fra kysten og innover i landet. Temperaturgradienten er illustrert ved månedsmidler for Lista fyr, Flekkefjord og Eik-Hove (**Figur 1**). Innsjøer nær kysten vil ha en lenger isfri periode enn høyereliggene innsjøer lenger inn i landet. Høydegradienten på innsjøene i denne undersøkelsen var 31-361 meter over havet. Tilsvarende er det en betydelig gradient i nedbør fra kysten og innover i dette området. Årsnedbøren varierer fra 1147 til 2150 mm/år for stasjonene Lista fyr og Eik-Hove. Stasjonene Flekkefjord og Sokndal-Hauge ligger på henholdsvis 1965 og 1675 mm/år. Fordelingen av nedbør over året viser et klart mønster med minst nedbør i perioden april-juli og mest nedbør september-januar (**Figur 1**). Gradienten i nedbør viser at de undersøkte innsjøene kan ligge i områder med noe forskjellig avrenningsmønster samtidig som det kan være mindre lokale forskjeller som ikke fanges opp med det foreliggende stasjonsnett. I denne omgang blir det derfor bare mulig å illustrere de generelle forhold.



Figur 1. Temperatur og nedbør-normaler for perioden 1961-1990 for stasjonene 42160 Lista fyr, 42650 Flekkefjord, 43010 Eik-Hove og 43210 Sokndal-Hauge. Data fra DNMI.

3.2 Temperatur og avrenningsmønster i perioden 1980-2003

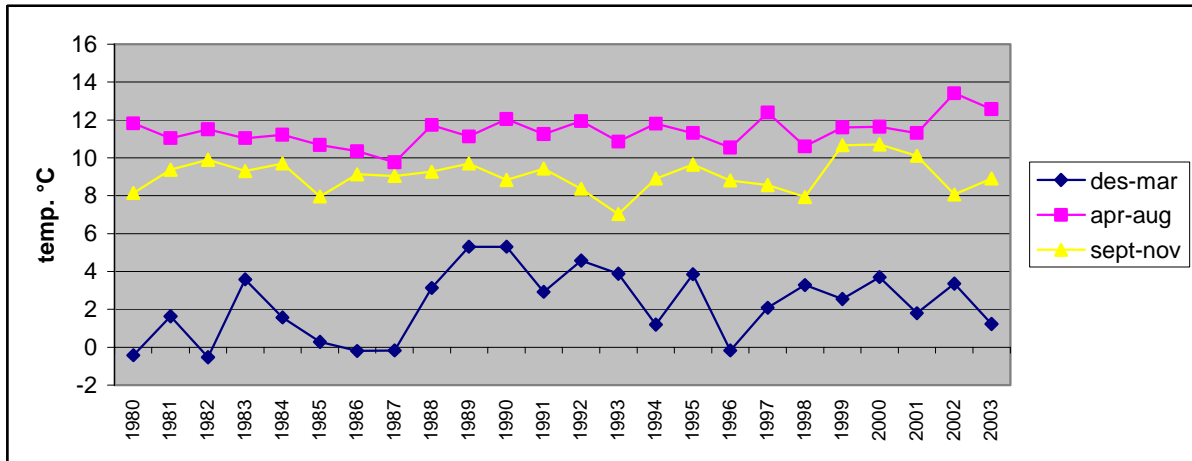
For å illustrere tidsutvikling i temperatur og avrenningsmønster i perioden 1980-2003, er det benyttet data fra stasjon 42160 Lista fyr og Helleland. Denne stasjonen ligger utenfor kjerneområdet med de undersøkte innsjøene (mildere og mindre nedbør), men har representativt variasjonsmønster i temperatur og nedbør over året. I **Figur 2** er satt opp en sammenligning mellom årsnedbør ved Lista fyr og Helleland. Etter to nedbørfattige år midt på 80-tallet har det i ettertid vært en klar overvekt av år med større nedbør enn normalt for området. Bare 1993 og 1996 skiller seg ut som relativt tørre år i perioden frem til 2003. Temperaturmessig har også perioden etter 1985-87 vært preget av år med et mildere klima enn normalt for området. Ved Lista fyr er det kun 1996 som har hatt lavere årsmiddeltemperatur enn normalen i perioden 1988-2003.



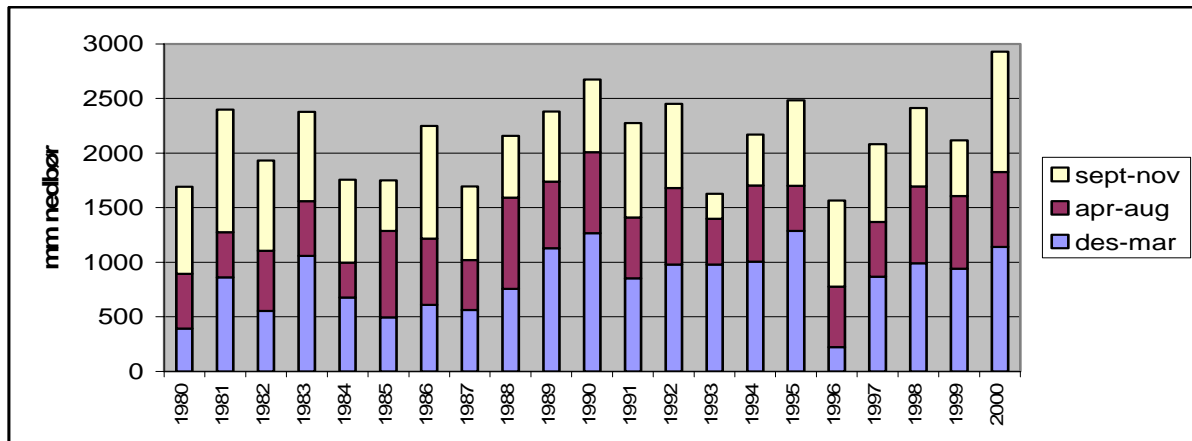
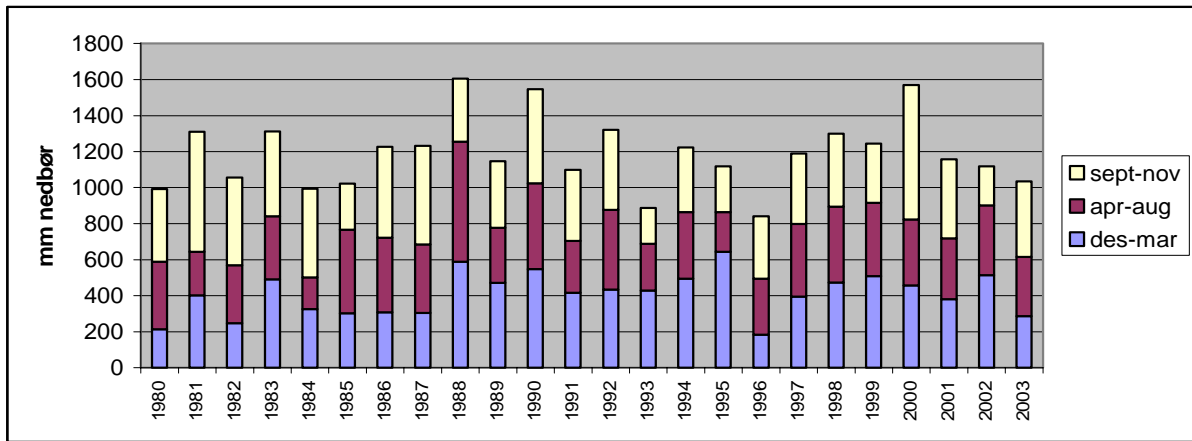
Figur 2. Årsnedbør på stasjon 42160 Lista fyr og 43450 Helleland i perioden 1980-2003. Årsnormaler på henholdsvis 1147 og 1993 mm/år. Data fra DNMI.

I forhold til krypsivets vekst og overlevelse i innsjøer, er det naturlig å dele året inn i vinterperioden desember-mars hvor det er mulighet for isdannelse i denne landsdelen, perioden april-august hvor veksten er størst, og høstperioden september-november hvor det er normalt mest nedbør samtidig som mye av innsjøkalkingen foregår. Temperaturmessig har det været en rekke mildere vintre enn normalt etter 1987 (**Figur 3**). Bare 1994, 1996 og 2003 hadde vintere kaldere enn normalt. Spesielt var vintrene 1989 og 1990 svært varme og det var lite is på innsjøene i disse årene. Veksts sesongen april-august har vært overveiende mildere enn normalt med bare 1993, 1996 og 1998 som litt kaldere enn normalt. Høstperioden september-november har vært noe mer varierende, men spesielt årene 1999-2001 hadde svært milde høstperioder kombinert med mye nedbør.

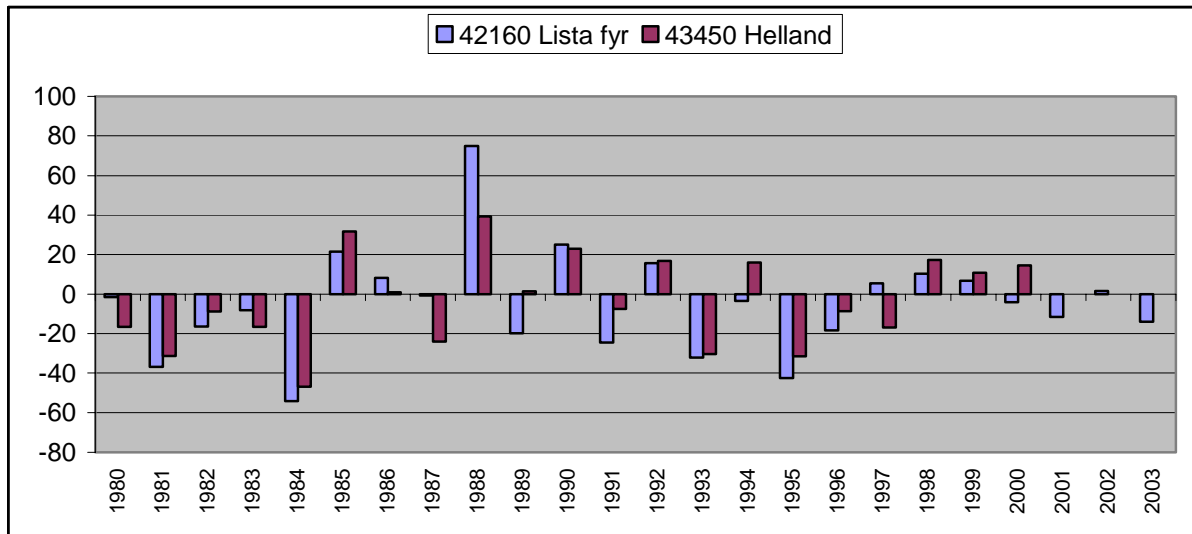
Ser en på fordelingen av nedbør over året er det spesielt vinternedbøren som har vist avvik fra normalen. Etter 1987 er det kun 1996 og 2003 som har hatt mindre nedbør enn normalt i perioden desember-mars (**Figur 4**). Samtidig er det bare 4 år med mer nedbør enn normalt i høstmånedene september-november i samme periode. Det kan mao. synes å ha skjedd en liten forskyvning av nedbøren mer mot senhøst og vinter i forhold til nedbørmønsteret i normalperioden 1961-1990. I veksts sesongen har nedbøren vært noe mer variabel fra år til år. Normalt i dette området er det minst nedbør på denne årstiden. På begynnelsen av 80-tallet var det mindre nedbør enn normalt i veksts sesongen (**Figur 5**). I 1985, 1988, 1990 og 1992 var nedbørmengden over normalen, mens en i perioden 1993-1997 hadde overveiende mindre nedbør enn normalt. I perioden 1998-2003 har det vært relativt mindre avvik fra normalnedbør både i positiv og negativ retning.



Figur 3. Middeltemperatur i perioder av året på stasjon 42160 Lista fyr i perioden 1980-2003. Data fra DNMI.



Figur 4. Årsnedbør for stasjon 42160 Lista fyr og for stasjon 4345 Helleland i perioden 1980-2003 fordelt på vinterperioden desember-mars, vekstperioden april-august og høstperioden september-november. Data fra DNMI.



Figur 5. % avvik fra normalnedbør i vekstsesongen april-august på stasjon 42160 Lista fyr og for stasjon 4345 Helleland i årene 1980-2003.

Klimatisk sett må en kunne si at i perioden med problemvekst av krypsiv i dette området, har det vært dominans av et mildere klima enn normalt med spesielt mildere vintre og generelt mer nedbør. Dette er forhold som påvirker vekst og overlevelse av krypsiv på en gunstig måte ved større vinteroverlevelse og lenger vekstsesonger.

3.3 Vannkvalitet

Både overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør (SFT 2003) og en undersøkelse av forurensningsstatus i Rogaland i 2002 (Enge og Lura 2003), har vist at vannkvaliteten har endret seg de siste 20 årene i Rogaland og Vest-Agder. Viktigste endring er en pH økning og nedgang i sulfatkonsentrasjonen som følge av redusert nedfall av svovel. Der pH har kommet over et visst nivå, har det også begynt å bli målbar alkalinitet i vannfasen. Dette betyr at vannplantene får en ny karbonkilde, HCO_3 , i tillegg til CO_2 . Dette er ingen fordel for krypsiv som bare kan nyttegjøre seg av CO_2 . Derimot åpner det muligheten for andre arter til å etablere seg og med det påvirke artsammensetning og konkurranse mellom arter.

3.3.1 Vannkvalitet i referansesjøer

Det er sparsomt med vannkjemi fra de undersøkte referansesjøene og det finnes ingen kontinuerlige tidsserier. Det har ikke lyktes å spore data fra Storevatnet og Gluggevann. Dypingsvatnet, Haptatjørn og Østre Mjåvatn var med i undersøkelser omkring krypsiv og vekst i perioden 1993-1995 (Lucassen m.fl. 1996). Det ble målt lave pH- og Ca-nivåer i disse innsjøene, som bekrefter den typiske referansetilstanden på vannkvalitet i området. Dessverre foreligger bare middelverdier for flere innsjøer samlet hvor de tre nevnte sjøer inngår. Dypingsvatn har vært med i tidligere regionale undersøkelser. **Tabell 2** oppsummerer noen enkeltmålinger av pH og Ca i perioden 1975-2002. Tidsoppløsningen er for grov til å kunne antyde noen trender i denne innsjøen, men illustrerer godt referansenivåer før kalking i dette området.

For å se nærmere på konsentrasjonsnivåer og trender i vannkvaliteten etter 1986, er det tatt med data fra 5 innsjøer som i dag inngår i SFTs overvåking av effekter på vannkvalitet av langtransportert forurenset luft og nedbør (SFT 2003). **Tabell 3** oppsummerer beliggenhet og størrelse på innsjøene som prøvetas årlig.

Tabell 2. pH og Ca i Dypingsvatnet (NVE nr. 66156) i Sokndal i perioden 1975-2002.

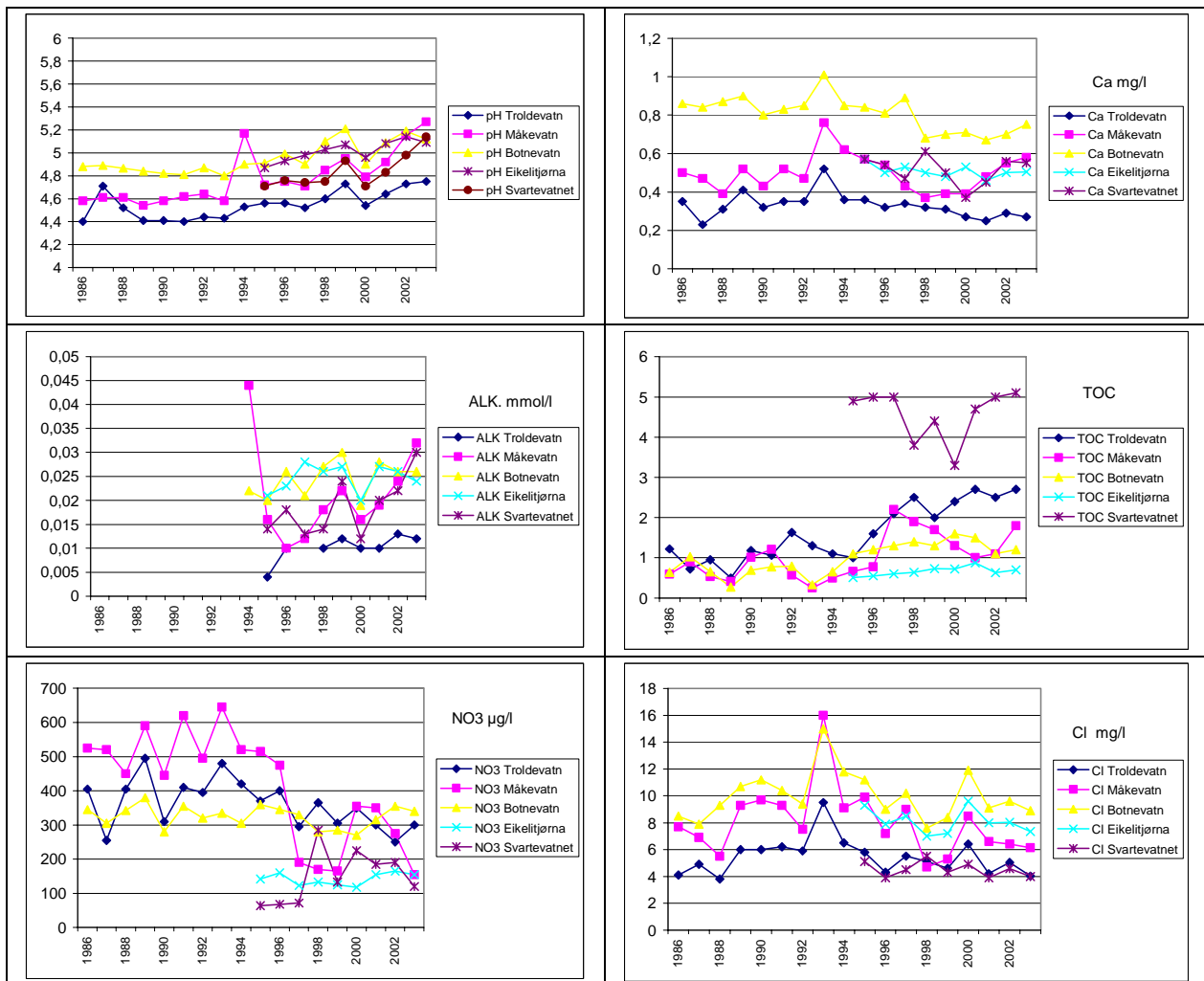
| År: | Dato: | pH | Ca mg/l | Kilde: |
|------|-------|------|---------|---------------------|
| 1975 | 07.10 | 4,9 | | DN Vanninfo |
| 1985 | 11.10 | 4,88 | 0,77 | DN Vanninfo |
| 1986 | 22.08 | 4,8 | 0,68 | DN Vanninfo |
| 1989 | 29.09 | 4,94 | 0,67 | Enge og Lura (2003) |
| 2002 | 26.06 | 5,11 | 0,48 | Enge og Lura (2003) |

Tabell 3. 5 innsjøer i SFTs overvåkningsprogram med årlig prøvetaking i Vest-Agder og Rogaland.

| kommune | innsjø | NVE nr. | h.o.h. (m) | Areal (km ²) | Prøver siden: |
|-------------|--------------|---------|------------|--------------------------|---------------|
| Lyngdal | Troldevatnet | 11292 | 278 | 02 | 1986 |
| | Svartevatnet | 11168 | 334 | 0,1 | 1995 |
| Flekkefjord | Botnevatnet | 21797 | 56 | 0,59 | 1986 |
| Sokndal | Måkevatnet | 21729 | 272 | 0,35 | 1986 |
| | Eikelitjønna | 21529 | 210 | 0,08 | 1995 |

Da pH-målingene startet i 1986 i disse innsjøene (1000-sjø undersøkelsen), var pH godt under 5 i alle innsjøene (**Figur 6**). I 1994-95 syntes det å skje en endring ved at pH begynte å øke svakt og har i de senere år kommet over 5 mange steder. Bare en av innsjøene, Troldevatnet, har fortsatt pH under 4,8. Samtidig med pH-økningen på midten av 90-tallet begynte det å bli målbar alkalinitet i innsjøene, men det er her snakk om meget lave nivåer slik at CO₂ fortsatt er den primære karbonkilden for planter i disse innsjøene. Det er lave Ca-nivåer i referansesjøene, <0,9 mg/l, men varierer noe fra innsjø til innsjø. Konsentrasjonsnivået i hver innsjø har variert noe, men ikke økt. Snarere viser trenden en svak nedgang i enkelte innsjøer. Gjennomgående er det lave TOC-konsentrasjoner i disse innsjøene, som indikerer klart vann med lite humus-stoffer. Siden midten av 90-tallet er det også en tendens til en svak økning i TOC i flere av innsjøene. Klorid-konsentrasjonene er også forskjellig fra innsjø til innsjø og viser en gradient i sjøsaltpåvirkning med avstand fra havet. Ekstra høye konsentrasjoner finner en i år med mye høstnedbør som i 1993 og 2000.

Nitrat-konsentrasjonene viser stor variasjon fra innsjø til innsjø med en total variasjon fra 64 til 645 µg/l i enkeltprøver (**Figur 6**). Enkelte innsjøer viser stor stabilitet fra år til år, Botnevatn og Eikelitjønna, mens Måkevatn har gått fra nivåer på 500-600 µg/l til 200-300 µg/l i perioden 1986-2003. Av næringssaltene ammonium og fosfat finnes det ingen tilsvarende måleserier i disse innsjøene. Enkeltprøver fra 1995 (**Tabell 4**) viser imidlertid at ammonium kan forekomme i konsentrasjoner på 30-70 µg/l i høstprøver og at innsjøene er svært næringsfattig mhp. fosfor med Tot-P verdier på 2-5 µg/l. Når det gjelder vurdering av næringsstoffer i innsjøer, er ikke høstprøver det ideelle i forhold til vekstsesongen for krypsiv. Imidlertid er det interessant å merke seg at ammonium er til stede i vannmassen da det er et viktig næringsstoff for krypsiv.



Figur 6. Tidsserier for pH, Ca, alkalinitet, TOC, NO₃ og Cl i 5 innsjøer i Vest-Agder og Rogaland i perioden 1986-2003.

Tabell 4. Enkeltmålinger av nitrat, ammonium og total fosfor i 5 ukalkede innsjøer i Vest-Agder og Rogaland høsten 1995.

| innsjø | Dato | NO ₃ µg/l | NH ₄ µg/l | Tot-P µg/l |
|--------------|------------|----------------------|----------------------|------------|
| Troldevatnet | 18.10.1995 | 370 | | 3 |
| Svartevatnet | 18.10.1995 | 64 | | 5 |
| Botnevatnet | 02.11.1995 | 360 | 33 | 3 |
| Måkevatnet | 01.11.1995 | 515 | 72 | 2 |
| Eikelitjøna | 01.11.1995 | 142 | 37 | 3 |

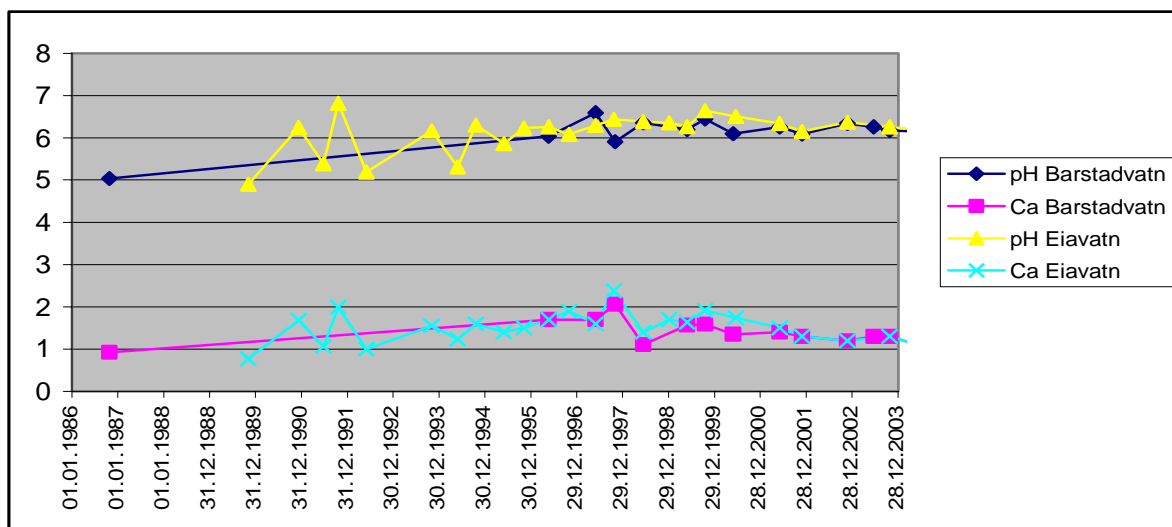
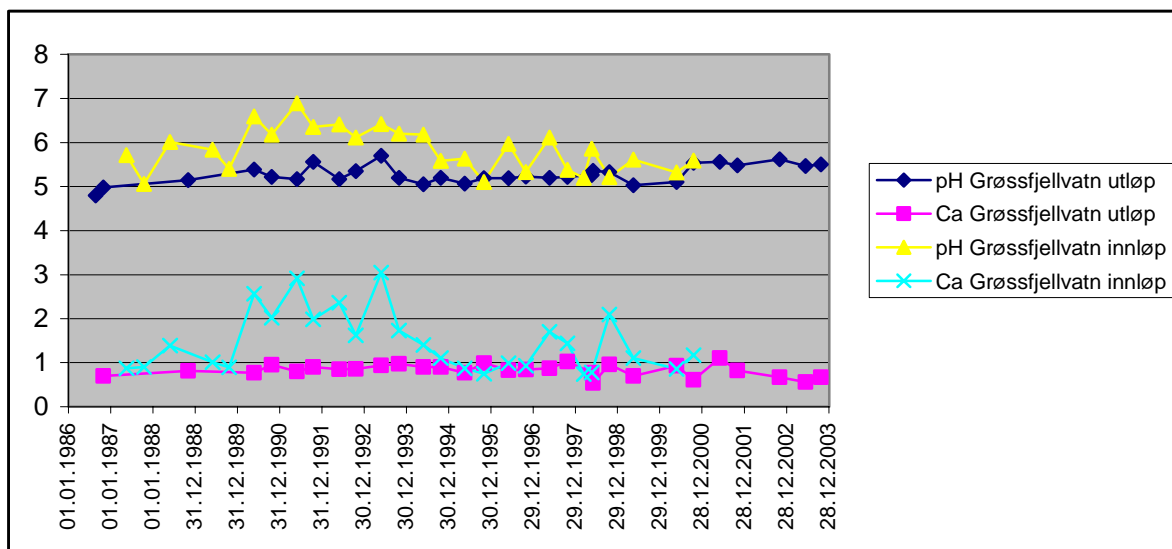
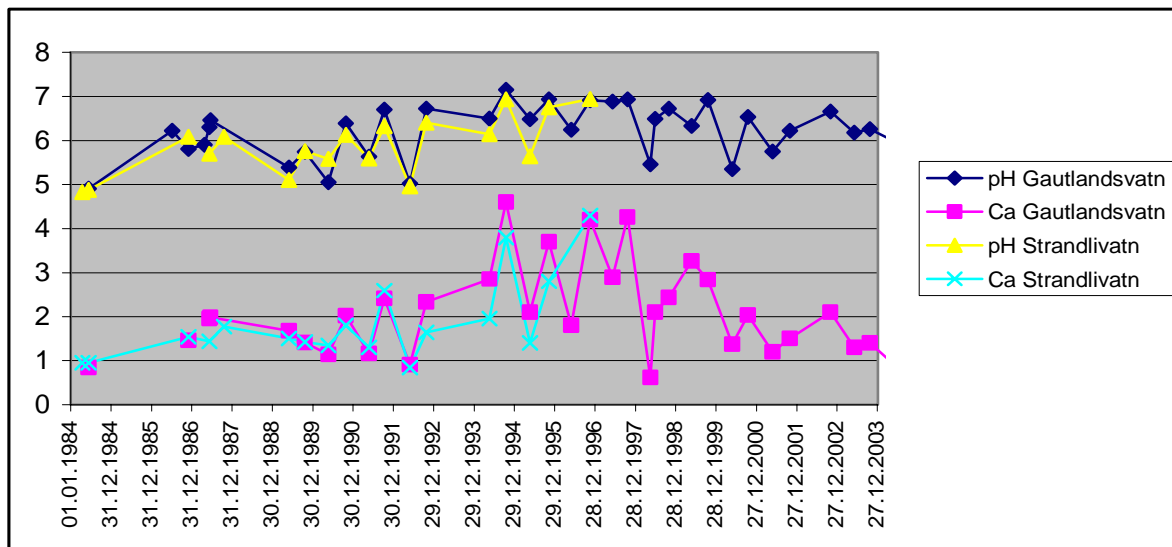
3.3.2 Vannkvalitet i innsjøer påvirket av kalking oppstrøms

Av de 4 innsjøene undersøkt hvor vannkvaliteten er påvirket av kalking oppstrøms, er det bare funnet vannkjemi for 3 (Strandlivatn, Grøssfjellvatn og Barstadvatn) i regi av kalkingsovervåkingen. Denne overvåkingen er i hovedsak basert på to prøvetakinger i året, vår og høst (etter kalking), men har hatt variabel oppfølging i de ulike innsjøer. Tosketjønni som påvirkes av innsjøkalking i Ljosvatn, er ikke prøvetatt etter kalkpåvirkning. I 1985 hadde denne innsjøen pH 4,73 og Ca på 0,57 mg/l. De andre

innsjøene hadde også pH <5 og Ca <1 mg/l før kalkpåvirkning. De 3 innsjøene representerer ulik grad av kalkpåvirkning oppstrøms. Strandlivatn påvirkes av innsjøkalking i en relativt liten innsjø, Gautlandsvatn, som startet i 1986. Vannkvaliteten i Strandlivatn har stort sett fulgt vannkvaliteten i Gautlandsvatn, men har som regel vist noe lavere pH og Ca verdier (**Figur 7**). Ustabiliteten i pH og Ca har vært den samme i begge innsjøer. Fram til og med 1992 ble det påvist pH på 5 og Ca <1 mg/l om våren mellom kalkinger, de samme nivåer som før kalking. I perioden 1994-1997 medførte kalkingen ekstra store svingninger med pH opp mot 7 og Ca konsentrasjoner >4 mg/l. Etter 2000 synes svingningene å være mindre.

Grøssfjellvatn har vært påvirket av kalking siden 1988 via en kalkdoserer i den største innløpsbekken. Ut fra målingene synes det som om vannkvaliteten i Grøssfjellvatn har vært svært lite påvirket av denne kalkingen. I perioden 1989-1993 da innløpsvannet viste Ca-verdier mellom 2 og 3 mg/l og pH > 6, hadde utløpet av Grøssfjellvatn fortsatt Ca <1 mg/l og pH sjelden over 5,4. Først etter 2000 har pH stabilisert seg på nivå 5,5-5,6 og et Ca-nivå likt utgangspunktet før kalking. Grøssfjellvatn synes nesten å ha fulgt den naturlige forbedringen i vannkvalitet i området til tross for kalkpåvirkning.

Barstadvatn ligger nedstrøms den relativt store innsjøen Eiavatn som ble første gang kalket i 1990. Innsjøkalking i Eiavatn ble avsluttet i 2000. Regelmessige målinger i Barstadvatn startet først i 1996 og viser etter dette godt samsvar med vannkvaliteten i Eiavatn med pH >6 og Ca mellom 1 og 2 mg/l (**Figur 7**). Før dette var det store svingninger i vannkvaliteten gjennom året og fra år til år, spesielt i perioden 1990-1994, hvor pH kunne komme ned mot 5,2 i Eiavatn. DN's kalkingsovervåking i Barstadvassdraget/Rosslandsåna med hyppigere prøvetakning, viser også at perioden 1990-1995 hadde meget variabel pH og at dette også sannsynlig gjenspeiler vannkvaliteten i Barstadvatn i denne perioden (DN 2003).



Figur 7. Målinger av pH og Ca (mg/l) i Strandlivatn, Grøssfjellvatn og Barstadvatn alle påvirket av kalking oppstrøms fra henholdsvis Gautlandsvatn (1986), innløp Grøssfjellvatn (1988) og Eiavatn (1990).

3.3.3 Vannkvalitet i direkte kalkede innsjøer

For innsjøene som direkte kalkes, er det ikke alle det foreligger gode og sammenhengende dataserier fra. Det er derfor bare et utvalg av sjøene hvor det lar seg gjøre å illustrere tidsutvikling i hele kalkingsperioden. Nedenfor er hver innsjø presentert med foreliggende data.

Homsvatn.

Kalking opphørte etter 1992. Det foreligger ikke tilgjengelig vannkjemi fra innsjøen.

Mevatn, Årsvatn og Ljosevatn.

Fra disse innsjøene foreligger bare spredte målinger fra perioden 1999-2003. I **Tabell 5** er satt opp en oversikt over minimums- og maksimums-verdier for pH og Ca. Mevatn ble helikopteralket i 1994 og påvirkes ellers av årlig helikopteralking av Årsvatn. Ljosevatn har også årlig helikopteralking fra 1994. Både i Mevatn og Ljosevatn er det målt svært lave pH-verdier som indikerer at vannkvaliteten kan svinge betydelig i periodene mellom utført kalking. Dette er trolig også tilfelle for Årsvatn.

Tabell 5. Min og max verdier for pH og Ca målt i 3 innsjøer i perioden 1999-2003.

| Innsjø: | Antall målinger: | pH min - max | Ca min – max |
|-----------------|------------------|--------------|--------------|
| 21669 Mevatn | 4 | 5,05 – 6,01 | 0,84 – 1,22 |
| 21617 Årsvatn | 4 | 5,55 – 6,57 | 1,07 – 2,04 |
| 21641 Ljosevatn | 3 | 5,01 – 6,36 | 1,06 – 1,84 |

Vatlandsvatnet.

Årlig kalking fra båt med fint kalksteinsmel. Store svingninger i vannkvaliteten som følge av kalkingen. I perioden 1995-2003 har pH variert mellom 5,4 og 6,9 (**Figur 8**). Tilsvarende har Ca variert mellom 1 og 4,5 mg/l. Ingen klar trend i perioden.

Kleivvatnet.

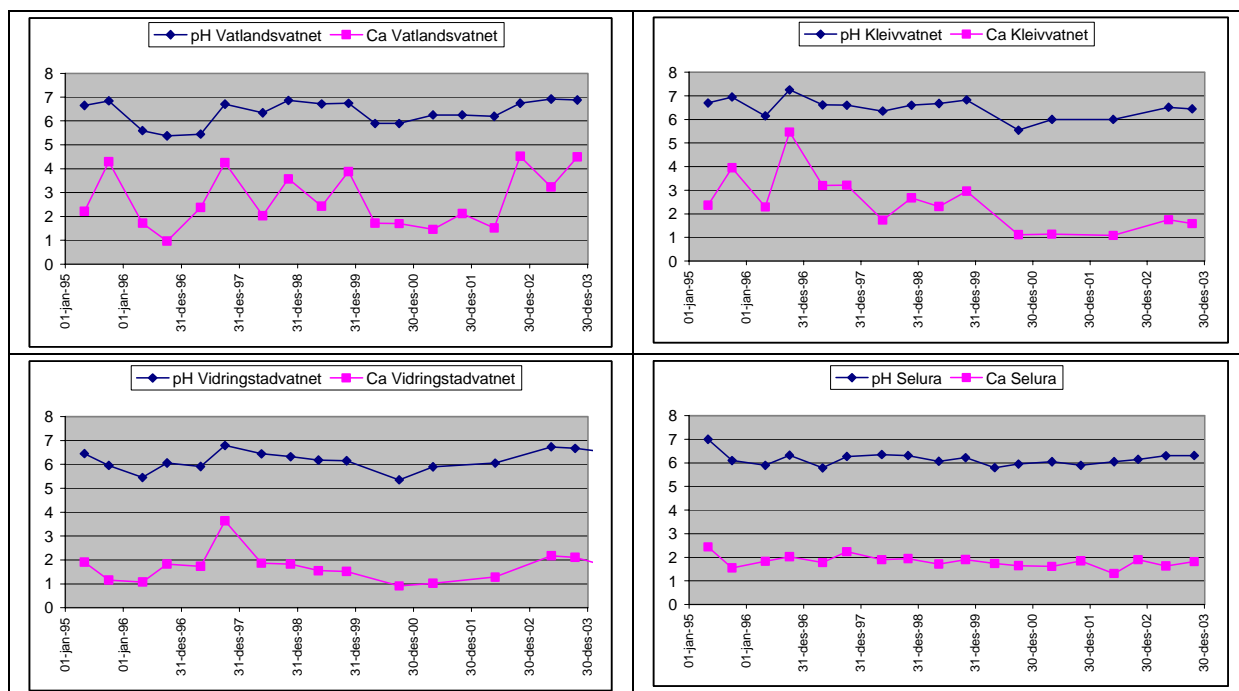
Årlig kalking fra båt med fint kalksteinsmel. pH har variert mellom 5,55 og 7,25 og bare ett tilfelle med pH <6 i perioden 1995-2003 (**Figur 8**). Tilsvarende variasjon i Ca mellom 1,1 og 5,5 mg/l. En tendens til større stabilitet de senere år med Ca 1-2 mg/l og pH > 6.

Vidringstadvatnet.

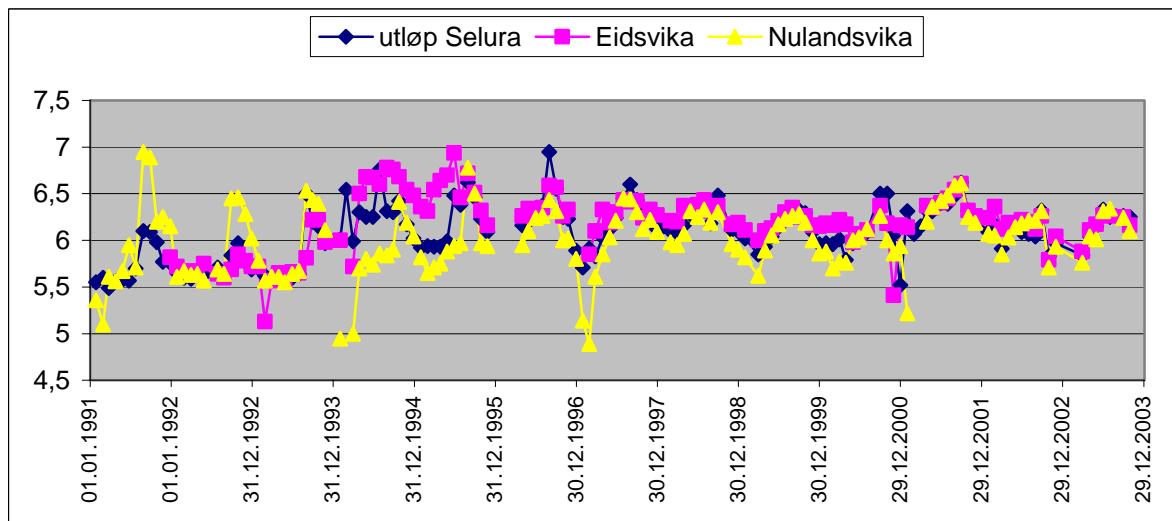
Årlig kalking fra båt med fint kalksteinsmel. I perioden 1995-2003 har pH variert mellom 5,4 og 6,8 (**Figur 8**). Tilsvarende har Ca variert mellom 0,9 og 3,6 mg/l, men bare et tilfelle med Ca > 2 mg/l. Bare mindre ekstreme utslag i vannkvaliteten.

Selura.

Årlig kalking fra båt med fint kalksteinsmel. I perioden 1995-2003 synes vannkvaliteten å ha vært relativt stabil med pH varierende fra 5,8 til 6,35 og Ca fra 1,3 til 2,2 mg/l målt i utløpet av Selura (**Figur 8**). Tidligere gjennomgang av vannkvaliteten i Selura basert på månedlige pH-målinger, viste at perioden 1991-1993 hadde generelt betydelig lavere pH, ofte ned mot 5,5 i utløpet av innsjøen. Lokalt kunne det også være store variasjoner gjennom året flere steder i denne store innsjøen pga. spredningsmønsteret på kalkingen (Brandrud og Johansen 1999). I **Figur 9** er en oppdatert oversikt over pH-målinger i Nulandsvika, Eidsvika og utløp Selura for hele perioden 1991-2003. Figuren viser klart at vannkvaliteten er blitt stadig mer stabil, men at det fortsatt er svingninger gjennom året med klart laveste verdier på sen vinter og vår. pH går ofte under 6 på denne årstiden. I den mest aktive vekstsesongen for krypsiv synes pH å ha ligget stabilt over 6. Nulandsvika er den lokaliteten med størst variasjon i pH og med samtidig de laveste verdier. Fortsatt kan episoder med mye nedbør som høsten 2000 gi markerte pH-dropp i dette store innsjøsystemet.



Figur 8. Målinger av pH og Ca (mg/l) vår og høst i Vatlandsvatnet, Kleivvatnet, Vidringstadvatnet og Selura i perioden 1995-2003.

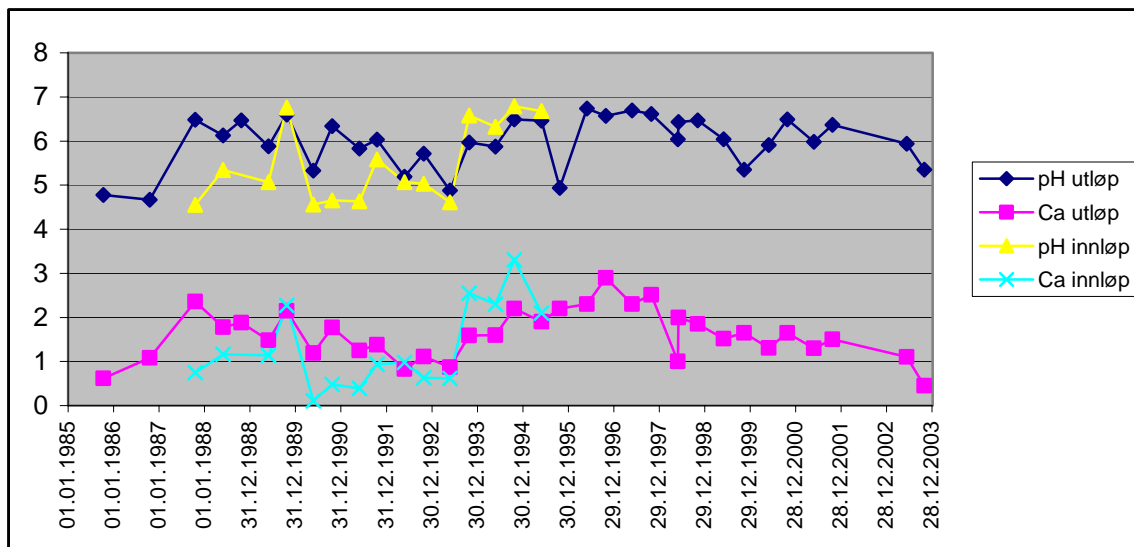


Figur 9. pH-målinger i Nulandsvika, Eidsvika og utløp Selura i perioden 1991-2003. Data fra Selura fiske- og grunneierlag.

Heimre Fagervatn.

Denne innsjøen hadde pH <5 og Ca < 1 mg/l før kalkpåvirkning startet i 1987. Etter kalking gikk pH opp til 6,5 og Ca til 2,4 mg/l for deretter å gå gradvis ned til pH 4,88 og Ca 0,9 mg/l våren 1993 etter den kraftige sjøsaltepisoden vinteren i forkant (**Figur 10**). I denne perioden var det med ett unntak betydelig surere vann i innløpet enn i utløpet av innsjøen. Fra og med høsten 1993 til høsten 1996 økte både pH og Ca-konsentrasjonen gradvis i innsjøen samtidig som både pH og Ca var høyere i

innløpsbekken. Etter 1996 har pH og Ca-konsentrasjonen igjen blitt gradvis redusert og var høsten 2003 nede på pH 5,35 og Ca 0,45 mg/l. Vannkvaliteten i denne innsjøen har hatt mindre år til år variasjon etter kalking, men har i en flerårig syklus hatt svingninger av betydning. Det bør også nevnes at det har vært utprøvd flere typer kalkingsstrategier i denne innsjøen i løpet av perioden med kalking.



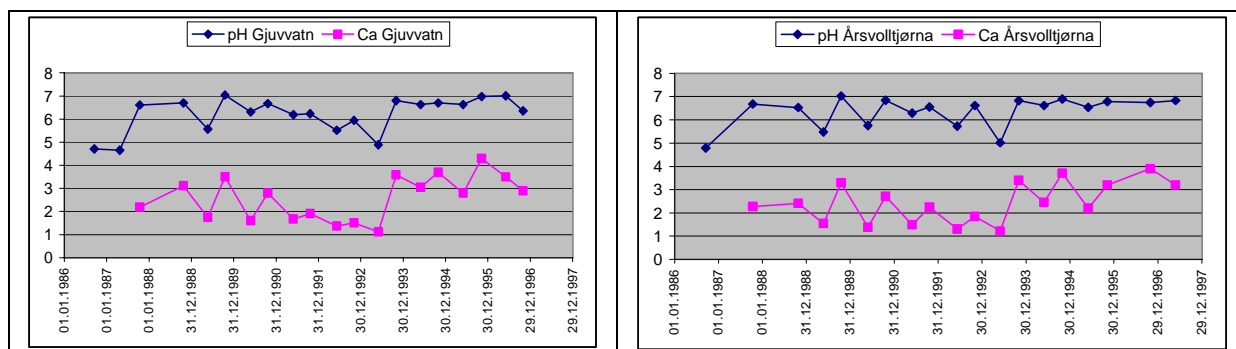
Figur 10. Målinger av pH og Ca (mg/l) vår og høst i utløpet av Heimre Fagervatn i perioden 1985-2003 og i innløpet i perioden 1987-1995.

Gjuvvatn.

Etter første kalking i 1987 gikk pH opp til 6,6 og Ca 2,2 mg/l (**Figur 11**). pH og Ca varierte noe som følge av gjentatte kalkinger fram til våren 1993, samtidig som både pH og Ca gikk gradvis ned til nivåer før kalking. Etter høsten 1993 økte både pH og Ca til mer stabile nivåer med pH 6,6 - 7 og Ca 3-4 mg/l frem til 1997. Videre utvikling i vannkvalitet er ukjent.

Årsvolltjørna.

Etter kalking i 1987 har denne innsjøen hatt mye den samme utvikling som Gjuvvatn mhp. konsentrasjonsnivåer og tidsutvikling frem til 1997 (**Figur 11**). Etter dette er utviklingen i vannkvalitet ukjent.



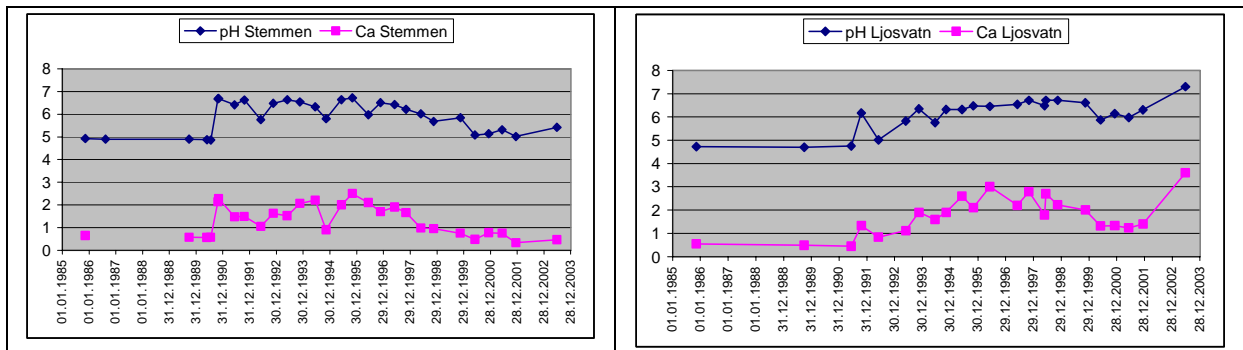
Figur 11. Målinger av pH og Ca (mg/l) vår og høst i Gjuvvatn og Årsvolltjørna i perioden 1986-1997.

Stemmen.

Stemmen hadde før kalking i 1990 pH 4,9 og Ca 0,6 mg/l (**Figur 12**). pH varierte mellom 5,75 og 6,7 og Ca tilsvarende mellom 1 og 2,5 mg/l i perioden med kalking som ble avsluttet i 1995. Etter dette ble pH og Ca gradvis redusert og var nede på nivåer før kalking våren 2000. Etter dette har innsjøen fortsatt å være sur og har fulgt tidsutvikling tilsvarende for de omtalte referansesjøer i kap. 3.3.1.

Ljosvatn.

Ljosvatn ble første gang kalket i 1991 og har senere hatt årlig oppkalking. I denne sjøen har både pH og Ca-konsentrasjonen økt gradvis til nivåer på pH 6,5-6,7 og Ca 2-3 mg/l. Etter høsten 1999 gikk pH ned til nivåer rundt 6 og Ca ned til 1,3 mg/l for så å øke kraftig etter kalking i 2003.



Figur 12. Målinger av pH og Ca (mg/l) vår og høst i Stemmen og Ljosvatn i perioden 1985-2003.

Gautlandsvatn og Eiavatn.

Tidsutvikling i vannkvalitet for disse innsjøene er behandlet i kap. 3.3.2 og illustrert i **Figur 7**.

4. Status for kryptosiv i innsjøene

Det er i dette kapitlet tatt utgangspunkt i undersøkelsene fra 1992-1994 og gjort en sammenlikning med observert status for kryptosiv i 2003. Det er laget en oppsummerende tabell for hver påvirkningskategori i forhold til kalking. Det er også funnet nødvendig å ha en mer utfyllende kommentar til hver enkelt innsjø/lokalitet, siden de enkelte lokaliteter kan være noe forskjellige.

4.1 Innsjøer upåvirket av kalking (referanseinnsjøer)

Det ble undersøkt 5 referansesjøer, hvorav 2 lokaliteter i den største innsjøen. Generelt var status for kryptosiv uendret (**Tabell 6**). Bare en av innsjøene viste en liten økning i forekomst av kryptosiv. Felles for alle referansesjøene var at kryptosiv gjorde lite av seg. Planten vokste spredt helst med små rosetter og dannet bare sjelden årsskudd som kom til overflaten i grunne områder. Det ble altså ikke observert problemvekst i disse referansesjøene.

Tabell 6. Krypsivstatus i innsjøer upåvirket av kalking (referanseinnsjøer) i 1992-1994 og 2003.

| Innsjø: | Kalket første gang | Undersøkt første gang | Status krypsiv 1992-1994 | Status krypsiv 2003 | Endringer i krypsivstatus |
|---------------|--------------------|-----------------------|--------------------------|-----------------------|---------------------------|
| Storevatnet N | | 1994 | Små rosetter | Små rosetter | uendret |
| Storevatnet S | | 1994 | Små rosetter | Små rosetter | uendret |
| Gluggevann | | 1994 | Små rosetter | Små rosetter | uendret |
| Haptatjørn | | 1993 | Små rosetter | Små rosetter | uendret |
| Dybingen | | 1992 | Små rosetter | Små rosetter | uendret |
| Østre Mjåvatn | | 1993 | Små rosetter | Små rosetter og såter | liten økning |

Tilstand i de enkelte innsjøer.

Storevatnet er blant de større undersøkte innsjøene (1,55 km²) og krypsiv ble undersøkt i to bukter med ulik eksponering. Begge lokalitetene hadde egnet substrat for krypsiv, men planten vokste kun som små rosettplanter uten typiske årsskudd. Situasjonen i 2003 var svært lik forholdene observert ved første gangs registrering.

Dybingen er også blant de større undersøkte innsjøene. Krypsiv utgjorde her et beskjedent innslag i en ellers frodig undervannsvegetasjon og vokste som spredte rosettplanter. Bare enkelte steder dannet disse plantene små sideskudd. Her synes situasjonen å ha vært meget stabil siden første gangs registrering.

Gluggevann er en mindre innsjø. Her ble det også registrert lite krypsiv i form av spredte rosettplanter og nesten ikke årsskudd. Uendret situasjon fra første registrering i 1994.

Haptatjørn ligger like øst for Eiavatn i Sokndal og er den minste innsjøen i undersøkelsen (0,035 km²). Det var lite krypsiv i denne innsjøen og veksten var beskjeden i form av spredte rosetter med små sideskudd. Situasjonen er ikke endret fra de første registreringer.

Østre Mjåvatn er liten og samtidig beliggende lengst vest av de undersøkte innsjøene. Her ble det observert en liten økning i krypsivforekomst ved at det i gruntområdene og i bukter på 30-80 cm dyp, flere steder var frodige rosettplanter spredt med dannelse av årsskudd og i enkelte tilfeller små såter. De første registreringer i denne innsjøen var preget av spredte rosettplanter uten årsskudd.

4.2 Innsjøer påvirket av kalking oppstrøms

Det ble undersøkt 4 innsjøer som er påvirket av kalking indirekte ved at det kalkes i vassdraget oppstrøms. En av disse innsjøene var ikke undersøkt tidligere. Av de 3 tidligere undersøkte innsjøene var det en liten økning i forekomst av krypsiv i de to innsjøene som før hadde lite krypsiv, mens situasjonen i den tredje som i 1993 hadde store bestander med krypsiv, var uendret (**Tabell 7**).

Tabell 7. Krypsivstatus i 1992-1994 og 2003 i innsjøer påvirket av kalking oppstrøms.

| Innsjø: | Kalkpåvirket første gang | Undersøkt første gang | Status krypsiv 1992-1994 | Status krypsiv 2003 | Endringer i krypsivstatus |
|----------------|--------------------------|-----------------------|----------------------------------|--------------------------------------|---------------------------|
| Strandlivatn | 1986 | 1993 | Overflatematter, store bestander | Store bestander | uendret |
| Grøssfjellvatn | 1988 | 1992 | Små rosetter | Spredte små såter | liten økning |
| Barstadvatn | 1990 | 1993 | Spredte såter, velavgrenset | Spredte gamle såter og noen nye | liten økning |
| Tosketjørne | 1991 | 2003 | - | Stagnerende såter, noen i overflaten | - |

Tilstand i de enkelte innsjøer.

Strandlivatn ligger nedstrøms Gautlandsvatn som ble første gang kalket i 1986. I 1993 ble det registrert massive bestander med krypsiv i denne innsjøen. Bestandene dannet sammenhengende matter i overflaten. Det ble registrert både stagnerende såter og unge friske såter på siden av de eldre, som tydet på at bestandene fortsatt var i ekspansjon. I 2003 ble det registrert store bestander på de samme steder, mye også i og nær overflaten, men såtene bar preg av å være mer stagnerende. Det ble funnet mindre områder med ny frisk vekst. Status for krypsiv blir derfor vurdert å være uendret siden omfanget av krypsivforekomstene synes å være den samme selv om vitaliteten i bestandene har gått tilbake.

Grøssfjellvatn er blant de større innsjøene i undersøkelsen. Kalkpåvirkningen kommer her fra en doserer i den største innløpsbekken. På den undersøkte lokaliteten var det bare små spredte rosetter av krypsiv ved første registrering i 1992. I 2003 var det fortsatt spredte rosetter som dominerte, men spesielt på grunt vann ble det registrert vitale planter med god tilvekst av årsskudd. Dette antyder en liten økning i forekomsten av krypsiv i dette området, men det er likevel langt fra problemvekst.

Barstadvatn er også blant de større innsjøene. Kalkpåvirkningen her kommer fra en større direkte kalket innsjø, Eiavatn (4,32 km²), oppstrøms. I 1993 opptrådte krypsiv med store, svært frodige og åpenbart unge bestander innerst i bukta og utover. Krypsivsåtene var spredte og velavgrensede med relativt lange årsskudd, og nådde som regel overflaten med begynnende mattedannelse. I 2003 var det fortsatt en sone med såter av krypsiv, tilsynelatende eldre og noe stagnerende. Flere var i overflaten. En del av de ytre såtene var imidlertid mer vitale og hadde lange årsskudd. Det synes å ha vært en liten økning i utbredelsen av krypsiv på denne lokaliteten.

Tosketjørne ligger nedstrøms Ljosvatnet og er påvirket av kalkingen i denne innsjøen. Tosketjørne er ikke tidligere undersøkt ordentlig, men det er gjort spredte observasjoner av krypsivsåter i overflaten i denne innsjøen på midten av 90-tallet i forbindelse med registreringer i andre innsjøer i området. I 2003 ble det registrert større forekomster av helt inaktive krypsivsåter så vidt i overflaten på grunt vann. Det ble også registrert eldre såter av krypsiv hvorav noen med årsskudd, spredt rundt i innsjøens littoralsone. Basert på krypsivets vitalitet og utbredelsesmønsteret, ser det ut for at planten ikke er i ekspansjon i denne innsjøen.

4.3 Innsjøer kalket direkte

Det ble undersøkt 15 innsjøer som er påvirket av direkte kalking. En av disse var ikke tidligere undersøkt. Blant de tidligere undersøkte innsjøene viste 4 innsjøer uendret status mhp. krypsiv, mens de resterende innsjøer viste en liten nedgang (6 innsjøer) eller en klar nedgang (4 innsjøer) i forekomst av krypsiv (**Tabell 8**). Det ble ikke observert økning i vekst og utbredelse av krypsiv i noen av de kalkede innsjøene i forhold til registreringene i 1992-1994.

Tabell 8. Krypsivstatus i 1992-1994 og 2003 i kalkede innsjøer.

| Innsjø: | Kalket første gang | Undersøkt første gang | Status krypsiv 1992-1994 | Status krypsiv 2003 | Endringer i krypsiv-status |
|--------------------|--------------------|-----------------------|---------------------------------|---|----------------------------|
| Homsvatn SØ | 1985 | 1994 | Overflatematter store bestander | Spredte såter noen i overfl. | klar nedgang |
| Homsvatn Ø | 1985 | 1994 | Såter i og nær overflaten | Spredte såter noen i overfl. | klar nedgang |
| Vatlandsvatnet | 1989 | 1994 | Spredte lite vitale bestander | Spredte lite vitale bestander | uendret |
| Selura Nulandsvika | 1985 | 1992 | Overflatematter store bestander | Spredte såter | klar nedgang |
| Selura Eidsvika | 1985 | 1992 | Overflatematter store bestander | Små rosetter gamle inaktive bestander | klar nedgang |
| Selura Svinevika | 1985 | 1992 | Overflatematter store bestander | Små rosetter | klar nedgang |
| Mevatn | 1988 | 1994 | Overflatematter store bestander | Stagnerende såter, noe i overflaten | liten nedgang |
| Årsvatn | 1987 | 1994 | Overflatematter store bestander | Stagnerende såter, noe i overflaten | liten nedgang |
| Ljosevatn | 19xx | 1994 | Overflatematter isolerte såter | Spredte såter noe i overflaten mye inaktivt | liten nedgang |
| Heimre Fagervatn | 1987 | 1992 | Overflatematter store bestander | Spredte såter noe i overflaten mye inaktivt | klar nedgang |
| Gjuvatn | 1987 | 1993 | Såter i og nær overflaten | Små rosetter | klar nedgang |
| Årsvolltjørni | | 1993 | Såter i og nær overflaten | Såter i og nær overflaten mye inaktivt | uendret |
| Gautlandsvatn | 1986 | 1992 | Overflatematter store bestander | Store inaktive bestander på bunnen | liten nedgang |
| Eiavatn S | 1990 | 1993 | Såter spredt og velavgrenset | Spredte såter noe i overflaten | uendret |
| Eiavatn NØ | 1990 | 1993 | Enkelte såter | Spredte små såter noe i overflaten | uendret |
| Stemmen | 1990 | 1993 | Såter i og nær overflaten | Stagnerende såter, noe i overflaten | liten nedgang |
| Ljosvatn | 1991 | - | - | Stagnerende såter, noe i overflaten | - |
| Kleivvatnet | 1989 | 1994 | Overflatematter soneavgrenset | Stagnerende såter, noe i overflaten | liten nedgang |
| Vidringstadvatnet | 1989 | 1994 | Overflatematter store bestander | Store bestander nytt og gammelt | uendret |

Tilstand i de enkelte innsjøer.

Homsvatn ble første gang kalket i 1985 og undersøkt for krypsiv i 1994. Den gang ble det registrert store bestander med til dels betydelig dannelse av overflatematter. I 2003 var krypsivforekomstene

mer spredt, men fortsatt enkelte såter som kom opp i overflaten. Det ble også registrert en del lange årsskudd i noen av bestandene som tyder på at forholdene for vekst fortsatt kan være gode. Det har likevel vært en klar nedgang i utbredelsen av krypsiv i denne innsjøen.

Vatlandsvatnet ble første gang kalket i 1989 og undersøkt for krypsiv i 1994. Den gang ble det registrert bare mindre forekomster av krypsiv i form av spredte og lite vitale bestander. I 2003 var situasjonen tilnærmet uendret. Krypsiv hadde mao. ikke utviklet seg videre i denne innsjøen og innsjøen har trolig aldri hatt innslag av problemvekst av krypsiv.

Selura ble første gang kalket i 1985 og er den klart største av de undersøkte innsjøene med sine 6 km². 3 lokaliteter er undersøkt i forbindelse med diverse tiltak og anleggsarbeider over en lengre periode (Brandrud og Johansen 1999, Brandrud 2000). De første registreringer av krypsiv ble foretatt i 1992. På alle lokalitetene var det den gang store bestander som dannet massive overflatematter. I 2003 var det i Nulandsvika spredte såter av nyere dato, men ingen overflatematter. Hele området er preget av tiltak i form av mudring og fjerning av krypsiv. Vitale krypsivbestander med god vekst av årsskudd viser at forholdene for vekst fortsatt er gode i dette området. I Eidsvika var det til dels store mengder med inaktivt "dødt" krypsivmateriale på bunnen der det tidligere var bestander i overflaten. Bare på grunt vann ble det observert unge friske planter som gjorde mengdemessig lite av seg. I Svinevika var det bare små rosettplanter hvor enkelte hadde dannet årsskudd på grunt vann. Rester av gamle bestander var sjeldent. På denne lokaliteten er det også utført tiltak i form av anleggelse av badeplass. Naturlig utvikling av krypsivforekomstene er derfor vanskelig å rekonstruere. På bakgrunn av registreringer gjort i 2003 synes det å være en klar nedgang i forekomster av frisk og vital krypsiv i Selura.

Mevatn ble første gang kalket i 1988 og undersøkt for krypsiv i 1994. Den gang ble det registrert meget kraftige krypsivbestander med lange årsskudd. Det var velutviklede sammenflytende overflatematter i bukter og langs skjær og på grunner. Langs hele strandsonen var det avgrensede såter med overflatematter. I 2003 var det tydelig redusert krypsivvekst og forekomst, men fortsatt mye krypsiv som stagnerende såter som noen steder nådde opp i overflaten. Det ble funnet enkelte såter med noen friske årsskudd, men det meste av bestandene var gamle og lite vitale. Det har totalt sett vært en liten nedgang i krypsivforekomster i innsjøen til tross for redusert vitalitet.

Årsvatn ble første gang kalket i 1987 og undersøkt for krypsiv i 1994. Det ble registrert meget store bestander av krypsiv med sammenhengende matter i overflaten. I 2003 var det mest stagnerende inaktive såter som bare noen steder kom opp til overflaten. Det var bare få tilløp til vitale overflatematter. Unntaksvis ble det registrert noen nye vitale såter med meget lange årsskudd. Totalt sett har det skjedd en liten tilbakegang av krypsiv i innsjøen.

Ljosevatn ble første gang kalket i 19xx (usikkert) og undersøkt for krypsiv i 1994. Krypsiv ble funnet vanlig som stort sett isolerte tuer og såter, med overflatematter noen få steder. Vitaliteten var imidlertid dårlig og overflatemattene var nærmest i oppløsning. I 2003 var det bare spredte såter hvorav noen i overflaten uten mattedannelse. Totalt sett en liten nedgang i forekomst av krypsiv.

Heimre Fagervatn ble første gang kalket i 1987 og undersøkt for krypsiv i 1992. Den gang ble det registrert meget store bestander av krypsiv, stort sett med matter i overflaten. Plantene var relativt nedvisnet under de frodige grønne mattene, men det var også friske lange årsskudd inn i mellom. Det var både velavgrensede og sammenhengende såter. I 2003 var det bare få såter med tilløp til sammenfiltrede overflatematter og det var store åpninger i krypsivbestandene der det tidligere var nesten sammenhengende. Såtene var preget av mye halvvisst materiale, men noen hadde tydelige årsskudd. Det var imidlertid ikke antydning til nye friske såter slik at det totalt sett har vært en klar nedgang i krypsivforekomstene i denne innsjøen som var blant de verste på begynnelsen av 90-tallet.

Gjuvvatn ble første gang kalket i 1987 og undersøkt for krypsiv i 1993. Det ble ikke registrert overflatematter i denne innsjøen, men likevel en ekspansiv krypsiv-vegetasjon med velavgrensede meget vitale såter i og nær overflaten. Det ble målt meterlange årsskudd i disse såtene. I 2003 ble det bare observert få rester av de gamle såtene som lå nede og virket helt inaktive uten årsskudd. På gruntområder ellers var det bare små rosettplanter og i noen tilfeller bare med små årsskudd. Stor nedgang i krypsivforekomster i denne innsjøen.

Årsvolltjørni ble første gang kalket i 1987 og undersøkt for krypsiv i 1993. Innsjøen hadde den gang omtrent sammenhengende storvokste såtebestander langs hele innsjøen. Det ble også registrert svært tette bestander i bukter, noen med overflatematter, men de mest ekspanderende bestandene fantes akkurat i overflaten. I 2003 var det også såtebestander på mange av de samme steder med svake tilløp til overflatematter. Vitaliteten var nokså dårlig de fleste steder, men det ble også funnet såter med friske årsskudd. Til tross for redusert vitalitet og mye inaktivt materiale, ble status for krypsivforekomstene vurdert å være uendret.

Gautlandsvatn ble første gang kalket i 1986 og undersøkt for krypsiv i 1992. Den gang ble det observert store sammenhengende bestander med flekkvis til heldekkende flytematter over store arealer. Vitaliteten i krypsivbestandene var meget varierende fra meget vitale såter med lange årsskudd til såter som var begynt å synke sammen og som dannet hager med lite vitale "døde" planter uten årsskudd. Det ble også observert store mengder drivmateriale av eldre krypsivbestander. I 2003 var det dominans av nedliggende lite vitalt "dødt" krypsiv over store områder i dybdesonen 0,5 – 3 meter. Bare på grunt vann i enkelte bukter var det vitale krypsivplanter med årsskudd til overflaten. I dette tilfellet ser det ut for at gammel krypsiv tar opp plassen for nyetablering av både krypsiv og annen vegetasjon. Status for krypsiv vurderes å ha gått noe ned siden det er betydelig mindre planter i overflaten enn tidligere.

Eiavatn ble første gang kalket i 1990 og undersøkt for krypsiv i 1993. Dette er en relativt stor innsjø (4,32 km²) og 2 lokaliteter er reundersøkt. Eiavatn S hadde veldefinerte såter spredt og velavgrenset langs land. Mange av såtene var imidlertid i dårlig forfatning (lite vitale) og det var nesten ikke antydning til grønn mattedannelse. Mye av det samme ble observert i 2003, fortsatt spredte såter hvorav noen i overflaten. Eiavatn N hadde ved første gangs registrering små rosettplanter og bare enkelte store såter, mulig begrenset i forhold til egnet substrat. I 2003 var situasjonen lite endret ved at det fortsatt var meget spredte såter og bare små på grunt vann som nådde overflaten uten mattedannelse. Forholdene i Eiavatn vurderes som uendret.

Stemmen ble første gang kalket i 1990 og undersøkt for krypsiv i 1993. Krypsivet dannet den gang spredte til tette aggressive såter ned til 1,5m dyp helt opp i og nær overflaten. I 2003 ble det registrert mye gammelt "dødt" materiale på bunnen samtidig med noen opprette såter i overflaten uten årsskudd. Unntaksvis ble det funnet friske krypsivplanter med korte årsskudd på helt grunt vann. Situasjonen betegnes som en liten nedgang i forekomst av krypsiv.

Ljosvatn ble kalket i 1991 men er ikke tidligere undersøkt med hensyn på krypsivstatus. Det er imidlertid gjort observasjoner fra land på 90-tallet som klart viste store forekomster av krypsiv i overflaten flere steder. I 2003 ble det registrert store såter fra 3-4m dyp, enkelte nær overflaten, men uten mattedannelse. Såtene virket svært intakte men inaktive, og det ble ikke registrert årsskudd. Endring i status kan ikke bedømmes da førundersøkelser mangler. Det er imidlertid grunn til å anta at det har vært betydelig friskere materiale tidligere og mer sammenhengende overflatebestander og at man her kan tenke seg en liten nedgang av krypsivforekomster.

Kleivvatnet ble første gang kalket i 1989 og undersøkt for krypsiv i 1994. Krypsivet hadde den gang i tillegg til spredte forekomster inn i mellom annen vegetasjon, utviklet en 3-5 m bred sone med velutviklede frodige overflatematter. Flere steder var det også større sammenhengende matter. I 2003 var det fortsatt store bestander med krypsiv på de samme plasser, men disse bar i stor grad preg av å

være stagnerende, inaktive og visne. De gamle såtene som vokste på 1,5-2 m dyp var flere steder i overflaten med en blanding av mye tilsynelatende ”døde” planter og noen nye kortere årsskudd. Nær utløpsområdet for innsjøen ble det registrert noe mer vitale planter med noe lengre årsskudd. Situasjonen betegnes som en liten nedgang i forekomst av krypsiv til tross for at krypsivet okkuperer tilnærmet de samme arealer som tidligere.

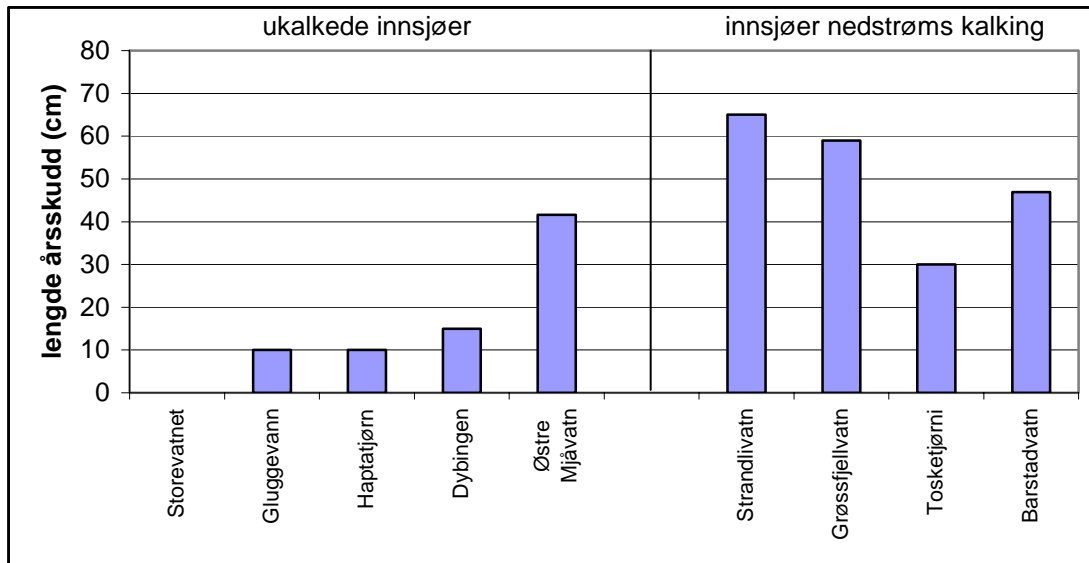
Vidringstadvatnet ble første gang kalket i 1989 og undersøkt for krypsiv i 1994. Den gang var store deler av littoralsonen uten større forekomster av krypsiv. I vest derimot var det et større gruntområde med store bestander av krypsiv som dannet matter i overflaten. I dette området var det også store bestander av vanlig tusenblad (*Myriophyllum alterniflorum*) sammen med krypsiv. I 2003 hadde tusenblad ekspandert noe og hadde fortsatt meget frodige og vitale bestander. Krypsivet derimot var flere steder i dårlig forfatning og svært mye nedvisnet samtidig som det kom opp i overflaten uten overflatematter fra 2-2,5 m dyp. Innenfor samme område ble det også registrert unge friske bestander med relativt lange årsskudd. Krypsivet opptok m.a.o. samme areal som tidligere men var generelt litt mindre vital. Krypsivsituasjonen vurderes totalt sett som uendret på denne lokaliteten.

4.4 Vekst av krypsiv i 2003

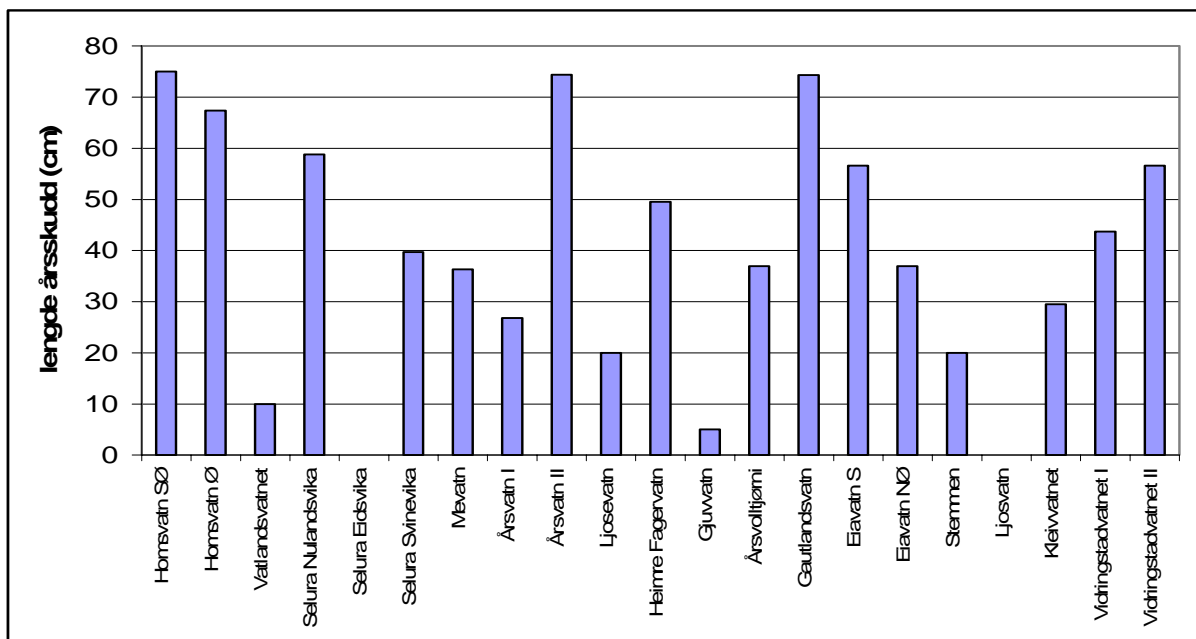
I forbindelse med kartleggingen av utbredelse og omfang av krypsivbestandene, samles det inn årsskudd fra de mest vitale plantene på lokalitetene. Lengden av årsskudd forteller en del om tilstanden i bestandene og vekstforholdene innværende vekstsesong. Det har imidlertid vist seg at i områder hvor krypsiv har vært etablert en stund, kan det bli flere generasjoner med krypsivplanter som igjen vil vokse noe forskjellig alt etter hvilket stadium i livssyklus de befinner seg i. Dette betyr i praksis at en for eksempel ofte kan finne årsskudd av krypsiv på enkelte planter selv om de fleste av plantene i bestandene er gamle og visne. Det at det er funnet årsskudd på lokalitetene betyr dermed ikke alltid at lokaliteten er dominert av vitale bestander.

Generelt ble det funnet korte årsskudd av krypsiv i alle de undersøkte innsjøene, noe som indikerer at det ikke har vært en spesielt gunstig vekstsesong for krypsiv i 2003. For å danne problemvekstbestander på større dyp enn 1 meter, må årsskuddene erfaringsmessig være > 80 cm flere år på rad (Brandrud 2000). Det ble bare i få tilfeller registrert midlere årsskuddlengder større enn 70 cm. De lengste årsskuddene ble registrert i kalkede innsjøer.

I de ukalkede innsjøene ble det generelt funnet svært lite årsskudd og der det ble funnet årsskudd var disse korte; 10-40 cm (**Figur 13**). Det vil si at grunnlag for å danne problemvekst med overflatebestander ikke var til stede. Blant innsjøene som var påvirket av kalking oppstrøms ble det generelt registrert noe lengre årsskudd; 30-65 cm lange (**Figur 13**), uten at det kunne kobles til problemvekst. I de kalkede innsjøene ble det registrert stor spredning i lengder på årsskudd; 5-75 cm (**Figur 14**). Det ble også registrert eksempler på stor variasjon i lengdevest i bestander i samme innsjø (Selura, Årsvatn, Eiavatn). De lengste årsskuddene ble registrert i innsjøene Homsvatn, Årsvatn og Gautlandsvatn hvor alle hadde enkeltskudd på 90-100 cm. Dette viser at disse tidlig registrerte problemvekstsjøene fortsatt kan ha gode vekstbetingelser for krypsiv selv om omfanget av krypsiv har gått tilbake i alle.



Figur 13. Lengder av årsskudd av krypsiv (middelverdi av de 10 lengste) i ukalkede innsjøer og i innsjøer nedstrøms kalking i 2003.



Figur 14. Lengder av årsskudd av krypsiv (middelverdi av de 10 lengste) i kalkede innsjøer i 2003.

4.5 Tidsutvikling i enkelte innsjøer

For enkelte av innsjøene undersøkt i 2003 er det gjort registreringer av krypsiv flere år tidligere. **Tabell 9** gir en oversikt over disse innsjøene og tidspunkter for registreringer. Flere av observasjonene fra disse sjøene er oppsummert i Brandrud (2000). Her skal bare kort oppsummeres de viktigste utviklingstrekk sett i forhold til de siste registreringer i 2003.

Tabell 9. Oversikt over innsjøer med registrering av krypsiv i forhold til tidsutvikling.

| Innsjø: | Kategori: | År undersøkt: |
|------------------|-------------------|---|
| Dybingen | Referansesjø | 1992,1993,1995,1996,1997,2003 |
| Grøssfjellvatn | Kalking oppstrøms | 1992,1993,1995,1996,1997,1998,2003 |
| Gjuvvatn | Innsjøkalking | 1993,1995,1996,1997,1998,2003 |
| Heimre Fagervatn | Innsjøkalking | 1992,1993,1994,1995,1996,1997,1998,2003 |
| Gautlandsvatn | Innsjøkalking | 1992,1993,1994,1995,2003 |
| Selura | Innsjøkalking | 1992,1993,1994,1995,1996,1997,2003 |

Dybingen

Denne innsjøen er eneste referansesjø som er undersøkt flere ganger. Etter første gangs befaring i 1992 ble innsjøen senere brukt som referansesjø for ulike eksperimenter med krypsivvekst og kalktilsetning både på naturlig innsjøsediment i littoralsonen og i potter i årene 1994-1997. I hele denne perioden ble det registrert normal vekst i de naturlige krypsivplanter som i stor grad besto av rosettplanter uten årsskudd. Referanse-status i forhold til problemvekst ble bekreftet i hele denne perioden.

Reundersøkelsen i 2003 bekreftet også at problemvekst aldri har vært aktuelt i denne innsjøen med de klimatiske og vannkjemiske forhold som har vært.

Grøssfjellvatn

Situasjonen i Grøssfjellvatn har vært svært lik den observert i Dybingen med hensyn på krypsivvekst. Denne innsjøen ble også benyttet som forsøkslokalitet i forbindelse med krypsivvekst og kalking i potte-eksperimenter (Brandrud 2000). Her skulle man se på effekter av oppkalking av sediment samtidig som vannfasen var påvirket av kalking oppstrøms. I hele perioden 1992-1998 ble det bare observert små rosettplanter av krypsiv med normal årstilvekst på lokaliteten. I 2003 ble det observert fortsatt dominans av rosettplanter, men spesielt på grunt vann var det planter som hadde utviklet noe bedre vekst av årsskudd enn tidligere observert. Problemvekst synes derfor å ha vært uaktuelt i denne type lokalitet med de samme klimabetingelser som Dybingen, men forskjell i kalkpåvirkning. En gjennomgang av vannkjemien i Grøssfjellvatn viser imidlertid at kalkingen av innløpselva har hatt svært liten effekt på vannkvaliteten i selve innsjøen målt i utløpet (**Figur 7**). Dette kan derfor være noe av forklaringen på at krypsivveksten i de to innsjøene har vært tilnærmet lik.

Gjuvvatn

Denne innsjøen hadde problemvekst av krypsiv ved første gangs registrering i 1993. Veksten ble beskrevet som ekspansiv som for det meste besto av såter med 1-2m mellomrom på 1-2m dyp. Såtene hadde størst forgrening øverst, med opp til 1m lange årsskudd på de yngste såtene. De fleste såtene var nær overflaten og syntes å være 3-4 år gamle. Selv om såtene hadde nådd overflaten, var det ikke utviklet overflatematter. Skuddetasjene like under overflaten var brunhvite og tydelig redusert på grunn av ispåvirkning. Innsjøen ligger hele 361 m.o.h. og hadde sannsynligvis is vinteren i forkant. Da innsjøen ble valgt som eksperimentlokalitet i 1995 med kalktilsetning og krypsivvekst i potter, var krypsivbestandene fra 1993 i ferd med å gå i oppløsning og mye var helt nedvisnet. Bare flytende skudd nær overflaten hadde antydning til nye svært korte årsskudd. Denne tilstanden fortsatte i hele eksperimentperioden 1995-1998. Det ble ikke observert ny tilvekst av såter i denne perioden og restene av de gamle såtene ble gradvis redusert, men ikke helt borte. I 2003 ble det bare observert få rester av de gamle såtene som lå nede og virket helt inaktive uten årsskudd. På gruntområder ellers var det bare små rosettplanter og i noen tilfeller bare med små årsskudd. Tidsutviklingen i Gjuvvatn synes å være et klart eksempel på en innsjø hvor problemvekst uten dannelse av overflatematter har vært et forbigående fenomen. Den ekspansive krypsivveksten startet trolig etter første gangs kalking i 1987 og kuliminerte i 1992-93. Vannkvaliteten i denne perioden var noe variabel og var nede på tilnærmet samme nivå våren 1993 som før kalking. Etter kalking dette året har vannkvaliteten vært mer stabil (**Figur 11**) og ikke gitt grunnlag for ny problemvekst. Et interessant fenomen er imidlertid varigheten av tidligere problemvekst, dvs. hvor lenge kan krypsiv overleve i en tydelig inaktiv og nærmest

døende tilstand i en innsjø. Observasjonen i Gjuvvatn tyder på at de kan overleve i mange år og at eventuell nedbrytning går langsomt så lenge planene fortsatt har kontakt (feste) i sedimentet.

Heimre Fagervatn

Denne innsjøen ble første gang kalket i 1987 og hadde massiv problemvekst med overflatematter av krypsiv ved første gangs registrering i 1992. Der det var egnet substrat for plantevekst generelt, var det da store bestander av krypsiv i de fleste gruntområder i innsjøen og som en brem langs land på dyp ned til 3-4 m rundt hele sjøen. Utgangspunktet syntes å være såter som var frittstående men også mer sammenvokst. Plantene var relativt vissne under de frodige grønne mattene som lå i overflaten på 1-2m dyp, men hadde oftest lange røde årsskudd inn i mellom. Noen steder hadde mattene sunket litt ned og var vanddekket. En reundersøkelse i 1993 viste at såtene med krypsiv hadde holdt seg, men det ble ikke observert noen økning. Overflatemattene hadde grønne friske skudd og det var mye røde friske årsskudd i ytterkant av såtene på vei opp mot overflaten. I 1995 ble det observert betydelig tilbakegang av krypsiv ved at overflatemattene var anslagsvis redusert til halvparten samtidig med at de var blitt brune og vitaliteten var sterkt redusert. Det var bare få overflatematter med sammenfiltrede grønne overvannsskudd. På dette tidspunkt var også såtene blitt brune og bare de yngre såtene hadde tegn på revitalisering med årsskudd opp til 50-60 cm lange. De fleste eldre såtene hadde ikke friske årsskudd. I perioden 1996-1998 ble det bare gjort registreringer fra land i området som hadde hatt de største problemvekstbestander. Mengden planter i overflaten ble gradvis redusert, men ikke helt borte. Det var alltid litt å se i og nær overflaten, noe som indikerte at krypsiv fortsatt var til stede i betydelige mengder selv om det ikke syntes i overflaten. Vitaliteten på krypsivet ble ikke bedømt i denne perioden, men det som var i overflaten virket alltid gulbrunt og mer vissent enn friskt. I 2003 var det bare få såter med tilløp til sammenfiltrede overflatematter og det var store åpninger i krypsivbestandene der det tidligere var nesten sammenhengende såter. Såtene var preget av mye halvvisst materiale, men noen hadde tydelige årsskudd. Det var imidlertid ikke antydning til nye friske såter.

Tidsutvikling i Heimre Fagervatn viser et eksempel på en innsjø hvor framveksten av krypsiv var eksplosjonsartet etter første gangs kalking og at krypsivet har beholdt store deler av det arealet det okkuperte i ettertid. I perioden frem til de første registreringer og hvor nærmest alt tilgjengelig areal syntes kolonisert, var vannkvaliteten ustabil med mye reforsuring av en oppkalket vannmasse. Dette sammen med direkte kalking på sediment i littoralsonen har gitt de beste forhold for krypsivvekst. Vannkvaliteten har i ettertid også variert, men i noe mindre grad. Samtidig med noe endret kalkingsstrategi og færre episoder med kraftig reforsuring har forholdene ligget til rette for at krypsivet har kunnet fortsette å holde seg i live. Funn av årsskudd i 2003 i gamle bestander, viser at det fortsatt kan være perioder med gunstig vannkvalitet for god vekst.

Gautlandsvatn

Denne innsjøen ble første gang kalket i 1986 og hadde liksom for Heimre Fagervatn massiv problemvekst med overflatematter av krypsiv ved første gangs registrering i 1992. Den gang ble det observert store sammenhengende bestander med flekkvis til heldekkende flytematter over store arealer. Dybdegrensene for flytemattene var ca. 2m mens bestandene gikk ned til 4m. Vitaliteten i krypsivbestandene var meget varierende fra meget vitale såter med lange årsskudd til såter som var begynt å synke sammen og som dannet hager med lite vitale "døde" planter uten årsskudd. Det ble også observert store mengder drivmateriale av eldre krypsivbestander. Det ble også registrert en del rester av kalk på sedimentoverflaten inn i mellom såter og på planter i større bestander. Ved reundersøkelsen i 1993 var mange av såtene helt ned til 4m dyp helt døde og det var ofte kalklag på vegetasjonen. Det var fortsatt en del friske overflatematter. I de ytre såtene på dypere vann var det lite regenerering i form av friske årsskudd, mens på grunnere vann fantes både "døde" partier og meget frodige nye rosetter og såter. De nye såtene hadde årsskudd på opp til 80-100 cm. I 1995 ble det registrert store forandringer. Overflatemattene var helt borte og bare noen få såter nådde nesten i overflaten. Det meste av bestandene virket sterkt reduserte og nedvissnete uten årsskudd. Bare spredt inn i mellom ble det registrert røde friske årsskudd med lengder på bare 20-40 cm. I 2003 var det

dominans av nedliggende lite vitalt "dødt" krypsiv over store områder i dybdesonen 0,5 – 3 meter. Bare på grunt vann i enkelte bukter var det vitale krypsivplanter med årsskudd til overflaten.

Gautlandsvatn har noe færre observasjoner enn Heimre Fagervatn, men synes likevel å ha mange felles trekk. Gautlandsvatn er også et eksempel på en innsjø hvor framveksten av krypsiv var eksplosjonsartet etter første gangs kalking og at krypsivet har beholdt store deler av det arealet det okkuperte i ettertid. Perioden mellom første gangs kalking og de første krypsivregistreringer bar preg av ustabil vannkvalitet og episoder med kraftig reforsuring. Senere har vannkvaliteten fortsatt å være noe ustabil, men på andre nivåer med høyere pH-verdier og Ca-verdier over 4 mg/l. Dette var tilfelle da det ble registrert svært liten regenerering i krypsivet i 1995. I de senere år har vannkvaliteten blitt mer stabil på lavere pH og Ca-nivåer og kan være årsak til at man igjen fant noen såter med friske årsskudd i 2003. Imidlertid er det tilstedeværelsen av alt det gamle lite vitale krypsivet som det er viktig å fokusere på i denne innsjøen.

Selura

Den første omfattende kalkingen av Selura startet i 1985, mens de første undersøkelser omkring krypsiv ble utført i 1992. Tidsutvikling for krypsivvekst i Selura er omtalt i Brandrud og Johansen (1999) for perioden 1992-1997. Krypsivbestandene i Selura varierte betydelig på 1990-tallet. Omkring 1989-90 skjedde det en meget kraftig framvekst og tilgroing av krypsiv, som i perioden 1990-1993 dannet kraftige såter med overflatematter. Krypsivet hadde tidligere hatt en nokså beskjeden opptreden i Selura, men koloniserte nå hele dybdesonen 0,5-4 m med tette, høyvokste bestander. Grunnere enn ca. 2,5(-2) m nådde disse krypsivsåtene opp til overflaten, hvor de dannet sammenfiltrede, frodige overflatematter. På skrånende bredder dannet disse såtene med overflatematter gjerne en smal, mer eller mindre sammenhengende brem langs land, mens arten i større gruntområder som Svinevika, Lilledrange, og Nulandsvika ved Egenes dannet større sammenhengende, kompakte vegetasjonsområder. Tilgroingen stagnerte imidlertid raskt, og i 1994 forsvant overflatemattene de fleste steder i Selura. Den samme tidsutviklingen gjelder også for Eidsvika og Svinevika. Buktene hadde mer eller mindre sammenhengende krypsivbestander og mye overflatematter på våren 1992. Situasjonen var uforandret sommeren 1993, men det ble registrert lite ny tilvekst i bestandene og mye av plantematerialet i såtene virket lite vitalt. Mye av overflatemattene forsvant vinteren 1993-94, og de gjenværende undervannssåtene var i stor grad visne. Svært mye av det nedvisnete forsvant med is og bølger, slik at den opprinnelige vegetasjonen som hadde vært tildekket ble eksponert.

I Eidsvika har det fra 1994 vært lite krypsiv, og innerst i vika var planten nesten fraværende i 1997. Den opprinnelig dominerende vegetasjonen, særlig kortskuddsvegetasjon av botnegras (*Lobelia dortmanna*) og brasmegrasarter (*Isoetes* spp.) dekket minst like store arealer som krypsivet. I 2003 var situasjonen lite endret. Det ble registrert mest gammelt inaktivt "dødt" krypsivmateriale på bunnen uten årsskudd og bare på svært grunt vann var det friske planter mest i rosettstadium uten årsskudd.

I Svinevika var det langt mer krypsiv intakt i 1997 (Brandrud og Johansen 1999). Selvom overflatemattene var borte, dominerte planten med kortvokste bestander hele bunnarealet grunnere enn 3 m i utløpsområdet og på sørsiden av bukta. Enkelte bestander hadde årsskudd i overflaten. I 2003 ble det bare registrert små rosettplanter hvorav enkelte med årsskudd på grunt vann. Her var det lite rester av gamle bestander (stor forskjell fra Eidsvika) og i utløpsområdet som tidligere hadde kompakte krypsivbestander, var planten nesten borte.

I Nulandsvika var det også betydelige mengder krypsiv i 1997 og det var til dels friske bestander med årsskudd til overflaten. I dette området er det imidlertid gjort en god del inngrep i form av mudring og fjerning av krypsiv og anleggelse av skjellsandstrand og vannskibane. Det finnes ikke noen gode systematiske registreringer fra området i perioden 1998-2002, men lokale kilder mener å ha observert en gradvis nedgang i omfanget av krypsiv. En årsak kan være at dannelsen av overflatematter har avtatt sterkt i denne perioden slik at plantene ikke blir synlig i samme grad som tidligere. Registreringene i 2003 tyder på at det fortsatt er gode forhold for krypsivvekst i området, men at omfanget er klart

reduisert i forhold til perioden tidlig på 1990-tallet. Det er fortsatt krypsivbestander med årsskudd opp mot 60 cm i dette området og flere såter i overflaten uten at det blir dannet sammenhengende overflatematter. Det ble også registrert typiske rosettplanter på dypere vann (3-4 m) som ikke hadde antydning til årsskudd og såtedannelse, noe som var vanlig i området tidligere.

Tidsutvikling på de tre lokalitetene i Selura tyder på at det har skjedd endringer i forhold til krypsivvekst i denne innsjøen. Alle de tre lokalitetene har vært gjenstand for inngrep som veifyllinger (Eidsvika og Svinevika) og mudring, badeplass m.m. (Svinevika og Nulandsvika). Inngrepene er likevel slik at krypsiv kunne ha vokst som tidligere dersom ikke andre forhold hadde blitt endret. Det er derfor nærliggende å anta at endret kalkingsstrategi og med den mer stabile vannkvalitet generelt i Selura, har bidratt til å gjøre forholdene for krypsivvekst dårligere. Med mindre årsvekst og fravær av flere milde vintre på rad uten is, er det ikke lenger mulig at problemvekst med overflatematter kan oppstå i denne innsjøen.

5. Artsammensetning og biologisk mangfold

I forbindelse med undersøkelser av krypsiv er også annen vegetasjon registrert på de ulike lokaliteter. Spesielt i forbindelse med kalking er det interessant å se om artsammensetningen blir påvirket og om en oppnår økt forekomst av forsuringfølsomme arter. Bak i vedlegg er satt opp en oversikt over forekomst av vannvegetasjon på samtlige lokaliteter i 2003. Totalt ble det registrert 19 karplanter og 9 moser i innsjøene. Det ble registrert mellom 8 og 15 arter på hver lokalitet noe som indikerer normalt mangfold for kalkfattige innsjøer i denne landsdelen. En sammenligning med artsregistreringene gjort i perioden 1992-94 viser at kun 3 lokaliteter har fått redusert artsantall med en til to arter. 4 lokaliteter har samme artsantall, mens hele 22 lokaliteter ble registrert med en økning i antall arter fra 1-8.

Tabell 10 gir en oversikt over hvilke arter som har gått frem og hvilke som er gått tilbake mhp. forekomst, antall nyregistreringer av arten og antall ikke gjenfunn av arten. Her er også sortert på de 3 innsjøkategoriene referansesjøer, innsjøer påvirket av kalking oppstrøms og direkte kalkede innsjøer. Blant referansesjøene var det bare mindre endringer. Det ble gjort 3 nyregistreringer av svakt forsuringfølsomme arter som *Myriophyllum alterniflorum*, *Utricularia vulgaris* og *Fontinalis dalecarlica*, samt ferskvannsvampen *Spongilla sp.*. Dette er interessant da en i dette området tidligere bare har sett nyetablering av disse i forbindelse med kalking. At disse nå dukker opp uten kalkpåvirkning kan understøtte den naturlige bedring i vannkvaliteten man har klart å måle de senere år. Parallelt med disse nyregistreringer er det en redusert forekomst av torvmosen *Sphagnum auriculatum* flere steder både i referansesjøene og de kalkpåvirkede. Denne er tidligere først og fremst funnet på sure lokaliteter både i innsjøer og stilleflytende elver (Lindstrøm m.fl. 2004).

For innsjøene påvirket av kalking oppstrøms og som dermed ikke er kalket direkte, ble det registrert bare mindre endringer utover noen få nyetableringer av svakt forsuringfølsomme arter (**Tabell 10**). I tillegg til de nevnte artene tusenblad og storblærerot blant referansesjøene, ble det funnet sylblad (*Subularia aquatica*), småvasshår (*Callitriche palustris*) og kjølelvemose (*Fontinalis antipyretica*). Disse funn er mer i tråd med forventninger etter kalking. Blant de kalkede innsjøene som er representert med et betydelig større antall lokaliteter, ble det også registrert andre endringer i tillegg til økt forekomst av svakt forsuringfølsomme arter. *Callitriche hamulata*, *Potamogeton natans*, *P. polygonifolius* og rødmesigdmose (*Blindia acuta*) ble registrert som nye arter på flere lokaliteter i tillegg til tusenblad og storblærerot. På to lokaliteter ble det også registrert en økning av tusenblad. Dette er et forventet resultat av kalkingen, men kan også henge sammen med generell bedring av vannkvalitet og konkurranse om plass. I 7 av lokalitetene er krypsiv gått tilbake. Dette kan ha åpnet for andre arter å komme til. Bl.a. kan økningen i kortskuddsvegetasjon med arter som brasmegras, tjønngras og botnegras ha tjent på tilbakegangen av krypsiv. Flere steder har enger med

kortskuddsvegetasjon nærmest blitt borte etter at krypsiv har ekspandert etter kalking (Brandrud 2000). Denne prosessen kan dermed se ut til å reversere enkelte steder.

Tabell 10. Samlet oversikt over arter av vannvegetasjon funnet på 29 lokaliteter i 22 innsjøer i 1992-94 og i antall lokaliteter hver art ble registrert med økt forekomst (økning) og redusert forekomst (nedgang) i forhold til 1-5 skalaen, samt registrert som ny og ikke registrert på nytt i 2003. Arter merket med * antas å være svakt forsuringfølsomme. Lokalitetene er sortert på referansesjøer (uten kalkpåvirkning), innsjøer påvirket av kalking oppstrøms i vassdraget og direkte kalkede innsjøer.

| | Referansesjøer (5) | | | | Sjøer nedstrøms kalking (4) | | | | Kalkede sjøer (15) | | | |
|--|--------------------|---------|---------------|-----------------|-----------------------------|---------|---------------|-----------------|--------------------|---------|---------------|-----------------|
| | økning | nedgang | ny registrert | ikke registrert | økning | nedgang | ny registrert | ikke registrert | økning | nedgang | ny registrert | ikke registrert |
| KORTSKUDDSPANTER | | | | | | | | | | | | |
| mykt brasmegras <i>Isoetes echinospora</i> | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 1 | 2 | 3 |
| stivt brasmegras <i>Isoetes lacustris</i> | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | 1 |
| tjønngress <i>Littorella uniflora</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 | 2 | 1 | 0 |
| botnegress <i>Lobelia dortmanna</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 2 | 0 | 0 |
| evjesoleie <i>Ranunculus reptans</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| sylblad <i>Subularia aquatica*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| LANGSKUDDSPANTER | | | | | | | | | | | | |
| klovasshår <i>Callitriche hamulata*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 |
| småvasshår <i>Callitriche palustris*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| krypsiv <i>Juncus bulbosus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 |
| tusenblad <i>Myriophyllum alterniflorum*</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 4 | 2 |
| gyttjebærerot <i>Utricularia intermedia</i> | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 | 6 | 1 |
| småblærerot <i>Utricularia minor</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 8 | 3 |
| vrangblærerot <i>Utricularia ochroleuca</i> | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 1 | 5 | 0 |
| storbærerot <i>Utricularia vulgaris*</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| FLYTEBLADSPANTER | | | | | | | | | | | | |
| flôtgrass <i>Sparganium angustifolium</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 |
| vanlig tjønnaaks <i>Potamogeton natans*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 |
| kysttjønnaaks <i>Potamogeton polygonifolius*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 |
| gul nøkkerose <i>Nuphar lutea</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 | 0 |
| hvit nøkkerose <i>Nymphaea alba</i> coll. | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 1 |
| VANNMOSER | | | | | | | | | | | | |
| rødmesigdmose <i>Blindia acuta*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| vrangklomose <i>Drepanocladus exannulatus*</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 |
| kjølelvemose <i>Fontinalis antipyretica*</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| duskelvemose <i>Fontinalis dalecarlica*</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| mattehutre <i>Marsipella emarginata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| elvetrappemose <i>Nardia compressa</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| buttgråmose <i>Rhacomitrium aciculare</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| bekketvebladmose <i>Scapania undulata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 |
| horntorvmose <i>Sphagnum auriculatum</i> | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 5 | 0 | 5 |
| FERSKVANNSVAMP | | | | | | | | | | | | |
| <i>Spongilla</i> sp. | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 |

6. Diskusjon

Reundersøkelsen av innsjøene i Lyngdal-Flekkefjord-Sokndal området viste at problemvekst av krypsiv med dannelse av friske overflatematter ikke var like fremtredende i 2003 som på begynnelsen av 90-tallet. Tvert imot var dette et sjeldent fenomen. Videre ble det ikke observert noen økning i forekomst av krypsiv i noen av innsjøene som tidligere hadde store problemvekstbestander. I de fleste tilfeller ble det registrert noe mindre krypsiv og for enkelte lokaliteter en betydelig tilbakegang. Observasjonene i 2003 kan derfor i første omgang understøtte hypotesen om at kraftig krypsivvekst var et forbigående fenomen i disse innsjøene. Med kraftig krypsivvekst menes da dannelse av nye friske bestander med lange årsskudd og som fortsetter veksten på samme måte flere påfølgende år.

Likevel ble det funnet betydelige mengder krypsiv i enkelte innsjøer. Bestandene kunne variere svært i utseende og vitalitet fra inaktive bestander med vissent og nærmest "døende" utseende, til 2-3 år gamle vitale såter med friske årsskudd. Enkelte steder var det stor dominans av de inaktive bestandene som delvis kunne ligge som tepper på bunnen og delvis stå oppreist i vannsøylen til overflaten. Disse observasjonene fører raskt til spørsmål om plantens livssyklus og hvor seiglivet denne planten egentlig er.

Krypsivet er i utgangspunktet en flerårig plante og normal vekstform i innsjøer er rosettplanter som står flere år på samme sted uten å danne årsskudd, men vedlikeholder rosetten med fornyelse av rosettblader. Årsskudd dannes når planten skal formere seg ved hjelp av blomstring og frødannelse som må skje over vann. Følgelig er det naturlig at bare planter på grunt vann <0,5 m dyp vil velge en slik strategi fremfor formering ved krypende utløpere. Problemvekst av krypsiv har oppstått som følge av at rosettplanter av krypsiv som har stått dypere enn 0,5 m, har begynt å danne mange årsskudd. Påfølgende år er det blitt dannet nye årsskudd på fjorårets årsskudd som igjen har vært basis for dannelsen av neste generasjons årsskudd det tredje året osv.. Med en lengdevekst i årsskuddene på 80-100 cm og det faktum at hvert årsskudd kan gi opphav til 5-8 nye årsskudd neste sesong, har det vært mulighet for dannelse av kompakte såter fra dyp helt ned til 3-4 m. Denne prosessen har vært kjent siden begynnelsen av 90-tallet og er godt beskrevet og illustrert i Brandrud (2000). Etter at en tett skog av årsskudd har nådd overflaten, har de dannet små flyterosetter og blomster som har kunnet danne en sammenfiltret flytende matte. Disse mattene har kunnet bli mer eller mindre kompakte og har vist seg å kunne overleve lenge (overvintre) i overflaten under gunstige klimatiske forhold.

Det finnes ingen undersøkelser som i detalj har studert vinteroverlevelse av krypsiv i innsjøer. Erfaringer bygger i stor grad på feltobservasjoner sommer/høst og påfølgende vår eller sommer/høst. Noe erfaring finnes også fra innfrysningsforsøk i elver i forbindelse med tiltak. Ut fra dette har en funnet at planten tåler lite frost og at overlevelse av overflatematter er knyttet til vintre uten eller med svært lite is. Hvordan planten ellers overlever under normale vinterforhold på Sørlandet med is på innsjøene er usikkert. Alternativene er her om de står opprett i vannsøylen eller om de legger seg ned på bunnen eller om det er en mellomting mellom disse tilstander. Legger plantene seg ned er det også spørsmål om hvor raskt de eventuelt reiser seg igjen på våren og fortsetter veksten.

Det er også et interessant spørsmål hvor gamle krypsivbestandene kan bli i de tilfeller hvor årsskudd er dannet og en har fått komplekse såter med forgrenede skuddsystemer. På begynnelsen av 90-tallet var det helt klart at mange av problemvekstbestandene var 3-5 år gamle og bar fortsatt preg av å være vitale og vesentlig besto av levende plantemateriale (Brandrud 2000). Samtidig ble det i perioden 1993-95 observert tilsynelatende nedvisnede inaktive bestander både på bunnen og i overflaten på noen innsjøer. Det ble også registrert at mye av de gamle bestandene som så vissne ut etter hvert forsvant pga is og bølger, og at opprinnelig kortskuddsvegetasjon som for eksempel enger med botnegras (*Lobelia dortmanna*), kom fram igjen. I 2003 ble det registrert mye gamle bestander både liggende på bunnen og som oppreiste såter i vannsøylen. I noen innsjøer var det også gammelt lite

vitalt krypsivmateriale i overflaten. Hvor gamle disse bestandene var, er vanskelig å si. Tar en utgangspunkt i at årsskuddsystemer av krypsiv blir maks 5 år gamle før de visner bort, betyr det at det må ha vært en lengere periode i årene 1998-2002 som har hatt gode vekstvilkår og skapt mye av materialet observert sommeren 2003. Blir plantene ennå eldre kan det være at materiale fra den verste problemvekstperioden fortsatt kan ligge igjen i noen av innsjøene. Tidsutvikling i Heimre Fagervatn og Gautlandvatn kan støtte opp om dette fenomenet. Er det siste tilfelle, viser dette at planten er utrolig seiglivet og nærmest kan ligge i dvale på sparebluss i årevis i påvente av nye perioder med gunstigere vekstbetingelser.

Livssyklus for krypsiv vil trolig variere noe fra innsjø til innsjø og spesielt muligheten for større krypsivbestander utviklet under spesielt gunstige vekstbetingelser, til å overleve i årevis, vil være forskjellig langs en klimagradiant med høyde over havet og nedbørforhold. Innsjøenes beliggenhet i forhold til vindeksponering (bølgeerosjon) og teoretisk oppholdstid vil direkte påvirke mulige nedbrytningsprosesser i forhold til krypsivet. For de innsjøer hvor krypsiv har hatt vekstbetingelser som har forårsaket problemvekst og som senere har fått endrete betingelser hvor krypsivet kan overleve uten å vokse videre, må det vurderes tiltak i form av mekanisk fjerning som erstatning for naturlig nedbrytning.

7. Litteratur

Brandrud, T.E. 2000.

Effekter av forsuring og kalking på makrovegetasjon i vann. En kunnskapsstatus.- Utredning for DN 2000-6, 48+15 sider.

Brandrud, T.E., Johansen, S.W. 1999.

Ny trase E39 over Selura ved Flekkefjord. Effekter på vannvegetasjon og tilgroing. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport lnr. 4050.

DN 2003.

Kalking i vann og vassdrag. Effektkontroll av større prosjekter i 2003. – DN-notat 2004-2.

Enge, E. og Lura, H. 2003.

Forsuringsstatus i Rogaland 2002. – AMBIO miljørådgivning rapport, 10014-1, 43 sider.

Hindar, A., Johansen, S.W., Andersen, T. og Saloranta, T. 2003.

Faktorer som påvirker problemvekst av krypsiv i Sør-Norge; datagjennomgang, analyser og forslag til videre studier. – NIVA-rapport LNR 4688-2003, 35 sider.

Lindstrøm, E.-A., Brettum, P., Johansen, S.W. og Mjelde, M. 2004.

Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forsuring. Effekter av kalking. – NIVA-rapport LNR 4821-2004, 133 sider.

Lucassen, ECHET. (Nijmegen), Oonk, M.M.A. (Nijmegen), Roelofs, J.G.M. (Nijmegen), Brandrud, T.E. 1996. The effect of acidification, liming and reacidification on water quality, sediment characteristics and macrophyte development of SE and SW Norwegian soft-water lakes. Rapport utgitt i samarbeid mellom Katholieke Universiteit Nijmegen og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) 1996. NIVA-særtrykk S-2190

SFT 2003.

Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2002. – SFT-rapport 886/2003, TA-1985/2003.

Vedlegg A.

Forekomst av vannvegetasjon (karplanter og moser) på 31 lokaliteter fordelt på 24 innsjøer i perioden 14-17. august 2003. Artenes forekomst er angitt som 1: sjelden (< 5 forekomster), 2: spredt, 3: vanlig, 4: lokalt dominerende, 5: dominerende på store deler av lokaliteten. Svakt forsuringsfølsomme arter er markert med *.

| lokalitetnr: | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | 26 | 27 | 28 | 29 | 30 | 31 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|---|---|--|
| KORTSKUDDSPLANTER | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| mykt brasmegras <i>Isoetes echinospora</i> | 2 | 2 | 4 | 3 | 4 | 2 | 3 | | | | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | | 2 | | | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | |
| stivt brasmegras <i>Isoetes lacustris</i> | 5 | 5 | 3 | 5 | | | 5 | 4 | 2 | | 2 | 2 | 2 | 4 | 3 | 4 | 1 | 1 | 4 | 2 | 5 | 4 | 5 | 4 | 4 | 4 | 5 | 5 | 4 | 4 | 1 | | | |
| tjønngras <i>Littorella uniflora</i> | 2 | 3 | 3 | 1 | 2 | 2 | 2 | 3 | 3 | 2 | | | | 3 | | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 4 | 2 | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | | 3 | | | |
| botnegras <i>Lobelia dortmanna</i> | 5 | 5 | 4 | 5 | 2 | 1 | 4 | 4 | 3 | 1 | 3 | 4 | 3 | 4 | 2 | 4 | 4 | 4 | 4 | 5 | 5 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 4 | 5 | 4 | 4 | | |
| evjesoleie <i>Ranunculus reptans</i> | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| syblad <i>Subularia aquatica*</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | | | 2 | | | | | | | |
| LANGSKUDDSPLANTER | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| klovasshår <i>Callitriche hamulata*</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| småvasshår <i>Callitriche palustris*</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | |
| krypsiv <i>Juncus bulbosus</i> | 3 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 4 | 3 | 2 | 5 | 5 | 4 | 5 | 2 | 5 | 5 | 5 | 4 | 2 | 2 | 2 | 2 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 2 | 4 | 5 | 5 | | |
| tusenblad <i>Myriophyllum alterniflorum*</i> | | | | | | | | 2 | 2 | 2 | | | | 2 | | | | | | | 3 | 2 | 2 | | | | 2 | | 2 | 2 | 5 | | | |
| gyttjebærerot <i>Utricularia intermedia</i> | | | | | | | | | | | 2 | 2 | 2 | | | 3 | 3 | 3 | 2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | | |
| småblærerot <i>Utricularia minor</i> | | | | | | | | | | | 2 | 1 | 1 | 2 | | 2 | | | | | 1 | | | 1 | | 1 | | | 2 | 2 | 2 | | | |
| vrangblærerot <i>Utricularia ochroleuca</i> | 3 | 3 | 2 | 1 | | | 2 | 2 | | | 3 | 3 | 3 | 3 | | 3 | 4 | | | 2 | 1 | | 4 | 2 | 3 | 3 | 1 | | 2 | 2 | 2 | | | |
| storblærerot <i>Utricularia vulgaris*</i> | | | 3 | 2 | | | 1 | 1 | | 1 | | | | 3 | | | | | | | 1 | 2 | | | | | 2 | | 2 | 3 | 2 | | | |
| FLYTEBLADSPLANTER | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| flôtgras <i>Sparganium angustifolium</i> | 2 | 1 | 3 | 2 | | 1 | 2 | | | | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | 2 | | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | | |
| vanlig tjønnskaks <i>Potamogeton natans*</i> | | | 2 | | | | | | | | | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | 2 | | |
| kysttjønnskaks <i>Potamogeton polygonifolius*</i> | | | | | | | | | | 1 | 1 | | | | | | | 2 | 2 | | | 1 | | | | | | | 2 | 2 | | | | |
| gul nøkkerose <i>Nuphar lutea</i> | 2 | 1 | 5 | 3 | 2 | 1 | 1 | 2 | 2 | | 2 | 1 | 2 | 3 | 2 | 3 | 5 | 3 | | | 1 | | | | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 3 | 2 | | | |
| hvit nøkkerose <i>Nymphaea alba coll.</i> | | | 2 | | | | | 2 | | 1 | 1 | | | 2 | | | | 2 | 2 | | | | | | | | | | 2 | 2 | 1 | | | |
| VANNMOSER | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| rødmesigdmose <i>Blindia acuta*</i> | | | | | | | | | | | | | | | 2 | 2 | | | 3 | | | | | | 2 | 2 | | | | | | | | |
| vrangklomose <i>Drepanocladus exannulatus*</i> | | | 1 | | | | | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| kjølelvemose <i>Fontinalis antipyretica*</i> | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | 1 | 2 | | | | | | | | | | | |
| duskelvemose <i>Fontinalis dalecarlica*</i> | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| mattehutre <i>Marsupella emarginata</i> | | | | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| elvetrappemose <i>Nardia compressa</i> | | | | | | | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | | |
| buttgråmose <i>Rhacomitrium aciculare</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | 1 | | 1 | | | | | | | | | |
| bekketvebladmose <i>Scapania undulata</i> | | | | | | | | | | | | | | | 2 | 2 | 2 | | 2 | | | | | | 3 | 2 | 2 | | | | | | | |
| horntormose <i>Sphagnum auriculatum</i> | | | 3 | | 2 | 2 | 3 | | 1 | | 2 | 2 | | | | | | 2 | 1 | 4 | | 3 | 5 | 3 | | 3 | 1 | 4 | 2 | 2 | | | | |
| FERSKVANNSVAMP | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Spongilla sp. | | | 2 | 1 | | | | | 1 | | | | | 1 | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |