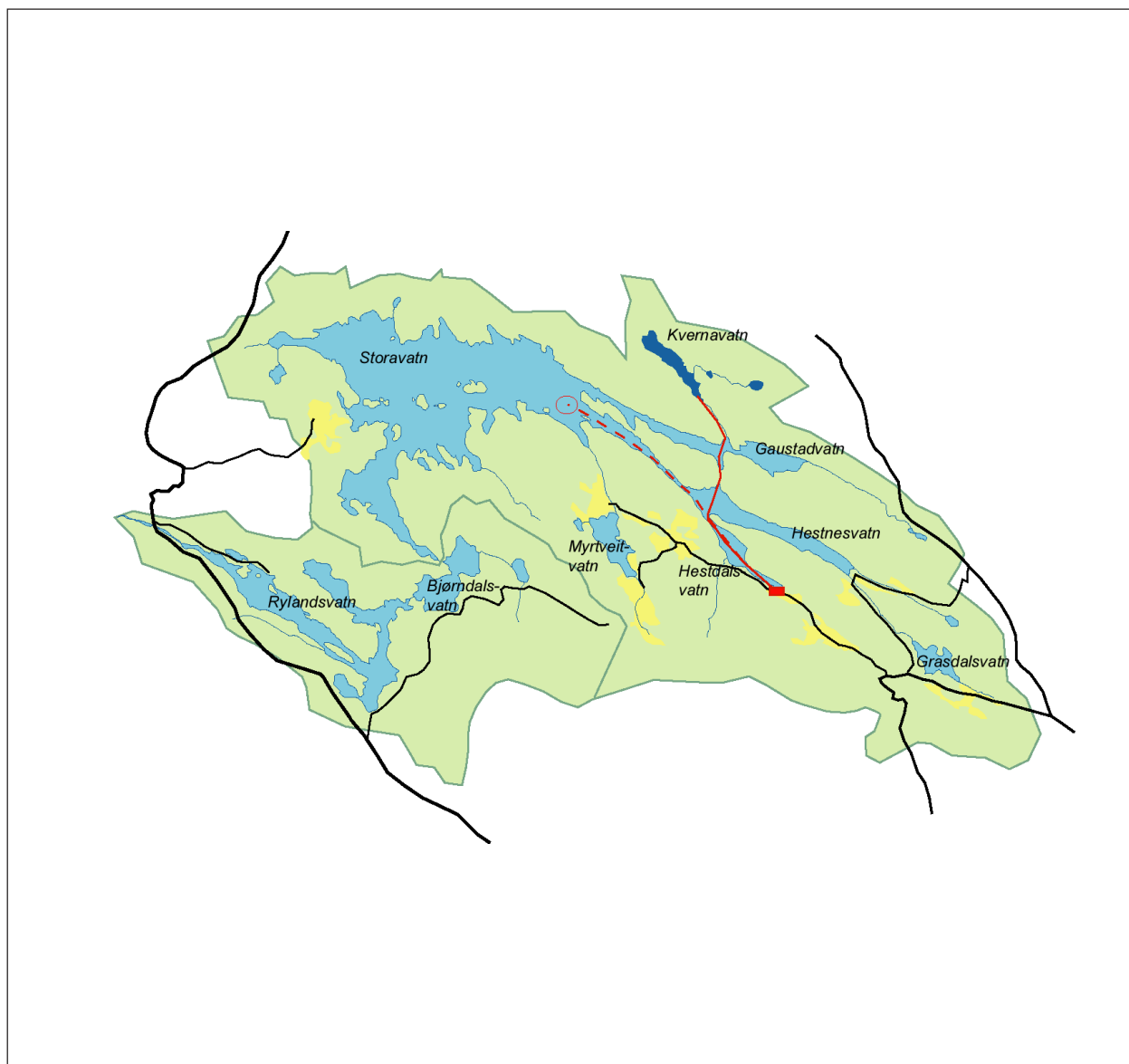




RAPPORT LNR 4708-2003

Storavatnet i Meland

Vannkvalitet i forhold til
kommunal drikkevannsforsyning



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 Storavatnet i Meland. Vannkvalitet i forhold til kommunal drikkevannsforsyning	Løpenr. (for bestilling) 4708-2003	Dato 30. juni 2003
	Prosjektnr. Undernr. O-20043	Sider Pris 25
Forfatter(e) Hobæk, Anders	Fagområde Rådgivning	Distribusjon
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Meland kommune, Avdeling for tekniske tjenester	Oppdragsreferanse Jens Bjordal
---------------------------------------------------------------------	-----------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten beskriver resultatene fra undersøkelser i Storavatnet, Meland kommune i 2001. Formålet var å karakterisere vannkvaliteten i to av innsjøens bassenger med tanke på bruk i kommunens drikkevannsforsyning. Drikkevannsinntak kan legges i innsjøens hovedbasseng eller i Gaustadvatn, som er et sidebasseng adskilt fra hovedbassenget med to grunne terskler. Vannkvaliteten i begge bassengene var god. Det ble ikke påvist problemer knyttet til eutrofiering eller oksygenvinn, men oksygenmengden i Gaustadvatnets dypvann sank raskere under sommerstagnasjonen enn i hovedbassenget. I forhold til drikkevannsforskriftens krav var vannkvaliteten litt for sur. I hovedbassenget forekom fargetall litt over 20 mg Pt/L, mens dette ikke var tilfellet i Gaustadvatnet. I hovedbassenget ble det målt økte konsentrasjoner av jern under høstomrøringen, men forskriftens grense var langt fra overskredet. Måling av tungmetaller viste svært lave konsentrasjoner.</p> <p>Bakteriologiske målinger viste at dypvannet var godt skjermet mot forurensning under stagnasjonsperiodene, men indikatorbakterier for spredning av fekal forurensning ble påvist også i dypvannet under høstomrøringen. Generelt var mengden indikatorbakterier likevel meget lav. Gaustadvatnet synes å være noe mindre eksponert for tilførsler av fekal forurensning enn hovedbassenget, men forskjellen i bakteriemengder var ikke stor. Begge alternative inntakssteder gir et godt utgangspunkt for drikkevann. Gaustadvatnet hadde litt bedre vannkvalitet, men hovedbassenget har fordelen av et langt større dypvannsvolum og noe bedre oksygenforhold.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Innsjøundersøkelse Drikkevannskilde Hygiene Vannkjemi 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Lake characterization Drinking water supply source Hygiene Water chemistry
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Torbjørn M. Johnsen
Prosjektleder

Anne Lyche Solheim
Forskningsleder

Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

ISBN 82-577-4376-3

Storavatnet i Meland

Vannkvalitet i forhold til kommunal
drikkevannsforsyning

Forord

Storavatnet i Meland er aktuell vannkilde for supplerende drikkevannsforsyning i kommunen. Innsjøens hovedbasseng ble undersøkt i 2000 i forbindelse med en resipientovervåking av kommunens vassdrags- og sjøresipienter gjennomført av NIVA. Foreliggende rapport beskriver resultatene av en oppfølgende undersøkelse av Storavatnet i 2001 rettet mot å karakterisere innsjøens vannkvalitet i forhold til drikkevannsforskriftens krav, og for å gi grunnlagsmateriale for vurdering av aktuell vannbehandling. NIVAs prosjektleder for hele prosjektet i Meland har vært Torbjørn M. Johnsen, mens Anders Hobæk har vært ansvarlig for de oppfølgende undersøkelsene i Storavatn.

Prosjektet er gjennomført i samarbeid mellom Meland kommune og NIVAs Vestlandsavdeling. Jo. Træland og Jens Dahl har deltatt ved befaringer og innsamling av prøver. Næringsmiddeltilsynet for Nordhordland og Gulen har stått for bakteriologiske analyser. Alle takkes for godt samarbeid.

Bergen, juni 2003

Torbjørn M. Johnsen og Anders Hobæk

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Innledning	7
2. Områdebeskrivelse	8
3. Materiale og metoder	10
4. Resultater	13
4.1 Hovedbassenget	13
4.1.1 Tidligere data	13
4.1.2 Hydrografi 2001	13
4.1.3 Bakteriologi 2001	14
4.1.4 Vannkjemi 2001	15
4.2 Gaustadvatn	18
4.2.1 Data fra 1994	18
4.2.2 Hydrografi 2001	18
4.2.3 Bakteriologi 2001	19
4.2.4 Vannkjemi 2001	20
5. Diskusjon	21
6. Konklusjoner	23
7. Henvisninger	24
Vedlegg A. Målinger i Gaustadvatn 1994	25

Sammendrag

Rapporten beskriver resultatene fra undersøkelser i Storavatnet, Meland kommune i 2001. Formålet var å karakterisere vannkvaliteten i to av innsjøens bassenger med tanke på bruk i kommunens drikkevannsforsyning. Drikkevannsinntak kan legges i innsjøens hovedbasseng eller i Gaustadvatn, som er et sidebasseng adskilt fra hovedbassenget med to grunne terskler. Vannkvaliteten i begge bassengene var god. Det ble ikke påvist problemer knyttet til eutrofiering eller oksygenvinn, men oksygenmengden i Gaustadvatnets dypvann sank raskere under sommerstagnasjonen enn i hovedbassenget. I forhold til drikkevannsforskriftens krav var vannkvaliteten litt for sur og tilsier behov for alkalisering i vannverket. I hovedbassenget forekom fargetall litt over 20 mg Pt/L, mens dette ikke var tilfellet i Gaustadvatnet. I hovedbassenget ble det målt økte konsentrasjoner av jern under høstomrøringen, men forskriftens grense var langt fra overskredet. Måling av tungmetaller viste svært lave konsentrasjoner.

Bakteriologiske målinger viste at dypvannet var godt skjermet mot forurensning under stagnasjonsperiodene, men indikatorbakterier for spredning av fekal forurensning ble påvist også i dypvannet under høstomrøringen. Generelt var mengden indikatorbakterier likevel meget lav. Gaustadvatnet synes å være noe mindre eksponert for tilførsler av fekal forurensning enn hovedbassenget, men forskjellen i bakteriemengder var ikke stor. Begge alternative inntakssteder gir et godt utgangspunkt for drikkevann. Gaustadvatnet hadde litt bedre vannkvalitet, men hovedbassenget har fordelen av et langt større dypvannsvolum og noe bedre oksygenforhold.

Summary

Title: Lake Storavatn, Meland municipality. Water quality in relation to municipal drinking water supply.

Year: 2003

Author: Hobæk, Anders

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4376-3

In 2001, a water quality survey was conducted i Lake Storavatn in Meland municipality, Hordaland county, with the object of evaluating water quality in relation to the lake's possible utilization as a drikning water supply. Water intakes may be placed either in the lake's large main basin, or in the side basin Gaustadvatn which is isolated by two shallow sills from the main basin. Both basins had a good water quality. No problems could be detected related to eutrophication or oxygen depletion, although the oxygen saturation in the hypolimnion of Gaustadvatn declined faster during summer stagnation than in the main basin. In relation to drinking water regulations, pH values were too low, suggesting a need for alkalisatation . In the main basin, water colour sometimes exceeded the limit of 20 mg Pt/L, which was never the case in the side basin Gaustadvatn. An elevated level of iron was observed in the main basin during fall turnover, although the drinking water regulation limit was not approcahed at any time. Heavy metals occurred only at very low levels, far below drinking water regulation limits.

Measurements of bacteriological parameters indicated that hypolimnic waters were well protected from pollution during stagnation periods, but bacteria indicative of faecal pollution were detected in deeper waters during fall turnover. In general, the number of indicator bacteria was very low. The side basin Gaustadvatn appears to be somewhat less exposed to faecal pollution than the main basin, but this difference between the two basins was slight. Both basins seem to be good candidates for intake sites for the drinking water supply. Water quality was slightly better in the side basin Gaustadvatn, while the main basin has the advantage of a much larger hypolimnetic volume and somewhat better oxygen conditions.

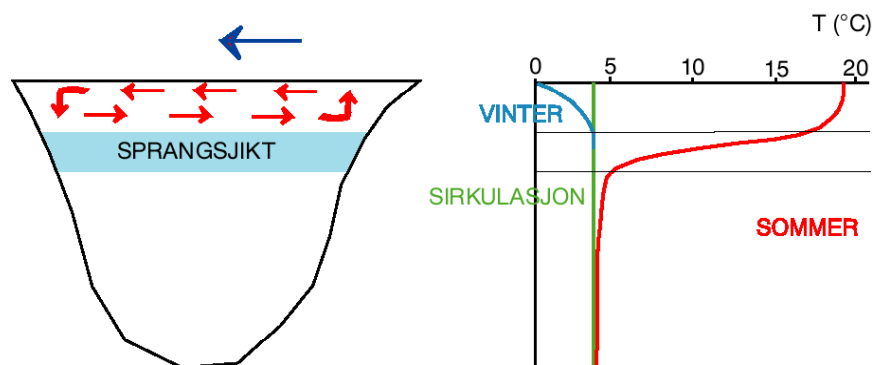
1. Innledning

Meland kommune, avdeling for tekniske tjenester, planlegger å supplere sin nåværende vannkilde Kvernvatn, som forsyner rundt 3000 personer. NIVAs Vestlandsavdeling gjennomførte i 2000 et overvåkingsprogram i sjø- og vassdragsresipienter i Meland kommune (Johnsen m.fl. 2002). En av innsjøene som var med i vassdragsovervåkingen er Storavatn i Rylandsvassdraget. Under arbeidet med resipientundersøkelsene kom forslaget om å benytte Storavatnets hovedbasseng som supplerende vannkilde opp. Resultatene fra 2000 indikerte at innsjøens er relativt lite påvirket av menneskelig aktivitet, og med sin størrelse (ca. 3 km²) og dyp (rundt 50 m) vil den kunne utgjøre en stabil og pålitelig drikkevannskilde som supplement til nåværende vannkilde (Kvernvatnet, areal ca. 0,08 km²), som også ligger i Storavatnets nedbørfelt. NIVA ble derfor engasjert for å gjøre en innledende undersøkelse og vurdering av Storavatnets hovedbasseng som vannkilde.

Drikkevannsforskriften krever to uavhengige hygieniske barrierer i vannforsyningen. For store og dype innsjøer kan nedbørfeltet og innsjøen selv utgjøre den ene av disse barrierene, ved at inntaket legges forholdsvis dypt. Da vil innsjøens temperatursjiktning hindre at forurensning når fram til inntaket (Figur 1). Dersom denne egenskapen ved innsjøen aksepteres som en hygienisk barriere kan dette gi grunnlag for enklere vannbehandling og reduserte kostnader. Som oftest krever dette at det legges begrensninger på aktivitet i nedbørfeltet til vannkilden (klausulering).

Utredningen tok opprinnelig sikte på å fremskaffe grunnlagsdata for å vurdere om Storavatnet tilfredsstiller de krav som etter drikkevannsforskriften må stilles for at innsjøen selv kan utgjøre en effektiv hygienisk barriere. Det har imidlertid senere blitt klart at klausulering av nedbørfeltet er vanskelig gjennomførbart av politiske grunner. Det er likevel fortsatt aktuelt å benytte Storavatn som en supplerende vannkilde til Kvernvatnet, selv om dette medfører mer omfattende vannbehandling. I kommunens arealplan er Gaustadvatn (en annen gren av Storavatnet) allerede avsatt for fremtidig vannforsyning. Dette bassenget har dypområder mellom 25 og 30 m dyp, mens hovedbassenget ved Gripem er omtrent 50 m dypt. Da denne undersøkelsen startet opp var fokus på hovedbassenget, men etter et politisk vedtak ble det også igangsatt supplerende prøvetaking i Gaustadvatn for å vurdere begge alternativene.

Å legge vanninntak i hovedbassenget vil være en teknisk og økonomisk enklere og billigere løsning enn å benytte Gaustadvatnet. Denne innledende undersøkelsen var imidlertid avgrenset til å vurdere vannkvalitet og hygieniske forhold i de to bassengene, og tar ikke hensyn til dette aspektet.

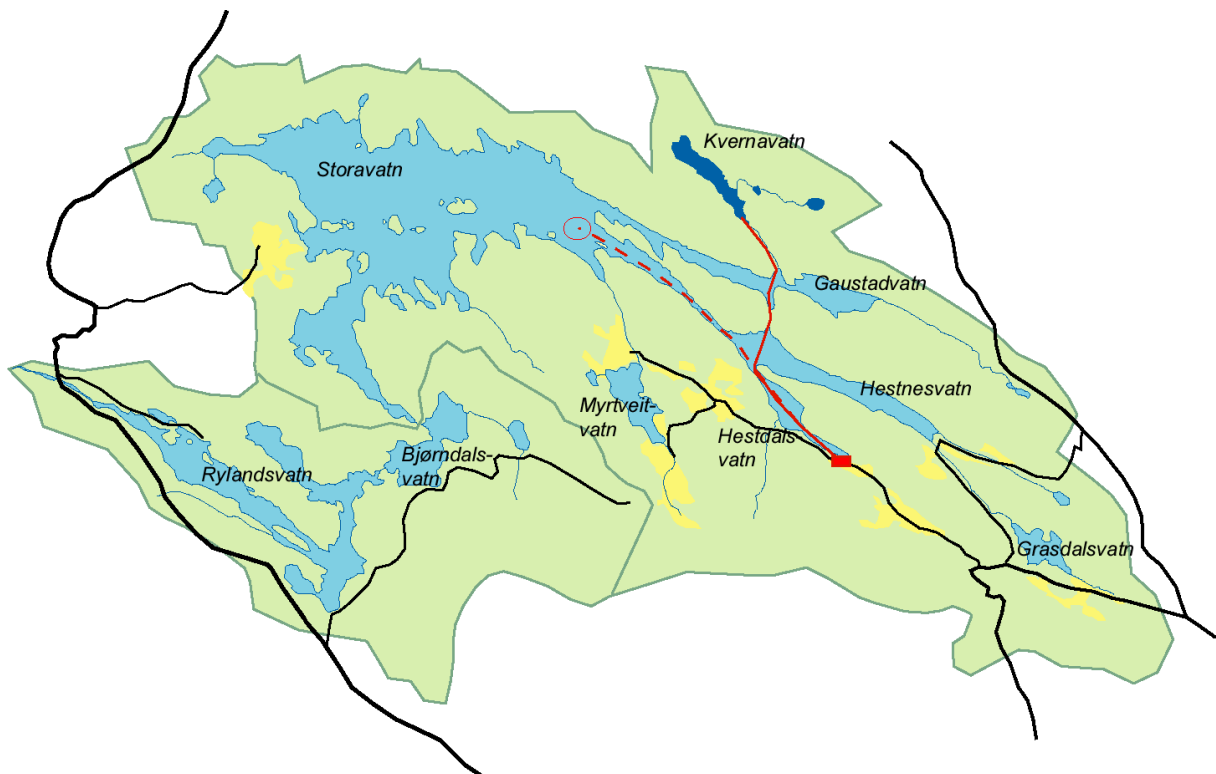


Figur 1. Skjematisk fremstilling av sprangsjiktet i en innsjø. Vann er tyngst ved 4°C, og hvis overflatevannet er kaldere (vinter) eller varmere (sommer) enn dette, vil omrøring av vannmassene ikke omfatte dypvannet under sprangsjiktet. Ved vindpåvirkning sirkulerer da bare det øvre vannsjiktet (epilimnion), og sprangsjiktet beskytter de dypere vannlagene mot tilførsel av forurensning. Partikler tyngre enn vann vil imidlertid synke gjennom sprangsjiktet.

2. Områdebeskrivelse

Rylandsvassdraget (NVEs vassdragsnummer 059.2Z) er det største nedbørfeltet på Holsnøy, og har et areal på 25,1 km² (Figur 2). Hvis vi antar en middelavrenning i feltet på 50 l/s/km² (NVE 1987) blir normalavrenningen for vassdraget 39,6 mill. m³·år⁻¹. Nedbørfeltet har sparsom bosetting, og det meste av arealet er utmark med furu- og blandingsskog. I feltets yttergrenser mot fjellpartier som Eldsfjellet, Øyjordsfjellet og Gaustadfjellet dominerer heivegetasjon uten skog. Landbruk (vesentlig grasdyrking og noe gjødslet beite) finnes spredt, f. eks. ved Grasdalsvatn og Myrtveitvatn, men i hovedsak er feltet lite påvirket. Tettest bebyggelse finner vi ved utløpsområdet ved Rossland. Det finnes også enkelte hytter i området. Det er ingen offentlig kloakk i dette nedbørfeltet. Nedbørfeltet har en forholdsvis stor andel innsjøareal. Størst av innsjøene er Storavatnet (NVE innsjønr. 2059), med et areal på vel 3 km². Til denne innsjøen drenerer flere mindre innsjøer (Kvernavatn, Grasdalsvatn, Myrtveitvatn). Gaustadvatn, Hestnesvatn og Hestdalsvatn er deler av Storavatnet som står i forbindelse med hovedbassenget gjennom trange sund med grunne terskler. F. eks. tyder dybderegistreringer i 'kanalen' mellom Storavatn og Gaustadvatn på at terskeldypet her er ca. 7 m. Storavatnet drenerer via en kort strøm til Bjørndalsvatnet, som igjen drenerer til Rylandsvatnet. Vassdraget renner derfra ut i sjøen ved Rossland.

Det foreligger ikke dybdekart for Storavatn. Største kjente dyp i innsjøen er ca. 50 m. (Johnsen m.fl. 2001), men det er ikke lett systematisk etter større dyp over den store innsjøen. Området med det største kjente dyp er vist på Figur 1, ved foreslått inntakspunkt utenfor Gripen.



Figur 2. Skisse over nedbørfeltet til Rylandsvassdraget med Storavatnet. Eksisterende drikkevannskilde Kvernavatn og ledning til pumpestasjon ved Hestdalsvatn er vist i rødt. Stiplet rød linje viser forslag til supplerende vanninntak i Storavatn utenfor Gripen. Innmark er grovt angitt med gul farge (bare i Storavatnets nedbørfelt), og veier i området er tegnet svart.

All bebyggelsen i Storavatnets nedbørfelt er spredd, og det finnes ingen offentlige kloakkløsninger. Stort sett er bebyggelsen knyttet til gårdsdrift, selv om det også finnes enkelte hytter i området. I 1995 besto befolkningen i hele vassdragets nedbørfelt av 240 personer. De fleste av disse bor i feltets nedre del, dvs. utenfor Storavatnets nedbørfelt. Det samme gjelder de 48 hyttene som var registret i 1995. Ingen av disse hadde innlagt vann. Noen av husstandene hadde på dette tidspunkt minirensanlegg, men de fleste benytter slamavskiller med infiltrasjon i sand eller grunn. Meland kommune opplyser at det ikke har skjedd vesentlige endringer etter 1995. I kommunens arealplan er det åpnet for bygging av inntil 5 boliger i Myrtveitvatnets nedbørfelt, men dette er ikke igangsatt.

De små feltene med innmark benyttes vesentlig til grasdyrking og beite. Et område ved Åsebø i vestre del av bassenget og et ved Gripen har nokså direkte tilrenning til hovedbassenget. Tilsvarende gjelder også for områder ved Hestdalsvatn og Hestnesvatn, men disse sidebassengene er atskilt fra hovedbassenget av grunne sund. Ellers er det innmarksarealer ved Grasdalsvatn (som drenerer til Hestnesvatnet) og Myrtveitvatn (som drenerer til hovedbassenget ved Gripen). De aktuelle innmarksarealene er ganske små (Figur 2). Jordbruksaktiviteten viser en generell tendens til redusisjon, bl. a. med færre husdyr. Ved Åsebø drives kanoutleie for padling på Storavatnet. Sportsfiske er vanlig, og det drives et beskjedent garnfiske i innsjøen. Rekreasjon og friluftsliv forventes å øke i omfang. Det finnes en del hjort i de store utmarksområdene.

Veier i området er vist på Figur 2. Hovedveien fra Frekhaug går langs S/V-siden av Holsnøy til Rossland. Derfra krysser en smalere vei tvers over øya til Landsvik og Skjeljanger. En kort stykke av denne veien ligger innenfor Storavatnets nedbørfelt. Det går også en vei langs NØ-siden fra Flatøybrua som ender ved Ådland. Denne er også såvidt innom nedbørfeltet til Storavatn, men avstanden til innsjøen er stor. Fra sistnevnte hovedvei går en mindre sidevei via Hestnes til Grasdalen, hvor den møter en annen mindre vei som passerer langs Grasdalsvatnet. Herfra fortsetter en vei til Myrtveitvatnet og Gripen. Trafikken på disse mindre veiene er nokså begrenset, og risikoen for alvorlige ulykker som tankbilvelt vurderes derfor som liten.

Siden det ikke foreligger dybdekart for innsjøen er oppholdstiden usikker. En middelavrenning på 50 l/km²/s og et nedbørfeltareal på 18,2 km² gir en normalavrenning på 28,9 mill. m³ · år⁻¹. Innsjøens areal er totalt 3,14 km² (inklusive sidebassengene). Dersom middeldypet er 20 m, tilsvarer dette et volum på 62,8 mill. m³, eller en teoretisk utskifting på 0,46 ganger pr. år. Tilsvarende vil et middeldyp på 30 m gi et på volum 94,9 km³ eller en teoretisk utskifting på 0,26 ganger pr. år. Trolig ligger det riktige et sted mellom disse anslagene, og teoretisk oppholdstid mellom 21 og 39 måneder. Data for arealer og avrenning er tatt fra NVEs innsjøregister (<http://www2.nve.no/programmer/innsjo.cgi>) og NVEs Atlas (<http://arcus.nve.no/website/nve/viewer.htm>).

Forhold knyttet til spesielle sirkulasjonsmønstre i innsjøen eller mulighet for stående bølger (seiches) er ikke utredet. Hovedbassenget ligger ganske vindeksponert, særlig for vestavind, mens Gaustadvatnet ligger mer skjermet.

Innsjøens volum gir et stort fortynningsvolum for eventuell forurensning. Hovedbassengets areal er ca. 2,6 km², slik at fortynningsvolumet over sprangsjiktet vil være omtrent 20 mill. m³. I de deler av året hvor innsjøen er sjiktet vil all overflateavrenning først fortynnes her. I perioder med omrøring kan forurensning nå fram til et dypvannsinntak raskere, men fortynningsvolumet er desto større. Hvis vi antar at hovedbassengets middeldyp ligger mellom 20 og 30 m, vil volumet under 10 m dyp ligge mellom 32 og 58 mill. m³.

Indre del av Gaustadvatn har et areal på ca. 0,11 km² og en avrenning på ca. 1,7 mill. m³. Hvis vi antar middeldyp mellom 10 og 20 m, får vi et totalvolum mellom 1,1 og 2,2 mill. m³. Av dette kan rundt 0,85 mill. m³ antas som volum over sprangsjiktet, mens volumet under sprangsjiktet vil ligge mellom 0,25 og 1,35 mill. m³.

3. Materiale og metoder

Drikkevannsforskriften angir en lang rekke parametre for vannkvalitet. Etter tilpasningen til EUs drikkevannsdirektiv er de tidligere kravene knyttet til selve vannkilden falt bort, og det gis bare anbefalinger og krav til vann som leveres over nett eller på flaske. Omfanget av prøvetaking og analyser som er nødvendig for en fullstendig dokumentasjon er stort, og det ble i dette prosjektet primært søkt å inkludere parametre som er viktige for å vurdere kildens egnethet og behov for vannbehandling. Det vil bli nødvendig å analysere flere parametre senere i godkjenningsprosessen. Parametre for forurensningstyper som med stor sannsynlighet ikke er noe problem i Storavatnet er derfor ikke med i denne første utredningen, f. eks. organiske miljøgifter.

Undersøkelsen ble lagt opp for å tilfredsstille kravene til vurdering av drikkevannskilder satt av Statens Folkehelseinstitutt, justert for kravene gitt i EUs drikkevannsdirektiv og drikkevannsforskriftens 2. utgave (juli (1996). Ny drikkevannsforskrift kom 4. desember 2001. Tidspunkt for prøvetaking ble fordelt for å fange opp ulike hydrografiske situasjoner med sjiktning eller sirkulasjon av vannmassene, fordi dette er det sentrale element i vurdering av innsjøen som en hygienisk barriere. Prøvetaking i Storavatn ved Gripen ble utført 8.02.01 (vinterstagnasjon under is), 9.05.01 (etter vårsirkulasjon), 26.09.01 (sent i sommer-stagnasjonen), og 8.12.01 (etter høstsirkulasjon). Beslutningen om å inkludere Gaustadvatn ble tatt i mai, og fra denne stasjonen har vi derfor bare prøver fra de tre siste datoene.

Hydrografiske profiler ble registrert ved alle befaringer med en Seabird SBE 7 sonde. Denne registrerer temperatur, konduktivitet og oksygen 2 ganger pr. sekund. Det ble tatt to profiler ved hver stasjon og hvert tidspunkt. For kalibrering av sondemålingene av oksygen ble det også tatt vannprøver med en Ruttner henter på flere dyp. Disse prøvene ble tappet på lufttette flasker og behandlet for senere titrimetriske analyser (Winklers metode) på laboratoriet ved NIVAs Vestlandsavdeling. Ved befaringen i februar ble den hydrografiske profilen registrert med et YSI modell 58 instrument istedet for Seabird SBE 7.

Prøvetaking for vannkjemiske og bakteriologiske analyser ble utført på faste dyp. Disse var basert på temperaturprofiler registrert i 2000 (Johnsen m.fl. 2001). For Gripen var disse dypene 2, 15, 30 og 45 m, og i Gaustadvatn 2, 15 og 25 m. Vannprøver ble tatt med en Ruttner vannhenter. Vannkjemiske analyser omfattet rutinemessig pH, konduktivitet, turbiditet, farge (filtret), totalt fosfor, totalt nitrogen, totalt organisk karbon, jern og mangan. Etter sommerstagnasjon i september ble det også målt nitrat-nitrogen og ammonium-nitrogen. I mai (etter våromrøring) ble det tatt prøve for analyse av et utvalg metaller og sporstoffer (bare i hovedbassenget). I mai og desember ble det også tatt overflateprøver i hovedbassenget for analyse av hovedioner, alkalitet og aluminium (forsuringsparametre). Vannkjemiske analyser er utført ved NIVAs laboratorium i Oslo.

En spesialhenter for steril prøvetaking ble benyttet for bakteriologiske prøver. Denne er utviklet av NIVA, og åpnes ved ønsket dyp ved hjelp av et slippelodd. Prøver for bakteriologiske analyser ble levert Næringsmiddeltilsynet for Nordhordland og Gulen (NMTNG) samme dag. Prøveflaskene ble sterilisert ved NIVAs Vestlandsavdeling før hver prøvetakingsdato.

Bakteriologiske analyser omfattet kimtall ved 22°C og 37°C, koliforme og termotolerante koliforme bakterier, fekale streptokokker, og sporer av sulfittreducerende clostridier. Av disse parametrene gir kimtall en indikasjon på generelt nivå for bakteriemengder, koliforme bakterier på forekomst av tarmbakterier, og termotabile koliforme på tarmbakterier fra varmblodige dyr, fugler og mennesker. Fekale streptokokker gir en indikasjon på forurensning fra drøvtyggere (både husdyr og ville bestander, f. eks. hjort). Disse bakteriene har lengre levetid i vann enn *E. coli*, og parametre som omfatter slike bakterier kan benyttes som indikasjon på at andre langlivede patogener, spesielt

tarmvirus, kan forekomme. Prøvene fra desember ble ved en feiltakelse analysert for intestinale enterokokker istedet for fekale streptokokker. Intestinale enterokokker har samme indikatorverdi for tarmvirus, men ikke for forurensning fra drøvtyggere. I drikkevannsforskriften av 4. desember 2001 er det stilt krav til intestinale enterokokker, men ikke til fekale streptokokker. Sporer av sulfitt-reducerende clostridier var substitutt for *Clostridium perfringens* (som nå inngår i drikkevannsforskriften), siden denne analysen ikke var implementert ved NMTNG. *Clostridium perfringens* er også en tarmbakterie som danner sporer. Disse overlever også over lang tid, og selv om *C. perfringens* i seg selv normalt ikke er patogen vil forekomst av sporer indikere spredningspotensiale for andre patogene parasitter med langlivete hvilestadier, som *Giardia* og *Cryptosporidium*.

En oppsummering av analyseprogrammet er vist i Tabell 1 nedenfor.

Tabell 1. Analyseprogram. Alle parametre ble målt på 2, 15, 30 og 45 m dyp, bortsett fra metaller og sur nedbør parametre som ble målt i prøver tatt i overflaten etter vår- og/eller høstomrøring. Tabellen gjelder for hovedbassenget. Prøvetaking i Gausdalsvatn ble startet opp 9. mai, og omfattet de samme parametre målt på 2, 15 og 25 m dyp. Prøvetaking 9. mai i Gausdalsvatn var noe redusert pga. mangel på prøveflasker. I begge bassenger ble det også registrert en hydrografisk profil hver dato.

Parameter	Enhet	8-feb	9-mai	26-sep	12-des
Koliforme	pr. 100 ml	x	x	x	x
Termotolerante koliforme	pr. 100 ml	x	x	x	x
Fekale streptokokker	pr. 100 ml	x	x	x	
Intestinale enterokokker	pr. 100 ml				x
Sporer av sulfittred. clostridier	pr. 100 ml	x	x	x	x
Kimtall 37°	pr. 1 ml	x	x	x	x
Kimtall 22°	pr. 1 ml	x	x	x	x
pH		x	x	x	x
KOND	mS/m ¹	x	x	x	x
TURB	FNU ²	x	x	x	x
FARG	mg Pt/L ³	x	x	x	x
Tot-P	µg/L	x	x	x	x
Tot-N	µg/L	x	x	x	x
TOC	mg/L	x	x	x	x
Fe	µg/L	x	x	x	x
Mn	µg/L	x	x	x	x
NO ₃ -N	µg/L			x	
NH ₄ -N	µg/L			x	
Metaller/sporelementer ⁴			x		
Sur nedbør par./ionebalanse ⁵			x		x

¹ mS/m = milliSiemens/meter

² FNU = Formazin Nephelometric Units

³ mg Pt/L = mg Platinium/liter (Pt brukes som standard)

⁴ Omfattet Cu, Zn, Ba, As, Cd, Hg, Be, Ni, Pb, Se, V og B

⁵ Omfattet pH, Alkalitet, Konduktivitet, Cl, SO₄, NO₃-N, Ca, Mg, Na, K, Tot-N, TOC, reaktivt Al og illabilt Al.

Andre data

Registreringer fra overvåkingsprogrammet i 2000 (Johnsen m.fl. 2002) inngår som en del av vurderingsgrunnlaget. Disse omfatter hydrografiske profiler, målinger av termostabile koliforme bakterier, eutrofieringsparametre samt algenes biomasse og artssammensetning fra fire tidspunkt i perioden juni-september 2000. Målestasjonen var utenfor Gripen i Storavatnet, altså den samme som ble brukt i hovedbassenget i 2001.

Storavatn er med i et nasjonalt overvåkingsprogram for forurensningsutvikling. Fra dette programmet, som utføres av flere forskningsinstitusjoner for Statens forurensningstilsyn (SFT), foreligger det vannkjemiske data (overflatevann) fra 1996 og 1999. I tillegg finnes det også noen biologiske data (dyreplankton, littorale krepsdyr, prøvefiske). Data fra dette programmet finnes i SFTs årlige rapporter for langtransportert forurenset luft og nedbør (f. eks SFT 1997; 2000). Disse data er tatt i betraktning ved vurdering av forurensningssituasjonen.

I Gaustadvatn ble det i 1994 gjort vannkjemiske målinger på 4 datoer. Disse prøvene ble samlet inn på to stasjoner i vannet og fra to stasjoner i "kanalen" mellom Gaustadvatn og Storavatn. Fra tre av stasjonene ble prøver tatt fra 2 og 13 m dyp. Hensikten var å vurdere Gaustadvatnet som vannkilde. Analysene er gjort ved NMTNG, og resultatene er sammenfattet i Vedlegg A. Det er ingen grunn til å tro at forholdene i Gaustadvatnets nedbørfelt er endret siden 1994, da dette bassenget og dets nedbørfelt har vært avsatt til drikkevannsforsyning i kommunens arealplan.

4. Resultater

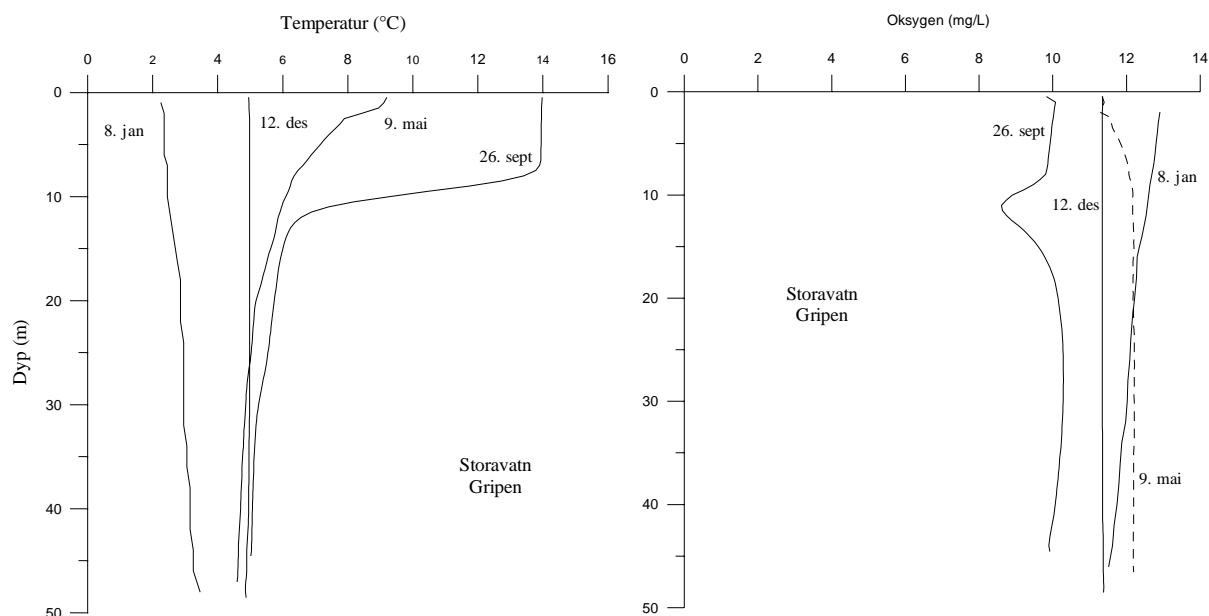
4.1 Hovedbassenget

4.1.1 Tidligere data

Overvåkingsprogrammet i 2000 var primært innrettet mot næringssalter (trofigrad). Resultatene for Storavatn viste at siktedyp og total-nitrogen lå i tilstandsklasse II ("God") etter SFTs klassifiserings-system, mens klorofyll (algebiomasse) og totalt fosfor lå i tilstandsklasse I ("Meget god"). Alle parameterne lå nær grensen mellom klasse I og II. Av bakteriologiske parametre inngikk bare termotabile koliforme bakterier i overflaten, og disse ble målt til <10 pr. 100 ml i tre tilfeller og 1 pr. 100 ml i ett tilfelle. Fargetallet varierte mellom 13 og 19 mg Pt/l, med en middelvei på 16 mg Pt/l. Innsjøen var stabilt sjiktet gjennom perioden, med et sprangsjikt mellom 8 og 14 m i september. I bunnvannet var oksygenforbruket beskjedent, med oksygeninnhold synkende fra ca. 11 til ca. 10 mg/L fra juni til september.

4.1.2 Hydrografi 2001

Profiler for temperatur og oksygen er vist i Figur 3. I januar var temperaturen mellom 2,25 °C like under isen og 3,45 °C nær bunnen. Det er ikke alle vintre det legger seg is på hovedbassenget, men vinteren 2001 var isen trygg i januar og ble liggende ut mars. Etter omrøringen i april steg temperaturen raskt i overflaten (9,2 °C 9. mai), og bunnvannet lå da på 4,6 °C. I løpet av sommeren steg temperaturen i bunnvannet svakt til 4,9°C, og sprangsjiktet lå mellom 7 og 12 m i september. Høstomrøring (overflatevannet under 6 °C) skjedde ikke før begynnelsen av desember 2001. Innsjøen var altså sjiktet i 7 sammenhengende måneder.



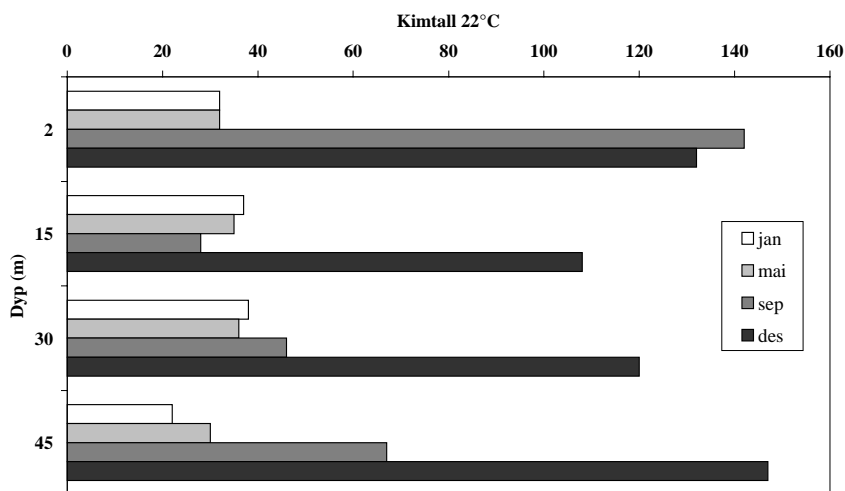
Figur 3. Hydrografiske profiler fra Gripen i Storavatnets hovedbasseng i 2001. Temperatur til venstre og oksygen til høyre.

Under sprangsjiktet lå oksygeninnholdet mellom 9,9 og 12,2 mg/L gjennom hele året. Gjennom stagnasjonsperioden fra mai til september sank oksygenivået med ca. 2,3 mg/L. Metningsgraden i bunnvannet i september tilsvarte ca. 77% metning. Etter våromrøring var metningen 86%, og forbruket tilsvarer dermed en reduksjon på 9%. I løpet av sommerstagnasjonen fikk vi et oksygenminimum rundt 11 m, trolig som følge av nedbrytning av organisk materiale produsert nærmere overflaten (planteplankton).

Hydrografien og oksygenforholdene i 2001 var svært like de som ble registrert i 2000 (jfr. Johnsen m.fl. 2002), inklusive oksygenminimum i sprangsjiktet.

4.1.3 Bakteriologi 2001

Måleresultater er sammenfattet i Tabell 2. I overflaten lå kimtallene (ved 22°C) lavt de to første datoene, for så å stige markert til september og desember (Figur 4). I september var kimtallet ved 22 °C forholdsvis høyt (67 pr. ml) også på 45 m. I desember (etter høstomrøring) fant vi høyere kimtall (>100 pr. ml) på alle dyp. Vi så en lignende tendens for kimtall ved 37°C (Tabell 2), men bakterietallene var vesentlig lavere.



Figur 4. Kimtall (22°C) målt ved Gripen i Storavatn 2001 på fire ulike dyp og fire tidspunkt.

Årsaken til den store variasjonen i kimtall er ikke kjent, men har trolig sammenheng med nedbrytning av organisk materiale i vannsøylen, og det ser ut som vi har fått en gradvis økning på 45 m utover stagnasjonsperioden april – september uavhengig av endringer i overflaten. I september så vi tydelig effekten av vannets sjiktning med høyt kimtall på 2 m og lave kimtall i dypere lag, mens i desember var sjiktningen brutt ned og kimtallene var høye i hele vannsøylen. Tidligere krav til drikkevann var <100 kim pr ml, men dette er erstattet av et pålegg om å søke årsaken dersom denne verdien overskrides (drikkevann fra nett).

Koliforme bakterier lå svært lavt (max. 5 pr 100 ml, Tabell 2). I desember ble disse bakteriene påvist på alle dyp. Termotolerante koliforme bakterier ble påvist i tre av prøvene tatt i desember, men ellers ikke. Tallene var svært lave (max. 4 pr 100 ml, Tabell 2), og bekreftet dermed inntrykket fra overvåkingen i 2000.

Fekale streptokokker ble ikke påvist i noen prøver (12 totalt), mens det ble påvist én intestinal enterokokk i overflateprøven fra desember (Tabell 2).

Sulfittreducerende clostridier ble påvist i fem av åtte prøver fra 30 og 45 m (Tabell 2). Høyeste verdi var 3 sporer pr 100 ml (45 m 12.desember). Denne datoen ble det påvist slike sporer på tre av fire dyp. På 2 m dyp ble sporer bare påvist i desember, og på 15 m ikke i noen av prøvene.

Tabell 2. Bakteriologiske måleresultater fra Gripen i Storavatn 2001.

DYP	DATO	Kimtall		Koliforme bakterier	Termotolerante	Fekale	Intestinale	Sporer av
		22°C	37°C		koliforme bakterier	strepto-kokker	entero-kokker	sulfitred. clostridier
m		pr ml	pr ml	pr 100 ml	pr 100 ml	pr 100 ml	pr 100 ml	pr 100 ml
2	08.02	32	10	0	0	0		0
2	09.05	32	8	0	0	0		0
2	26.09	142	15	0	0	0		0
2	12.12	132	12	5	4		1	1
15	08.02	37	10	1	0	0		0
15	09.05	35	7	0	0	0		0
15	26.09	28	4	0	0	0		0
15	12.12	108	22	3	0		0	0
30	08.02	38	2	0	0	0		1
30	09.05	36	9	0	0	0		1
30	26.09	46	10	0	0	0		0
30	12.12	120	10	4	1		0	2
45	08.02	22	3	1	0	0		0
45	09.05	30	8	0	0	0		1
45	26.09	67	6	1	0	0		0
45	12.12	147	7	1	1		0	3

4.1.4 Vannkjemi 2001

Tabell 3 viser resultater av rutinemessige målinger ved Gripen i 2001. Surhetsgraden varierte mellom pH 5,8 og 6,2. Bare i desember var pH over 6 i hele vannsøylen. Ledningsevnen i overflaten og på 15 m dyp sank fra over 5,0 til 4,4 mS/m gjennom perioden, mens i dypere lag lå den alltid under 4,8 mS/m. Partikkelmengden varierte lite rundt 0,5 FNU på 2 m dyp. På 15 m (like under sprangsjiktet) målte vi noe høyere verdier, mens på 30 og 45 m var nivået jevnt over noe lavere (0,25–0,63 FNU).

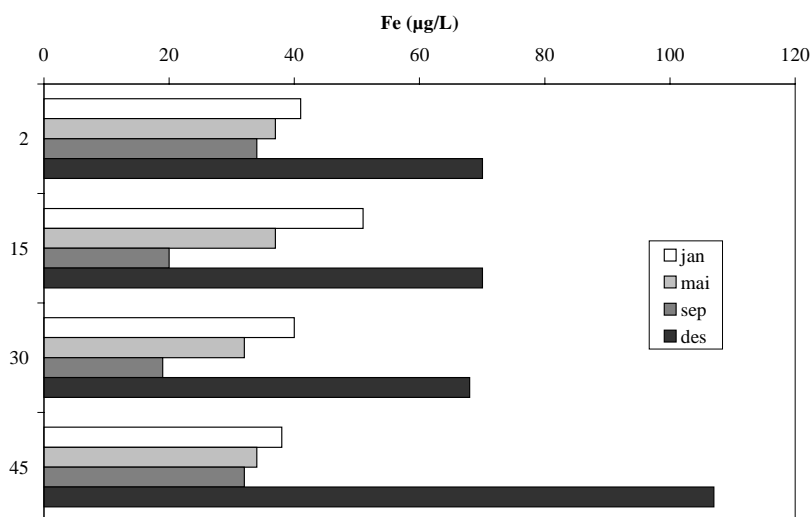
Fargetallet varierte mellom 15 og 26 mg Pt/L. Det lå lavest om våren og høyest etter høstsirkulasjon. I gjennomsnitt lå verdiene litt høyere på 2 m (snitt 21 mg Pt/L) enn under sprangsjiktet (snitt 18-19 mgPt/L på 15, 30 og 45 m). Tilsvarende mønster så vi også for totalt organisk karbon (TOC). Middelerdien for alle dyp var under 3,0 mg/L, mens høyeste måling var 3,5 mg/L (30 m 9. mai).

Et stabilt lavt nivå av næringsalter (Tabell 3) bekreftet innsjøens oligotrofe tilstand. Total fosfor lå i gjennomsnitt for alle målinger på 5,1 µg/L. Bare en måling skilte seg ut (11 µg/L på 15 m 9. mai) fra det normale nivået opp til 7 µg/L. For totalt nitrogen lå verdiene mellom 330 og 465 µg/L, med et totalt gjennomsnitt på 371 µg/L. For 30 og 45 m dyp var snittet 353 µg/L, og ingen målinger lå over 400 µg/L.

Tabell 3. Vannkjemiske parametre målt rutinemessig ved Gripen i Storavatn 2001.

Dyp m	DATO	pH	KOND mS/m	TURB FNU	FARGE mg Pt/L	TOC mg/L	Tot-P µg/L	Tot-N µg/L	NO ₃ -N µg/L	NH ₄ -N µg/L	Fe µg/L	Mn µg/L
2	08.02	5,91	5,04	0,53	21,7	2,7	5	365			41	7,9
2	09.05	5,92	4,66	0,46	17,8	2,8	7	430			37	7,6
2	26.09	6,19	4,47	0,48	21,3	3,3	5	330	128	23	34	6,7
2	12.12	6,06	4,37	0,49	23,2	3,0	5	385			70	15,4
15	08.02	5,99	5,46	1,1	22,1	2,9	7	465			51	11,4
15	09.05	5,89	4,68	0,59	15,5	2,4	11	350			37	7,4
15	26.09	5,94	4,95	0,24	15,5	2,5	3	385	220	26	20	6,8
15	12.12	6,05	4,37	0,57	23,2	3,0	6	405			70	14,3
30	08.02	5,84	4,77	0,27	19,3	2,5	4	330			40	7,7
30	09.05	5,89	4,68	0,43	15,1	3,5	4	340			32	7,2
30	26.09	5,86	4,78	0,25	14,3	2,5	2	365	220	19	19	6,9
30	12.12	6,01	4,47	0,63	24,0	3,0	5	370			68	9,6
45	08.02	5,82	4,73	0,29	18,5	2,5	4	330			38	8,0
45	09.05	5,87	4,68	0,40	17,8	2,6	4	355			34	7,2
45	26.09	5,81	4,78	0,30	15,1	2,5	3	365	225	19	32	9,0
45	12.12	6,01	4,22	0,42	25,9	3,1	7	370			107	9,2

Innholdet av jern lå lavt (stort sett under 40 µg/L) før høstsirkulasjon, med en synkende tendens på alle dyp gjennom sesongen (Figur 5). Etter sirkulasjonen i desember lå jermengden imidlertid betydelig høyere (68-107 µg/L), med klart høyest verdi på 45 m. For mangan så vi en tilsvarende tendens på 2 og 15 m dyp, men mindre utpreget i de dypere lagene (Tabell 3). Selv om vi ikke kunne påvise tegn til oksygenvinn, ser det ut for at sirkulasjonen etter den lange stagnasjonsperioden har mobilisert jern- og mangansalter fra sedimentene. Verdiene lå likevel godt under forskriftens krav (<200 µg Fe/L og 50 µg Mn/L).

**Figur 5.** Innhold av jern målt på fire dyp og fire datoer i Storavatn ved Gripen i 2001.

Sent i sommerstagnasjonen (september) målte vi nitrat og ammonium. Den siste opptrer helst i forbindelse med redusert oksygeninnhold i stagnerende bunnvann, men viste bare lave verdier (max. 26 µg/L) på alle dyp. Grenseverdien for drikkevann er 500 µg/L.

I tillegg til rutinemålingene ble det tatt separate prøver fra overflaten etter våromrøring (9. mai) og høstomrøring (12. desember). Disse ble analysert for forsursrelaterte parametre, og resultatene er vist i Tabell 4. For hovedionene klorid, sulfat, natrium, kalsium, magnesium og kalium gav forskriftene tidligere veiledende verdier og/eller maksimalgrenser, men i den nye forskriften fra 2002 er det bare angitt grenser for klorid, sulfat og natrium. Verdiene for alle hovedioner lå langt under både tidligere og någjeldende krav. Alkaliteten og den beregnete størrelsen ANC (syrenøytraliserende evne) lå nokså lavt. Dette er som forventet ut fra et forholdsvis beskjedent innhold av kationene kalsium og magnesium, som er bestemmende for mengden bikarbonater i vann. Bufferevnen mot forsuring er derfor ganske lav, og pH lå like under 6,0 i begge prøver.

Mengden aluminium varierer først og fremst med mengden TOC, mens forsuring medfører at en større andel Al vil foreligge i labil form. Labilt Al lå imidlertid på et lavt nivå. I vurdering av drikkevannskvalitet legges større vekt på totalt Al. Denne parameteren ble ikke målt i 2001, men kan ut fra mengden reaktivt Al med stor sannsynlighet anslås til i underkant av 100 µg/L. Drikkevannsforskriftens grense for total Al er på 200 µg/L.

Målingene fra 2001 viste ingen forskjeller av betydning sammenlignet med data fra 1997 og 1999 fra SFTs overvåkingsprogram.

Tabell 4. Hovedioner og forsursparametre målt i overflateprøver fra Gripen, Storavatn i 2001. Parametre merket med stjerne (*) er beregnete verdier. ALK er alkalitet, Al/R er reaktivt Al, Al/II er illabilt Al, Al/I er labilt Al, ANC er syrenøytraliserende evne (Acid Neutralization Capacity).

Dato	PH	ALK µekv/L	KOND mS/m	Tot-N µg/L	NO ₃ -N µg/L	Cl mg/L	SO ₄ mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	Na mg/L	K mg/L	TOC mg/L	Al/R µg/L	Al/II µg/L	Al/I* µg/L	ANC* µekv/L
09.05	5,95	15,3	4,66	355	200	9,70	2,90	1,09	0,75	5,49	0,53	2,7	41	38	3	20,2
12.12	5,99	15,7	4,41	345	210	9,16	2,82	1,03	0,70	5,11	0,54	2,9	41	35	6	13,0

Innholdet av et utvalg metaller og sporelementer ble analysert i en overflateprøve 9. mai (etter våromrøringen). Nivået for alle elementene lå lavt, og langt under både gjeldende og tidligere krav eller veiledende verdier (Tabell 5). Noen av disse elementene (som kvikksølv) spres gjennom atmosfæren, og kan forekomme i forhøyete nivåer selv om det ikke er noen lokale forurensningskilder. Resultatene gir ingen indikasjon på slike problemer i Storavatn. I den nye drikkevannsforskriften er det også angitt grenser for krom og antimon, og dessuten for fluor og cyanider. Disse parametrene ble ikke målt i denne undersøkelsen.

Tabell 5. Elementer målt i vannprøve fra Gripen i Storavatn 9. mai 2001. Prøven er tatt i overflaten etter våromrøring, og analysene er utført med ICP-MS. Konsentrasjoner i µg/L, unntatt for Hg som er oppgitt i ng/L. Grenseverdiene er maksimal tillatt konsentrasjon etter Drikkevannsforskriften av 1.01.2002. Grenseverdier i parentes er fra tidligere forskrifter og gjelder altså ikke lenger.

	Cu	Zn	Ba	As	Cd	Hg	Be	Ni	Pb	Se	V	B
Målt	0,53	5	9,4	0,15	0,013	<1,0	<0,05	0,53	0,18	0,3	0,1	<5
Grense	100	(100)	(100)	10	5	500		20	10	10	(10)	1000

4.2 Gaustadvatn

Ved befaringene ble det gjort en del dybderegistreringer med et håndholdt ekkolodd. I det indre bassenget av Gaustadvatn ble det registrert dyp opp til 27 m. Utenfor det indre bassenget ligger en annen fordypning som er omtrent like dyp. Det er her vannledningen fra Kvernavatnet krysser Gaustadvatn. Mellom disse fordypningene er en terskel loddet til vel 6 m dyp. Utover "kanalen" stiger bunnen igjen, og ved de smaleste partiene ligger dypet mellom 7,5 og 9 m. Vannmassene under sprangsjiktet i det innerste basseng i Gaustadvatn, i bassenget utenfor, og i Storavatnets hovedbasseng er derfor isolert fra hverandre under stagnasjonsperiodene.

4.2.1 Data fra 1994

Måleseriene fra 1994 omfattet to dyp (2 og 13 m), med to stasjoner i Gaustadvatn og to stasjoner i 'kanalen' mellom Gaustadvatn og hovedbassenget i Storavatn. Prøvene ble tatt på fire datoer (6. januar, 4. mai, 6. juli og 17. november 1994). Grovt sett tilsvarer dette de hydrografiske situasjonene for prøvetaking ved Gripen i 2001. Alle måledata er samlet i vedlegg A. Prøvene tatt på 13 m er tatt like under sprangsjiktet vurdert ut fra profilene registrert i 2001 (se nedenfor). Her legges hovedvekt på målingene i det innerste bassenget.

Oksygeninnholdet var ganske høyt ved alle målinger. Laveste måling var 9,8 mg/L (tilsvarende 78,3 %) på 13 m i november under høstomrøring. Under stagnasjon i juli ble det ikke påvist noe oksygen-svinn, snarere overmetning. Dette er neppe riktig, siden metningsgraden på 13 m dyp i mai var 92 % ved 5,5 °C.

Kimtallene (22 °C) lå forholdsvis høyt i Gaustadvatn i 1994, med mange registreringer >100 km/ml. Dette gjaldt alle prøver fra 2 m dyp. På 13 m ble imidlertid denne grenseverdien bare overskredet i november under høstomrøring. Koliforme bakterier lå også forholdsvis høyt i overflaten med verdier opp til 30 pr. 100 ml. På 13 m dyp var maksimalverdien derimot bare 4 pr. 100 ml. Termotabile koliforme bakterier (TKB) ble bare registrert i november (1 pr. ml på begge dyp). I kanalen ble ingen TKB påvist.

Surhetsgraden lå i middel på pH 5,66, med laveste verdier i januar (rundt pH 5,5). Konduktiviteten lå mellom 4 og 6 mS/m, med laveste verdier i januar og høyeste i juli.

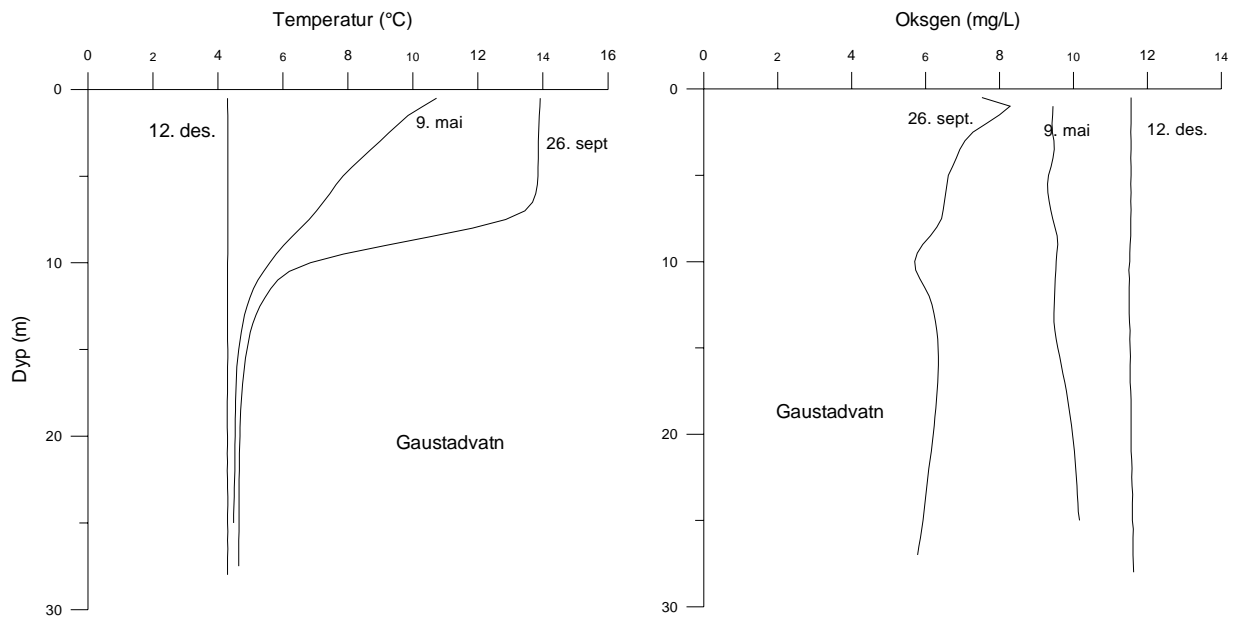
Fargetallet lå forholdsvis lavt (gjennomsnitt 10,5 mg Pt/l), med maksimalverdi 15 mg Pt/l. Fargetallet var noe høyere i desember enn resten av året. Partikkelmengden målt som turbiditet lå godt under 0,5 FTU det meste av året (gjennomsnitt 0,44 FTU), men i juli lå den over 0,6 FTU på begge dyp.

Totalt fosfor lå svært lavt med 3,5 µg/L i gjennomsnitt. Jern ble bare målt i januar, og alle verdier lå under 20 µg/L. Totalt aluminium ble målt i januar samt en prøve i mai. Gjennomsnitt for alle Al-målinger var 88 µg/L, med høyeste måling på 110 µg/L.

4.2.2 Hydrografi 2001

Hydrografiske profiler ble registrert første gang 9. mai. Vi mangler derfor data knyttet til slutten av vinterstagnasjon.

Temperaturprofilene i Gaustadvatn (Figur 6) var svært like de i hovedbassenget. Oppvarmingen av overflaten om våren så ut til å gå litt raskere, slik at overflatetemperaturen i Gaustadvatn var nesten 11 °C den 9. mai. Sprangsjiktet lå vel en meter høyere i Gaustadvatnet enn i hovedbassenget. Begge disse forskjellene henger sammen med at bassenget er mindre, og at det er bedre skjernet slik at vinden får noe mindre effekt.



Figur 6. Hydrografiske profiler fra Gaustadvatnet i 2001. Temperatur til venstre og oksygen til høyre.

Oksygenprofilene (Figur 6) viste større forskjeller mellom bassengene, spesielt i september. Også i Gaustadvatn så vi et svakt utviklet minimum i sprangsjiktet. Her var imidlertid oksygenforbruket i dyplagene tilsynelatende større enn i hovedbassenget, slik at oksygeninnholdet på 25 m var bare 5,94 mg/L. Dette tilsvarer 46% metning. Trolig henger denne forskjellen sammen med at dypvannsvolumet er lite i forhold til overflatelagene der produksjonen skjer, slik at oksygenmengden tilgjengelig for heterotrof nedbrytning er mindre enn i hovedbassenget.

4.2.3 Bakteriologi 2001

Befaringen i mai var ikke planlagt på forhånd, og vi manglet flasker for bakteriologisk prøvetaking. Derfor foreligger data bare fra september og desember (Tabell 6). Kimtallene (22°C) nær overflaten lå på samme nivå som i hovedbassenget, mens på 15 og 25 m dyp var de lavere i september. I desember var tallene noe høyere enn i hovedbassenget på alle tre dyp. Kim dyrket ved 37 °C lå derimot litt lavere enn i hovedbassenget, spesielt i desember. Koliforme bakterier lå svært lavt, og termostabile koliforme ble påvist som én pr. 100 mL i to av prøvene fra desember. Fekale streptokokker ble ikke påvist (som i hovedbassenget), mens det ble funnet én intestinal enterokokk i desember. Sporer av sulfittreduserende clostridier ble også funnet i to av prøvene fra desember, men bare med én pr. 100 mL.

Generelt sett synes de bakteriologiske forholdene i de to bassengene nokså like, men det ble påvist litt færre indikatorbakterier (TKB og sulfittreduserende clostridier) i Gaustadvatnet ved de to tidspunkt det ble undersøkt. I begge basseng forekom slike bakterier i dypvannet helst i forbindelse med høst-omrøring.

Tabell 6. Bakteriologiske måleresultater fra Gaustadvatn i 2001.

DYP	DATO	Kimtall 22°C	Kimtall 37°C	Koliforme bakterier	Termotol. koliforme bakterier	Fekale strepto- kokker	Intestinale entero- kokker	Sporer av sulfitted. clostridier
m		pr ml	pr ml	pr 100 ml	pr 100 ml	pr 100 ml	pr 100 ml	pr 100 ml
2	26.09	170	7	0	0	0		0
2	12.12	140	10	2	1		0	1
15	26.09	19	4	0	0	0		0
15	12.12	200	7	1	0		0	1
25	26.09	52	8	0	0	0		0
25	12.12	190	3	0	1		1	0

4.2.4 Vannkjemi 2001

I all hovedsak var vannkvaliteten i Gaustadvatnet svært lik den i hovedbassenget når vi sammenligner de tre datoer med samtidige målinger i begge basseng. Det var ingen forskjell i pH, mens konduktiviteten lå litt lavere (middel 4,17 mS/m) i Gaustadvatn. Turbiditeten lå også på samme nivå (middel 0,41 FNU), mens fargetallet lå litt lavere i Gaustadvatn (middel 13,6 mg Pt/L mot 19,1 i hovedbassenget). Vi så her ingen tegn til høyere fargetall i dypvannet i desember, slik som tilfellet var i hovedbassenget. Innholdet av TOC var også en tanke lavere (middel 2,44 mg/L mot 2,85 mg/L).

Av næringssaltene lå fosfor litt lavere i Gaustadvatnet (middel 3,9 µg/L) enn i hovedbassenget (middel 5,2 µg/L), og tilsvarende var forholdet for totalt nitrogen (344 og 370 µg/L).

I motsetning til hovedbassenget viste mengdene jern og mangan stabilt lavere verdier i Gaustadvatnet, også under høstsirkulasjonen i desember (Tabell 7). Mengdene nitrat og ammonium målt i september lå også lavt og på samme nivå som i hovedbassenget. Vi fant altså ingen tegn til at vannkjemien var påvirket av de noe reduserte oksygenforholdene i dypvannet.

Tabell 7. Vannkjemiske parametre målt rutinemessig i Gaustadvatn 2001.

Dyp	DATO	pH	KOND	TURB	FARGE	TOC	Tot-P	Tot-N	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Fe	Mn
m			mS/m	FNU	mg Pt/L	mg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
2	09.05	5,90	4,39	0,47	11,2	2,9	4	355			18	5,6
2	26.09	6,15	4,03	0,41	17,8	3,1	6	345	109	24	22	5,2
2	12.12	5,95	3,85	0,45	15,5	2,2	2	300			19	4,2
15	26.09	5,90	4,44	0,27	11,2	2,0	2	375	225	23	12	6,0
15	12.12	5,96	3,91	0,37	15,1	2,2	2	305			18	4,3
25	09.05	5,82	4,37	0,41	11,2	2,8	2	340			17	5,5
25	26.09	5,78	4,41	0,29	10,4	2,0	2	365	235	23	15	7,1
25	12.12	6,01	3,92	0,61	16,3	2,3	11	370			19	4,5

5. Diskusjon

De bakteriologiske målingene fra 1994, 2000 og 2001 indikerer at Storavatnet som helhet har små tilførsler av forurensning som kan være sykdomsbærende. Mengden kolibakterier og termotolerante kolibakterier lå svært lavt. Fekale streptokokker ble ikke påvist, så tilførsler fra både ville og tamme drøvtyggere synes ikke å være noe problem. Påvisning av lave antall langlivete tarmbakterier som sulfittreduserende clostridier og enkelte intestinale enterokokker viser likevel at forurensning i noen situasjoner kan spres i dypvannet. Totalt sett er det imidlertid klart at hygienisk sett har Storavatnet god vannkvalitet. Prøvetakingen i denne undersøkelsen er lagt opp til å avdekke forurensning i de mest kritiske situasjonene, og er ikke representative for forholdene i stagnasjonsperiodene som dekker det meste av året. Målingene fra sommerstagnasjonen (september 2001) viste meget gode forhold i dypvannet. Resultatene for indikatorbakterier kan tyde på at Gausdalsvatnet hygienisk sett gir et noe bedre utgangspunkt, men forskjellen var ikke stor. Antallet målinger fra Gaustadvatn i 2001 var få, men støttes av resultatene fra flere prøvedatoer i 1994.

Det knytter seg noe usikkerhet til om målingene av sporer av sulfittreduserende clostridier gir et riktig bilde i forhold til *Clostridium perfringens* (som er den aktuelle parameter i den nye drikkevannsforskriften). Den nye analysemetoden benytter på den ene siden et mer spesifikt vekstmedium, men samtidig blir ikke vegetative celler drept før dyrking. Siden disse anaerobe cellene dør raskt når oksygen er til stede, er dette siste aspektet neppe noe problem i dette tilfellet. I mangel av sammenlignende undersøkelser må vi anta at analysene som er utført gir et riktig bilde.

Vannkvaliteten i både Storavatn og Gausdalsvatn tilfredsstillende i utgangspunktet de aller fleste fysiske/kjemiske krav som stilles til levert vann i drikkevannsforskriften av 4.12.2001. Generelt er vannkvaliteten imidlertid noe sur, og vil kreve pH-justering før levering på nettet. I forbindelse med surt vann er ofte aluminium et problem. Kravet ligger her på maks. 200 µg totalt Al/L. Alle målinger fra Gaustadvatn og Storavatn indikerer et lavere Al-nivå. I 2001 ble det ikke målt totalt Al, men bare de reaktive og illabile fraksjonene. Ut fra en empirisk sammenheng mellom reaktivt og totalt Al kan vi med stor grad av sikkerhet si at mengden totalt Al sjelden overstiger 100 µg/L. Målinger fra Gaustadvatn i 1994 av totalt Al bekrefter også dette nivået. Ellers viser biologiske undersøkelser at en rekke arter som er sensitive for forsuring lever i innsjøen (SFT 1998, 2000; Hobæk upubliserte data).

Drikkevannsforskriften stiller krav til at fargetallet skal være < 20 mg Pt/L. Denne verdien ble i 2001 overskredet i hovedbassenget ved flere anledninger. I de dypere lagene gjaldt dette likevel bare under høstomrøringen. Målinger i overflaten i 2000 gav 18,9 mg Pt/L som høyeste verdi. Det er normalt at fargetallet og mengde organisk stoff i vassdragene varierer med klimatiske forhold (temperatur og nedbør), og i hovedbassenget så vi at grenseverdien for farge ligger innenfor denne variasjonsbredden. I Gaustadvatnet lå verdiene alltid < 20 mg Pt/L både i 1994 og i 2001.

Storavatnet er lite produktivt. Innholdet av fosfor var lavt i hovedbassenget både i 2000 og 2001. I samsvar med dette var også biomassen av alger lav (bare målt i 2000). Målt som klorofyll a lå middelverdien like under 2 µg/L i overflatelagene (maks. 2,2 µg/L). Målt som algevolum var middelverdien 265 mm³/m³, med en maksimalverdi på 337 mm³/m³. Nivået av organisk materiale har også vært moderat gjennom 2000 og 2001 (2,5 – 3,5 mg/L TOC). Vi har ingen direkte observasjoner av lavt oksygeninnhold i bunnvannet. Forbruket gjennom stagnasjonsperioden var svært beskjedent i hovedbassenget både i 2000 og 2001, med god oksygenmetning også ned til under 45 m dyp. I Gaustadvatnet målte vi imidlertid et lavere oksygennivå (rundt 6 mg O/L). Dette har trolig sammenheng med et mindre dypvannsvolum i forhold til overflatevolumet, og dermed mindre totalt oksygen tilgjengelig for nedbrytningsprosessene. Vi har ingen data som tyder på en større organisk belastning i dette bassenget, siden både næringssalter, TOC og fargetall lå litt lavere her enn i hovedbassenget. I

tidligere normer for drikkevannskvalitet var <70% oksygenmetning angitt som mindre god, mens den nye drikkevannsforskriften ikke stiller krav til oksygeninnhold.

Målingene av jern og mangan lå alle under kravene i forskriften. Det er likevel grunn til å peke på det klart forhøyete nivået spesielt av jern som ble påvist i hovedbassenget under høstsirkulasjon. Disse målingene kan vanskelig forklares på annen måte enn at noe av innsjøens volum faktisk har et nær oksygenfritt miljø der jern og mangan kan løses som toverdige ioner. Hvis dette er tilfelle, kan det tenkes at kortvarige episoder med høyere mengder jern opptrer en eller to ganger i året, avhengig av sirkulasjonens intensitet. Observasjonene understreker behovet for en opplodding av innsjøen for å dokumentere dybdeforholdene bedre. Valget av området utenfor Gripen som målestasjon var basert på lokale opplysninger om at dette er området med størst dyp, men det kan tenkes at det finnes dypere områder i bassenget. Påvisningen av forhøyete konsentrasjoner av jern og tildels mangan under høst-sirkulasjonen kan tyde på dette.

Hovedbassengets fortynningsvolum under sprangsjiktet ligger trolig i området 32-58 mill. m³, tilsvarende middeldyp mellom 20 og 30 m. Volumet over sprangsjiktet (der overflateavrenningen fortynnes) anslås til rundt 20 mill. m³. I omrøringsperiodene vil hele hovedbassengets volum (52-78 mill. m³) være tilgjengelig for fortykning av eventuell forurensning. Målingene fra vinteren 2001 og etter våromrøringen 2001 tyder ikke på at akkumulert forurensning i nedbørfeltet om vinteren gav målbare effekter i innsjøen. Derimot så vi tegn til at bakterietallene lå litt høyere senhøstes 2001 da hele innsjøvolumet sirkulerte. Dette kan lettest forklares med at høstnedbør har vasket akkumulert forurensning fra innmark og/eller septiktanker ut i innsjøen, og under omrøringen kan denne nå alle dyp i hovedbassenget. Trolig er derfor høsten den mest kritiske tiden i forhold til et drikkevannsinntak i hovedbassenget.

I hovedbassengets nedbørfelt er det bare innmarksområdene ved Gripen og ved Åsebø som har tilnærmet direkte avrenning til innsjøen, mens den øvrige bebyggelsen drenerer til sidebassenger eller til innsjøer i nedbørfeltet. Dersom hovedbassenget velges som inntaksområde bør det vurderes om større avstand til utløpet fra Gripen/Myrtveitvatn kan gi bedre beskyttelse mot forurensning. Det kan også være av interesse å overvåke bakteriologiske forhold i bekken fra Gripen.

I forhold til både bakteriologisk og vannkjemisk vannkvalitet vil Gaustadvatn være en noe bedre vannkilde. Ulempene er et langt mindre dypvannsvolum og et mer kostnadkrevende anlegg. Hovedbassenget har et mye større fortynningsvolum, men er også mer eksponert for forurensning fra tilsigsområdet. Også her er vannkvaliteten god i forhold til de aller fleste krav i forskriften. Gaustadvatnets tilsigsområde har ingen kjente forurensningskilder i form av jordbruk eller bebyggelse, men bassengets størrelse og volum er lite dersom man skulle vurdere bassenget som en hygienisk barriere.

Ut fra drikkevannsforskriftens krav om to uavhengige hygieniske barrierer synes det mest aktuelt å diskutere to desinfeksjonstrinn. For små anlegg som dette er det i dag kostnadseffektivt å benytte membranfiltrering som det ene trinnet. Dette vil samtidig ta hånd om eventuelle problemer som kan oppstå i forbindelse med periodevis litt høye fargetall og jernmengder. pH-justering inngår i vannbehandlingen i det eksisterende drikkevannsanlegget, og det vil selvsagt fortsatt være behov for dette. I tillegg benyttes i dag UV-desinfeksjon. Dette vil trolig fortsatt være en god løsning som barriere nr. 2. Inaktivering av cyster/oocyster av parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* samt av bakteriesporer har vært ansett som problematisk ved bruk av UV-aggregat. Nyere undersøkelser viser imidlertid god effekt på parasittene med kommersielle UV-aggregat (Lund 2003), og UV-desinfeksjon kan godkjennes som en hygienisk barriere etter den nye drikkevannsforskriften. For sporer av *Clostridium perfringens* er resultatene mer usikre (Lund 2003). Det synes likevel klart at slike sporer er mer resistente enn parasittenes cyster, og sporer av *C. perfringens* vil derfor være en egnet parameter for overvåking av vannbehandlingen.

6. Konklusjoner

Både Storavatnets hovedbasseng og Gaustadvatnet har vannkvalitet som gir et godt utgangspunkt for drikkevannsforsyning. Siden klausulering av hovedbassenget ikke er aktuelt, må det planlegges to uavhengige desinfeksjonstrinn dersom dette velges som inntakssted. Dette gjelder trolig også dersom Gaustadvatnet velges, siden dette bassenget er lite og neppe dypt nok til å fungere som en betryggende hygienisk barriere selv om tilsigsområdet er så godt som uberørt.

For både hygienisk og vannkjemisk vannkvalitet synes Gaustadvatnet å ha noe bedre forhold enn hovedbassenget, men forskjellen er ikke stor. Det ble påvist en mer markert reduksjon i innholdet av oksygen under sprangsjiktet under sommerstagnasjon i Gaustadvatn enn i hovedbassenget. Dette tyder på at volumet under sprangsjiktet i Gaustadvatn ikke er særlig stort. Dybdeforholdene bør registreres for å kunne vurdere dette nærmere. Dersom inntak i hovedbassenget blir aktuelt, vil dybderegistrering også være nødvendig for et optimalt valg av inntakssted og inntaksdyp. Forekomsten av forhøyete konsentrasjoner av jern under høstsirkulasjonen kan tyde på at dypere områder med stagnerende vann kan finnes i hovedbassenget. Det kan også være fordelaktig at inntaket legges et stykke unna utløpet av bekken fra Gripen.

For begge bassenger vil et dypvannsinntak være utsatt for fekal forurensning i sirkulasjonsperiodene. Vurdert ut fra foreliggende data synes høsten å være mest kritisk. I denne perioden vil det også kunne opptre noe høyt fargetall i hovedbassenget, mens dette neppe er noe problem i Gaustadvatnet. Disse aspektene bør ivaretas ved valg av renseteknikk og dimensjonering av vannbehandlingsanlegget. Siden vann også kan tappes fra Kvernavatn, og tilsiget på denne årstiden normalt er godt, skulle sikkerheten i vannforsyningen være lett å ivareta. Med ekstra påpasselighet med prøvetaking av råvannskvaliteten i Storavatn i november-desember kan man dermed styre unna potensielle problemer knyttet til høstomrøring i Storavatn.

7. Henvisninger

- Lund, V. 2003. Er UV-bestråling til desinfeksjon av drikkevann et bedre alternativ enn klor? – Krav til UV desinfeksjon som hygienisk barriere. Vann 1-2003: 54-60.
- Johnsen, T.M., Hobæk, A., Oug, E., Sundfjord, A. 2002. Overvåking av vassdrag og marine resipienter i Meland kommune i 2000. NIVA-rapport Lnr. 4396-2001. 107 s.
- Nasjonalt Folkehelseinstitutt (tidl. Statens Folkehelse) 1999. Bakteriologiske drikkevannsanalyser – hva forteller de? Artikkel på http://www.fhi.no/publ/artikler/1999_10_bakt.html.
- SFT 1998. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 1997. SFT-rapport 748/98. TA-1594/1998. 217 s.
- SFT 2000. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 1999. SFT-rapport 804/00. TA-1748/2000. 198 s.
- Sosial- og Helsedirektoratet. 2002. Veileder til Drikkevannsforskriften av 4. desember 2001. (revisjon av 02/05/2002). Digital utgave på <http://www.snt.no/nytt/tema/vann/drv-veileder-020502.pdf>.

Vedlegg A. Målinger i Gaustadvatn 1994

Stasjon	Dyp (m)	Dato	Temp (°C)	Kimtall 22°C	Koli-forme	TKB	pH	Farge (mg Pt/l)	Kond (mS/m)	Turb (FTU)	Sikte-dyp	O ₂ (mg/l)	O ₂ (% metn)	Tot-P (µg/l)	Al/tot (µg/l)	Fe (µg/l)
Gaustadv. N	2	06.01.94	1,5	500	20	<1	5,47	10	4,7	0,32		16,4	116,9	3	110	17
Gaustadv. N	2	04.05.94	7,2	107	<1	<1	5,67	12	5,2	0,41		11,7	96,7	4	81	
Gaustadv. N	2	06.07.94	17,9	113	6	<1	5,77	10	5,6	0,68		11,0	115,5	4		
Gaustadv. N	2	17.11.94	6,0	200	10	1	5,74	15	4,1	0,28		9,9	79,6	4		
Gaustadv. N	13	06.01.94		30	1	<1	5,56	6	5,5	0,38				4	85	10
Gaustadv. N	13	04.05.94	5,5	76	<1	<1	5,57	8	5,3	0,45		11,6	92,0	2		
Gaustadv. N	13	06.07.94	7,1	71	1	<1	5,69	7	6,1	0,64		12,6	104,1	3		
Gaustadv. N	13	17.11.94	6,0	140	4	1	5,75	14	4,1	0,34	10	9,8	78,3	4		
Gaustadv. S	2	06.01.94		280	25	<1	5,55	11	5,1	0,38				4		
Gaustadv. S	2	04.05.94	7,0	80	3	<1	5,58	8	5,4	0,36		11,5	94,8	3		
Gaustadv. S	2	06.07.94	19,0	121	7	<1	5,81	10	5,6	0,72		11,0	118,7	4		
Gaustadv. S	2	17.11.94	6,0	200	30	1	5,76	15	3,9	0,29		11,0	88,4	3		
Kanal nord	2	06.01.94		430	11	<1	5,63	10	5,3	0,30				4		
Kanal nord	2	04.05.94		80	<1	<1	5,60	11	5,6	0,51				7		
Kanal nord	2	06.07.94		112	3	<1	5,84	10	5,8	0,50				4		
Kanal nord	2	17.11.94	6,2	160	12	<1	5,79	14	4,3	0,37		9,9	80,0	3		
Kanal nord	13	06.01.94		19	1	<1	5,64	8	5,5	0,27				4		
Kanal nord	13	04.05.94	5,2	100	<1	<1	5,58	12	5,6	0,38		11,3	88,9	4		
Kanal nord	13	06.07.94	6,9	35	<1	<1	5,70	8	6,0	0,47		12,9	105,9	3		
Kanal nord	13	17.11.94	6,2	240	15	<1	5,62	14	4,4	0,34	10	9,4	75,5	3		
Kanal sør	2	06.01.94		280	3	<1	5,52	10	5,1	0,32				3	91	17
Kanal sør	2	04.05.94	7,2	69	<1	<1	5,63	9	5,3	0,46		11,4	95,0	4		
Kanal sør	2	06.07.94	17,3	127	3	<1	5,81	11	5,6	0,62		11,0	114,7	3		
Kanal sør	2	17.11.94	6,2	140	14	<1	5,72	14	4,3	0,32		9,9	80,0	3		
Kanal sør	13	06.01.94	2,0	30 000	5	<1	5,56	7	5,4	0,27		12,7	91,8	4	74	10
Kanal sør	13	04.05.94	7,2	102	<1	<1	5,51	11	5,4	0,43		11,5	95,0	5		
Kanal sør	13	06.07.94	7,4	33	1	<1	5,68	9	6,1	0,58		12,4	103,8	3		
Kanal sør	13	17.11.94	6,2	110	5	<1	5,69	14	4,4	0,34		9,3	74,8	3		

Prøvene er tatt av Meland kommune og analysert ved Næringsmiddeltilsynet for Nordhordland og Gulen